

Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall

Syntesrapport

Anja Enell, Elias S. Azzi, Dan Berggren Kleja, Sigrun Dahlin, Alf Ekblad, Peter Flyhammar, Mats Fröberg, Sara Hallin, Sofie Hermansson, Christopher Jones, Ludvig Landen, Maria Larsson, Prune Leroy, Yvonne Ohlsson, Asterios Papageorgiou, Ingrid Rijk, Anna Sorelius, Cecilia Sundberg, Charlotta Tiberg

Med stöd från

VINNOVA
Sveriges innovationsmyndighet

 **Energimyndigheten**

FORMAS 

Strategiska
innovations-
program



Uppdragsledare: Anja Enell
Granskare: Yvonne Ohlsson
Projektmedlemmar: SGI, NSR, SLU, KTH och ORU
SGI Diarienummer: 1802-0120
Uppdragsnummer: 18118/18119
Energimyndigheten Diarienummer: 2018-002148
RE:Source Projektnummer: 46121-1

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

Enell et al. 2020, *Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall*, Syntesrapport, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2020-11-09.

Foto på omslag: Anja Enell, SGI

Förord

Föreningar kan medföra risker för människors hälsa och vår miljö. I Sverige har vi miljö kvalitetsmål som anger inriktningen för miljöarbetet och fokuserar på att minska dessa risker. Det finns ett stort antal förorenade områden i landet. Utredningar av vilka risker ett förorenat område kan innebära för människors hälsa eller miljön, och hur man vid behov kan minska riskerna genom efterbehandling, är en viktig del av miljömålsarbetet. Statens geotekniska institut (SGI) har det nationella ansvaret för forskning, teknikutveckling och kunskapsuppbyggnad vad gäller förorenade områden. Syftet är att SGI ska medverka till att höja kunskapsnivån och öka saneringstakten så att miljö kvalitetsmålen nås.

Som ett led i detta initierar och bedriver SGI forskning i samverkan med andra och verkar för att sprida ny kunskap till berörda intressenter, såsom tillsynsmyndigheter, konsulter, problemägare med flera. Denna rapport är ett resultat av ett sådant gemensamt forskningsprojekt där SGI tillsammans med Sveriges lantbruksuniversitet, (SLU), Örebro Universitet (ORU), Kungliga Tekniska högskolan (KTH) och Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) har ingått som partners i projektet *Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall*.

Projektet har finansierats av ingående partners och med stöd från det strategiska innovationsprogrammet RE:Source, som i sin tur finansieras av Vinnova, Energimyndigheten och Formas. Projektet har pågått mellan 2018-06-15 till 2020-11-09 med Anja Enell, SGI, som projektledare.

Det övergripande målet med projektet har varit att utveckla en behandlingsteknik med biokol för att stabilisera föreningar i jord och förbättra jordens kvalitet med avseende på bördighet i syfte att minska miljörisker och uppkomst av avfall.

Projektet har varit indelat i olika arbetspaket (AP), där följande partners och personer har haft följande huvudansvar:

AP1: Lab- och fältstudie

- Anja Enell (AP1-ledare), Charlotta Tiberg, Mats Fröberg, SGI; utlakning av föreningar, biotillgänglighet, riskreduktionsbedömningar.
- Christopher Jones, Prune Leroy och Sara Hallin, Institutionen för skoglig mykologi och växtpatologi, SLU; DNA-baserad mikrobiell karaktärisering av kväveomsättning.
- Dan Berggren Kleja och Sigrun Dahlin, Institutionen för mark och miljö, SLU; metallöslighet, ekologiska nyckelparametrar, substratspecifik markrespiration.
- Maria Larsson, Institutionen för natur och teknik, ORU; analyser av PAH i jord, vatten (POM-membran), gräs och daggmask samt ekotoxtester på daggmask.
- Alf Ekblad och Ingrid Rijk, ORU; Kol- och kväve analyser.
- NSR AB, Skötsel och förvaltning av fältförsöket.

AP2: Juridiska frågeställningar

- Peter Flyhammar (AP2-ledare), Sofie Hermansson och Yvonne Ohlsson, SGI.

AP3: Förutsättningar för närproducerad biokol

- Ludvig Landen (AP3-ledare), Anna Sorelius, Angelika Blom, NSR; produktion av biokol från avfall; Anläggande och underhåll av fältförsök.
- Felix Ertl, Felix Sippel, Pamoja Cleantech AB; teknisk utvärdering av pyrolysutrustning och övriga produktionsfrågor.

AP4: Miljösystemanalys

- Cecilia Sundberg (AP4-ledare), Elias S. Azzi och Asterios Papageorgiou, vid institutionen för hållbar utveckling, miljövetenskap och teknik, KTH.

AP5: Projektledning och kunskapsspridning

- Anja Enell (AP5-ledare); Projektledning och administration. Alla partners; kunskapsspridning.

En referensgrupp bestående av Anders Kihl (Ragn-Sells), Björn Embrén (tidigare Stockholm stad), David Laloo (Länsstyrelsen i Skåne län), Ebba Wadstein (Structor Miljö AB), Fanny Söderkvist (tidigare Malmö stad), Jeanette Häggrot (Naturvårdsverket), Johan Fagerqvist (Avfall Sverige), Jonas Dahllöf (Stockholm vatten och avfall), Klas Arnerdal, (Sveriges geologiska undersökning, SGU), Kristin Forsberg (SGU), Mark Elert (Kemakta), Markus Paulsson (Lunds kommun) har varit knuten till projektet. Ett varmt tack riktas till referensgruppen för värdefulla synpunkter under projektets genomförande.

Denna rapport är en syntes av projektets resultat och slutsatser och är gemensamt författad av projektets AP-ledare med bidrag från ovan namngivna projektdeltagare. För detaljer och mer information hänvisas till projektets övriga publikationer (se publikationslista, Avsnitt 5). För resultat och slutsatser ansvarar författarna.

Rapporten har granskats av Yvonne Ohlsson (delar som rör AP1 och AP5) och av Anja Enell (delar som rör AP2, 3 och 4), båda från SGI.



Anja Enell
Uppdragsledare



Yvonne Ohlsson
Granskare

Innehållsförteckning

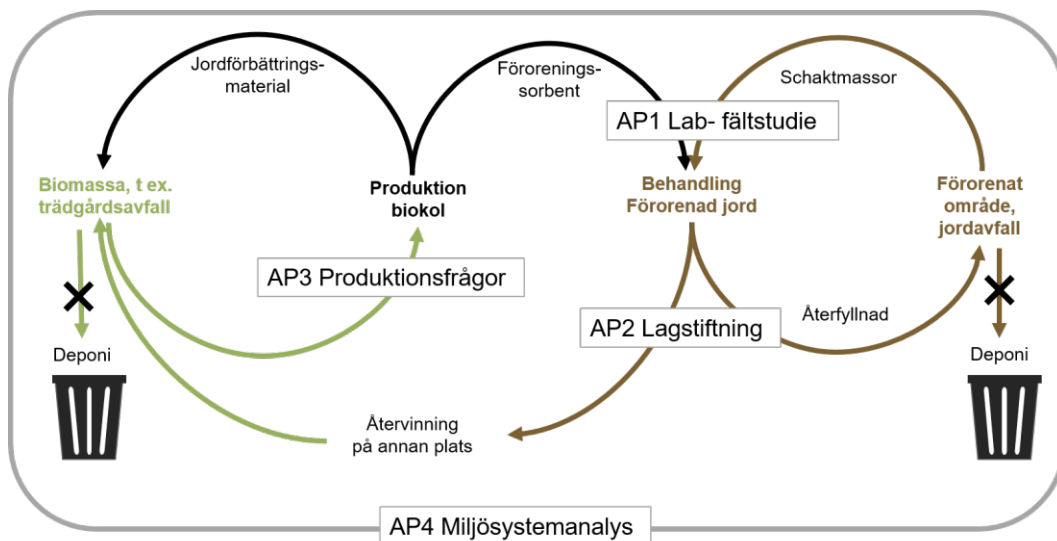
Sammanfattning	8
Summary.....	11
1. Inledning	14
1.1 Bakgrund	14
1.2 Vad är utmaningen/problemet?	15
1.3 Aktuellt kunskapsläge	15
1.4 Kunskaps- och vidareutvecklingsbehov.....	19
1.5 Syfte och mål	20
2. Genomförande.....	22
2.1 Översikt av arbetspaket (AP)	22
2.2 Litteratur och lab-studie (AP1 del 1)	23
2.3 Fältförsök (AP1 del 2)	26
2.4 Juridiska frågeställningar (AP2).....	39
2.5 Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3).....	39
2.6 Miljösystemanalys (AP4).....	44
2.7 Projektledning och kunskapsspridning (AP5)	49
3. Resultat och diskussion	50
3.1 Litteraturstudie (AP1 del 1).....	50
3.2 Laboratoriestudie (AP1 del 1).....	57
3.3 Fältförsök (AP1 del 2)	64
3.4 Juridiska frågeställningar (AP2).....	108
3.5 Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3).....	110
3.6 Miljösystemanalys (AP4).....	120
4. Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg	132
4.1 Laboratorie- och fältstudie (AP1).....	132
4.2 Juridiska frågeställningar (AP2).....	138
4.3 Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3).....	138
4.4 Miljösystemanalys (AP4)	139
5. Publikationslista.....	141
6. Projektkommunikation.....	142
Referenser	143

Sammanfattning

Målet med projektet ”Biokol – från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall” har varit att utveckla en behandlingsteknik med biokol för att stabilisera föroreningar i jord och förbättra jordens kvalitet. Syftet är att främja en hållbar masshantering av jord, bidra till en resurseffektivare avfallshantering och minska uttag av jungfruliga jordresurser för återfyllnad, till exempel i samband med sanering av förorenade områden.

Biokol är ett fast material, med högt kolinnehåll som kan tillverkas av de flesta organiska avfall genom pyrolys (syrefri förbränning). Det används som jordförbättringsmedel, eftersom kolet kan hjälpa marken att hålla kvar vatten, luft och näring. Det kan också binda föroreningar i jorden, vilket kan leda till minskade miljö- och hälsorisker.

Projektet har undersökt om biokol (svarta pilar, i figuren) kan användas för att stabilisera metaller och organiska miljögifter i förorenad jord. Detta så att jordavfall som uppstår vid saneringsarbeten (bruna pilar) kan återanvändas istället för att deponeras. I vårt första arbetspaket (AP) genomfördes laborativa tester för att undersöka biokols fastläggnings-egenskaper för tungmetaller och organiska miljögifter (polycykliska aromatiska kolväten, PAH). Baserat på resultaten anlades därefter ett fältförsök för att, i större skala, studera effekter på markecosystemet och föroreningarna i behandlad jord.



I AP2 undersöktes juridiska förutsättningar för användning av biokolbehandlad jord dels då jorden används på samma plats som den grävts upp (on-site), dels på annan plats (off-site). Vi undersökte också förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att tillverka närproducerad biokol (AP3). Lämpliga organiska avfallsströmmar (gröna pilar, i figuren) och teknik för produktion identifierades. Slutligen genomfördes en miljösystemanalys (AP4) för att jämföra miljöpåverkan av själva behandlingstekniken då den används on-site, respektive off-site. Som referens användes ett scenario där jorden istället deponeras. Resultat från AP1-AP3 användes som in-data till miljösystemanalysen.

Resultat och slutsatser från projektet:

AP1 (Lab- och fältstudie):

- Biokol kan fastlägga PAH och katjoniska metaller, men effekten är plats- och biokolsspecifik. Biokol fungerar sämre för anjoniska ämnen och kan öka spridning av arsenik, krom, molybden, antimon och vanadin.
- Fältförsöket visade att inblandning av 3 vikts% biokol räcker för att radikalt minska spridningen av PAH; utlakningen reducerades till 1% av utlakning från obehandlad jord. Effekten på koppar, kvicksilver och zink var också god; reduktionen i markvatten var 13, <30 respektive 43%.
- Störst positiv behandlingseffekt nås, relativt sett, i jordar med låg kvalitet (låg halt organiskt material, låg ler-halt, pH<7).
- Inblandning av biokol (och torv) gav gynnsammare förhållanden för växtlighet, dagmaskar och mikroorganismer, men tillgången på kväve blev snabbt begränsad (endast en växtsäsong har dock studerats).

AP2 Juridiska frågeställningar:

- Befintlig nationell och internationell rätt inom avfallsområdet och området jordåtervinning är komplex. I många fall saknas rättspraxis och tydlig vägledning. När det gäller biokol som behandlingsteknik är de rättsliga förutsättningarna för användandet inte klarlagda, vilket skapar osäkerhet hos användarna.
- Projektet har identifierat ett antal kritiska frågor som en användare av biokol kan ta ställning till för att navigera rätt genom nuvarande miljörättsliga regelverk. Med hjälp av frågorna kan användaren bli mer säker i de bedömningar och avvägningar som behöver göras. Frågorna kan även underlätta för tillsynsmyndigheterna, som får en tydligare bild av vilket underlag de behöver begära in.

AP3 Förutsättningar för närproducerad biokol:

- Kommunala avfallsbolag har generellt sett mycket goda förutsättningar att tillverka biokol. En stor fördel är att de ofta redan har etablerad infrastruktur för material och flöden, samt god kunskap om avfallens karaktär.
- Genom att tillverka biokol på en avfallsanläggning finns flera samarbetsvinster att göra, inte minst inom energisektorn.

AP4 Miljösystemanalys:

- Livscykelanalysen visade att biokolbehandling har betydligt lägre miljöpåverkan jämfört med deponering. Behandling on-site så väl som off-site, resulterar i negativt CO₂-utsläpp under rådande svenska förutsättningar!
- Substansflödesanalysen visade att betydligt mindre mängder av PAH och koppar läcker ut om biokolbehandling väljs istället för deponering (sett över en 100 års period). För övriga metaller kan inte samma enkla slutsats dras. Vilket alternativ som blir bäst (deponering eller behandling) styrs av platsspecifika förutsättningar och val av biokol.

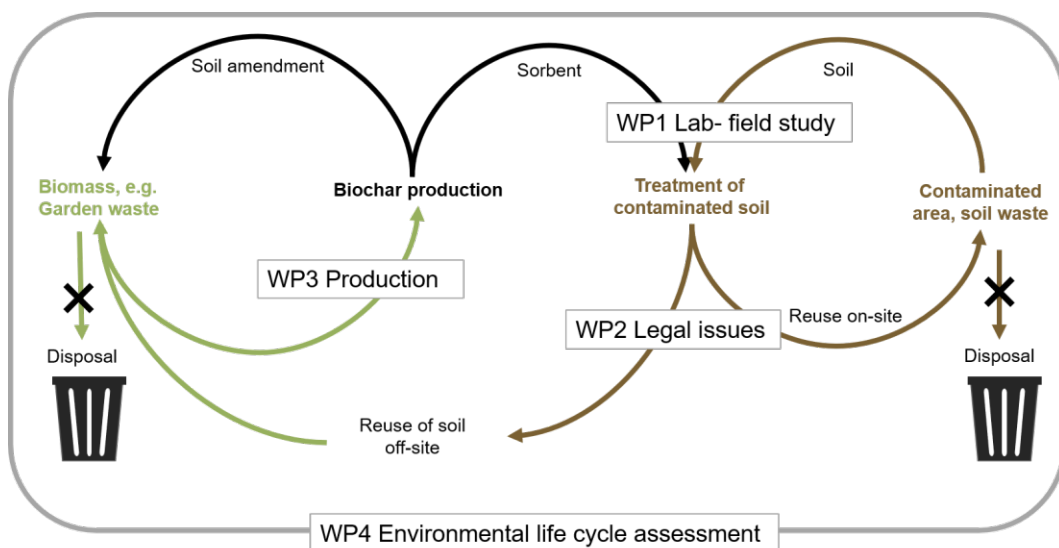
Ett viktigt nästa steg är att verifiera teknikens hållbarhet. Mer forskning behövs för att undersöka hur biokol i sig självt står emot nedbrytning och hur beständig själva behandlingen är med avseende på olika föroreningar och jordavfall. Uppföljning av fältförsöket, som presenteras i denna rapport, skulle ge värdefull kunskap om sådana långtidseffekter.

Summary

The objective of the project "*Biochar - from organic waste to resource for treatment of contaminated soil*" has been to test if biochar can be used as a soil remediation technique in order to stabilize pollutants and improve soil quality. The goal was to find a more sustainable and resource-efficient management of soils in conjunction to remediation of contaminated sites. If the treated soil could be reused instead of disposed, juvenile soil resources for backfilling could be saved and less waste would be landfilled.

Biochar is a solid material, with a high carbon content that can be produced from most organic wastes by pyrolysis (oxygen-free combustion). Biochar is used as a soil amendment, due to its good capacity of retaining water, air and nutrients. It can also sorb pollutants in the soil, hence lowering the risks for negative environmental- and health effects.

The project has investigated whether biochar (black arrows, in Figure) can be used to stabilize metals and organic pollutants in contaminated soils. If this would be successful, the excavated treated soils from the remediation sites (brown arrows) can be reused instead of being disposed. In our first work package (WP), laboratory tests were performed to investigate sorption of heavy metals and organic pollutants (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAH). Based on these results, a field trial was then designed to study the effects of biochar treatments on the plant-soil ecosystem and the chemical behaviour of pollutants at a larger scale.



In WP2, we performed a review of prevailing legal conditions for using biochar for treatment of contaminated soil on-site and off-site. In addition, WP3 investigated the conditions for a municipal waste company to produce biochar. Suitable organic waste streams (green arrows) and production technologies were identified. Finally, an environmental system analysis (WP4) was carried out to compare the environmental impact of the two options of treatment; on-site and off-site. Disposal of excavated untreated soil at a landfill was used as a reference scenario. Results from WP1-WP3 were used as input for this analysis.

Results and conclusions are, as follows:

WP1 (Lab- and field study):

- Biochar can sorb PAH and cationic metals, but the effect is site- and biochar specific. Biochar is less efficient for anionic substances and can even increase spreading of arsenic, chromium, molybdenum, antimony and vanadium if pH is increased.
- The field trial showed that 3% (w/w) of biochar addition is sufficient to radically reduce the solubility of PAH; leaching was reduced to 1% of the leaching in untreated soil. The effect on copper, mercury and zinc was also good; the concentration in soil porewater was reduced by 13, <30 and 43%, respectively.
- The greatest positive treatment effects, in relative terms, is achieved in soils with low soil quality (low content of organic material, low clay content, pH <7).
- Additions of biochar (and peat) provided more favourable conditions for vegetation, earthworms and microorganisms, but the availability of nitrogen was reduced (only one growing season has been studied).

WP2 Legal issues:

- Existing national and international law, regarding waste and remediation of contaminated sites, are complex. Case law and clear guidance are lacking. Regarding biochar as a treatment technology, the legal conditions for its use are not clarified, which creates uncertainty among users.
- The project has identified a set of critical issues that a user of biochar can take a stand on, in order to correctly navigate through current environmental regulations. With the help of these questions, more confident judgements and well-considered decisions can be made. The questions can also facilitate for regulatory authorities, which will get a clearer picture of what documentation they need to request.

WP3 Prerequisites for locally produced biochar:

- Municipal waste companies generally have very good conditions for producing biochar. A major advantage is that they often already have established infrastructure for materials and waste streams, as well as good knowledge of the characteristics of the waste.
- By producing biochar at a waste facility, there are several collaborative gains to be made, not least in the energy sector.

WP4 Environmental system analysis:

- The life cycle analysis showed that biochar treatment has a significantly lower environmental impact compared with landfilling. Treatment on-site as well as off-site, results in negative CO₂ emissions under prevailing Swedish conditions!
- The substance flow analysis showed that significantly smaller amounts of PAH and copper are leached out when the soil is treated with biochar instead of being

disposed (seen over a 100-year period). For other metals, the same simple conclusion cannot be drawn. Which alternative is best (disposal or treatment) is governed by site-specific conditions and the choice of biochar.

An important next step is to verify the sustainability of the technology. More research is needed to investigate the stability of biochar, its resistance to degradation, and how durable the treatment is regarding various pollutants and different soils. Follow-up of the field trial, which is presented in this report, would provide valuable knowledge about such long-term effects.

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Det finns i Sverige över 80 000 potentiellt förorenade områden, varav flera är i behov av sanering. Den vanligaste saneringsmetoden idag är gräv/schaktsanering med deponering av stora volymer förorenade jordmassor till följd. Exploatering och byggnation i städer ger också årligen upphov till hundratusentals ton jordmassor som i många fall blir klassat som avfall om massorna grävs upp och inte kan användas på platsen för grävningen inom rimlig tidsrymd (Naturvårdsverket, 2016). I många fall måste den bortschaktade jorden också ersättas med rena jordmassor till ytterligare miljö- och samhällsekonomiska kostnader. Jord är en värdefull och begränsad resurs med mycket låg återbildningstakt som måste hanteras på ett hållbart sätt (McBratney et al., 2014). Med detta i åtanke är det ytterst viktigt att hitta effektiva och miljömässigt hållbara saneringstekniker som med fördel kan ske på plats (*in-situ*). Behandling med biokol har denna potential och kan dessutom förbättra jordens kvalitet, inte bara med avseende på föroreningsituationen utan också på markens bördighet.

Biokol är ett jordförbättringsmaterial på frammarsch med stor potential i flera olika tillämpningar. Det används redan idag i städer vid anläggning av växtbäddar i stället för sand, torv och lera för att förbättra förutsättningarna till växtlighet i ”lågkvalitativ” (men ej förorenad) jord. Användningen av biokol för att öka bördigheten är ingen ny teknik, utan har tillämpats i tusentals år världen över t ex. genom svedjebruk. Genom sin porösa struktur kan kolet likt en tvättsvamp hjälpa till att hålla vatten, luft och näring i jorden och skapa bättre förutsättningar för växtlighet. Porositeten (och kolets stora yta) ger också goda möjligheter att fastlägga föroreningar.

Laboratorieförsök har visat att både tungmetaller och organiska miljögifter kan fastna på kolet, då det blandas med förorenad jord (t ex. Bielská et al., 2017; Cao et al., 2009; Denyes et al., 2016; Trakal et al., 2011; Zhang et al., 2013). Om samma effekt kan erhållas under naturliga förhållanden skulle det betyda lägre biotillgänglighet av föroreningarna, vilket innebär att jorden blir mindre giftig (lägre toxicitet). Samtidigt minskas risken för utlakning till grund- och ytvatten.

Förutom att biokolbehandling av förorenad jord skulle kunna bidra till en hållbar masshantering, minskat avfall och minskade miljö- och hälsorisker, så kan behandlingstekniken också ha klimatpositiva effekter då biokolet kan verka som en kolsänka i marken. Detta eftersom koldioxiden, som tagits upp från atmosfären av biomassan, vid biokolstillverkningen ombildas till en mycket stabil form av kol, som tar hundratals till tusentals år att bryta ned (Wang et al., 2016). Ett svenskt pilotprojekt har också visat att överskottse energi vid framställning av biokol kan tas tillvara till fjärrvärme, vilket gör biokol till en än mer klimatpositiv produkt (Stockholm vatten och avfall, 2017).

1.2 Vad är utmaningen/problemet?

Riskbedömning av förorenad jord utgår generellt från föroreningshalter i jorden som jämförs med framtagna generella riktvärden. En behandling med biokol kommer inte leda till att föroreningarna försvinner eller minskar i halter. Det är istället föroreningarnas löslighet och biotillgänglighet som minskar. Därmed minskar också risken för att föroreningarna ska orsaka negativa effekter på människa och miljö.

Utmaningen ligger i att kunna visa att riskerna kan minska till acceptabla nivåer med biokolsbehandling och att behandlingen är beständig så att det går att få acceptans för att lämna kvar föroreningar i marken.

En annan utmaning är att hitta biokolsprodukter lämpliga för olika föroreningssituationer och markförhållanden och att förstå kopplingarna mellan föroreningssituation, markegenskaper och biokolets beskaffenhet.

1.3 Aktuellt kunskapsläge

En nyckelparameter vid riskbedömning av föroreningar är deras löslighet, det vill säga vilken koncentration som finns i vattnet som finns i marken. En hög löslighet medför såväl en hög biologisk tillgänglighet (toxicitet) som en stor spridningsrisk. Kan lösligheten minskas, genom biokolsbehandling, reduceras således risken.

1.3.1 Effekter på löslighet och toxicitet av metaller

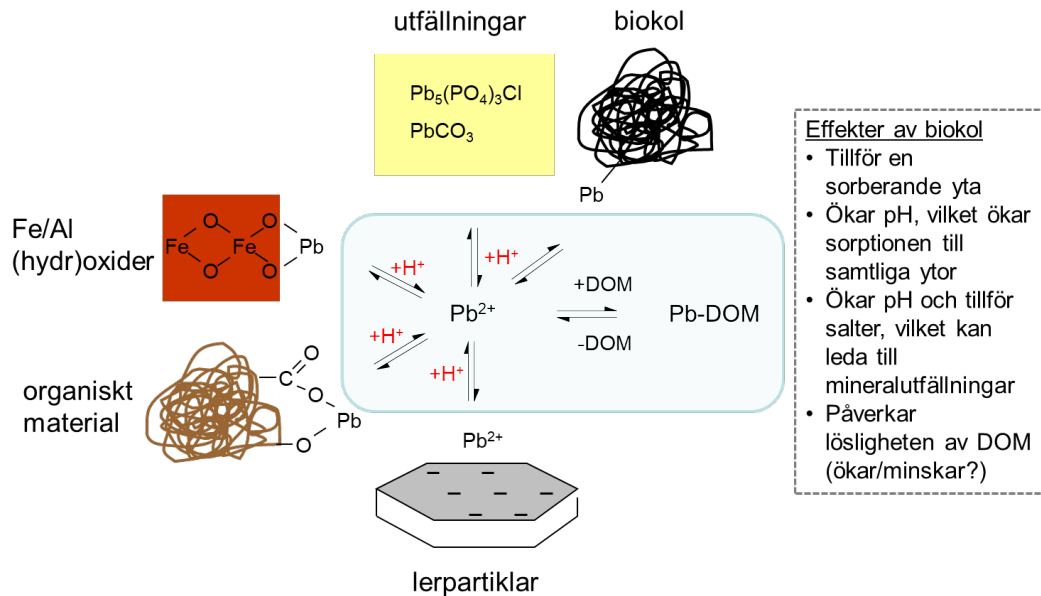
Metallers löslighet i en jord regleras av en rad olika reaktioner Figur 1.1. Vilka som är viktigast varierar beroende på vilken typ av jord man har. För tungmetaller som existerar som positivt laddade kationer (t ex. Pb, Cu och Zn) spelar i regel inbindning till ytor hos organiskt material och järn- och aluminium(hydr)oxider störst roll. Dessa ytor har negativt laddade funktionella grupper som kationerna kan binda till.

Vid höga pH-värden (>8) och vid höga halter av fosfat och klorid kan mineralutfällningar av hydroxider, karbonater och blandutfällningar av fosfater och klorider vara viktiga. Såväl inbindning till organiskt material och järn- och aluminium(hydr)oxider som utfällning av mineraler är pH-beroende, där lösligheten ökar med sjunkande pH. Ett lågt pH innebär en hög koncentration av vätejoner som kan konkurrera om bindningsställen på det organiska materialet och på järn- och aluminium(hydr)oxidytorna.

Vilka mekanismer som styr inbindningen av metaller till biokol är inte helt klarlagt, men i princip är det samma mekanismer som styr löslighetsregleringen i en jord (Zama et al., 2018). Även biokolet har funktionella grupper som kan binda metaller. Tillförsel av biokol ökar således antalet funktionella grupper till vilka fastläggning kan ske, vilket minskar metallernas löslighet i markvattnet. Biokolet är i regel alkaliskt på grund av att det innehåller lättlösliga karbonater och oxider, vilket kan höja pH i jorden och därmed gynnar inbindningen av metaller. Kombinationen av ett högt pH och en hög salthalt kan dessutom i vissa fall gynna utfällningen av mineralfaser. Hur inblandning av biokol i en jord kan påverka metallösligheten sammanfattas i Figur 1.1.

Ett biokol som ska användas för metallinbindning bör därför ha följande egenskaper (Gustafsson et al., 2020):

- hög askhalt (ger högt pH)
- stora specifika yta
- högt innehåll av funktionella grupper (högt O/C)



Figur 1.1 Möjliga reaktioner i en mark med tillsats av biokol exemplifierat med bly (Pb). Samtliga reaktioner är pH-beroende, vilket indikeras av en rödmarkerad vätejon (H^+). DOM = dissolved organic material; löst organiskt material.

För att få en uppfattning om spridningsrisk, eller hur stor fastläggningen av metaller kan vara i en jord, brukar man använda sig av fördelningskoefficienter, eller så kallade K_d -värden. K_d -värden är platsspecifika koefficienter som beskriver i vilken utsträckning föroreningen fördelar sig mellan jorden och markens vatten då systemet är i jämvikt:

$$K_d = \frac{\text{koncentrationen i jorden} \left(\frac{mg}{kg}\right)}{\text{koncentrationen i vattnet} \left(\frac{mg}{L}\right)} \quad (\text{Ekv. 1})$$

De används för att beräkna/uppskatta hur stor spridning som kan ske av metaller från ett förorenat område och ingår som en parameter i Naturvårdsverkets modell för att beräkna riktvärden. För att bedöma vilken effekter en biokolsbehandling kan få på spridningen av metaller kan antingen Ekvation 1 ovan användas, eller kan K_d normaliseras mot fraktionen totalt organiskt kol, f_{OC} ($= \%TOC/100$), som finns i jorden efter behandlingen, (se Ekvation 2, i Avsnitt 1.3.2), det vill säga TOC är lika med summan av jordens innehåll av naturligt organiskt kol och tillsatt organiskt kol genom biokolstillsatsen).


1.3.2 Effekter på löslighet och toxicitet organiska miljögifter (PAH)

I detta projekt har vi valt att fokusera på gruppen polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och denna grupp får representera organiska miljögifter. Effekten av biokol på andra organiska miljögifter, som har liknande kemiska egenskaper som PAH (det vill säga är opolära, hydrofoba ämnen så som t ex dioxiner, PCB mfl.), förväntas vara liknande.

PAH är samlingsnamnet på en stor grupp ämnen som kan ha skadlig inverkan på både människors hälsa och miljön. Det är en mycket vanlig förekommande förorening i urban miljö och på områden som förorenats av industriell verksamhet. Det är också ofta som halten PAH blir styrande vid generell riskbedömning av förorenad jord ur markskyddsperspektiv. Detta påverkar i sin tur omfattningen av mängden jordmassor som måste hanteras vid en sanering. I vår studie har vi därför valt PAH som representantgrupp för organiska miljögifter för att undersöka effekter av biokolbehandling.

I Sverige har vi generella riktvärden för förorenad mark för tre undergrupper av PAH; PAH-L (PAH med låg molekylvikt), PAH-M (PAH med medelhög molekylvikt) och PAH-H (PAH med hög molekylvikt), Tabell 1.1). De tre grupperna skiljer sig åt vad gäller fysikalisk-kemiska egenskaper och toxicitet. Till exempel minskar vattenlöslighet och flyktighet med ökad molekylvikt. Det betyder också att ämnens fettlöslighet ökar med molekylvikten. Egenskaperna skiljer även inom de tre grupperna, men i mindre grad.

Tabell 1.1 Indelning av PAH efter molekylvikt samt förkortningar.

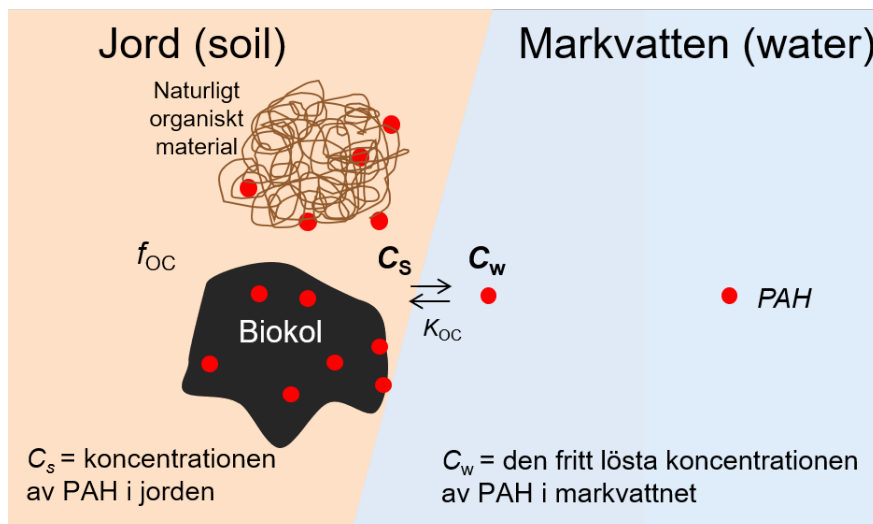
Grupp	PAH-L	PAH-M	PAH-H
Egenskaper	Relativt flyktiga och lös- liga i vatten		Ej flyktiga och mycket svår- lösliga i vatten
PAH	Naftalen (NAP) Acenaften (ACE) Acenaftylen (ACEY)	Fluoren (FLU) Fenantren (PHE) Antracen (ANT) Fluoranten (FLUA) Pyren (PYR)	Benso[a]antracen (BAA) Krysen (CHR) Benso[b]fluoranten (BBF) Benso[k]fluoranten (BKF) Benso[a]pyren (BAP) Dibens[ah]antracen (DAH) Benso[ghi]perylen (BGP) Indeno[123-cd]pyren (IND)

Eftersom PAH är opolära och hydrofobiska (vattenskyende) organiska ämnen är de relativt svårslösliga i vatten, och enligt principen ”lika löser lika” vill de helst fördela sig till en organisk fas (Figur 1.2). Därför beskrivs fastläggningen av PAH i jord med en fördelningskoefficient som är normaliserad mot jordens innehåll av organiskt kol (f_{OC}):

$$K_{OC} = \frac{C_s}{(C_{w,fritt\ löst} * f_{OC})} \quad (\text{Ekv. 2})$$

C_s i Ekvation 2 är koncentrationen av PAH i jord (där s står för soil, och enheten är mg PAH/kg_{jord}). $C_{w,\text{fritt löst}}$ är koncentrationen av fritt löst PAH i vattnet som är i jämvikt med jorden (där w står för water och enheten är mg PAH/L) och f_{OC} är andelen organiskt kol i jorden (kg organiskt kol/kg jord).

K_{OC} används för att beräkna riktvärden för organiska ämnen i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. För framtagandet av generella riktvärden har man antagit K_{OC} -värden som ska gälla för det generella fallet och för grupperna PAH-L, -M och -H, men K_{OC} beror egentligen både på vilken PAH som ska beskrivas (värdet på K_{OC} ökar med PAH-ämnets hydrofobicitet och molekylvikt) och kvaliteten på det organiska materialet. Till exempel är K_{OC} för antropogent kol som sot (och biokol) mycket högre än K_{OC} för naturligt organiskt kol som humus.



Figur 1.2 Fördelning av PAH till jordens innehåll av organiskt kol (f_{OC}), det vill säga kol i form av naturligt organiskt material och eventuellt tillsatt antropogent kol (biokol) i ett mark-vattensystem.

Den styrande mekanismen för fastläggning av PAH till biokol som tillsätts en jord bör därför vara masstransport från porvattnet till biokolet och vid jämvikt bör Ekvation 1 kunna användas för att beskriva fördelningen av PAH. Andelen organiskt kol beräknas då utifrån den totala halten organiskt kol i jorden (det vill säga summan av mängden organiskt kol i den förorenade jorden och mängden tillsatt organiskt kol genom biokolsbehandlingen).

Om biokolet har en stor yta får det en stor/hög förmåga att fastlägga PAH. Antalet sorptionsplatser/g (BET-yta/g) ökar teoretiskt med minskad partikelstorlek på kolet och med ökande innehåll av mikroporer. Biokol som förbränns vid hög temperatur blir mer aromatiska, det vill säga de får låg polaritet, vilket gör att sådana biokol kan fastlägga PAH bättre än biokol med hög polaritet (Kupryianchik et al., 2016; Lian and Xing, 2017; Oleszczuk et al., 2014), detta eftersom PAH är opolära hydrofoba ämnen. Förädlade varianter av biokol, där pyrolys och råvara anpassas så att biokolet blir mer aromatiskt, (se

avsnitt 3.1.1), kan därför ha/få betydligt högre fastläggningskapacitet (högre K_{OC} -värden) än jord (eller ett oförädlat biokol).

Sammanfattningsvis bör biokolet ha följande egenskaper för att kunna fastlägga PAH:

- stor specifik yta
- högt innehåll av mikroporer
- liten partikelstorlek
- låg polaritet/aromatiskt biokol (lågt O/C)
- många hydrofoba ytor

1.4 Kunskaps- och vidareutvecklingsbehov

Hittills har studierna om användning av biokol för sanering av förorenade jordar fokuserats på kontrollerade laboratoriestudier, växthusförsök och odlingsförsök i små kärl. Storskaliga försök i fält behövs för att testa tekniken innan den går att pröva i operativ skala i verkliga saneringsförsök. Därtill behövs det en mycket bättre förståelse för interaktionerna mellan biokol-jord-förorening och samspelet med det biologiska livet i marken för att kunna dra generella slutsatser om när en behandling kan vara lämplig. *Dessa frågeställningar har varit fokus för projektet och undersökts genom att anlägga en fältstudie. Se avsnitt som rör Arbetspaket nr 1, markerade med AP1).*

Som beskrivit ovan behöver biokolet ha särskilda egenskaper för att på ett optimalt sett kunna fastlägga metaller och organiska ämnen. Ett biokols egenskaper kan variera beroende på vilken typ av biomassa (råvarumaterial) det är tillverkat från och på pyrolys-förhållanden. Det är viktigt att produktionen anpassas så att biokolet får rätt egenskaper med avseende på den specifika mark-föroreningsituation det ska användas till. Produktionsoptimering för att hitta dessa egenskaper kan stå i kontrast till optimering för att ta fram ett kol med bäst markförbättrande egenskaper, råvarutillgång och optimering av klimatnytta. *Dessa frågeställningar har behandlats under arbetspaket nr 1, 3 och delvis 4 (se avsnitt markerade med AP1, AP3 och AP4).*

En annat stort behov är att öka kunskapen om tekniken och att utreda i vilka sammanhang den kan tillämpas praktiskt. Det är viktigt att utreda de juridiska förutsättningarna för användandet av biokol som behandlingsteknik parallellt med själva teknikutvecklingen för att på ett tidigt stadium kunna belysa var och hur tekniken kan användas och hur effekter av en behandling bör redovisas för att få acceptans. *Behovet av att reda ut juridiska förutsättningar har undersökts i arbetspaket nr 2 (se avsnitt markerade med AP2).*

Det saknas studier på vad den samlade miljönyttan skulle bli vid användning av biokol som behandlingsmetod istället för alternativ som bortförsl, deponering och återfyllnad med rena jordmassor. *Detta har undersökts i arbetspaket nr 4, i samarbete med AP1 och AP3, (se avsnitt markerade med AP4).*

Det finns idag mycket lite forskning om långtidseffekter och hur varaktig en stabilisering är över tid. Några få studier i laboratorieskala har rapporterat att förmågan att adsorbera föroreningar kan minska hos biokolet med tiden (Zhang et al., 2010). Mer förståelse av

åldrandet är därför högst motiverat för vidare forskning, eftersom denna kunskap är nödvändig för att kunna veta om en behandling är beständig, eller måste upprepas med viss frekvens för att behålla sin effektivitet. *Studier av långtidseffekter har tyvärr inte kunnat rymmas inom detta forskningsprojekt då projektet bara pågått i två år.*

1.5 Syfte och mål

Målet med projektet har varit att utveckla en behandlingsteknik med biokol för att stabilisera föroreningar i jord och förbättra jordens kvalitet i syfte att minska miljörisiker och uppkomst av avfall. Om föroreningarna i jorden kan stabiliseras så att riskerna för negativa hälso- och miljöeffekter sjunker till acceptabla nivåer skulle behandlade jordmassor kunna lämnas kvar. Detta skulle bidra till en resurseffektivare avfallshantering genom minskad deponering av både jord och organiskt avfall, samt minskat uttag av jungfruliga jordresurser för återfyllnad i samband med sanering av förorenade områden.

För att utreda olika frågeställningar med behandlingstekniken har projektet varit indelat i flera olika arbetspaket (AP). Nedan beskrivs syften och delmål för dessa.

1.5.1 Lab- och fältstudie (AP1)

Det övergripande syftet med AP1 var att skapa en bättre förståelse för interaktionerna mellan biokol-jord-förorening och samspelet med det biologiska livet i marken. Detta är avgörande för att kunna dra generella slutsatser om när en behandling kan vara lämplig (vid vilka föroreningssituationer), vilka jordar som går att behandla och hur stor inblandning som behövs för att nå effekt.

I syfte att utreda om biokol kan användas som behandlingsteknik för att stabilisera *både* metaller och organiska miljögifter i förorenade jordmassor genomfördes en fältstudie. Specifika mål med fältstudien var att undersöka hur biokol i olika halt påverkar 1) utlakning, 2) biotillgänglighet och 3) toxicitet av tungmetaller och polycykliska organiska kolväten (PAH), samt 4) växtproduktion och påverkan på ekologiska nyckelparametrar så som 5) kväveomsättning och 6) kolmineralisering.

För att hitta ”rätt” biokol med lämpliga egenskaper till fältstudien och för att kunna designa denna på ett optimalt sätt genomfördes en litteratur- och laboratoriestudie, med följande delmål: 1) definiera vilka egenskaper ett biokol bör ha för att på ett optimalt sätt stabilisera och minska biotillgängligheten av organiska miljögifter och metaller; 2) beskriva vilka jordförbättrande egenskaper biokolet kan ha och vilka effekter det kan ge på markmiljön; 3) undersöka hur biokolet ska vara producerat (vid vilken pyrolys-temperatur) och av vilket råmaterial (typ av organiskt avfall), för att uppfylla de optimala egenskaperna.

1.5.2 Juridiska frågeställningar (AP2)

Syftet med AP2 var att identifiera de juridiska förutsättningarna för att använda biokol, producerat av organiskt avfall, som jordförbättringsmedel och behandling av lätt förorenade jordar. Detta eftersom nya efterbehandlingsmetoder måste stå i överensstämmelse med gällande lagar och regler för att kunna bli verklighet.

Målet för AP2 var att identifiera och formulera kritiska frågor (knäckfrågor) som användaren av biokolet behöver ta ställning till för att kunna följa svensk miljölagstiftning. Bland knäckfrågorna kan som exempel nämnas ”Om organiskt avfall som används för att framställa biokol upphör att vara avfall genom återvinningsprocessen?”. Svaret blir avgörande för vilka regler som kommer att styra den fortsatta användningen av biokolet.

1.5.3 Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)

AP3 syftade till att utreda förutsättningarna för närproducerad biokol. I AP3 har följande delmål ingått:

- Identifiera tänkbara organiska avfallsströmmar som råvara för biokoltillverkning.
- Identifiering och utvärdering av tekniska lösningar och olika typer av produktionsanläggningar.
- Undersöka förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att producera egen biokol från befintliga avfallsflöden vilka är lämpliga för att behandla jordmassor *off site* och *in situ*.

1.5.4 Miljösystemanalys (AP4)

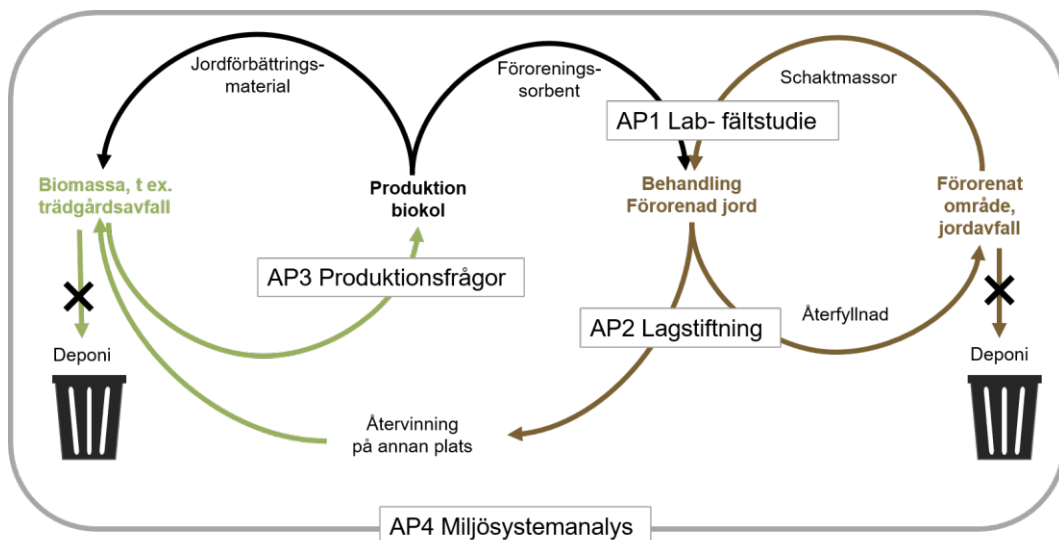
Syftet med AP4 (miljösystemanalys) var att utvärdera, i ett livscykelperspektiv, miljöpåverkan av system där trädgårdsavfall behandlas, energi utvinns som fjärrvärme och biokol produceras och används för behandling av lätt förorenad jord. Dessa system jämfördes med förbränning av avfallet och deponering av den förorenade jorden.

2. Genomförande

Projektet har utförts i fem arbetspaket, (Figur 2.1), organiserade för att möta identifierade kunskaps- och vidareutvecklingsbehov (Avsnitt 1.4) och projektmålen (Avsnitt 1.5).

2.1 Översikt av arbetspaket (AP)

Fokus för projektet har varit att undersöka om biokol (svarta pilar, Figur 2.1) kan användas för att stabilisera metaller och organiska miljögifter i förorenad jord så att jordavfall som uppstår vid saneringsarbeten (bruna pilar, Figur 2.1) kan återanvändas istället för att deponeras. En central del för att undersöka detta var att genomföra praktiska studier. Dessa utfördes inom AP1 och i två på varandra följande delar. I den första delen genomfördes en litteratur- och lab-studie för att undersöka biokols fastläggningssegenskaper för tungmetaller, så som Cu, Pb och Zn och PAH som representantgrupp för organiska miljögifter. Lab-studien utfördes i huvudsak för att kunna hitta rätt typ av biokol att köpa in och använda i en större skala i ett fältförsök, vilket sedan utfördes som en andra del av AP1.



Figur 2.1 Projektstruktur och arbetspaket (AP). Gröna, svarta och bruna pilar representerar flöden av organiskt avfall (biomassa), biokol respektive förorenad jord i systemet. Projektets femte arbetspaket omfattade projektledning och kunskapsspridning och är ej inritat i figuren.

Parallellt utredde AP2 juridiska förutsättningar vid återfyllnad eller återvinning av biokolsbehandlad förorenad jord, medan AP3 undersökte produktionsfrågor som t ex vilka organiska avfallsströmmar (gröna pilar, Figur 2.1) som är lämpliga att använda för biokolsproduktion och teknik för pyrolys.

I ett sista steg utvärderade AP4, i ett livscykelerspektiv, miljöpåverkan av ett system där trädgårdsavfall behandlas, energi utvinns som fjärrvärme och biokol produceras och används för behandling av förorenad jord. Data och kunskap som tagits fram från de övriga arbetspaketen användes som in-put till denna miljösystemanalys.

Det femte arbetspaketet, AP5, innefattade projektledning och kunskapsspridning av resultat. Nedan beskrivs de olika delmomenten i arbetspaketen mer ingående, samt vilka metoder som har använts.

2.2 Litteratur och lab-studie (AP1 del 1)

2.2.1 Litteraturstudie

Litteraturstudien utfördes i huvudsak av studenterna Nikoline Gustafsson och Emma Nilsson (Gustafsson et al., 2020) som ett projektarbete inom kursen Tillämpad Miljövetenskap (MVEN14) vid Lunds universitet med Håkan Wallander som kursansvarig och Anja Enell som extern handledare.

Litteratursökning genomfördes via databaserna Web of Science, Scencedirect, Google Scholar, LUBsearch och Google. Kombinationer av sökorden biochar, biokol, PAH, metaller, metals, sorption, mechanism, remediation, feedstock och biomassa användes vid sökningarna. Majoriteten av de artiklar som användes var gjorda runt 2010 och framåt.

2.2.2 Laboratieförsök

Laboratieförsöken utfördes av SGI-Miljölab, SLU och ORU. Fastläggningstester för metaller genomfördes i huvudsak inom ramen för ett examensarbete utfört av Elin Norberg (2019).

Biokol

Fem kommersiella biokol (Tabell 2.1) valdes ut för undersökning av deras förmåga att fastlägga Cu, Pb och Zn och PAH. Biokolen producerades vid temperaturer mellan 500 - 700°C från fyra organiska avfall (med tre olika grad av ligninhalt):

- Trädgårdsavfall (1A); hög ligninhalt, men med inslag av gröna växtdelar
- Parkavfall (1B); hög ligninhalt, men med inslag av gröna växtdelar
- Återvunnet flisat trä (2A och 2B); hög ligninhalt, inga gröna växtdelar
- Jordbruksavfall (3A); låg ligninhalt, hög cellulosahalt

Biokolen siktades (<4 mm) och homogeniserades inför tester och analyser. Grundläggande karakterisering genomfördes enligt metoder föreskrivna av European Biochar Certificate (EBC, 2012), Tabell 2.1.

Tabell 2.1 Undersökta kommersiella biokol i labstudien.

Provnamn	1A:BC	1B:BC	2A:BC	2B:BC	3A:BC
Producent	Högdalen, SE	Producent X, DE	Producent X, DE	Producent X, DE	Producent Y, DE
Råvara	Trädgårdsavfall (buskar, kvistar, grenar, stubbar) Hög halt Lignin. Inslag av gröna växtdelar	Parkavfall (stormskadade träd) Hög halt Lignin. Inslag av gröna växtdelar	Träflis från återvunnet obehandlat trä Hög halt Lignin. Inga gröna växtdelar	Träflis från återvunnet obehandlat trä Hög halt lignin. Inga gröna växtdelar	Kornskal Låg halt lignin. Torkade "gröna" växtdelar.
Process	Pyreg P500	Pyreg P500	Pyreg P500	Pyreg P500	Pyreg P500
Temp ca (°C)	700	650	500	600	600
Specifik yta, (m ² /g)	134*	222*	74*	60*	45*
O/C ratio (mol/mol)	0,083	0,037	0,049	0,059	0,083
Halt aska (% w/w ts)	13,9	9,1	12,8	18,2	21,2
pH i CaCl ₂	8,2	8,1	8,2	8,6	8,5
Karbonat (% w/w ts)	2,3	0,9	0,9	2,1	3,1
TOC (% w/w ts)	74,9	86,3	80,4	75,1	67,9
Cu (mg/kg ts)	29	11	15	16	15
Pb (mg/kg ts)	4	<2	4	522	<2
Zn (mg/kg ts)	207	61	170	271	153
PAH-16 (mg/kg ts)	0,4	0,4	0,2	0,6	0,1

* Specifik yta, mätt som BET, är troligen underskattad pga. negativa "C-värden". C-värden är ett kvalitativt mått för porvolymfördelning. Ett negativt C-värde är en indikation på en hög andel av mikroporer, vars yta inte går att mäta på ett tillförlitligt/tillräckligt sätt med den valda metoden.

Förorenade jordar

Två jordar användes till försöken (Tabell 2.2); en som huvudsakligen var förorenad av metaller och en med höga halter av PAH. Metall-jorden provtogs av NSR från en förorenad mark i Helsingborg som fungerade som deponi på 60-talet. PAH-jorden tillhandahölls från Rang-Sells Häradsudden och kommer ursprungligen från en gasverkstomt i Norrköping.

Tabell 2.2 Karakterisering av de två förorenade jordarna som undersöktes i lab-studien.

Parameter	Enhet	PAH-jord	Metall-jord
pH	pH-enheter	8,3	7,8
Torrsubstans (ts)	%	87,1	82,2
TIC	% ts	0,3	0,4
TOC	% ts	5,2	3,1
Oxalatextraherbart Fe	mg/kg ts	-	20700
Oxalatextraherbart Al	mg/kg ts	-	2680
Textur (mm):			
Sand (0.063 - 2)		66%	61%
Silt (0.002 - 0.063)		19%	31%
Lera (<0,002)		15%	8,0%
Föroreningar:			
Cu	mg/kg ts	100	2200
Pb	mg/kg ts	110	490
Ni		17	49
Zn	mg/kg ts	150	3000
PAH-L	mg/kg ts	8,4 ± 1,2 ^(a)	0,95
PAH-M	mg/kg ts	99 ± 5,9 ^(a)	7,0
PAH-H	mg/kg ts	94 ± 4,6 ^(a)	7,0

^(a)Medel och standardavvikelse av n=3.

Jordarna siktades (<2 mm) och homogeniserades väl. Därefter skedde neddelning till delprover för påföljande tester. Jordprover skickades till Eurofins för analys av totalhalter Cu, Pb, Ni och Zn, (EN-ISO 11885:2009 / SS 028311), halter totalt organiskt kol (TOC), totalt oorganiskt kol (TIC) (SS-EN 13137:2001), pH (SS-EN 15933:2012) och textur (SS-ISO 11 277). Analys av PAH (16 ämnen) på metall-jorden utfördes av ALS Scandinavia (SS EN ISO 18287:2008 utg. 1 mod. och intern instruktion TKI38) och för PAH-jorden utförde ORU samtliga PAH-analyser.

Delprover från de båda provberedda förorenade jordarna (homogeniserade, <2 mm fraktionen) blandades med 2,9 % (w/w, ts) av respektive biokol (<4 mm fraktionen). Innan försöken påbörjades åldrades jorden i kylrum (4 °C) i ca två veckor.

I försöken med den tungmetallförorenade jorden undersöktes lösligheten i referensjorden utan biokol och jordarna med biokoltillsats i ett pH-beroende lakttest (Norberg, 2019). Proverna jämviktades i 5 dygn med olika tillsatser av salpetersyra.

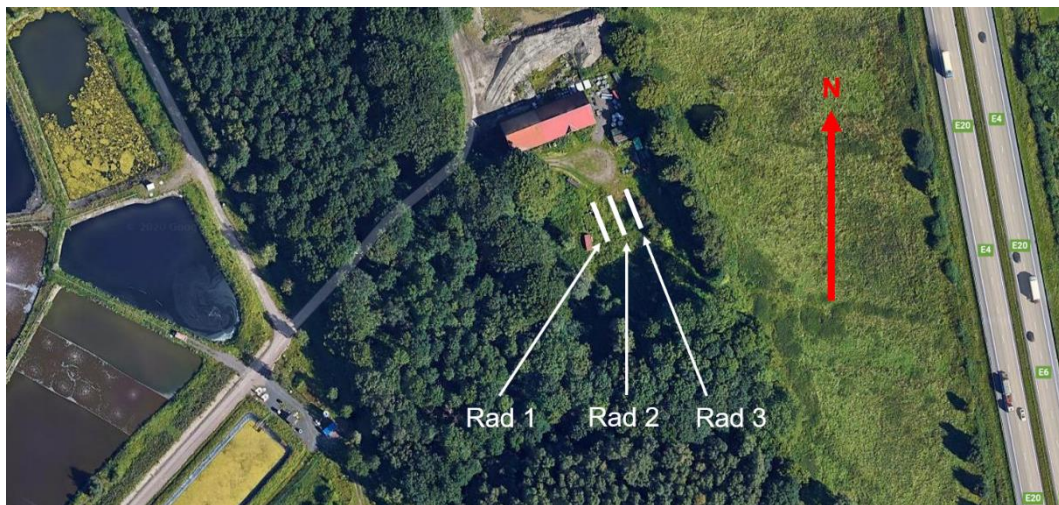
För att undersöka fastläggningsförmågan hos själva biokolen, utfördes försök där enbart biokol blandades med en metallsaltlösning. Biokolen blandades med en lösning innehållande $0,02 \text{ mmol L}^{-1}$ av metallerna Cu, Pb och Zn (som nitratsalter), samt olika tillsatser av salpetersyra, och jämviktades i 5 dygn.

Effekten av de olika biokolen på lösligheten av 16 PAH i de biokolsinblandade jordproverna undersöktes med hjälp av POM-metoden (Arp et al., 2014; Josefsson et al., 2015). POM-metoden utförs som ett lakttest (skaktest), men genom att använda en provtagare, gjord av polyoxymetylen (POM), kan man mäta vad som är fritt löst i vattnet utan att få med bidrag från partiklar och löst organiskt kol, se beskrivning i Enell et al., (2016).

För utförligare material- och metodbeskrivningar hänvisas till Enell et al., (2019) och Norberg (2019).

2.3 Fältförsök (AP1 del 2)

Försöket utfördes i 27 st odlingsbäddar (nio olika behandlingar, med biokol och/eller torv, i tre replikat) och anlades på NSR:s område vid Ljunghem, Hjortshögsvägen 1, Helsingborg (Tabell 2.2).



Figur 2.2 Försöket är anlagt som tre odlingsbäddar med nio parceller i varje. För schematisk skiss som illustrerar de enskilda bäddarnas placering se Avsnitt 2.3.1.

2.3.1 Anläggande

Odlingsbäddar

Odlingslådorna ($2 \times 2 \text{ m}$) tätades med dammduk och anlades med ett dräneringsskikt av stenkross i botten. I varje låda sattes ett dräneringsrör så att lakvatten som ansamlades i dräneringsskiktet skulle kunna pumpas upp om det blir risk för översvämning vid kraftigt regn (Figur 2.3). Ovanpå stenkrosset lades en markduk innan jorden fylldes på.



Figur 2.3 Byggnation av odlingslådor. Till höger: stenkross som dräneringsskikt och dräneringsrör.

Förorenad jord

Vid tidpunkten för anläggandet av fältförsöket visade det sig svårt att hitta ett jordavfall med både lämpliga fysikaliska-kemiska egenskaper (pH, kornstorlek, innehåll av karbonater, totalt organiskt kol) och rätt sammansättning av de föroreningar vi bestämt oss för att studera; koppar (Cu), bly (Pb), zink (Zn) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Eftersom inget sådant jordavfall inkom till NSR:s anläggning under våren 2018 fick vi istället blanda två olika jordavfall till en referensjord. NSR samarbetade med Öresundskraft och Helsingborgs stad för att hitta lämpliga jordavfall att blanda till en referensjord att testa biokol på. Till slut valdes ett PAH-förorenat jordavfall från en äldre gasverkstomt (Orienten 7, Öresundskraft, Helsingborg) och ett metallförorenat jordavfall från ett hamnområde som fyllts ut någon gång innan år 1940, (Oslopiren, Helsingborg). Schaktmassorna från gasverkstomten bestod av jord och sten med inslag av slagg eller förkolnat material i sig, och togs från ett djup på ca 0,4 - 1 m under markytan. Oslopiren-avfallet bestod av fyllnadsmassor med varierande konstorleksfördelning där sand och silt bedömdes vara de dominerande fraktionerna. Massorna från Oslopiren innehöll också en hel del synliga keramik- och glasskärvor, samt skrot (metall-föremål). De schaktades upp från ett djup på ca 1-2 m under markytan.

Referensjorden tillverkades genom att, med en lastmaskin, blanda det PAH-förorenade jordavfallet (Orienten 7) med det metallförorenade jordavfallet (Oslopiren) i viktsförhållandet 20:80. Till denna blandning, blandades sedan ca en viktsprocent kompost in, framställd av trädgårdsavfall, NSR AB.

De förorenade jordavfallen siktades var för sig genom 4 cm såll innan de blandades tillsammans med komposten, som hade siktats genom 1,5 cm såll innan inblandning. Hela blandningen siktades åter genom 4 cm såll och blandades om noggrant med skopa igen, så att en homogen blandning erhöles (Figur 2.4). Denna blandning blev vår referensjord (vårt jordavfall) som sedan användes i fältförsöket.

Direkt efter blandningstillfället var referensjordens pH 7,8 och halt totalt organiskt kol (TOC) 2,9% (n=1). Siktanalys (SS ISO-11277:2009) redovisas i Tabell 2.3.

Tabell 2.3 Kornstorleksfördelning på referensjorden (=vårt undersökta jordavfall).

Korngrupp	Diameter mm	Halt %
Ler	<0,002	4
Silt	0,002-0,06	6
Sand	0,06-2	69
Grus	>2	21



Figur 2.4 Färdigblandad siktad (4 cm) referensjord; ca 21% PAH-förorenad jord från Orienten 7, 79% metall-förorenad jord från Oslopiren och 1% kompost.

Biokol

Biokol köptes från IKB Innsbruck, Österrike. Biokolen är producerad med Syncraft process (pyrolysis med "floating bed reactor") vid 750°C i 20 min. Råvaran bestod av skogsavfall (trä-flis och bark). Valet av biokol baserades på resultaten från laboriestudien. Grundläggande karakterisering genomfördes enligt EBC (EBC, 2012), Tabell 2.4.

Tabell 2.4 Data över det biokol som användes i fältstudien; resultat från EBC-karakterisering.

Provnamn	BC(fältstudie)	Föroreningshalter i BC	(mg/kg ts)
Producent	IKB Innsbruck, AT	As	<0,8
Råvara	Skogsavfall (hög ligninhalt)	Ba	123
Process	Syncraft; pyrolys med "floating bed"	Cd	0,4
Temp ca (°C)	750	Cr	3,5
Specifik yta, (m ² /g)	205*	Cu	12
O/C ratio (mol/mol)	0,036	Hg	<0,07
Halt aska (% w/w ts)	9,8	Ni	3
pH i CaCl ₂	8,6	Pb	3,5
Karbonat (% w/w ts)	<1,4	Zn	121
TOC (% w/w ts)	86,1	PAH-16*	50

*Förhöjda halter (dvs över EBC:s gräns för biokol av "premium grade"; <4 mg/kg ts) av naftalen (40 mg/kg ts) och fenantren (6 mg/kg ts).

Biokolen levererades i säckar på ca 2 m³ (Figur 2.5) Till en bädd med 6% inblandning av biokol gick det åt ca en tredjedels säck.



Figur 2.5 Biokolen levererades i säckar. Foton från blandningstillfället.

Torv

Torv (humifieringsgrad 4-5), köptes från Hasselfors Garden (initialt pH=4,4) och kalkades upp till pH=5,9. Torven siktades innan tillsats och efter tillsats av kalk (genom 15 mm såll), Figur 2.6.

Behandling med biokol och torv

Referensjorden delades upp i nio högar (ca 9000 kg jord friskvikt per hög), och inblandning av biokol och kalkad torv gjordes till åtta styck av högarna, enligt Tabell 2.5 med hjälp av hjullastare och bilvåg. Jorden i hög nr 1 fick ingen inblandning utan användes i fältförsöket som kontroll.



Figur 2.6 Torv (kalkad) och siktad genom 15 mm såll. Foto från blandningstillfället.

Med hjälp av fältförsökets olika nivåer av inblandning av torv var tanken att studerat biokolseffekter på tre olika typer av jordavfall (Tabell 2.5), det vill säga med olika halt organiskt material (0%, 1,5% och 3% torv).

Tabell 2.5 Inblandningar av biokol och torv (i viktsprocent, torrsvikt) till referensjorden.

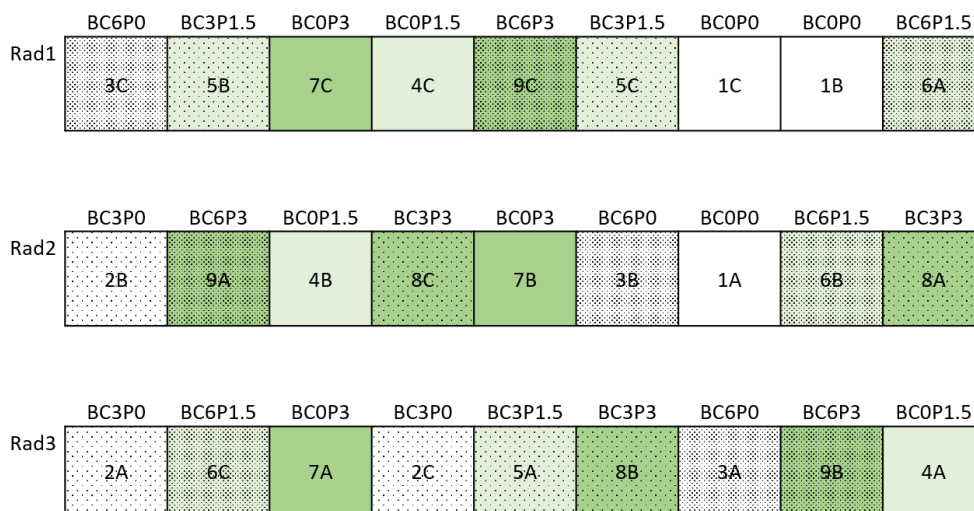
	Hög 1	Hög 2	Hög 3	Hög 4	Hög 5	Hög 6	Hög 7	Hög 8	Hög 9
	Jordavfall 1			Jordavfall 2			Jordavfall 3		
% BC i t.s.	0%	2,8%	5,6%	0,0%	2,8%	5,6%	0,0%	2,9%	5,7%
% torv i t.s.	0%	0,0%	0,0%	1,5%	1,5%	1,5%	2,9%	2,9%	2,9%
% Jord i t.s.	100%	97,2%	94,4%	98,5%	95,7%	92,9%	97,1%	94,2%	91,4%

Torv och biokol blandades in på följande vis: Med hjälp av skopan på hjullastaren gjordes ett hålrum mitt i jordhögen som var formad som en kon. Torv, respektive biokol, fylldes i hålet. Därefter skopade maskinisten upp tårbitar av jord från konens sidor som lades i mitten av högen varpå toppen av konen plattades ut (Figur 2.7). Arbetet fortsatte runt om konen till dess att blandningen såg homogen ut. Därefter blandades jorden genom att låta den passera en roterande trumma med ett 4 cm såll. Referensjorden (det vill säga jorden utan inblandning av biokol eller torv i hög nr 1) utsattes för samma mekaniska behandling som jordar som fick inblandning av torv/biokol.



Figur 2.7 Blandning av biokol, torv och referensjord.

Referensjorden och de åtta olika biokol- och/eller torv-jordblandningarna placerades sedan ut slumpmässigt i odlingsbäddarna (om 3 replikat), enligt skiss i Figur 2.8 och foto i Figur 2.9. Odlingsbäddarnas jorddjup blev ca 0,4 - 0,5 m.



Figur 2.8 Schematisk skiss över bäddarnas slumpvisa placering; referensjord (nr 1) och behandlad jord (nr 2 - 8); A, B, C är replikat. BC=biokol; P=Peat (torv); 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning



Figur 2.9 Bäddarna fylls med jord från de olika högarna (slumpvis placering). Man ser tydligt på fotot att jorden har en annan färg när biokol har blandats in (närmast är bädd nr 3B som innehåller 6% biokol och 0% torv).

Sådd och gödningsmedel

Innan sådd vattnades bäddar och gödningsmedel (76 g YaraMila; 21:4:7) tillsattes per bädd. Därefter såddes frön (12 g/bädd) av Engelskt Rajgräs (*Lolium perenne*; Indicus 1, Olssons Frö AB, Helsingborg). Gräs såddes 2019-06-28.

2.3.2 Skötsel av bäddar

För att få igång växlighet i alla bäddar utfördes bevattning (20mm/vecka) vid risk för torka under juli och augusti 2019. Alla bäddar behandlades lika. Ogräsrensning utfördes i mitten av augusti och det bortrensade ogräset bestod mestadels av tomatplantor. Insåning av fler rajgräsfrön (6 g/bädd) utfördes 2019-08-28 för att täcka de fläckar där gräset inte grott eller konkurrerats ut av ogräs. Ogräsbekämpning utfördes därefter kontinuerligt.

2.3.3 Inventering av gräs

Tre månader efter sådd (2019-09-25), i samband med provtagning av gräs och jord (se nedan) gjordes en uppskattning av klorofyllhalt på rajgräs med en SPAD-502Plus klorofyllmeter (Konica Minolta Inc). Denna bestämmer den relativa klorofyllmängden i bladet genom att mäta ljusabsorbansen vid en våglängd som motsvarar klorofyllets ena absorbanstopp. Ett medelvärde beräknades av 30 avläsningar per bädd. Unga gräsblad liksom visande gula blad undveks. Gräsets färg, höjd och plantornas täthet och fördelning bedömdes också okulärt.

2.3.4 Provtagning av gräs och jord

Tre månader efter sådd (2019-09-25) samlades gräs och jordprover in för en rad olika undersökningar/analyser (Tabell 2.6). Dessa presenteras kort under separata rubriker nedan. För utförliga metodbeskrivning hänvisas till projektets vetenskapliga publikationer (se Avsnitt 5).

Tabell 2.6 Undersökningar/analyser av gräs och jord i syfte att utgöra underlag för bedömning av markkvalitet, föroreningshalter, biotillgänglighet av föroreningarna, ekologiska nyckelparametrar och ekotoxicitet.

Matris	Undersökning	Förklaring
Gräs	Klorofyll-analys	Bedömning (i fält) av rajgrässets grönskala (innehåll av klorofyll) okulärt och mha SPAD-mätning
	Biomassa	Dokumentation av vegetation (foto, anteckningar) och inväning av biomassa/m ² i bäddar.
	Analys av upptag (utfört på tvättat, torkat prov)	N, P, K och mikronäringsämnen Upptag av metaller Upptag av PAH
Jord	Texturanalys	Kornstorleksfördelningen av referensjorden, anges som % ler, silt, sand och grus.
	Mark-parametrar	Analys av vattenhållande förmåga, pH, näringsämnen (N-tot, P-Olsen), CEC (Na, K, Mg, Ca), totalt kol (TC), organiskt kol (TOC) och oorganiskt kol (TIC)
	Metaller	Analys av totalkoncentrationer metaller i jord. Används för beräkning av K _d -värden
	PAH	Analys av totalhalter av 16 PAH i jord. Resultaten används för beräkning av K _{oc}
	Kolmineralisering	Substratinducerad respiration; kolmineraliseringen i prover mäts genom tillsatts av olika kolkällor och mätning av bildad koldioxid
	Kväveomsättning	Kvävecykelns olika steg undersöks genom att undersöka mikroorganismers aktivitet och diversiteten hos populationen med DNA-baserade metoder
	Ekotoxicitet	Dödlighet hos daggmak för att bedöma akut ekotoxicitet hos jordarna Analys av reproduktion av daggmak
Jord/ Lakvatten	Vattenkoncentration av metaller mm (Laktest)	Laktest utfört på jordprov. Analys av metaller i lakvatten från skaktest vid L/S10. Används för beräkning av K _d -värden
	Vattenkoncentration av "fria" PAH	Analys av "fria" PAH i lakvattnet genom laktest med POM. Resultat används för beräkning av K _{oc}

Produktionen av biomassa (rajgräs) uppskattades genom att dela in varje bädd i ett rutnät om nio rutor, med storleken 67 × 67 cm. I alla rutor utom mittenrutan klipptes gräset från en area av 0,04 m² (total klippt area/bädd: 0,32 m²). Ytor som gräs klipptes från ytor som markerades med hjälp av en träram (med innermått 20 × 20 cm) som placerades på så

ostörda ytor som möjligt (Figur 2.10). Gräset klipptes med sax i träramens höjd (4 cm från markytan). Allt klipp från en parcell (8 rutor) samlades och vägdes.



Figur 2.10 Foto: tv: Rutnät (67 × 67 cm rutor) för provtagning av biomassa; th: klippning av gräs i ram (20 × 20 cm).

Gräsproverna delades ned till delprover genom att stickprover togs ut från det totala insamlade gräset. Dessa tvättades, frystorkades och homogeniserades på lab av ORU inför vidare analyser.

Jordprover samlades in genom att stansa/gräva ut jord, med hjälp av en rundad spade, från ett cylinderformat hål (7 cm i diameter och 20 cm djupt) från varje ruta som gräs klippts ifrån (Figur 2.11). Jorden siktades (<2 mm) i fält och delades ned till delprover för de olika analyserna.



Figur 2.11 Foto: 2019-09-25: Till vänster: Jordprov togs från varje klippt område (8 hål per parcell); till höger: Närbild på hål från provtagning (ca 7cm i diameter och 20 cm djup).

2.3.5 Analyser gräs

Halter av As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, S och Zn i gräsprover analyserades av ALS Scandinavia AB genom upplösning med HNO₃/H₂O₂ (SS EN ISO 17294-2:2016 och EPA-metod 200.8:1994). Analys av gräsets innehåll av PAH, totalt kol (TC), totalt organiskt kol (TOC), totalt oorganiskt kol (TIC) och kväve (N) utfördes av ORU.

2.3.6 Analyser av jord

Markparametrar och föroreningshalter

Jordarnas vattenhållande förmåga undersöktes av ORU inför ekotoxförsök (analys enbart av A-replikat) enligt ISO 11268-1:2012 samt approximerad utifrån torrsubstanshalt (TS) för alla replikat. Jordprovernas pH i vatten bestämdes enligt SS-ISO 10390 av SGI Miljölab. Utbytbara katjoner (Na, Ca, K och Mg) bestämdes av ALS efter extraktion med ammoniumklorid med ICP-SFMS. Jordprovernas innehåll av tillgänglig fosfor analyserades med P-Olsen av Eurofins Agraranalytik Deutschland GmbH. Analys av jordens innehåll av totalt kol (TC), totalt organiskt kol (TOC), totalt oorganiskt kol (TIC) och kväve (N) utfördes av ORU.

Halter av oorganiska föroreningar i jordproverna bestämdes av Eurofins; As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V och Zn bestämdes genom uppslutning med 7M HNO₃ (SS 28311) och detektion med ICP-AES (enligt EN ISO 11885:2009) och Mo och Sb bestämdes genom uppslutning med kungsvatten (SS EN 16174) och detektion med ICP-MS enligt EN ISO 17294-2. Halter av 16 PAH i jordprover analyserades av ORU.

Kolmineralisering (substratinducerad respiration)

Effekten av torv- och biokolsinblandning på mikrosamhällets fysiologiska profil bestämdes genom att mäta den substrat-inducerade respirationen (SIR), dvs den puls av koldioxid (CO₂) som uppkommit när substrat (C-källor) tillförts jorden. Detta gjordes enligt MicroResp™-metoden (Campbell et al., 2003) med 15 individuellt tillförda substrat, varav fem var sockerarter (arabinos, fruktos, glukos, trehalos och alfacyklodextrin, fem var karboxylsyror (alfaketoklutarsyra, äppelsyra, oxalsyra, askorbinsyra och protokatekusyra) och fem var kväveföreningar (alanin, cystein, glutamin, gammaaminobutyrsyra och N-acetylglukosamin). Även prover som endast tillförts vatten ingick och gav basrespirationen vilket möjliggjorde beräkning av CO₂ som producerats från substraten.

Data utvärderades dels genom variansanalys av respirationen från respektive substrat enskilt, dels med de multivariata metoderna principalkoordinatanalys (PCO) och avståndsbaserad överflödighetsanalys (dbRDA). Med dessa utvärderades de olika substratens bidrag till separationen mellan proverna samt vilka faktorer i markmiljön som orsakade eventuella förändringar. De miljövariabler som inkluderades i analysen inkluderade jordens totala organiska C, C/N och CEC, jordens vattenhållande förmåga (approximerad som 100% - torrsubstanshalt vid provtagningen), gräsets biomassa, samt data över pH,

lösligt organiskt C, mineralnäringsämnen och oorganiska och organiska föroreningar från laktesterna.

DNA-baserad karaktärisering av det totala mikrobiella samhället och kväveomsättning

Totalt DNA extraherades från alla markprover med ett kommersiellt DNA-extraktions-kit för jord (Macherey-Nagel, Tyskland). Storleken, mångfalden och strukturen av bakteriesamhället bestämdes genom kvantifiering och sekvensering av den ribosomala genen 16S rRNA. Därtill kvantifierades mängden av en rad mikroorganismer som utför olika steg i kvävet kretslopp. För mer detaljer hänvisas till Rijk et al., (*In prep.*) och Tibergh et al., (2019).

Ekotoxikologiska tester

Markföroreningarnas och behandlingarnas effekt på markfauna undersöktes genom att testa överlevnaden efter 28 dagars exponering och reproduktionsförmågan hos dagmask (*Eisenia Fetida*) vid 56 dagars exponering för jord från de olika bäddarna.

Försöket genomfördes enligt ISO 11268-1. Glasbehållare (area=200 cm²) som bränts i ugn vid 550 °C fylldes med 500-600 g torrsvikt jord (50 g jord/mask). Före maskarna tillsattes till jorden så fuktades jorden genom tillsats av avjoniserat vatten så att en vattenhalt motsvarande 50 % av den maximala vattenhållande förmågan erhöles för varje jord.

Vuxna maskar med clitellum och en vikt mellan 300-600 mg plockades ut till testet. Maskarna tvättades och torkades försiktigt med fuktig servett före vägning och 10-12 maskar tillsattes till varje glasbehållare med jord. Maskarna borrhade snabbt ned sig i jorden i samtliga behållare.

Glasbehållarna täcktes med parafilm med små hål för att möjliggöra luftutbyte och behållarna förvarades i rumstemperatur (20 ± 2 °C) med kontrollerade ljus/mörkerperioder (16 h ljus:8 h mörker). Vatteninnehållet i jorden kontrollerades under testperioden genom att testbehållarna vägdes två gånger per vecka och vatten tillsattes vid behov för att bibehålla rätt vattenhalt.

Fuktade malda ekologiska havregryn tillsattes till jorden på dag två. Till testomgång 1 (prov 1A-9A) tillsattes 5 g havregryn, men på grund av att konsumtionen var låg och det bildades mycket mögel på jorden så tillsattes fortsättningsvis endast 0,5-1 g havregryn en gång i veckan under testperioden. Till testomgång 2 (prov 1B-9B) och testomgång 3 (1C-9C) tillsattes 0,5-1 g fuktade malda ekologiska havregryn till maskarna på dag två samt en gång i veckan under testperioden. Överlevnaden kontrollerades efter 28 dagar genom att maskarna avlägsnades från glasbehållarna med jord och antalet överlevande vuxna maskar räknades. Maskarna tvättades med avjonat vatten och torkades med fuktig pappersservett innan de vägdes. Den totala våtvikten mask för varje prov efter exponering antecknades.

Effekten på reproduktionen bestämdes genom att räkna antalet avkommor som kläckts från kokongerna i jorden efter en ytterligare period av 28 dagar. Under testperioden förvarades glasbehållarna med jord i rumstemperatur (20 ± 2 °C) med kontrollerade

ljus/mörkeracykler (16 h ljus:8 h mörker). Vatteninnehållet i jorden kontrollerades under testperioden genom att testbehållarna vägdes två gånger per vecka och vatten tillsattes vid behov för att bibehålla rätt vattenhalt.

Antalet avkommor räknades genom att glasbehållarna placerades i ett vattenbad med temperaturen 40 °C, som därefter höjdes till 60 °C. Efter cirka 20 minuter kröp de små maskarna upp till jordytan från vilken de lätt kunde avlägsnas med en pincett och räknas (OECD 222). Resultaten från de behandlade jordarna jämfördes med kontrollen (BC0P0) och ökningen (%) i antal avkommor som kläckts från kokonger jämfört med kontrollen beräknades.

Laktester

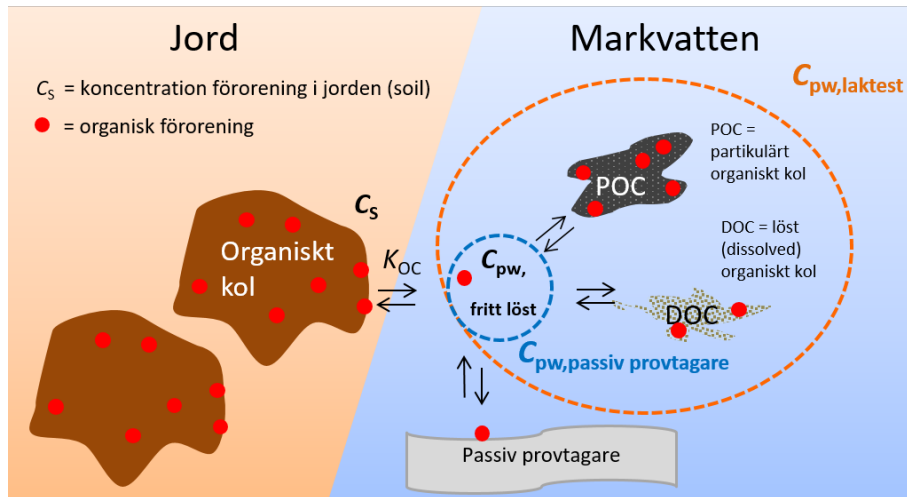
Utlakning av metaller utfördes som skaktest med jord och en svag CaCl₂-lösning och ingen tillsats av natrium azid enligt ISO 21268-2 (enstegs vid L/S 10), men med halva mängden material och lakvätska jämfört med föreskrivna mängder; dvs ca 45 g jord togs till 450 ml vatten. Följande analyser utfördes på lakvattnen:

- pH (SGI Miljölab; SS-EN ISO 10523).
- Ca, Fe, K, Mg, Na, Si, Al, Ba, Cu, Mn, Sr, V, Zn (ALS; SS EN ISO 11885:2009 samt EPA-metod 200.7:1994).
- As Cd, Co, Cr Mo, Ni, P, Pb, Sb, (ALS; SS EN ISO 17294-2: 2016 samt EPA-metod 200.8:1994).
- Hg (ALS; SS EN ISO 17852: 2008).
- klorid, sulfat, fluorid (ALS; CZ SOP D06 02 068 (CEN ISO 10304-1, CSN EN 16192).
- DOC (ALS; metod baserad på CSN EN 16192).
- PO₄ (ALS; CSN EN ISO 6878 SM 4500-P).

Den fritt lösta vattenkoncentrationen av 16 PAH i lakvatten från skaktest med jord undersöktes med hjälp av POM-metoden (Arp et al., 2014; Josefsson et al., 2015). POM-metoden utförs som ett lakttest där jord skakas med svag CaCl₂-lösning och en tillsats av natrium azid (för att hämma biologisk nedbrytning av PAH), men genom att använda en passiv provtagare, gjord av poly-oxy-metylen (POM), kan man mäta vad som är fritt löst i vattnet utan att få med bidrag från partiklar och löst organiskt kol, se Figur 2.12 (Enell et al., 2016). Lakttest med POM och påföljande analys utfördes av ORU.

Följande analyser utfördes på lakvattnen:

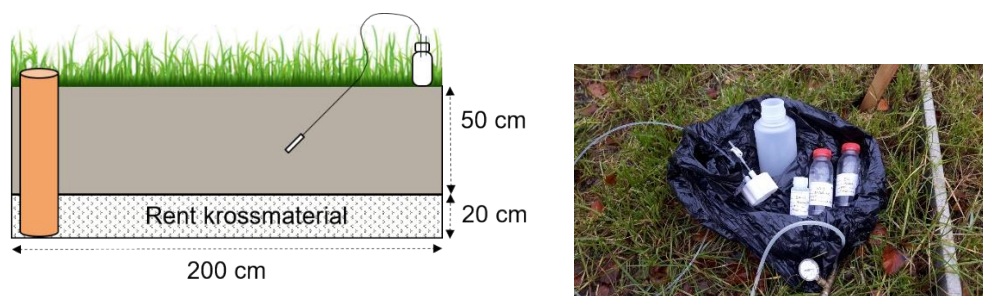
- pH-analys på ofiltrerat prov
- Analys av 16 PAH



Figur 2.12 Principskiss för PAH-fördelning i POM-försök. Med POM fås enbart den fritt lösta vattenkoncentrationen i porvattnet ($C_{pw, \text{fritt löst}}$), till skillnad från ett laktest med vanlig kemisk analys av lakvattnet som även tar med förorening bunden till partiklar (POC) och associerat till löst organiskt kol (DOC).

2.3.7 Provtagning och analys av markvatten genom lysimetrar

I september installerades markvattenprovtagare, så kallade lysimetrar, i varje odlingsbädd (Figur 2.13). Denna typ av lysimeter (Prenart Super Quartz, PTFE) är lämplig för analys av metaller och näringsämnen i markvatten. Varje lysimeter är sammankopplad med en uppsamlingsflaska av polypropylen genom en teflonslang. Genom att sätta ett undertryck på flaskan med hjälp av en vakuumpump kan vatten sugas upp från marken in i lysimetern och teflonslangen till flaskan.



Figur 2.13 Till vänster: Skiss över placering av lysimeter i odlingsbädd; Till höger: Foto vid provtagning av lysimetrar för analys av metaller (oktober 2019).

Provtagning av markvatten utfördes i oktober och december 2019 samt juni 2020 med påföljande analys av pH, DOC, metaller och näringsämnen (som utfördes av ALS Scandinavia, Luleå).

2.4 Juridiska frågeställningar (AP2)

Arbetspaket 2 har genomförts genom studier av svenska lag- och förordningstexter med tillhörande doktrin och som har bedömts relevanta för användningen av biokol som jordförbättringsmedel och behandling av lätt förorenade jordar. Därvid har av särskilt intresse varit miljöbalken (1998:808), miljöprövningsförordningen (2013:251) och förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899) med tillhörande rättslig praxis från Mark- och miljööverdomstolen.

En litteraturstudie av vägledningsmaterial inom bland annat avfallsområdet samt angränsande områden har också gjorts, vilket inkluderade inhämtande av kunskap om standarder för certifiering av biokol. Detta framför allt för att belysa tolkningsmöjligheter för de kritiska frågorna och för att få en uppfattning om metoden, att behandla lätt förorenade jordmassor med biokol, är miljömässigt acceptabel enligt gällande rätt.

Arbetet har i huvudsak utförts av avfalls- och deponitekniker Peter Flyhammar i samarbete med miljöjurist Sofie Hermansson, båda SGI. I arbetet har även forskningssamordnare Yvonne Ohlsson deltagit och arbetet har granskats av forskare miljökemist Anja Enell, båda SGI.

Till arbetspaket 2 har en Dialoggrupp varit knuten, som lämnat viktiga synpunkter på referensgruppsmöten och vid en workshop. I Dialoggruppen har representanter från länsstyrelse (David Lallo, Länsstyrelsen i Skåne län) och avfallsbolagen (Johan Fagerqvist, Avfall Sverige) ingått tillsammans med arbetsgruppen (Peter Flyhammar, Sofie Hermansson och Yvonne Ohlsson, alla SGI). Resultat har också diskuterats via e-post med Naturvårdsverket (Kristina Widenberg), som har lämnat synpunkter på utkast till AP2s underlagsrapport (Flyhammar et al., 2020).

2.5 Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)

Arbetet inom AP3 har varit uppdelat i tre steg:

1. Identifiera tänkbara organiska avfallsströmmar som råvara för biokolstillverkning.
2. Utredda tekniska lösningar och olika typer av produktionsanläggningar
3. Undersöka förutsättningar för ett kommunalt avfallsbolag att producera egen biokol från befintliga avfallsflöden, lämpliga för att behandla jordmassor.

Alla tre steg har utförts av NSR (Ludvig Landen och Anna Sorelius) i samarbete med konsultföretaget Pamoja Cleantech AB.

Analysen av tänkbara organiska avfallsströmmar (steg 1) är i huvudsak utförd av Felix Sippel (Pamoja) och finns presenterat i rapport av Sippel et al., (2020).

Utredningen över befintliga tekniska lösningar (steg 2) gjordes i huvudsak av Felix Ertl och finns redovisad i en teknisk rapport (Ertl, 2019).

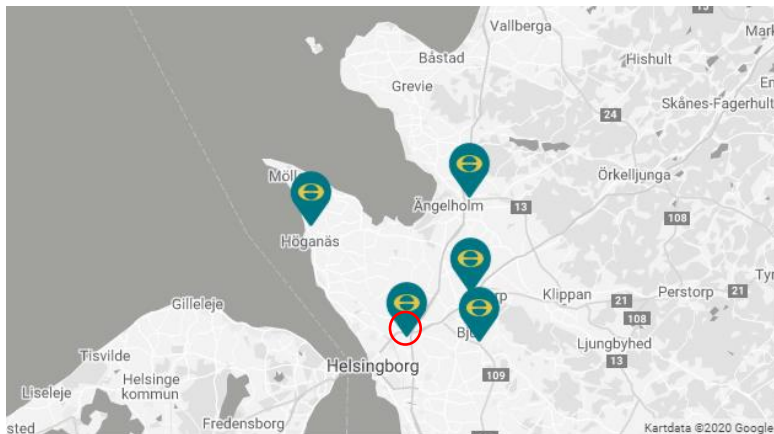
Båda rapporterna är avsedda att kunna användas av alla aktörer som avser uppföra en anläggning för tillverkning av biokol.

Steg 3 utfördes med ledning av Anna Sorelius och finns redovisat här under Avsnitt 3.5 och Avsnitt 4.3, samt i rapport av Sippel, (2020). Som modell användes NSR, men reflektioner är relaterade så att de ska passa ett kommunalt avfallsbolag i allmänhet också.

2.5.1 NSR:s verksamhet

I analyserna har resultaten delvis satts i relation till Nordvästra Skånes Renhållnings AB, nedan kallat NSR, och dess verksamhet (Figur 2.14). För att kunna relatera till de reflektioner som är kopplande till NSR:s verksamhet kan följande grundläggande information om bolagets verksamhet samt regionens karaktär och näringsliv vara intressant.

- NSR är ett kommunalt avfallsbolag som bland annat bedriver insamling av hushållsavfall, behandling av avfall (inklusive behandling av trädgårdsavfall), drift av återvinningscentraler (ÅVC) på fem platser samt deponering av avfall.
- NSR har ingen anläggning för förbränning av avfall (förbränningsanläggningen drivs av Öresundskraft)
- NSR har tecknat koncessionsavtal med andra aktörer för vissa avfallsslag
 - Drift av biogasanläggning – Biond AB
 - Drift av anläggning för farligt avfall – Ohlssons
 - Behandling av plast- och pappersförpackningar och tidningar - TMR.
- NSR AB (Nordvästra Skånes Renhållnings AB) ägs av de sex nordvästskånska kommunerna Bjuv, Båstad, Helsingborg, Höganäs, Åstorp och Ängelholm.
- NSR har som mål att verksamheten ska vara en del i skapandet av ett långsiktigt hållbart och kretsloppsbaseerat samhälle.
- NSR ligger i en utpräglad jordbruksbygd utan stort inslag av aktivt skogsbruk.
- Näringarna inom regionen nordvästra Skåne har ett stort inslag av verksamheter som är kopplande till livsmedelsindustri och logistik. Bara i Helsingborgs stad finns runt 50 livsmedelsindustrier och i Helsingborg finns nordens största hamn för frukt och grönt.
- Helsingborg har en Klimat och Energiplan (<https://livskvalitet.helsingborg.se/styrdokument-och-program/klimat-och-energiplanen/>) som ska vara vägledande för politiska beslut i kommunen. Planen och andra lokalpolitiska styrmedel reflekteras i NSR:s verksamhet. Av planen framgår att kommunen ska öka inlagringen av koldioxid i mark och vegetation samt att kommunen ska verka för att förbättra och vidareutveckla kolets kretslopp mellan stad och land.



Figur 2.14 Översiktskarta över NSR:s anläggningar. NSR:s behandlingsanläggning Filborna, där en anläggning för tillverkning av biokol ska uppföras under 2021.

2.5.2 Identifiering av tänkbara organiska avfallsströmmar som råvara för biokolstillverkning

Analysen utfördes som en skrivbordsstudie med inhämtande av information från litteratur, webben och personliga kontakter. Totalt belystes och utvärderades 29 möjliga organiska avfallsströmmar. Nedan presenteras identifierade organiska avfallsströmmar inom olika branscher/kategorier (antalet avfallsslåg inom parantes):

- Avfall som redan idag hanteras inom konventionell kommunal avfallshantering eller kommunal verksamhet (9)
- Avfall från jordbruket och djurhållning (6)
- Avfall från plantskolor och handelsträdgårdar eftersom det är en stor näring inom den region som NSR verkar (2)
- Skogsindustrins avfall (6)
- Avfall från livsmedelsindustri (3)
- Energigrödor/växter som kan användas för tillverkning av biokol (3)

Metod, resultat och slutsatser finns sammanfattade i en teknisk rapport (Sippel, 2020) som syftar till att belysa och värdera olika typer av biomassa för produktion av biokol. Utvärderingen ligger till grund för en första preliminär bedömning av råvaror för tillverkning av biokol. För detaljer kring metod och ranking-system av olika avfall hänvisas till rapporten av Sippel, (2020).

Den ranking som är utfallet av analysen belyser situationen i Skåne och Sverige och ska inspirera till mer djupgående analyser och platsspecifika marknadsundersökningar i framtiden.

Då rapporten studeras ska följande särskilt beaktas:

- Resultaten bör snarare ses som en indikation på förväntad tillgänglighet, lämplighet och prestanda för respektive biomassa för produktion av biokol än som en definitiv utvärdering.

- Varje typ av biomassa kan existera i olika kemiska kompositioner och förkomma i flertalet fysiska förhållanden. Utvärderingen baseras på of-fentligt tillgängliga data från flera källor.
- Vid planering av en produktionsanläggning för biokol, måste potentiella råvaror identifieras och analyseras i detalj för att korrekt bedöma proces-sens förväntade prestanda och den resulterande kvaliteten på det produce-rade biokolet.
- Det är viktigt att belysa att en bedömning måste göras för varje anlägg-ning, med sina specifika förhållanden, geografiska läge, samarbetspartner och andra faktorer som till exempel lokala miljömål och lokalpolitiska ställningstagande.

Varje avfallsslag har beskrivits och värderats baserat på kvalitativa och kvantitativa krite-rier. De olika typerna av biomassa har rankats med avseende på förväntad prestanda.

Vissa kriterier som styr rankningen får ett stort genomslag t ex tillgänglighet och den till-gängliga kunskapen om materialet.

En faktor vid utvärderingen har varit innehåll av aska. I projektet har just applikation för behandling av förorenade jordar varit i fokus. I föreliggande bedömning har ett högt inne-håll av aska gett höga poäng eftersom en hög askhalt generellt bedöms ge goda förutsätt-ningar att höja pH i marken och därmed minska metallernas löslighet (se Avsnitt 3.1). Det bedöms behövas fler studier som belyser kopplingen mellan askhalt och metall-sorption. Framförallt finns det mindre information om den långsiktiga effekten av aska då askan inte är lika stabil som biokolet vilket gör att det finns risk för att den goda effekten som erhålls av en hög askhalt avtar med tiden och därmed göra så att metallerna bli mer lös-liga igen (se Avsnitt 3.1.6).

Bedömningen ska betraktas som preliminär, men den visar också på inom vilka avfalls-slag det finns för lite information för att göra en kvalificerad bedömning. Bedömningen utgår också från ett svenskt och mer specifikt, ett skånskt perspektiv. Skåne är den region som NSR verkar i och det är inom regionen det kan antas vara mest rimligt att finna råva-ror för en hållbart producerad biokol. Det skulle även vara intressant att belysa tillgången på biomassa för tillverkning av biokol inom närområdet som ligger utanför Sveriges grän-ser t ex. material från Danmark, norra Tyskland och Polen, men detta har inte rymts inom ramen för projektet.

De kvantitativa kriterierna som ingår i multikriterieanalysen beskrivs i Tabell 2.7. För vi-dare information om bedömningsgrunder hänvisas till rapporten (Sippel, 2020).

Tabell 2.7 Bedömningsgrunder vid analys av tänkbara organiska avfallsströmmar som råvara för biokolstillverkning (Sippel, 2020).

Kriterium	Beskrivning
C1. Kvantitativ tillgänglighet (sammanvägning av uppgifter från Skåne och Sverige)	"Skåne": Bästa poäng säger att tillräckliga mängder biomassa finns tillgängliga i Skåne (C1.1 = 2). "Sverige": Näst bästa poäng säger att tillräckliga mängder biomassa finns tillgängliga i Sverige (C1.1 <2 & C1.2 = 2). "NA": Tredje bästa poängen säger att det inte finns tillräckligt med data tillgängliga för att utvärdera om tillräckliga mängder biomassa är tillgängliga eller inte. <Tröskel: Lägst poäng om det inte finns tillräckliga mängder biomassa i Sverige.
C2. Kvalitativ tillgänglighet Konkurrerande marknad, säsongpåverkan	Värderas på en skala från 0-100 där 100 är det bästa utfallet. Beräknad enligt formeln: $((C2.1 \text{ (konkurrens)} + C2.2 \text{ (säsong)})) / 6 * 100$
C3. Lämplighet Densitet, askinnehåll, fukthalt och värmevärde	Värderas på en skala från 0-100 där 100 är det bästa utfallet. Beräknad enligt formeln: $((C3.2 \text{ (aska)} + C3.3 \text{ (fukt)} + C3.4 \text{ (värmevärde)})) / 18 * 100$ (Kriterier C3.1 har uteslutits från bedömningen eftersom effekterna av en låg eller hög densitet mer sannolikt kommer att variera starkt från fall till fall)
C4. Jordtyp	Endast en indikation på om biomassan i första hand anses lämplig för behandling av metall eller PAH-förorenad jord. Baserad på innehåll av aska.
C5. Datatillgänglighet	För hur många av de åtta kvantitativa poängen för kriterierna C1, C2 och C3 data har varit tillgängliga. Skala mellan 0/8 and 8/8
C6. Förbehandling	Ja eller nej. Nej är mer fördelaktigt än ja.

2.5.3 Utredning av tekniska lösningar och olika typer av produktionsanläggningar

En screening av tillverkare av pyrolys-system genomfördes som en skrivbordsstudie. För att anpassa anläggningen för att passa en svensk avfallsanläggning, applicerades två filter för att begränsa urvalet för vidare analys:

- 1) Systemet ska ha möjlighet att årligen förädla 10 000 ton biomassa till biokol, med en eller flera enheter.
- 2) Tillverkaren måste ha minst 5 referenser inom pyrolysområdet. Tillverkare med anläggningar i pilot- eller demonstrationsstadiet valdes således bort.

Förutom en litteraturstudie och ovan nämnda screening av leverantörer, beaktades motiv till eventuell prioritering och kontaktuppgifter till leverantörer samlades in. Utredningen omfattade även tekniska data, teknisk beskrivning och illustrationer av de utvalda teknikerna. Som ett sista steg utfördes en SWOT-analys för utvalda tekniker.

2.5.4 Belysa förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att producera egen biokol för behandling av jordmassor, från befintliga avfallsflöden

I steg 3 genomfördes en analys över förutsättningar för ett kommunalt avfallsbolag, liknande NSR, att uppföra en anläggning för tillverkning av biokol. Analysen utgick från de olika processtegen där själva pyrolysprocessen i reaktorn bara är en av många delar av den kedja som beskriver tillverkning av biokol.

2.6 Miljösystemanalys (AP4)

Miljösystemanalysen genomfördes i fyra steg. Först utformades tre scenarier för att beskriva olika alternativ för att hantera trädgårdsavfall, producera biokol och energi på NSR-anläggningen, samt behandla förorenade jordar. I det andra steget genomfördes en material- och energiflödesanalys för att kartlägga flödena i de tre scenarierna. I det tredje steget genomfördes en livscykelanalys för att jämföra miljöpåverkan i de olika systemen. I det fjärde steget gjordes en substansflödesanalys (SFA) för att studera flöden och mängder av ämnen i förorenade jordar som kan ha negativa effekter på ekosystemen och människors hälsa. Metoden beskrivs kortfattat nedan och mer i detalj i (Papageorgiou et al., In prep.).

2.6.1 Scenariodefinition

Fallstudie

Som fallstudie valdes avfallsanläggningen Filborna i den nordöstra utkanten av Helsingborg. Anläggningen drivs av det kommunala företaget NSR AB (Nordvästra Skånes Renhållnings AB).

Två avfallsströmmar som hanteras på anläggningen är förorenad jord och urbant trädgårdsavfall. Den förorenade jorden kommer från utgrävning och rivning i Helsingborgs stadsområde och deponeras för närvarande på anläggningen. Det urbana trädgårdsavfallet sorteras i två fraktioner (träavfall, kallat ”villafällis”, och grönt avfall) efter leverans till anläggningen. Träavfallet transporteras till Falkenberg där det används som bränsle för fjärrvärme. Det gröna avfallet, som huvudsakligen består av löv, barr och gräs, komposteras på anläggningen.

NSR har undersökt behandlingsalternativ för träavfallet och den förorenade jorden och de har nyligen beslutat att investera i en ny pyrolysanläggning (BioGreen, 3700 kW biomassa input) för konvertering av träavfallet till energi (värme) och biokol (AP2). Den producerade värmen kommer att exporteras till det lokala fjärrvärmenätet. För biokolen övervägs olika användningsområden. Den användning som studeras här är blandning av biokolen med förorenad jord och användning av jordblandningen för olika ändamål utanför anläggningen.

Scenarier

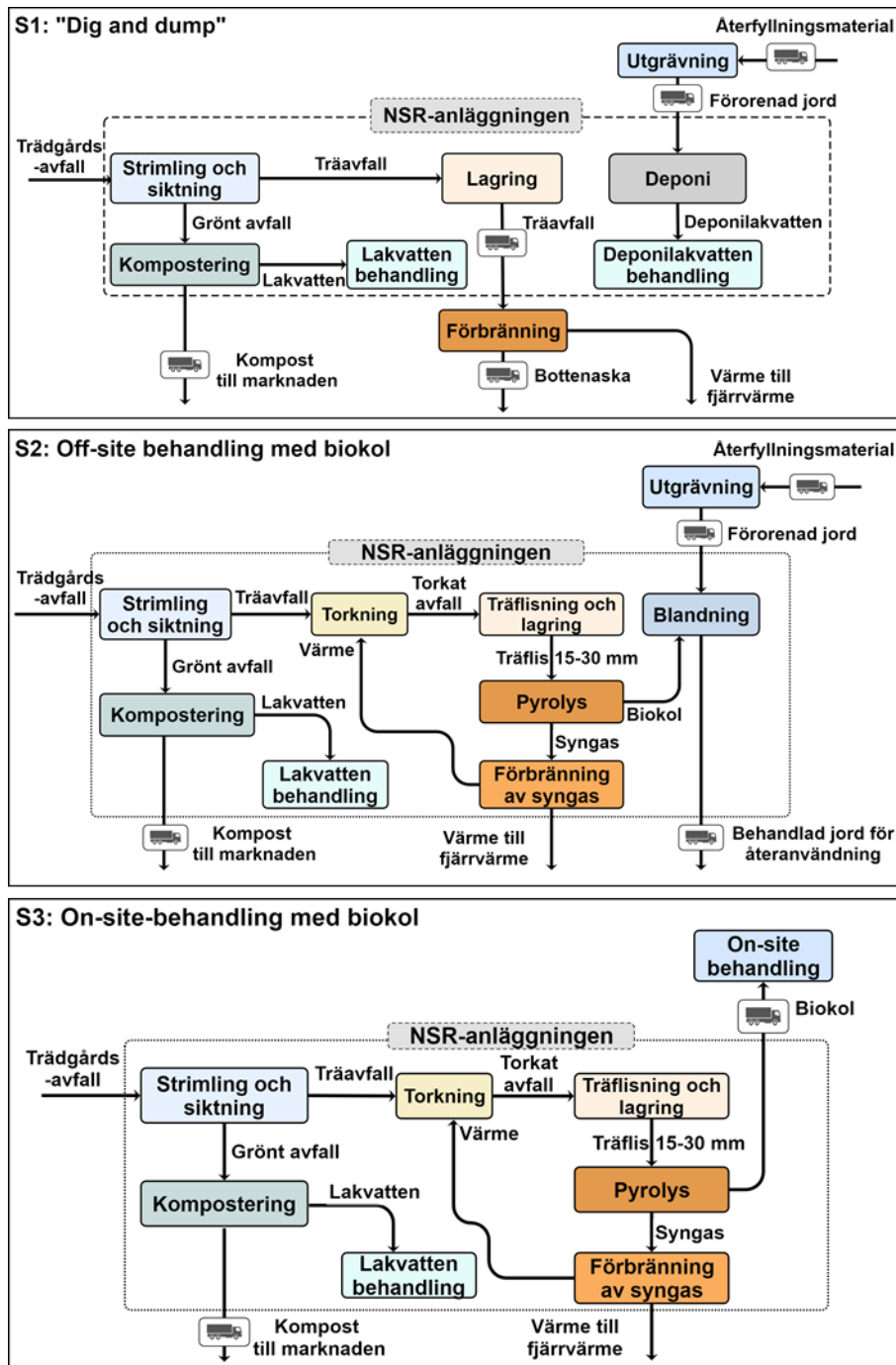
Tre olika scenarier utvecklades för att beskriva tre olika alternativ för avfallshantering, energiproduktion och hantering av lätt förorenad jord (Figur 2.15).

Scenario 1 (S1): "Dig and dump". Detta scenario visar den aktuella situationen på NSR. Trädgårdsavfall som levereras till anläggningen finfördelas och siktas för att separera träavfall och grönt avfall. Träavfallet lagras och transporteras sedan 125 km norrut till Falkenberg där det förbränns i en fjärrvärmeanläggning. Resten av trädgårdsavfallet (grönt avfall), som främst innehåller löv, barr och gräs, komposteras. Den producerade komposten säljs till olika kunder, medan lakvatten från komposteringen samlas upp och behandlas i dammar i anläggningen. Lätt kontaminerad jord med metaller och polycykliska aromatiska kolväten (PAH), som härstammar från grävnings- eller rivningsarbeten i Helsingborg, överförs till NSR där det placeras på deponin, medan nytt inert material transporteras till byggarbetsplatserna för återfyllning. Lakvatten från deponin samlas upp och behandlas på plats och släpps sedan ut i Öresund.

Scenario 2 (S2): 'Off-site' behandling med biokol. I S2 torkas det sorterade träavfallet och flisas sedan till träflis (15-30 mm). Träflisen omvandlas sedan genom långsam pyrolys till syngas och biokol. Den producerade syngasen förbränns och en del av den producerade värmen används för torkning av träavfallet, medan resten exporteras till det lokala fjärrvärmenätet. I S2 antas att förorenad jord från byggplatser i Helsingborg transporteras till NSRs anläggning där den blandas med det producerade biokolet (94% jord, 6% biokol). Den biokolblandade jorden transporteras sedan till närliggande omgivningar för återanvändning som anläggningsjord.

Scenario 3 (S3): 'On-site' behandling med biokol. S3 liknar S2. Den huvudsakliga skillnaden är att det producerade biokolet från pyrolysen transporteras till de platser där den förorenade jorden grävs ut, och där blandas den med den förorenade jorden (94% jord, 6% biokol). Den biokol-behandlade jorden används sedan som återfyllningsmaterial på platsen.

Det är värt att notera att NSR under 2020 börjar använda HVO100 (hydrogenated vegetable oil) som biobränsle för alla maskiner i anläggningen och transporter av material. I scenarierna antas alltså att alla maskiner inom NSR-anläggningen använder HVO100 liksom lastbilarna som transporterar träavfallet till förbränningsanläggningen (i S1) och biokolet till användningsplatsen (i S3). All annan transport sker med dieseldrivna lastbilar.



Figur 2.15 Flödesscheman som visar S1, S2 och S3.

2.6.2 Material- och energiflödesanalys

Materialflödesanalys (MFA) är en systematisk beskrivning av flöden och lager av material inom ett system definierat i tid och rum (Brunner och Rechberger, 2016). Den grundläggande principen för MFA är lagen om bevarande av materia som tillämpas för att upprätta systemets massbalans. En MFA kan utvidgas till att även inkludera energiflöden i en material- och energiflödesanalys (MEFA), (Naohiro et al., 2015).

Målet med MEFAn är att kartlägga och kvantifiera källor, flöden och lager av material och energi i de system som beskrivs av S1, S2 och S3 (Figur 2.15) för att ge information om hur dessa system fungerar, och för att konstruera livscykelinventeringen. Tidsperioden för analysen är ett år. Data om material- och energiflöden insamlades huvudsakligen genom personlig kommunikation med personalen på NSR. Denna information kompletterades med litteratordata och med användning av principerna för mass- och energibalans.

2.6.3 Livscykelanalys (LCA)

En jämförande processbaserad LCA utfördes i denna studie med hjälp av LCA-mjukvaran Brightway2 (Mutel, 2017) och dess grafiska gränssnitt Activity Browser (Steubing et al., 2020). LCA är en systematisk metod för att utvärdera miljöpåverkan av ett produkt-system under dess livscykel. LCA:n i denna studie är genomförd i enlighet med ISO 14040 och ISO 14044.

Definition av mål och omfattning

Mål. Målet med LCA:n var att jämföra och identifiera stora källor till miljöeffekter i tre alternativ (Scenario 1, 2 och 3 enligt ovan) för träavfallshantering, energiproduktion och hantering av lätt förorenad jord i Helsingborg.

Systemgränser. Systemgränserna för de tre scenarierna inkluderade processerna i NSR-anläggningen, utgrävningen av den förorenade marken eller behandlingen av förorenad jord på plats. Dessutom inkluderade de transport av material mellan olika processer och uppströmpåverkan från produktion och transport av återfyllningsmedel och nedströms påverkan från slutförvaring av bottenaska. Kapitalvaror, dvs byggnad, maskiner och transportmedel ingick också i systemgränserna. Systemgränserna inkluderade inte insamling och transport av trädgårdsavfall till anläggningen, varken separationsprocessen för trädgårdsavfall eller kompostering av grönt avfall, eftersom de är desamma i alla tre scenarierna. Dessutom uteslöt systemgränserna utlakningen av föroreningar från de förorenade jordarna på deponin (S1) liksom från återanvändning av behandlad jord (S2 och S3). I stället studerades utlakningen av föroreningar separat i en substansflödesanalys (se avsnitt 2.4.4).

Val av data för bakgrundsprocesser (t.ex. elmix, fjärrvärmemix, transporter) utgick från de lokala förhållandena i Helsingborg. En 100-årig tidsram valdes för miljöpåverkanbedömningen.

Funktionell enhet. Systemen som beskrivs i S1, S2 och S3 är multifunktionella eftersom de tillhandahåller tre olika funktioner: behandling av träavfall, produktion av värme för fjärrvärme och hantering av lätt förorenade jordar. Den funktionella enheten sattes till 1 års drift av pyrolysanläggningen som köpts av NSR (71% drifttid, 800 kg h⁻¹ torrt träavfall, 1250 t år⁻¹ biokol). Detta motsvarar behandling av 5 650 ton träavfall, produktion av 58 218 GJ fjärrvärme och hantering av 12 240 m³ lätt förorenad jord. Valet av en sådan funktionell enhet är vanligt för multifunktionella system, som bioraffinaderier, eftersom det gör det möjligt att kvantifiera fördelarna med processintegration (Ahlgren et al., 2015).

Systemexpansion. Systemexpansionsmetoden valdes i denna studie för att hålla den funktionella enheten konstant och säkerställa att olika scenarier levererar samma tjänster (ISO 14044), (Lousselet et al., 2017). S2 och S3 utvidgades till att inkludera produktion av värme från flisförbränning i kombinerat kraftvärmeverk (CHP) för att kompensera för den minskade värmeproduktionen från pyrolys. Dessutom antogs de behandlade jordarna i S2 återanvändas och därigenom ersätta återfyllnad med jungfruliga material. S2 inkluderade därför undvikt miljöbelastning från utvinning och transport av jungfruliga inerta material.

Livscykelinventering

Livscykelinventering är den kvantitativa beskrivningen av inflöden (resurserna) och utflöden (utsläpp) under hela livscykeln för ett system i förhållande till den funktionella enheten (Finnveden et al., 2009). Mer information om modellering av scenarier finns i Pappageorgiou et al. (In prep).

Miljöpåverkansbedömning

I miljöpåverkansbedömning används miljöpåverkansbedömningsmetoder för att kombinera de miljöutsläpp som beräknats under livscykelinventeringen till olika miljöpåverkanskategorier (Pettersen och Hertwich, 2008). I denna studie användes miljöpåverkansbedömningsmetoden ILCD 2.0 (European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability, 2012). Miljöbedömningsmetoderna för humantoxicitet och ekotoxicitet användes inte. Istället gjordes en substansflödesanalys, se Avsnitt 2.6.4.

2.6.4 Substansflödesanalys (SFA) i ett livscykelperspektiv

För SFA tillämpades samma metod som för MEFA (Brunner and Rechberger, 2016). Målet med SFA:n var att analysera innehåll och flöden av specifika ämnen i de system som beskrivs i S1, S2 och S3, vilka kan ge negativa effekter på ekosystem och på människors hälsa. Systemgränserna inkluderade samma processer som systemgränserna i LCA och dessutom inkluderades utlakning av föroreningar från deponerad jord i S1 och återanvänd biokolbehandlad jord i S2 och S3. Tidsramen för analysen var 100 år.

Uppskattning av substansflödena

Uppskattningar av mängderna av utlakande metaller och PAH från deponin och den biokolbehandlade jorden erhöles från fältförsöken i AP1 och extrapolerades till en tidsperiod på 100 år med användning av L/S-förhållande-metoden.

Data för koncentrationerna av metaller i lakvatten från den förorenade jorden och den biokolbehandlade jorden samlades in med lysimetrar som installerades i bäddar med dessa jordar. För PAH bestämdes initialt de fritt lösta porvattenkoncentrationerna med hjälp av lakteter med POM-metoden (Arp et al., 2014; Josefsson et al., 2015). Därefter uppskattades de mobila koncentrationerna av PAH i lakvatten från jordarna baserat på metoden presenterad av Enell et al. (2016) som tar hänsyn till sorption av PAH till löst organiskt kol.

L/S-förhållandet för den förorenade jorden i deponin uppskattades med användning av metoden beskriven av Birgisdóttir et al., (2007), enligt vilken 100-årsperioden är indelad i fyra tidsperioder som återspeglar de förändrade förhållandena under den aktiva och passiva fasen av en deponi. De fyra tidsperioderna beskrivs i Tabell 2.8. Den genomsnittliga årliga nederbörden uppskattades 758 mm baserat på lokala nederbörddata från SMHI (SMHI, 2020). För det uppsamlade lakvattnet under den aktiva fasen av deponin antogs att 40% av metallerna och PAH leds till avloppsvatten som släpps ut i miljön (Öresund). De återstående 60% hamnar i slammet som skickas för behandling. Behandlingen av slammet utesluts från systemgränserna.

För L/S-förhållandet i den återanvända behandlade jorden (S2 och S3) antogs den genomsnittliga infiltrationen vara 50% av den årliga nederbörden. Användandet av ett gängse medelvärde för infiltration av vatten i den behandlade jorden gjordes, eftersom jordens specifika användning är okänd. Dessutom antogs livslängden för användningen av den behandlade jorden vara 100 år, tjockleken av jorden 1 m och att 100% av lakvattnet från jorden släpps ut till omgivningen.

Tabell 2.8 Beskrivning av de fyra olika perioderna på deponin

Fas	Tidsperiod	Längd (år)	Beskrivning	% av den årliga nederbörden som infiltrerar och blir lakvatten	% lakvatten som samlas upp och behandlas
Aktiv	1	5	Förorenad jord används som långsiktig mellanhölje med en tjocklek på 1 m innan toppskyddet skapas.	80	80% samlas in för behandling och 20% släpps ut i omgivningen.
Aktiv	2	2	Toppskyddet är skapat men vegetationen är inte väl skapat.	40	80% samlas in för behandling och 20% släpps ut i omgivningen..
Aktiv	3	50	Vegetationen är skapat.	30	80% samlas in för behandling och 20% släpps ut i omgivningen.
Passiv	4	43	Ingen lakvatteninsamling	30	0% samlas in för behandling och 100% släpps ut i omgivningen.

2.7 Projektledning och kunskapsspridning (AP5)

Projektet har letts av Anja Enell (SGI) med hjälp av en ledningsgrupp bestående av arbetspaketledarna (Peter Flyhammar, Ludvig Landen, Cecilia Sundberg) och en representant från SLU (Dan Berggren Kleja). Kunskapsspridning har under projektets gång skett via projektets referensgrupp och via projektets hemsida <http://projects.swedgeo.se/biokol/>

Två möten med referensgruppen har hållits (2019-05-10 och 2020-04-03). En slut-workshop/slutseminarium, öppen för alla intressenter, hölls den 2020-06-15 som ett webinarium.

3. Resultat och diskussion

3.1 Litteraturstudie (AP1 del 1)

För litteraturstudien i sin helhet hänvisas till Gustafsson et al. (2020). Nedan presenteras en sammanfattning.

Att hitta ett optimalt biokol för behandling av jordmassor som är förorenade av både metaller och organiska miljögifter (PAH) är en utmaning. Fastläggning (sorption) av metaller och PAH i en biokolsbehandlad jord styrs av olika processer (Avsnitt 1.3).

Ett biokol som har optimala egenskaper för att fastlägga positivt laddade tungmetaller (se faktaruta nedan), som t ex. Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, och Zn har troligen inte optimala egenskaper för sorption av PAH och fungerar sällan, eller inte alls för metaller och halvmetaller som As, Cr, Mo, Sb och V när dessa förekommer i anjonisk form (det vill säga är negativt laddade). Dessutom påverkar både valet av råvara och processparametrar (särskilt pyrolys-temperaturen) vilka egenskaper biokolet får.

För en god fastläggning av tungmetaller (Cu, Pb och Zn) ska biokolet ha följande egenskaper:

- stor specifik yta
- högt innehåll av mikroporer
- stort innehåll av funktionella grupper (hög polaritet; högt O/C)
- hög askhalt (ger högt pH, hög katjonbyteskapacitet; CEC)
- tillgång till karbonater och fosfater som kan bilda kemiska fällningar

För en god fastläggning av PAH ska biokolet ha följande egenskaper:

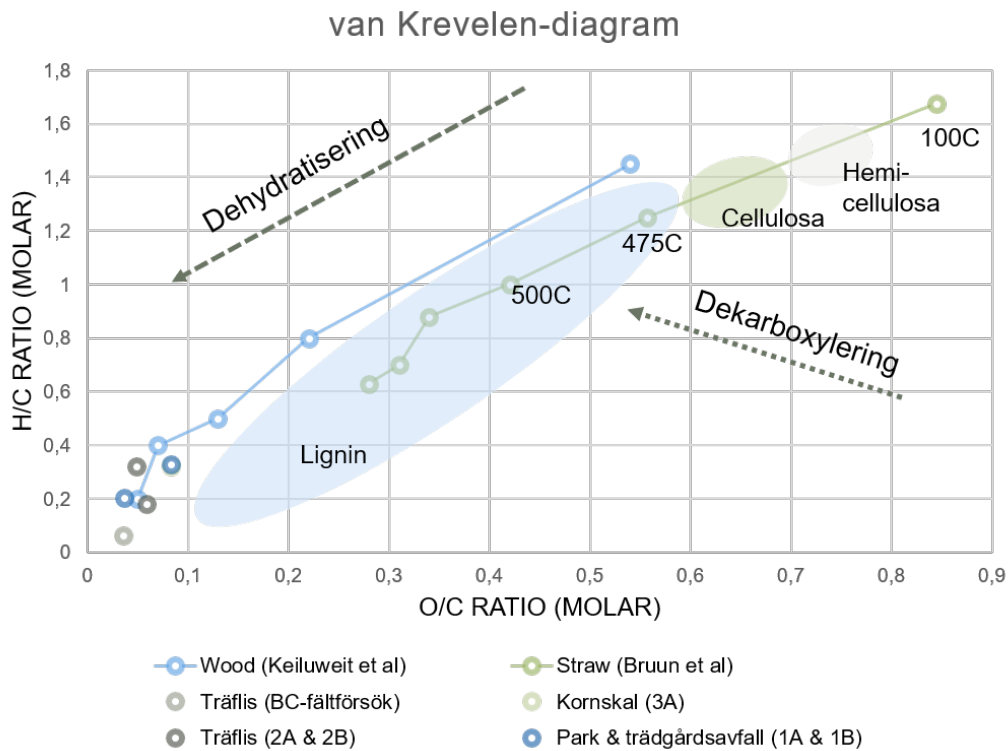
- stor specifik yta
- högt innehåll av mikroporer
- låg polaritet (lågt O/C-förhållande)
- vara aromatiskt (ha många hydrofoba ytor)

3.1.1 Val av råvara och pyrolys-temperatur spelar stor roll

Biomassa består huvudsakligen av cellulosa, lignin och hemicellulosa samt en mindre mängd oorganiska och andra organiska substanser. Den relativa sammansättningen av lignin, hemicellulosa och cellulosa i biomassan påverkar sammansättningen och strukturen hos slutprodukten (Lehmann and Joseph, 2015). Biomassa med hög ligninhalt ger en hög andel kol i slutprodukten (Wang and Zhongyang, 2016). Detta eftersom lignin sönderdelas mycket långsammare än cellulosa (och hemicellulosa) under pyrolysen (Giudicianni et al., 2013), Figur 3.1.

Hemicellulosa bryts ned vid lägst temperatur, 220 - 315 °C, medan cellulosa börjar brytas ned mellan 315 - 400 °C och lignin bryts ner under ett betydligt större temperaturintervall (160 - 900 °C), (Lehmann and Joseph, 2015). Mineralerna som finns i biomassan bryts inte ned utan blir till aska under pyrolysen (Brownsort, 2009). Trä-baserat biokol (som har en hög ligninhalt och låg mineralhalt) har därför ett högre kolinnehåll jämfört med gräs-baserat biokol, som har lägre ligninhalt och högre innehåll av obrännbara komponenter (Wang et al., 2016; Wang and Zhongyang, 2016).

Biokolets sammansättning av kol (C), kväve (N), väte (H) och syre (O) beror därför på råvaran, men påverkas också i mycket hög grad av pyrolys-temperaturen. Biokol som produceras vid höga temperaturer (600 – 900 °C får högt innehåll av C, i storleksordningen 80 - 90 % och lågt O-, H- och N-innehåll, medan biokol som produceras vid låga temperaturer (runt 500°C, eller lägre) får låga C-innehåll, i storleksordningen 20 – 40 % (Kupryianchyk et al., 2016; Lehmann och Joseph, 2015). Detta kan illustreras med så kallade van Krevelen-diagram där förhållandet (i mol/mol) mellan H/C plottas mot O/C (eller (O+N)/C), se exempel i (Figur 3.1).



Figur 3.1 Exempel på van Krevelen-diagram. Temperaturserier för två olika råvaror; 1) ligninrik- (Keiluweit et al., 2012) och 2) cellulosa-rik biomassa (Bruun et al., 2011), samt undersökta biokol i Biokol-RE:source: Träflis: 2A (500C), 2B (600C), BC-fältstudie (750C), Kornskal, 3A (600C), Park- (1B, 650C)- och trädgårdsavfall (1A, 700C). Pilar visar riktningen på hur data-punkter förskjuts i diagrammet vid ökad dehydratisering och dekarboxylering. Färgade områden indikerar förbränningsområden för hemicellulosa, cellulosa och lignin för temperaturserien hämtad från Bruun et al., (2011).

Ökningen av C-innehållet med ökad temperatur beror på förluster av O- och N-innehållande funktionella grupper som försvinner under processen genom dehydratisering och dekarboxylering, vilket gör att ytorna på ett biokol som förbränts vid en hög temperatur blir mindre hydrofila. Biokolet blir därmed mer "aromatiskt", vilket gynnar fastläggning av opolära hydrofoba organiska ämnen, så som PAH, enligt jämviktsfördelningsprincipen (Avsnitt 1.3.2).

Antalet N- och O-heterocykler på/i biokolet ger upphov till negativt laddade ytor på biokolet till vilka positivt laddade näringsämnen och metaller som är i katjonform (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} m.fl.) kan binda (Avsnitt 1.3.1).

Biokol som är producerat under höga temperaturer (600 - 900 °C) och av biomassa rik på lignin lämpar sig därför till behandling av jord förorenad av PAH, eftersom en förbränning vid hög temperatur gör biokolet mer hydrofobt, men också för att den höga temperaturen leder till en ökad ytarea och fler antal mikroporer. Den stora ytarean och mikroporositeten hos ett sådant biokol gör att det även kan vara lämpligt för sorption av metaller, men eventuellt inte den mest optimala sammansättningen. Temperaturen bör dock inte överstiga 900 °C, då strukturen i biokolet bryts ner vid för höga temperaturer.

Biokol som även avgasas efter produktion kan vara än mer gynnsamt för fastläggning av PAH, eftersom det kan optimera mängden hydrofoba porer i biokolet där PAH gärna fäster. Flera olika material med mycket cellulosa i sig, som jordnötsskal och olika typer av gräs t ex. vetestrån, har visat sig ha goda fastläggningsförmågor av PAH, men träbaserade biomassor som har högt lignininnehåll och förbränns vid en hög temperatur (>600 – 900 °C) bör vara det mest optimala.

Biokol som är ämnat till att fastlägga tungmetaller gynnas av hög ytladdning med ett stort antal funktionella grupper, högt pH och innehåll av vattenlöslig fosfor och karbonater. Pyrolystemperaturer behöver vara lägre för att dessa egenskaper ska gynnas (under 500 °C) och råvaran behöver ha större inslag av cellulosa och mineraler (för att få ett högre innehåll av aska).

Vedartad biomassa som förbränns vid hög temperatur ger biokol lämpliga för fastläggning av PAH

- Biomassa rik på lignin och hög pyrolystemp (600-900 °C) ger biokol med hög förkolningsgrad; hög halt av kol (C).
- Graden av förkolning kan beskrivas genom att beräkna förhållanden mellan syre (O), väte (H), kväve (N) och C.
- Låga O/C-, H/C- och (O+N)/C-förhållanden betyder högre grad av förkolning och ett mer aromatiskt biokol
- Aromatiskt biokol har många hydrofoba ytor och till dessa ytor kan organiska hydrofoba föroreningar som t ex. PAH fästa

Biomassa med inslag av gröna delar som förbränns vid låg temperatur ger biokol som kan stabilisera tungmetaller

- Biomassa med gröna växtdelar, tex gräs, har lägre halt lignin och större mineralinnehåll jämfört med trä-biomassa, vilket ger högre halt aska i biokolet
- Aska är basiskt och kan öka pH och CEC i biokolsbehandlad jord
- En låg förbränningstemperatur (300 - 500°C) betyder en lägre grad av förkolning och högre O/C-, H/C- och (O+N)/C-förhållanden
- Ett sådant biokol har fler negativt laddade funktionella grupper till vilka positivt laddade metalljoner så som t ex. Cu, Pb och Zn kan binda

3.1.2 Lämpliga organiska avfall för produktion av biokol

Litteratur- och lab-studien inom AP1 har fokuserat på biokolsproduktion från avfall bestående av trä eller växt-biomassa, men biokol kan även produceras av andra typer av organiska avfall så som tex slakteriavfall och avloppsslam.

Lämpliga organiska avfall för att optimera PAH-sorption är biomassa med hög ligninhalt (producerade vid hög temperatur; 600 - 900°C). Exempel på sådana är trädgårdsavfall, skogsavfall, parkavfall som innehåller en stor andel vedartad biomassa och en mindre mängd gröna växtdelar.

Lämpliga organiska avfall för att optimera för metall-sorption är växtbaserade biomassor med hög cellulosahalt och mineraler (producerade vid lägre temperatur <500°C), t ex. trädgårdsavfall med stort inslag av gröna blad och gräs, eller jordbruksavfall.

3.1.3 Svårt att hitta biokol som fungerar för alla föroreningar

Litteraturstudien visade att det är svårt att hitta biokol som fungerar för metaller och halvmetaller som vanligen existerar som negativt laddade anjoner i marken; t ex. As, Cr, Mo, Sb och V (t ex. Hilber et al., 2017 och referenser däri).

Anjoner binder inte till samma platser som katjonerna utan behöver positivt laddade ytor, så som t ex. Fe-, Al- och Mn-oxider och oxyhydroxider. Om en tillsats av biokol till jor-

den höjer markvattnets pH kommer också anjonernas rörlighet att öka, det vill säga utlakningen av As, Cr, Mo, Sb och V kan öka (Beesley et al., 2011; Hilber et al., 2017; Zama et al., 2018). Flera studier har också rapporterat att t ex As kan öka i markvattnet vid en tillsats av biokol (Masscheleyn et al., 1991; Yamaguchi et al., 2011) och att As kan bli mer biotillgängligt så att det kan tas upp av grödor som t ex. till ris (Yin et al., 2017).

Genom att modifiera biokol eller använda det i kombination med andra tillsatsmedel kan eventuellt fastläggning för både tungmetaller (katjoner) och föroreningar som uppträder som anjoner optimeras. När det gäller As har kombinationer av biokol med järnhydroxider föreslagits då järnet kan minska rörligheten av As i jord genom adsorption (Yin et al., 2017). As kan bindas till Fe-jonen som binder –OH. Genom en komplexbildningsreaktion byts OH ut mot As. Det betyder att As kan bindas även till en positiv yta, även om bindningsstyrkan avtar med ökande pH (Tiberg et al., 2016).

Som beskrivits ovan behövs också olika råvara (typ av biomassa) och processparametrar (framförallt pyrolys-temperatur) för att ge optimala förutsättningar för sorption av tungmetaller (Cu, Pb, Zn) och organiska miljögifter (PAH). Därför är det svårt att hitta ett optimalt biokol för att stabilisera jordavfall som innehåller både PAH och metaller. Eventuellt så kan ett biokol producerat av ligninrik biomassa under höga temperaturer (600 - 900 °C) fungera. Ett sådant biokol kommer att få mycket goda förutsättningar för sorption av PAH (hög C-halt och hög aromaticitet), men också en stor ytareal och många mikroporer. Den stora ytarean och höga mikroporositeten gör att biokolet även kan fungera för sorption av tungmetaller, även om förhållandena kanske ej är det mest optimala.

3.1.4 Hur stor tillsats av biokol behövs?

Vår litteraturstudie omfattade endast ett fåtal studier som undersökt effekter av olika stora tillsatser av biokol till jord för behandling av metaller och PAH, men baserat på det begränsade underlaget drogs slutsatsen att en tillsats på runt 2-3 viktsprocent biokol i jorden kan räcka för att få en stabiliserande effekt (Bielská et al., 2018; Khan et al., 2015; Oleszczuk et al., 2014). Fastläggning av PAH verkar gynnas av en högre tillsats än så (Oleszczuk et al., 2014), men risk för negativa effekter på markekosystemet kan föreligga vid höga tillsatser så som 10% (viktsprocent), (Khan et al., 2015), och kan eventuellt erhållas redan vid en 5 %-tillsats (Oleszczuk et al., 2014). Negativa effekter tros vara kopplade till t ex. pH-förändringar i marken om biokolet innehåller stor mängd aska (Khan et al., 2015).

3.1.5 Behandling av ”lågkvalitativ” mark har störst potential att minska föroreningarnas löslighet

Metallers löslighet i marken är starkt beroende av pH, men även av lerhalt och organiskt material. Det är därför troligt att den relativa effekten av en biokolsbehandling kommer att vara störst (med avseende på att reducera katjoniska metallers löslighet) om en ”lågkvalitativ” jord, med låg halt lera, organiskt material och relativt lågt pH-värde, behandlas istället för en jord med hög markkvalitet. Tillsatsen av biokol till en ”lågkvalitativ” jord

har alltså bättre förutsättningar att öka markens pH, dess CEC och därmed fastläggningsförmåga samtidigt som biokolet ger jorden markförbättrande egenskaper så som möjlighet att hålla kvar vatten och näring.

3.1.6 Välj ett så stabilt biokol som möjligt

Biokol som producerats vid låga temperaturer, och av gröna växtdelar, innehåller en större andel aska. Askan kan hjälpa till att reducera tillgängligheten av tungmetaller genom att den är basiskt och därmed höjer markens pH (som en kalkande effekt). Den pH-höjande effekten som en biokolsbehandling kan ha på markvatten-systemet kan med tiden försämrans på grund av att den basiska ytan på biokolet kan komma att minska/försvinna beroende på hur fort askan i biokolet vittrar med tiden (de la Rosa et al., 2018).

Vidare kan en hög askhalt, i kombination med en stor tillsats av biokol till en jord med låg buffertkapacitet eventuellt skapa pH-förändringar i marken som är negativa för marklevande organismer som är pH-känsliga, t ex. hoppstjärtar (Khan et al., 2015).

Av dessa anledningar kan också ett biokol producerat av ligninrik biomassa vid hög temperatur, vilket ger ett mer stabilt kol (Crombie et al., 2013) med lägre andel aska, vara det mest lämpliga att välja för att behandla förorenade jordavfall.

För vissa metaller så som Pb kan det dock ändå vara bättre att välja ett biokol med inslag av aska. Detta eftersom Pb kan bilda fällningar med fosfat (som kan finnas i askan/mineralfasen). Därigenom kan Pb fastläggas genom en utfällningsreaktion som troligen är mer stabil än en ”kalkande effekt” som aska kan ha.

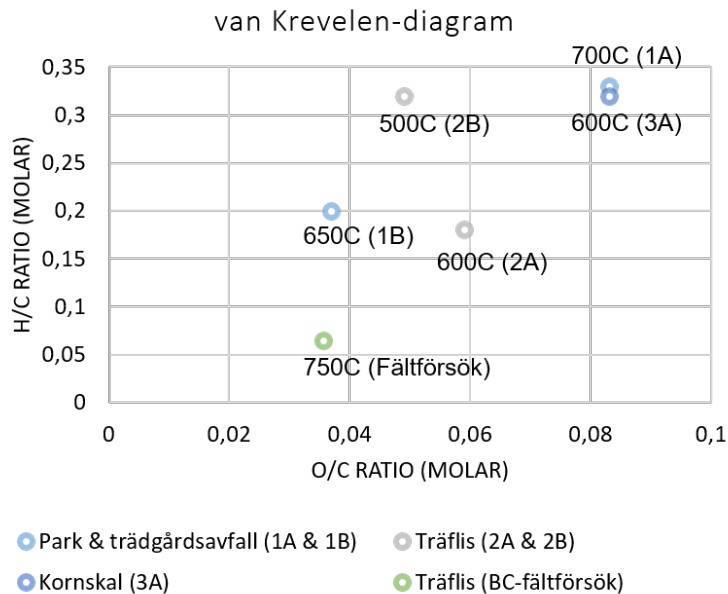
Biokol för sorption av både metaller och PAH

- Biomassa rik på lignin och hög pyrolys-temp (600 – 900 °C) ger biokol med stor ytareal och hög mikroporositet, vilket är bra egenskaper för fastläggning av både tungmetaller och PAH
- Biokolet bör ha låg askhalt så att minskningen av metaller i markvatten inte primärt är ett resultat av en pH-höjande effekt (på grund av den basiska askan) utan en adsorption till själva biokolet. Detta eftersom askan på några år kan vittra, vilket gör att metallerna återigen bli lösliga.
- Biokolet ska vara stabilt över lång tid så att behandlingen och fastläggningen av föroreningar fungera på lång sikt och inte behöver upprepas. Biokol som tillverkats vid höga temperatur har visat sig vara mer stabila än de som framställts vid låga temperaturer.

3.2 Laboratoriestudie (AP1 del 1)

För fler detaljer än de nedan redovisade hänvisas till Examensarbete av Norberg (2019), samt rapport av Enell et al., (2019).

Samtliga fem undersökta biokol hade låga O/C- och H/C-innehåll (Figur 3.2), det vill säga de var väl förkolnade och inte särskilt polära i relation till biokol som pyrolyserats vid lägre temperaturer (<500C) och av cellulosa-rika material (Figur 3.1).



Figur 3.2 De fem biokolens innehåll av H/C vs OC-förhållande (för jämförelse visas och det biokol som användes till fältstudien; BC-fältförsök).

Det bör noteras att biakolen som undersöktes i laboratoriestudien inte är framställda för att få egenskaper som är optimala för tungmetall-sorption, utan pyrolyserade vid en hög temperatur så att de ska få så stor yta och mikroporositet som möjligt och därmed passa för sorption av både tungmetaller och PAH.

Biokol 1A (Trädgårdsavfall) och 3A (Kornskal) hade högst O/C-värde vilket troligen beror på det högre inslaget av gröna-växtdelar i dessa biomassor. I motsats till förväntat hade biokol 1B (Parkavfall) ett lägre O/C-värde än 1A. Skillnader i sammansättning kan vara en förklaring. Eventuellt innehöll 1B (Parkavfall; biomassa från stormskadade träd) en högre lignin halt och en lägre cellulosa-halt än 1A (Trädgårdsavfall), det har inte gått att få fram uppgifter om exakt sammansättning av biomassorna som användes. 1A hade dock en större specifik yta och en lägre askhalt än 1B (Tabell 2.1) vilket stödjer misstanke om skillnader i biomassa-sammansättning.

Biokol 2A och 2B var tillverkat av samma producent och av samma typ av biomassa (flisat returträ), men förbränt vid 500 respektive 600 C. Ändå placerar sig dessa biokol ”fel” i förhållande till varandra i van Krevelen-diagrammet (Figur 3.2). Den högre förbrän-

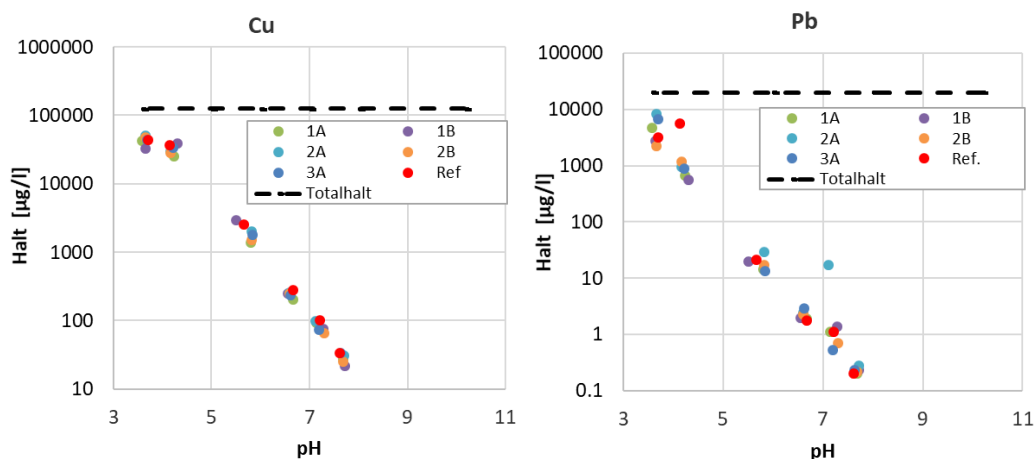
ningstemperaturen borde teoretiskt sett ha gett ett lägre O/C-förhållande för 2B. Förklaringen till att verkligheten avviker från teorin ligger troligen i att den använda förbränningstekniken (Pyreg P500) inte går att temperatur-styra särskilt väl. Den angivna pyrolysttemperaturen är en uppskattning och inte ett verifierat värde. Pyreg P500 är en pyrolysteknik där temperaturen i pannan är starkt beroende av biomassans fukthalt och differenser på +/-50 °C från vald temperatur kan betraktas som ”normala”.

Våra resultat visar därmed att förväntade egenskaper (eller önskade skillnader mellan biokol) kan vara svåra att erhålla genom inköp av kommersiella produkter. Det är svårt att veta i förväg om biokolet kommer att ha de egenskaper som önskas, då både sammansättningen på råvaran och dess fukthalt (vilken kan ha en effekt på pyrolysttemperaturen) kan variera över tid.

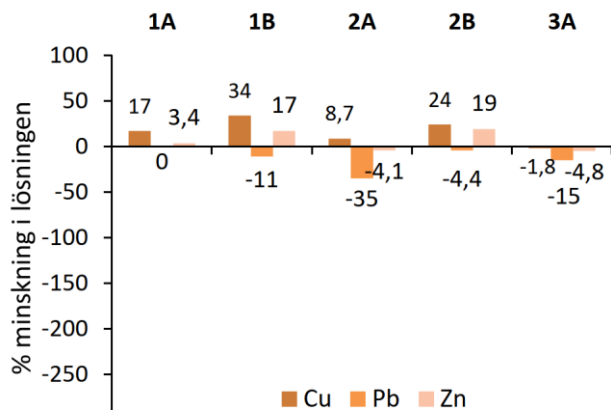
Vår slutsats är därför att det är svårt att ”skraddarsy” biokol med Pyreg P500 och att andra pyrolystekniker, där processparametrar går att kontrollera bättre bör väljas. Sådana finns redan på marknaden, se Avsnitt 3.5.2 och teknisk rapport av Ertl, (2019).

3.2.1 Sorption av tungmetaller

Försöken med den metallförorenade jorden visade på en starkt pH-beroende löslighet av samtliga tungmetaller, vilket illustreras i Figur 3.3 för Cu och Pb. Lösligheten ökar med ungefär en faktor 10 för varje enhet pH sjunker. Den metallförorenade jorden hade redan från början ett högt pH på 7.8 (Tabell 2.2), vilket gjorde att den pH-höjande effekten av biokollstillsatserna uteblev. Jorden visade sig också ha ett ovanligt högt innehåll av järn(hydr)oxider, vilket gav en stark inbindning av metallerna redan utan tillsats av något biokol. Båda dessa faktorer bidrog till att vi inte kunde se någon direkt effekt av någon av biokollstillsatserna (Figur 3.4).



Figur 3.3 Lösligheten av Cu och Pb i den metallförorenade jorden med inblandning av de fem biokolen (1A-3A) och utan biokol (=Ref). För jämförelse visas också totalhalten av metallen i jord-suspensionen.

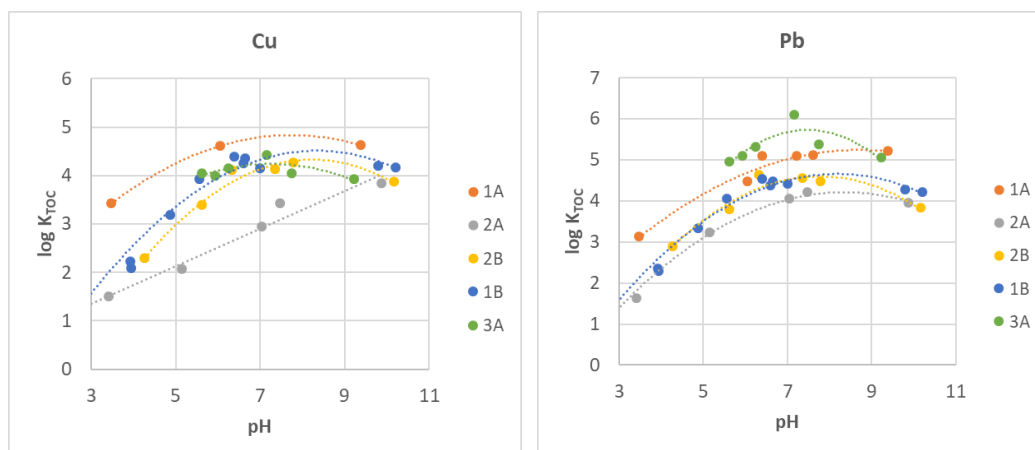


Figur 3.4 Procentuell minskning ($[\text{Kontroll} - \text{Prov}]/\text{Kontroll}$) av metaller i lösningen vid jordens egna pH. Positiva värden innebär att andelen löst metall minskat och att metallen fastlagts till biokol. Negativa värden betyder istället att mer metall gått ut i lösningen då biokol tillsats.

Biokol 1A, 1B och 2B reducerade visserligen halten Cu och Zn något, men ökade utlakningen av Pb. Biokol 3A ökade utlakningen av alla tre metallerna.

Försöken med enbart biokol och olika metalltillsatser visade dock på en stor skillnad i metallbindande förmåga hos de olika biokolen (Figur 3.5). De två biokol som hade högst O/C, 1A och 3A, (Figur 3.2 och Tabell 2.1) hade också starkast inbindning av metallerna (Figur 3.5). Vad som beror på råmaterial, eller pyrolystemperatur går dock inte att säga utifrån våra resultat. Mer information om pyrolysförhållanden och mer exakta beskrivningar av biomassorna hade behövts för att avgöra detta, samt fler biokolsmaterial.

Noteras kan dock att den pH-beroende sorptionen liknar den för jorden, vilket indikerar att samma typ av reaktioner styr adsorption till biokol som till naturligt organiskt material, men att K_{OC} -värdet (se Avsnitt 1.3.1 och 1.3.2) vid jordens egna pH-värde var högre för referensjorden jämfört med K_{OC} -värdena för de flesta biokol, vilket också förklarar den uteblivna effekten av biokolsbehandlingen.



Figur 3.5 Fördelningskoefficienten mellan biokolet och lösningen ($\log K_{OC}$) som en funktion av pH i system med enbart biokol. $K_{OC} = K_{TOC}$; TOC står för total organic carbon).

Från laboratoriestudien med metaller dras en viktig slutsats: Biokol som inte optimerats för just metall-sorption, utan som tillverkats för att få egenskaper som ska passa både PAH och metaller, kan vara verkningslösa på jordar som redan har en god ”kvalitet”, det vill säga god buffertkapacitet och högt pH.

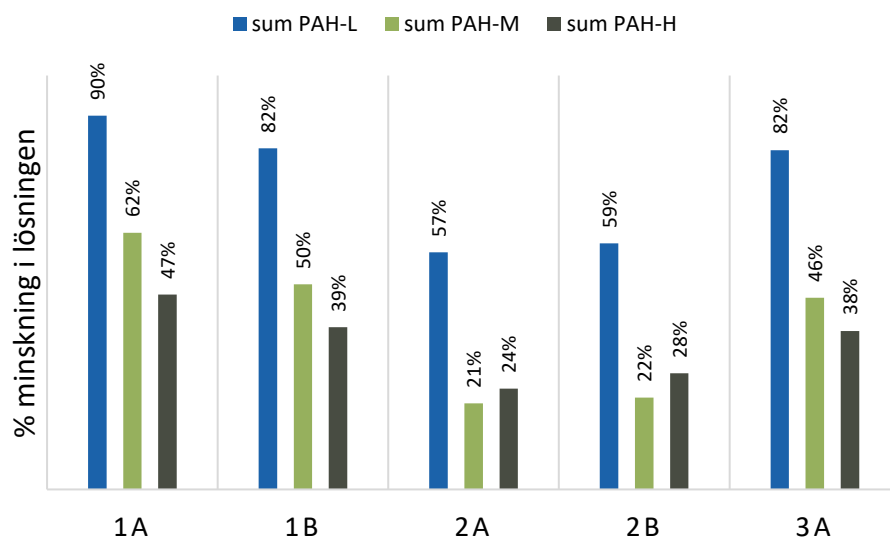
Jordar med lägre alkalinitet och lägre pH, än den här testade, hade sannolikt reagerat annorlunda på biokolbehandling. I jordar med lägre kvalitet skulle det troligen vara möjligt att se en tydligare ökning i adsorptionsförmåga efter tillförsel av biokol, något som också stöds av Salam et al., (2018), som menar att biokol generellt fungerar bättre i något försurade jordar. Av de studerade biokolen skulle 1A sannolikt fortfarande fungera bäst, då detta hade högst buffrande förmåga och högst K_{OC} . Eventuellt kan även 3A fungera bra (bäst för Pb, eftersom biokolet hade ett högt O/C värde).

3.2.2 Sorption av PAH

Inblandning av biokol till den PAH-förorenade jorden, som kom från en gasverkstomt, ledde till en minskning av koncentrationen av fritt löst PAH-L, PAH-M och PAH-H, jämfört med resultat från jorden utan behandling, visat i Figur 3.6 som procentuell minskning.

Liksom för metallerna gav biokolet 1A bäst effekt, tätt följt av 1B och 3A. De träbaserade biokolen 2A och 2B hade oväntat låg sorptionseffekt (med tanke på den höga ligninhalten i råvaran). För två enskilda ämnen i gruppen PAH-M och två i PAH-H var inte minskningen vid tillsats av 2A signifikant skild från referensjorden.

Återfinningsgraden (recovery-rate) i analysen av PAH-L var tyvärr låg (endast ca 26% för naftalen och 46% för de övriga två PAH som ingår i gruppen), vilket gör att den uppmätta procentuella minskningen av PAH-L är osäker; troligen överskattad.



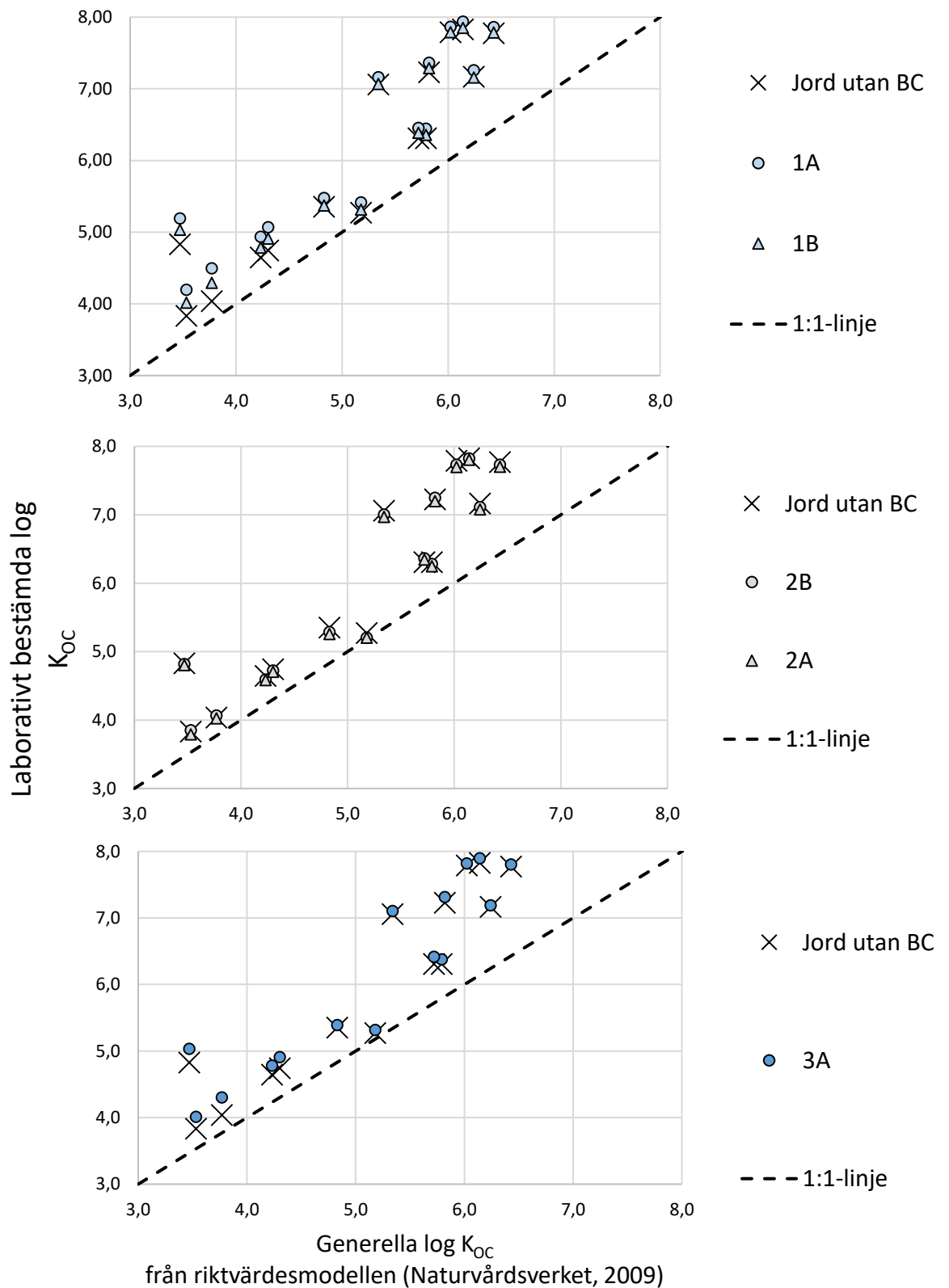
Figur 3.6 Procentuell minskning ($[(\text{Kontroll} - \text{Prov})/\text{Kontroll}]$) av PAH-L, -M och -H i lösningen (mätt som fritt löst ämne i lakvatten från POM-test). 100% i figuren skulle betyda att biokolet fastlade all PAH och att provets fritt lösta koncentration blev $C_w=0$.

PAH är oladdade (opolära) molekyler och därför har pH ingen direkt effekt på fritt löst PAH i vatten, men en ökning av pH kan öka koncentrationen av DOC, vilket i sin tur kan öka mobiliteten av PAH, eftersom PAH associerar till DOC. Laktestet vi använt mäter dock enbart fritt löst ämne och vi har därför inte studerat pH-effekter på det vis som gjordes för metallerna.

I Figur 3.7 redovisas bestämda $\log K_{OC}$ -värden för jord-biokolsblandningarna och för jorden utan biokol. Fastläggningskapaciteten hos en jord beskrivs vanligen med denna fördelningskoefficient som representerar fördelningen av en PAH mellan organiskt kol i jorden och vattenfasen (se även Avsnitt 1.3.2). K_{OC} är ämnesspecifik (ökar med ämnets hydrofobicitet) och platsspecifik (beror på kolets kvalitet). I det svenska Excel-verktyget för beräkning av riktvärden för förorenad mark används K_{OC} för att beräkna utlakning och spridning av organiska miljögifter (Naturvårdsverket, 2009). I modellen har generella K_{OC} -värden för de 16 PAH antagits baserat på ämnens oktanol-vatten-fördelning, K_{OW} (Otte et al., 2001), (Naturvårdsverket, 2017).

I Figur 3.7 jämför vi våra laborativt bestämda $\log K_{OC}$ -värden mot dessa ”generella” värden. Ämnena är ordnade efter hydrofobicitet i dessa figurer, vilket gör att med ökat värde på x-axeln ökar ämnens molekylvikt. De tre ämnen som ingår i PAH-L återfinns till exempel som de tre första grupperna av punkter (då de har låga $\log K_{OC}$).

Från Figur 3.7 framgår det att den undersökta förorenade jorden i sig själv redan har en god fastläggningskapacitet (högre K_{OC} -värden i jämförelse med de K_{OC} -värden som används för beräkning av generella riktvärden för förorenad mark). Det är högst troligt att jorden innehöll en stor andel antropogent kol vid sidan om naturligt organiskt material, då massorna härstammade från en gasverkstomt. Sådant antropogent kol är känt för att ha en hög fastläggningskapacitet för PAH (Arp et al., 2014; Bucheli and Gustafsson, 2000; Jonker and Koelmans, 2002).



Figur 3.7 Bestämda log K_{OC}-värden för jord utan biokol (BC), samt i behandlingar med biokol, i relation till de generella värden som används i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för beräkning av riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009); K_{OC} = fördelningskoefficienten mellan organiskt kol och vatten

Vidare visar Figur 3.7 att biokolen 2A och 2B hade likvärdig fastläggningskapacitet som den förorenade obehandlade jorden, medan 1A, 1B och 3A hade högre eller något högre fastläggningskapacitet, med undantag för fastläggningen av några ämnen inom gruppen PAH-M och PAH till 1B. Detta kan bero på att jord-förorening-biokol-systemet inte åldrats mer än några veckor och eventuellt att inte heller POM-testet nådde jämvikt mellan samtliga faser.

På liknande vis som för metall-sorptionen gick det inte att se några tydliga samband mellan fastläggningen av PAH och egenskapsparametrar karakteriserade med EBC-analyser (Tabell 2.1). Biokol 1A och 1B hade visserligen högst specifik yta (134, respektive 222 m²/g) och borde därför kunna vara bättre på att sorbera PAH än övriga, men 3A hade nästan lika god effekt och var det biokol som hade lägst BET-yta (45 m²/g). BET-analysen indikerade att samtliga biokol hade en hög mikroporositet, men hur stor denna var och om den skiljer sig mellan biokolen ingick inte i vår undersökning. I relation till litteraturdata är O/C-förhållanden för samtliga biokol låga och indikerar att kolen har en aromatisk karaktär.

Trots det hade de rena träflisbiokolen 2A och 2B sämre fastläggningskapacitet. Biokol 1A, 1B och 3A hade i medeltal 2,1, 1,4 och 1,4 gånger högre K_{OC} -värden för de 16 studerade PAH jämfört med de rena träflisbiokolen (2A och 2B).

Behandling av jord med lägre innehåll av TOC och där TOC består av naturligt organiskt material skulle sannolikt ge en större ökning i adsorptionsförmåga efter tillförsel av biokol. I en sådan jord borde alla de fem biokolen ha potential att stabilisera PAH, men bäst skulle 1A fungera (vilket även var utfallet för metall-sorptionen).

Då det inte var möjligt att införskaffa biokol 1A i de kvantiteter som behövdes till fältförsöket från Högdalens produktionsanläggning, eller säkerställa att Trädgårdsavfallet skulle ha samma sammansättning vid en ny produktion, beställdes biokol av annan leverantör men med kravspec om att det skulle produceras vid en temperatur högre än 700C och av en vedartad biomassa (för mer info se Tabell 2.4).

3.3 Fältförsök (AP1 del 2)

3.3.1 Föroreningar i jorden

Metaller i jord

Koncentrationen av Ba, Cu, Pb och Zn var kraftigt förhöjd; i nivå med eller över riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM), (Figur 3.8). Koncentrationen av Sb var i nivå med det generella riktvärdet för känslig markanvändning (KM), eller strax under och Hg återfanns i förhöjda halter; ca 5 gånger över KM, men 1,5 gånger under MKM, (Figur 3.8). Utvärderingen har därför fokuserats till dessa sex ämnen.

Koncentrationen av As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, och V var låg (betydligt under de generella riktvärdena för KM i referensjorden och samtliga behandlingar (Figur 3.9). Vid dessa låga koncentrationer förväntas inga mätbara toxiska effekter på markekosystemet uppstå och därför diskuteras inte dessa ämnen särskilt vidare.

PAH i jord

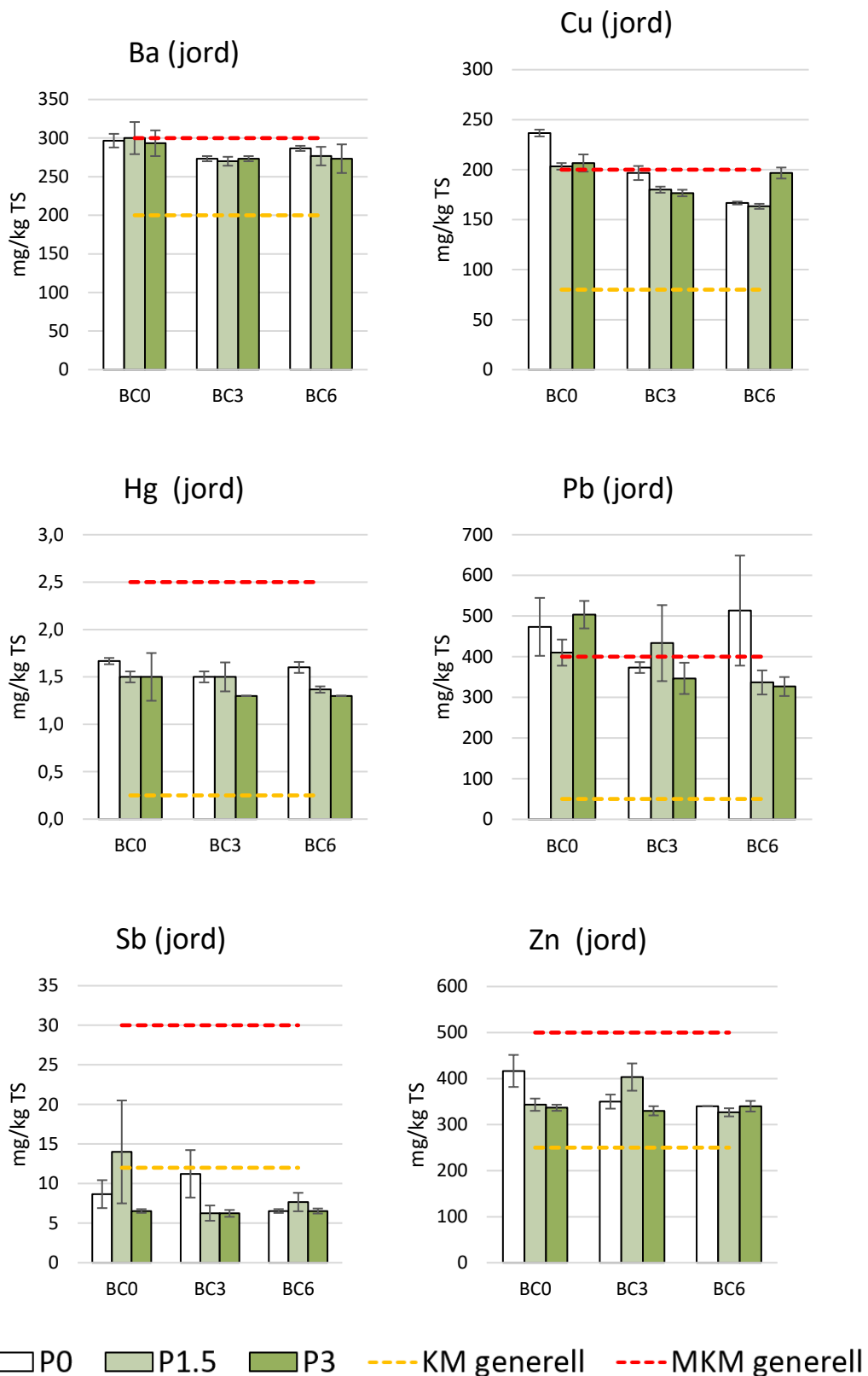
I Figur 3.10 visas halterna av summa PAH-L, -M, -H och 16-PAH i jorden i de olika behandlingarna tillsammans med de generella riktvärdena för KM och MKM.

Halten av PAH-L var låg i referensjorden och samtliga behandlingar, (i nivå med eller strax över KM), medan PAH-M och PAH-H var kraftigt förhöjd (över riktvärdena för MKM).

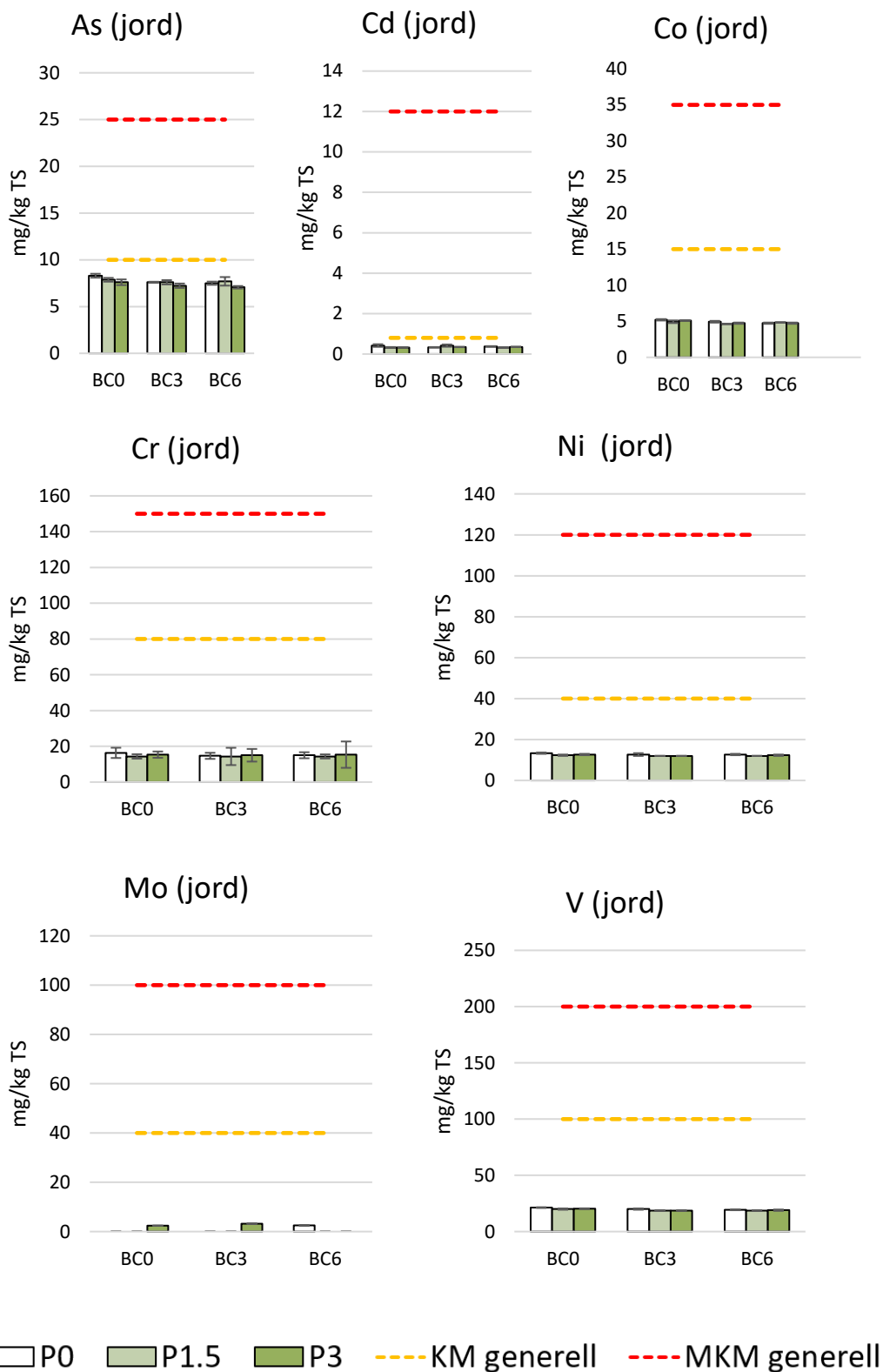
Inblandningen av biokol (och torv) gav en ökning av PAH-L i jorden. Den synbara ökningen av PAH-L är främst kopplad till en ökad halt av naftalen. För växtbäddar behandlade med biokol var denna ökning väntad, eftersom EBC-analysen av biokolet visade på förhöjda halter av naftalen; 40 mg NAPH/kg ts biokol (medel av n=2). En tillsats på 6 % biokol (som i t ex BC6P0) ger därmed ett bidrag på ca $(40 \times 0,06)$ 2,4 mg NAPH/kg jordblandning. Analys av torven med avseende på PAH saknas så en liknande verifiering kan inte göras.

Halten av PAH-M i jordblandningarna höjdes inte vid inblandning av biokol eller torv. Analysen av biokolen visade ej heller på några förhöjda halter av dessa ämnen. Av ämnena som ingår i gruppen PAH-M förekom pyren och fluoranten och fenantren i högst halter.

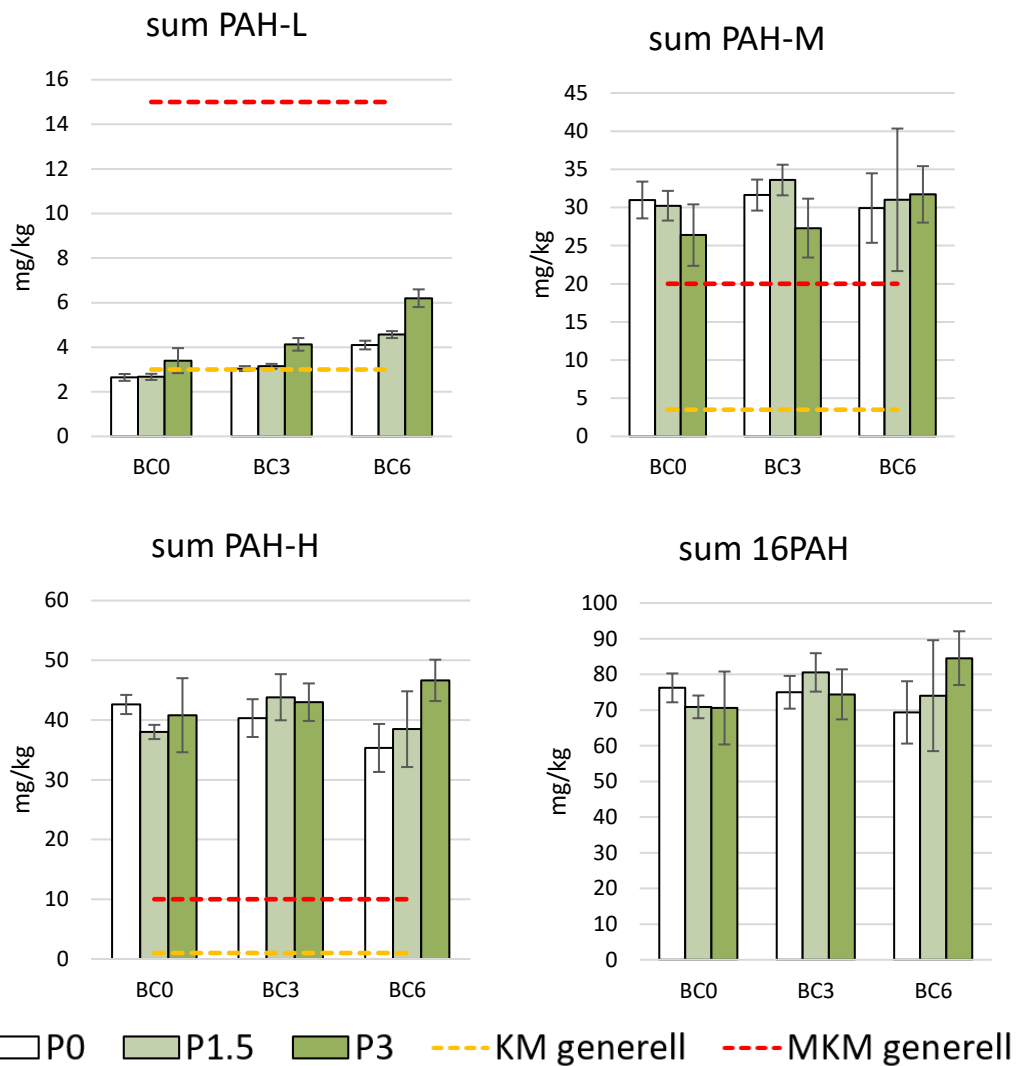
För gruppen PAH-H var bidraget till summan ungefär lika stor för alla ämnen utom för dibenz(ah)antracen som analyserades i betydligt lägre halt.



Figur 3.8 Medelkoncentrationen (n=3) i jord av metaller (mg/kg TS) i de olika behandlingarna (BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning) i prover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Felstaplar visar standardfelet. Generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) visas för jämförelse.



Figur 3.9 Medelkoncentrationen (n=3) i jord av metaller och halvmetaller (mg/kg ts) i de olika behandlingarna (BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 år % inblandning) i prover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Felstaplar visar standardfelet. Generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) visas för jämförelse.



Figur 3.10 Medelkoncentrationen (n=3) i jord av PAH (mg/kg ts) som summa PAH-L, PAH-M, PAH-H och 16-PAH i de olika behandlingarna (BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning) i prover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Felstaplar visar standardfelet. Generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) visas för jämförelse.

3.3.2 Föroreningar i markvatten

Metaller i markvatten

Två olika sätt användes för att uppskatta koncentrationen av metaller och halvmetaller i markvattnet i de olika behandlingarna:

- Laktest (vatten från skaktest utförd på jord i lab)
- Lysimeter (provtagning av porvatten i fält)

De laktlösningar som erhålls i laktestet kan betraktas som en analog för markvatten och de resultat som erhålls med de båda metoderna ligger normalt sett relativt nära varandra,

inom en tiopotens. I en nyligen publicerad studie där metallkoncentrationer i lakteter jämfördes med koncentrationer i lakvatten uppsamlat från intakta jordkolonner, identifierades några faktorer som kan ge upphov till artefakter i lakteterna (Löv et al., 2019). En sådan faktor är att jordprovet siktas (<2 mm) och homogeniseras innan det används i laktetestet. Denna behandling, tillsammans med att provet slammas upp i lösningen under skakningen, innebär att jordens struktur förstörs och ytor som normalt sett inte står i direkt jämvikt med marklösningen blir exponerade. Om provet är heterogent kan detta leda till skillnader i löslighet mellan fält- och laktetestdata. En annan faktor av betydelse är att själva skakningen, ev. tillsammans med homogenisering och sållning, tenderar att mobilisera en kolloidal fraktion järn(hydr)oxider, vilken kan binda vissa tungmetaller, som t ex Pb, och därmed öka deras löslighet.

Enligt deponilagstiftningen ska lakteter användas för att bedöma jordavfall som ska deponeras (NFS 2004:10). Lakteter används också ibland vid plastspecifik riskbedömning av förorenade områden, medan provtagning med lysimeter i fält sällan har använts som underlag för riskbedömning. Här ville vi jämföra de båda teknikerna.

Laktetestet utfördes på delmängder från jordprover tagna ca 3 månader efter sådd (2019-09-27) som siktats genom 2 mm såll, medan porvatten togs från lysimetrar knappt en månad därefter (2019-10-22).

För **Cu, Hg och Zn** (och flertalet andra katjoniska metaller; visas ej här) var effekten av biokol mycket tydlig: en minskad utlakning med ökad tillsats; $p < 0,001$) i både lakförsök och lysimetervatten (Figur 3.11 och Figur 3.12). Att effekten är tydligare för Cu i lysimetervattnet beror sannolikt på biokolets effekt på DOC. Koncentrationen av DOC (Figur 3.13) minskade med ökad tillsats av biokol i både lak- och lysimetervatten men effekten var tydligare (en större reduktion) i markvatten än i lakvattnet. Koppar binder starkt till lösta humusämnen, vilka utgör den dominerande fraktionen av DOC.

Koncentrationen av Cu i lakvatten var dock i jämförbara nivåer med lysimetervatten, medan Hg-koncentrationen i lysimetervattnet var betydligt lägre (och under kvantifieringsgränsen redan vid 3% inblandning av biokol). De höga koncentrationerna av Hg i laktetestet är sannolikt kopplat till de betydligt högre Fe-koncentrationerna i laktetestet jämfört med i lysimetervattnet (Figur 3.13). Detta indikerar att en kolloidal fraktion av järn(hydr)oxid har mobiliserats i laktetestet. Koncentrationen av Zn var 2-8 gånger högre i lysimetervatten jämfört med lakvatten, vilket är svårt att förklara. I studien av Löv et al. (2018) erhöles istället något förhöjda koncentrationer av Zn i laktetestet, vilket förklarades av katjonbytesreaktioner mellan Ca^{2+} och Zn^{2+} .

Även **Pb** (Figur 3.12) minskade signifikant i lakvatten ($p < 0,001$) med biokolsbehandling, men i lysimetervatten syntes ingen skillnad. Koncentrationen Pb var dock 6 - 213 gånger högre i lakvattnet jämfört med lysimetervattnet, vilket kan förklaras av mobiliseringen av kolloidalt järn(hydr)oxid i laktetestet. Laktetestdata för Pb måste således betraktas med viss skepsis.

För Cu, Pb och Zn ökade utlakningen med ökad tillsats av torv i laktetestet (också tydlig effekt; $p < 0,001$), men samma trend syntes inte i lysimetervatten (Figur 3.11 och Figur 3.12). Samma trend syns även för Fe i laktetestet och är sannolikt en metodartefakt, enligt diskussionen ovan.

Koncentrationen av **Ba** ökade med ökad tillsats av biokol, medan torven inte hade någon effekt (Figur 3.11). Ökningen av Ba, med ökad biokolstillsats, beror troligen på att biokolen innehöll Ba som lakades ut. Koncentrationen var något högre i lakvatten jämfört med lysimetervatten.

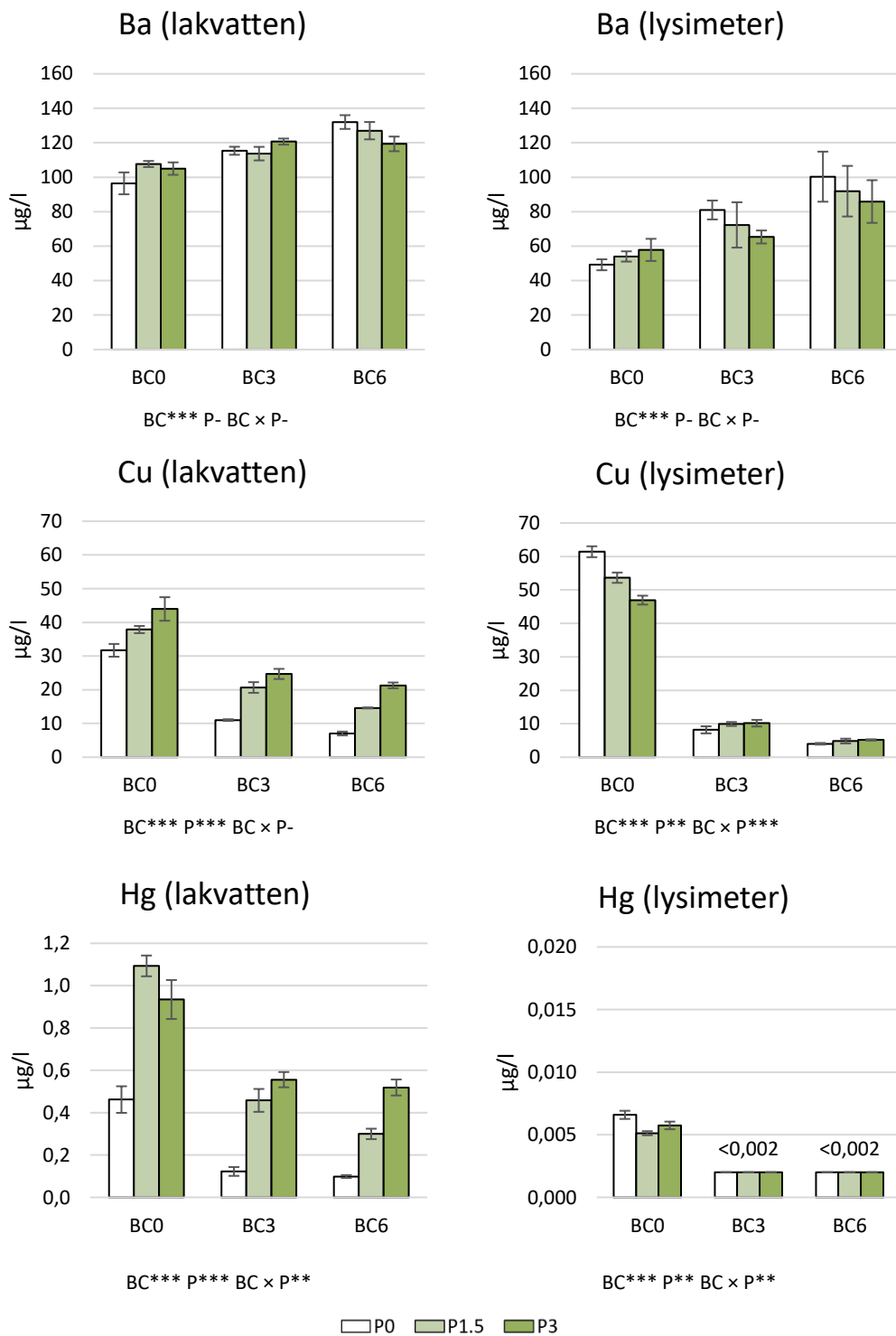
Tillsats av biokol hade ingen synbar effekt på **Sb** som ofta uppträder som en anjon i markvatten och därmed kan vara svår att fastlägga med biokol.

Flera andra ämnen som ofta förekommer som anjoner ökade i markvattnet med ökad biokoltillsats, så som Cr, Mo, och V, medan resultat från laktest visade på en svag minskning (V) eller ingen skillnad (Cr). För As minskade koncentrationen något i lakvattnet med biokolstillsats, men ingen skillnad syntes i markvattnet. Dessa ämnen visas ej i figurer då de endast existerade i låga halter i jorden ursprungligen och inte betraktas som primära föroreningar i jorden.

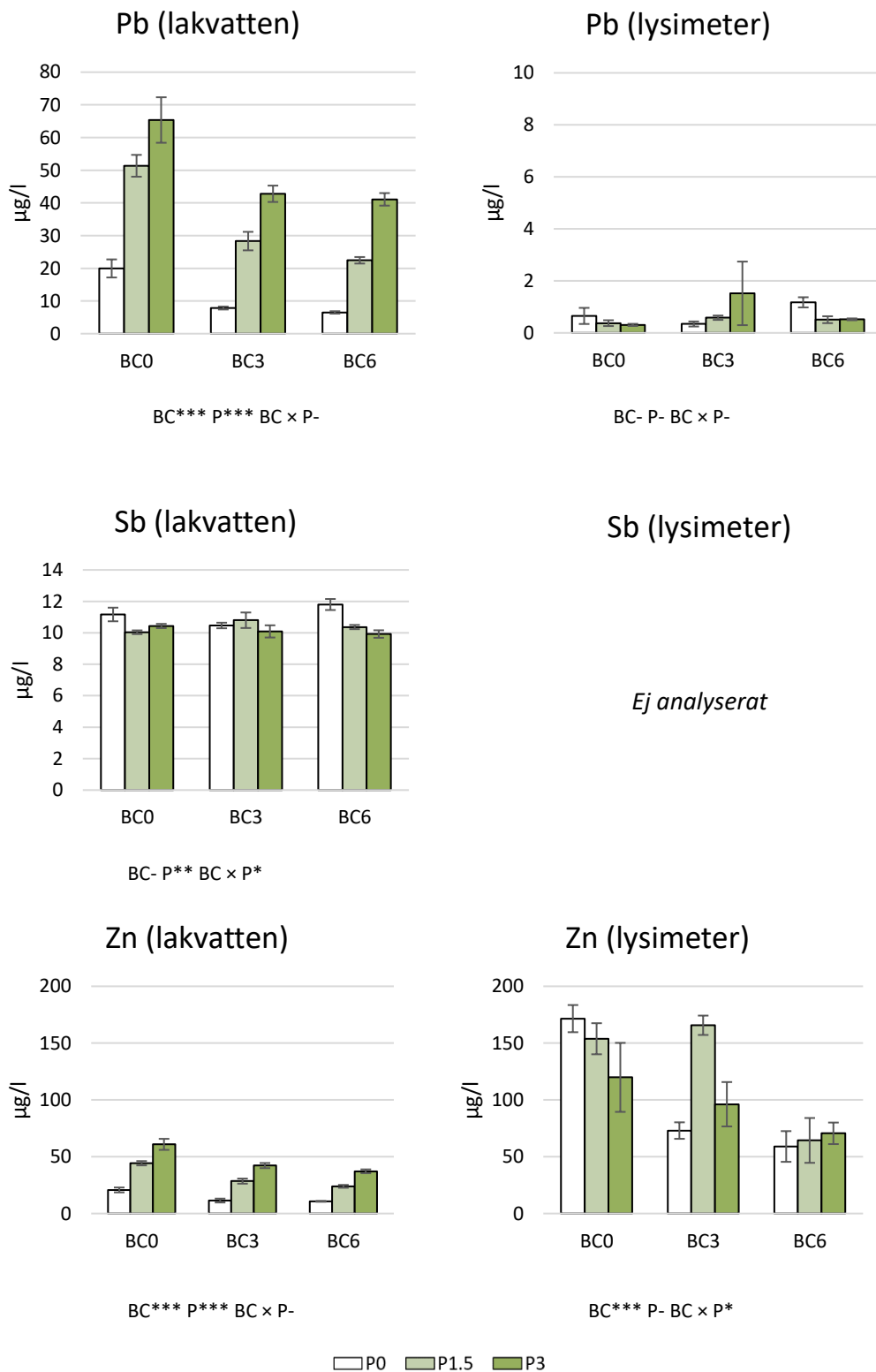
Inga signifikanta skillnader syntes för pH i varken lak- eller lysimetervatten för de olika behandlingarna (Figur 3.13).

Behandling med biokol minskade vattenkoncentrationen av merparten av analyserade metaller

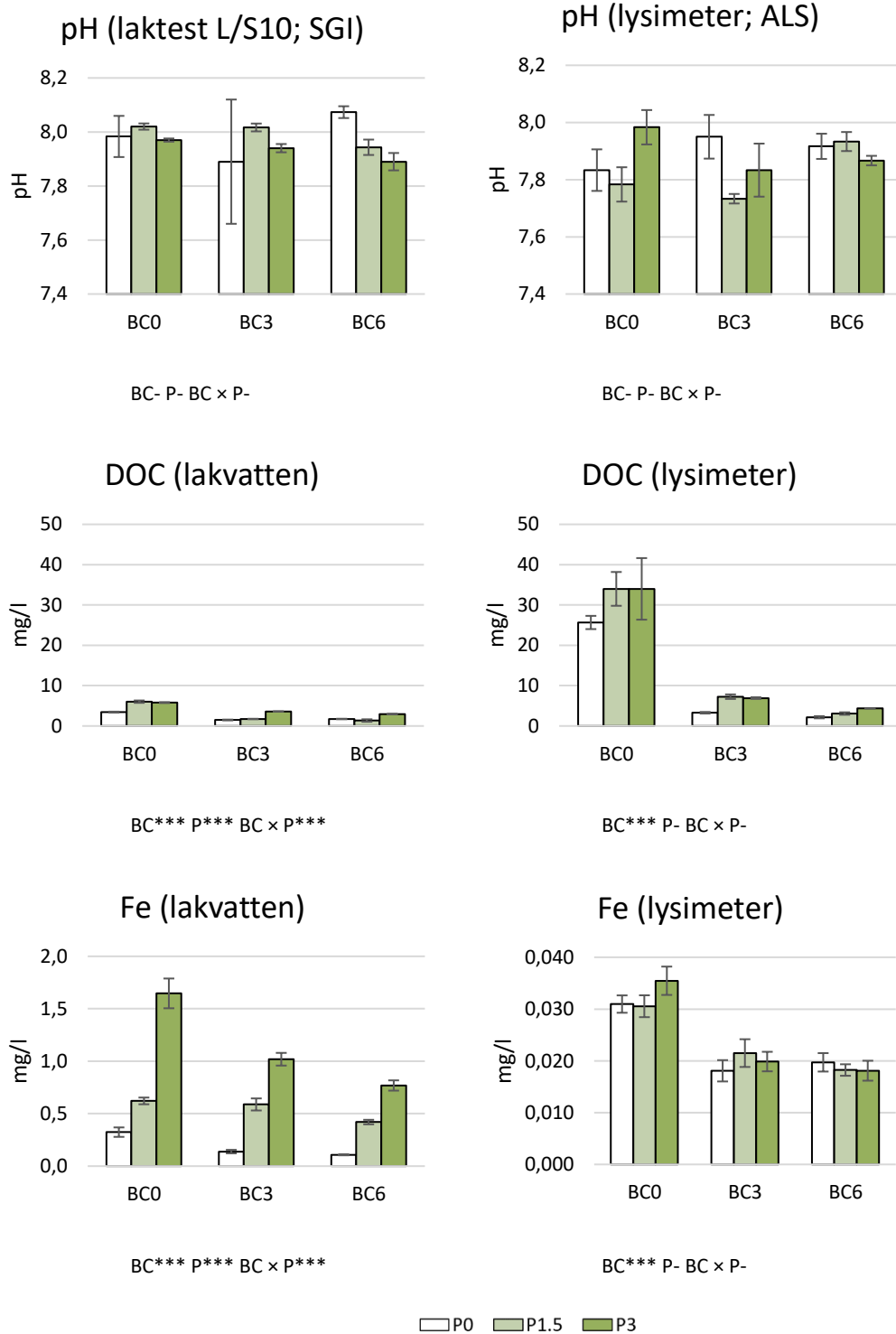
- Markvattenkoncentrationer mätt med lysimetrar ger sannolikt den mest realistiska bilden av hur biokol- och torvtillsatserna påverkar metallösligheten.
- Den minskade lösligheten är sannolikt en kombination av att biokolet bidrar med metallbindande ytor och att det sänker lösligheten av naturligt organiskt material (DOC) genom adsorptionsprocesser.



Figur 3.11 Medelkoncentrationen (n=3) av barium (Ba), koppar (Cu), och kvicksilver (Hg), i lakvatten (till vänster) och i porvatten/lysimetrar (till höger) i de olika behandlingarna (BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 år % inblandning). Lakvattenkoncentrationen bestämd genom enstegslaktest (L/S10) av jordprover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Porvattenkoncentrationen bestämd genom medelvärde av två lysimetrar/växtbädd i vattenprov tagna 2019-10-22. Felstaplar visar standardfelet (n=3). Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; - = icke-signifikant.



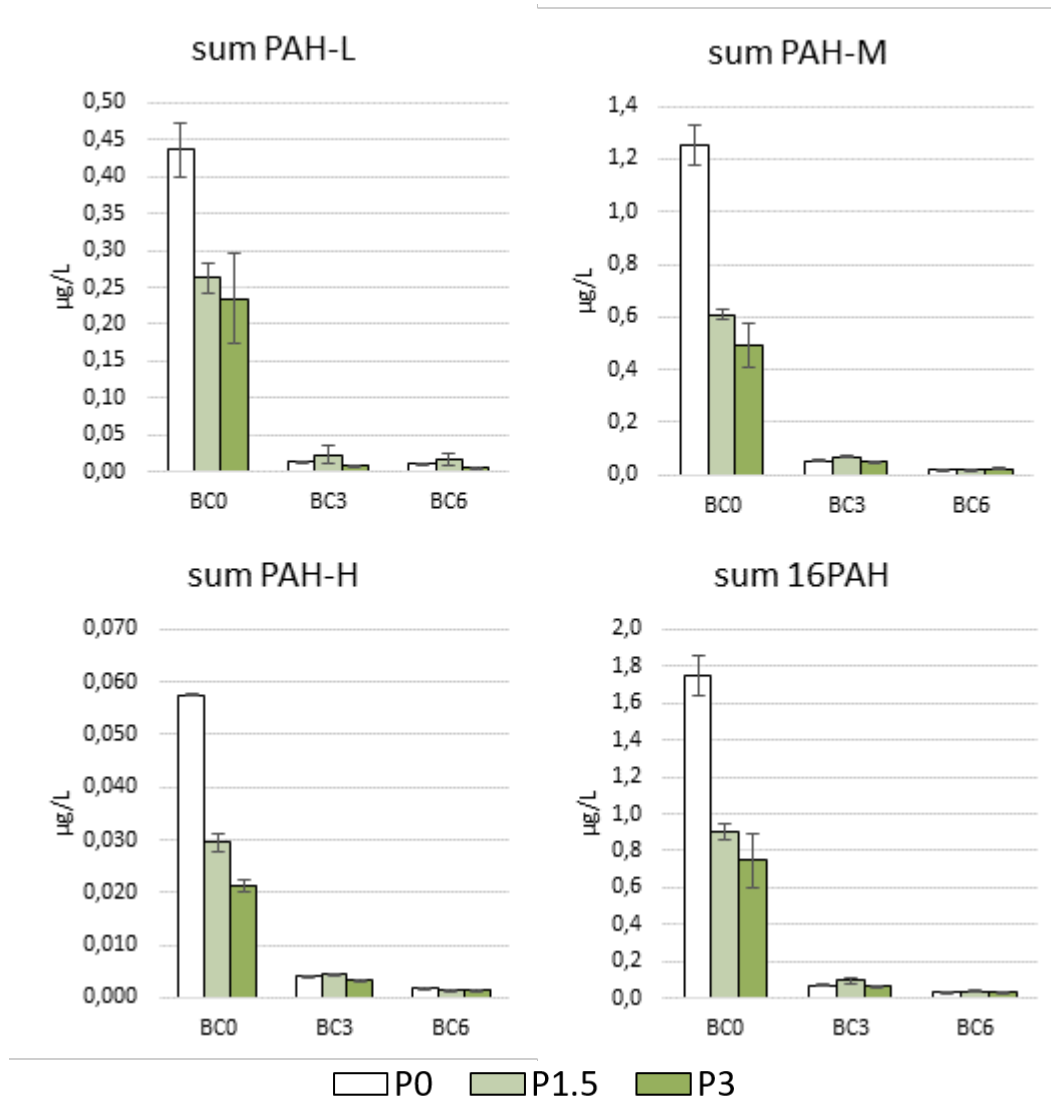
Figur 3.12 Medelkoncentrationen (n=3) av bly (Pb), antimon (Sb) och zink (Zn) i lakvatten (till vänster) och i porvatten/lysimetrar (till höger) i de olika behandlingarna (BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 år % inblandning). Lakvattenkoncentrationen bestämd genom enstegslaktest (L/S10) av jordprover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Porvattenkoncentrationen bestämd genom medelvärde av två lysimetrar/växtbädd i vattenprov tagna 2019-10-22. Felstaplar visar standardfelet (n=3). Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; - = icke-signifikant.



Figur 3.13 Medel (n=3) av pH, koncentrationen av löst organiskt kol (DOC) och järn (Fe) i lakvatten och i porvatten/lysimetrar i de olika behandlingarna (BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 år inblandning). Lakvattenkoncentrationen bestämd genom enstegslaktest (L/S10) av jordprover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Porvattenkoncentrationen bestämd genom medelvärde av två lysimetrar/växtbädd i vattenprov tagna 2019-10-22. Felstaplar visar standardfelet (n=3). Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; - = icke-signifikant.

PAH i markvatten

Den fritt lösta koncentrationen av PAH-L, -M, -H och 16-PAH i markvatten (Figur 3.14) uppskattades enbart genom laktest (POM-metoden). Behandling med biokol reducerade avsevärt koncentrationen av PAH i lakvatten för samtliga ämnen. I jämförelse med utan tillsats (BC0P0) så sjönk koncentrationen av sum 16-PAH till 4 respektive 2 % av den ursprungliga när 3 respektive 6% biokol blandats in i växtbäddarna (Tabell 3.1).



Figur 3.14 Medelkoncentrationen (n=3) av PAH i vatten (µg/L) som summa PAH-L, PAH-M, PAH-H och 16-PAH i de olika behandlingarna (BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning). Vattenkoncentrationen bestämd genom laktest (POM-metoden) av jordprover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Felstaplar visar standardfelet.

Tabell 3.1 Procentuell utlakning (koncentration av fritt löst PAH i lakvatten) i jordar behandlade med biokol (BC) och/eller torv (P) i relation till kontrollen utan tillsats av torv eller biokol (BC0PC0).

Behandling:	PAH-L	PAH-M	PAH-H	16-PAH
BC0P0	100%	100%	100%	100%
BC3P0	3%	4%	7%	4%
BC6P0	2%	2%	3%	2%
BC0P1.5	60%	49%	51%	52%
BC3P1.5	5%	5%	8%	5%
BC6P1.5	4%	2%	3%	2%
BC0P3	54%	39%	37%	43%
BC3P3	2%	4%	6%	4%
BC6P3	1%	2%	3%	2%

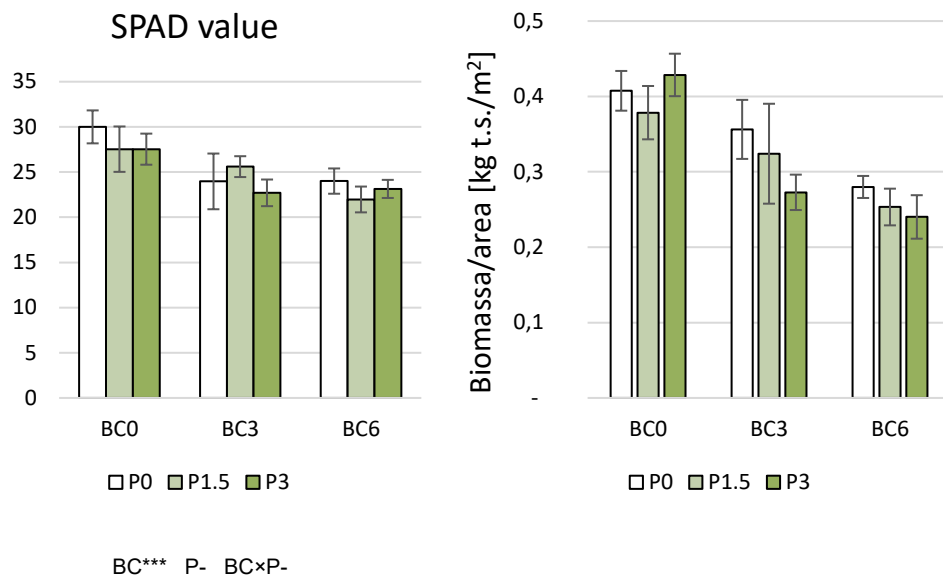
Tillsats av enbart torv hade också en reducerande effekt, men inte alls lika stor som vid tillsats av biokol; till exempel minskade koncentrationen av 16-PAH till 52 % av kontrollen (BC0P0) vid tillsats av 1,5% torv och till 43% vid 3% tillsats (Tabell 3.1). I behandlingar med både torv och biokol syns inte effekten av torven, eftersom biokolen var en så mycket effektivare sorbent (det vill säga kan fastlägga PAH i en betydligt högre utsträckning).

3.3.3 Effekter på rajgräs

Klorofyllhalt och biomassaproduktion

En lägre klorofyllhalt i växtens bladmassa minskar dess förmåga att fotosyntetisera och därmed att växa. Tre månader efter sådd (i samband med provtagning av jord) mättes klorofyll i rajgräset och biomassaproduktion.

Klorofyllhalten (Figur 3.15) var lägre i växtbäddarna med biokol än i obehandlad jord och i bäddarna med endast torvinblandning ($p < 0,0001$), men de två nivåerna på biokol skilde sig inte från varandra. Torvinblandningen gav däremot ingen effekt. Tillväxten av rajgräs (biomassaproduktion) minskade också med ökad inblandning av biokol, (Figur 3.15). Vid enbart inblandning av torv (och ingen biokol) syntes ingen effekt på tillväxten.



Figur 3.15 Medelvärde av SPAD-mätningar (klorofyll i gräsblad) och biomassaproduktion; rajgräs/yta [kg t.s./m²] i bäddarna (n=3) med olika behandlingar efter tre månaders tillväxt. BC=biokol; P=Peat; 0, 1,5, 3 och 6 är procentuell (%) inblandning. Felstaplar visar standardfelet. Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; - = icke-signifikant.

Biokolet minskade klorofyllhalten i rajgräset och tillväxten

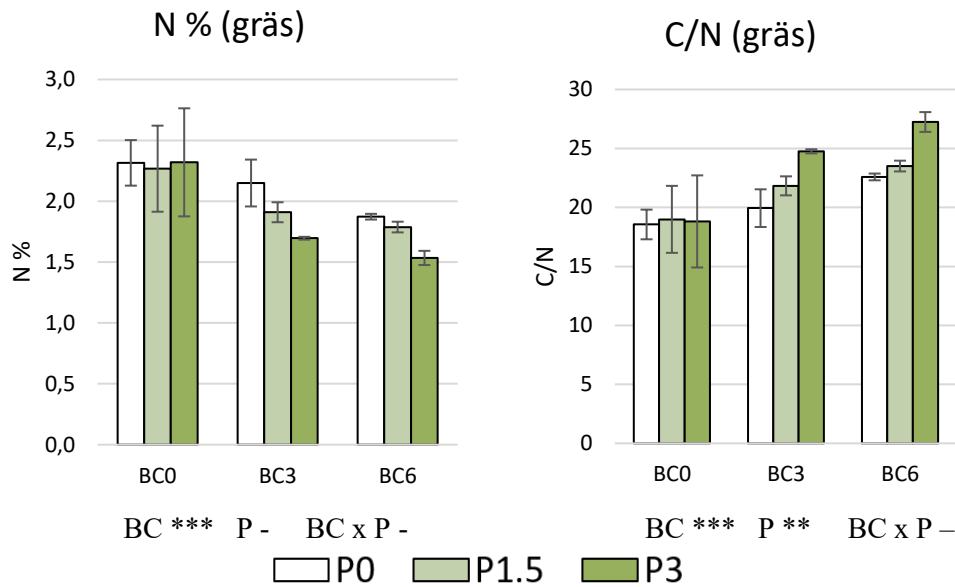
En lägre klorofyllhalt minskar växtens förmåga att fotosyntetisera och därmed att växa. Både klorofyllhalten och tillväxten av rajgräs var lägre i växtbäddar med biokol jämfört med utan.

Kol och kväve i grässets biomassa ovan jord och i rötter

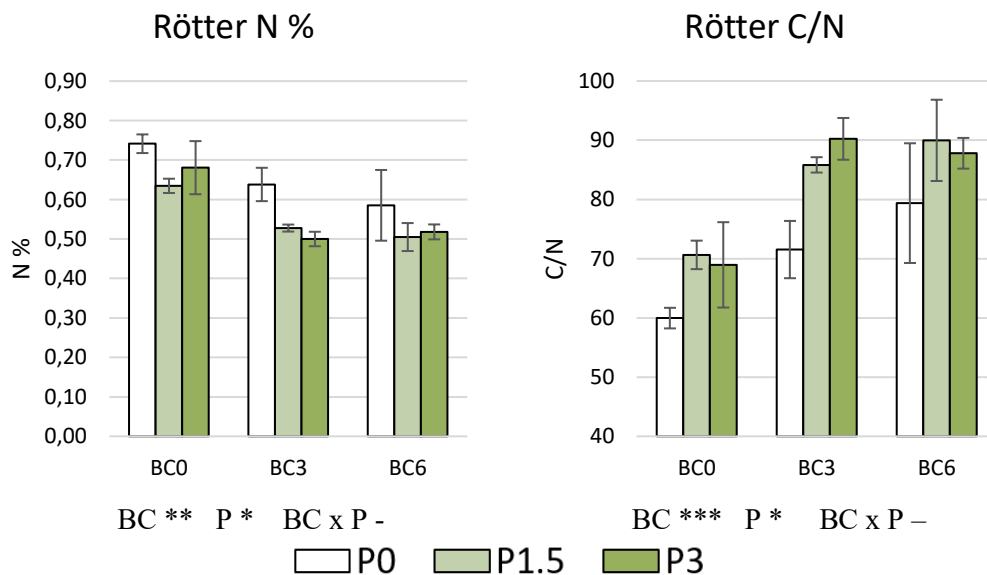
Kvävemängden i grässets bladbiomassa reflekterar hur hög tillgången av N varit under växtsäsongen. Växten kan ta upp ammonium, nitrat och aminosyror som finns i marklösningen. Tillgången av dessa påverkas främst av olika mikrobiella processer i jorden såsom upptag, kväveminerisering, nitrifikation och denitrifikation, vilka leder till frisättning, fastläggning eller förluster av kväve (se även Avsnitt 3.3.6).

N-halterna i grässets biomassa minskade med ökande tillsats av biokol och torv, både i gräsbiomassa ovan jord (Figur 3.16) och i rötter (Figur 3.17). Effekten var starkare för biokol än för torv. Den högsta tillsatsen av biokol och torv medförde en sänkning av N-halten från 2,3 till 1,5 %. Samtidigt ökade C/N-kvoten från 18 till 27. De sjunkande N-halterna i bladen visar tydligt att tillsatserna av biokol och torv medfört minskad kväve-

tillgång. Troligen är detta en effekt av mikrobiell fastläggning vid nedbrytning av de kvävefattiga tillsatsmaterialen. Det vill säga, med tillsatt biokol och torv har mängden C-substrat ökat för mikroorganismerna, vilket skapar en lägre tillgänglighet av kvävet för växterna.



Figur 3.16 Kvävehalten (N) och kol/kväve kvoten (C/N) i gräsblad efter den första odlings säsongen. Prover är tagna tre månader (2019-09-26) efter starten av fältförsöket. Staplarna visar medel \pm SE för $n = 3$; Tillsatserna av biokol var 0, 3 eller 6 % och av torv 0, 1,5 eller 3 %. Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; - = icke-signifikant.



Figur 3.17 Kvävehalten (N) och kol/kväve kvoten (C/N) i gräsrotter efter den första odlings säsongen. Prover är tagna tre månader (2019-09-26) efter starten av fältförsöket. Staplarna visar medel \pm SE för $n = 3$; Tillsatserna av biokol var 0, 3 eller 6 % och av torv 0, 1,5 eller 3 %. Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; - = icke-signifikant.

Kompletterande isotopanalyser (data ej redovisade här) visade att referensjorden hade högre halt av $\delta^{15}\text{N}$ än i samtliga behandlingar, vilket tyder på störst kväveförluster från den obehandlade jorden (Rijk et al., (*In prep.*)). Trots detta var kvävetillgången för växterna störst i referensen. Detta kan i ett längre perspektiv betyda att biokolstillförseln har en positiv effekt på kvävetillgängligheten då kvävet finns kvar i marken istället för att förloras genom utlakning.

Vid N_2 -fixering bildas initialt ammoniak, men blir direkt ammonium (NH_4^+) i det pH som råder i cellen. Om pH är högt i marken kan det finnas risk för ammoniak-förluster från marken. Jordens pH i några av leden var relativt högt (högsta ligger på pH 8,5) vilket innebär att det föreligger risk för förlust i form av ammoniak från marken. Förlust via ammoniakavgång kan möjligen ha bidragit till kväveförluster initialt, innan växterna tog upp kvävet i de led med högst pH, men på sikt blev kvävetillgången relativt låg i dessa bäddar, så förlusterna via ammoniak borde vara försumbara när växterna har växt ett tag. Försöksleden med högt pH, hade också lägre $\delta^{15}\text{N}$ värden (Rijk et al. (*In prep.*)), vilket också talar emot att kväveförlusterna varit stora. $\delta^{15}\text{N}$ anrikas i det kväve som blir kvar i marken även vid ammoniakavgång.

Störst kväveförluster från jord utan biokol

Växtbäddar med obehandlad jord hade större kväveförluster, (höga halter av $\delta^{15}\text{N}$), men samtidigt var också tillgången på kväve för växtlighet högre (det var högre halt kväve i gräs och rötter som växt i den obehandlade jorden jämfört med växtbäddar med biokol).

Mikro- och makro-näringsämnen i rajgräs

Halterna av flertalet andra makro- och mikronäringsämnen minskade också i gräset vid biokols- och/eller torvinblandning (Rijk et al., *In Prep.*), men i jämförelse med referensvärden så såg det ändå ut som om samtliga behandlade jordar kunde leverera de näringsämnen gräset behövde tämligen väl.

Upptag av föroreningar till gräs

Koncentrationen (upptaget) av metaller, halvmetaller och PAH i gräsets ovanjordiska biomassa ger en indikation på biotillgängligheten av föroreningarna i de olika jordblandningarna, och kan användas för att uppskatta risk för spridning till högre stående djur som betar gräs ("secondary poisoning").

Koncentrationen i gräset av Cu, Zn, Pb, Ni, Co, As, Cd var generellt högst i den obehandlade jorden (kontrollen) och lägre i bäddarna med biokol och/eller torv. Upptaget av Mo ökade däremot med torv och biokolstillsats (Figur 3.18).

För **Cu och Zn** (och Ni, Co, As), var effekten av biokol mycket tydlig (och för Cd syntes antydning till effekt; $p=0,04$), med lägre koncentrationer i gräs som vuxit i bäddar med biokol. Biokolen hade dock ingen signifikant effekt på **Pb**.

Torven påverkade också upptaget av flera metaller: lägre koncentrationer av **Cu, Pb, Zn** och Ni återfanns i gräs som vuxit i bädd där jorden fått tillsats av torv jämfört med utan, medan ingen effekt av torv syntes på gräskoncentrationen av Co, As och Cd. Inga signifikanta interaktionseffekter återfanns mellan torv och biokol för något av ämnena.

Koncentrationen av Cr och **Hg** i gräs var mycket låg; för Hg var samtliga prover under rapporteringsgränsen ($<0,01$ mg/kg TS) och för Cr var majoriteten under rapporteringsgränsen ($<0,05$ mg/kg TS) eller strax över.

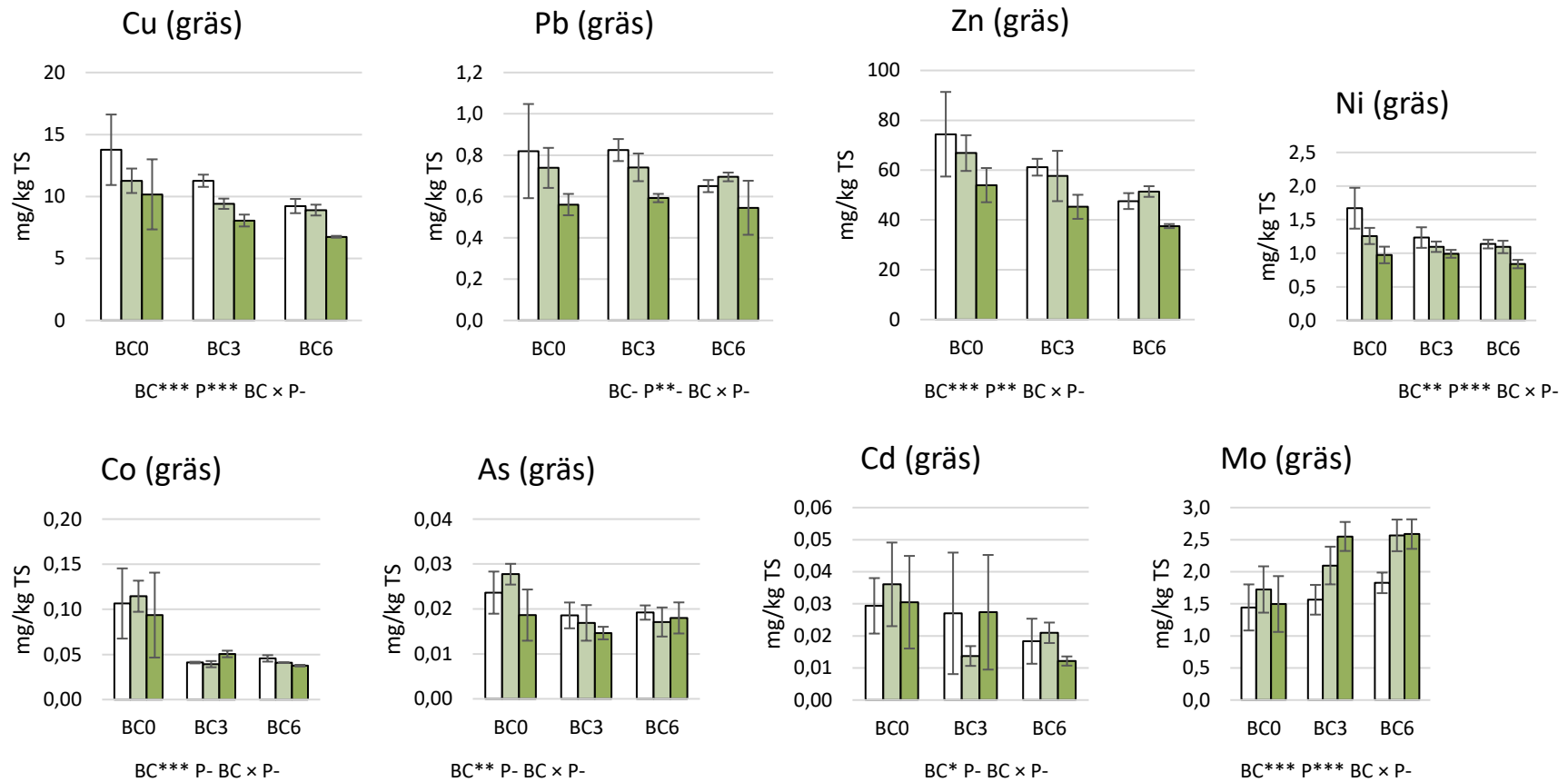
Koncentrationen av **Ba** och **Sb** i gräs ingick inte i vår undersökning. Vi misstänkte inte att jorden skulle innehålla höga halter av dessa ämnen och av budgetskäl var vi tvungna att begränsa analyspaketet gällande gräs till några utvalda ämnen där inte Ba och Sb ingick.

Koncentrationen av PAH i gräset (Figur 3.19) var generellt mycket låg (under detektionsgränsen för flertalet ämnen i samtliga behandlingar), men sett till koncentrationen summa 16-PAH så minskade denna med ökad tillsats av biokol i jord utan torv. Med både torv och biokol i systemet var den relativa standardavvikelsen för 16-PAH för stor för att se tydlig effekt.

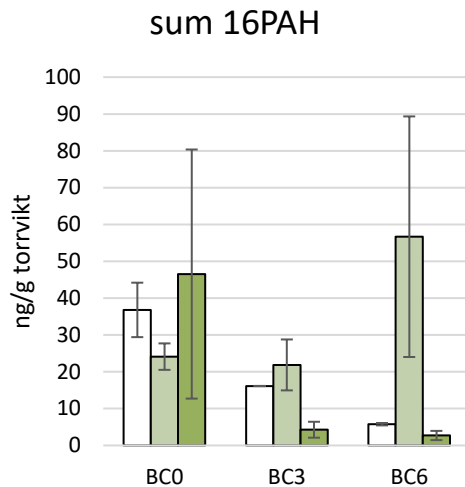
Biokolet minskade biotillgängligheten av flertalet föroreningar

Koncentrationen (upptaget) av flertalet metaller, halvmetaller och PAH i rajgräsets ovanjordiska biomassa minskade med ökad biokolstillsats.

Upptaget av Mo ökade dock.



Figur 3.18 Koncentration av metaller (medelvärden av n=3) i rajgräsblad från de olika behandlingarna, tre månader efter sådd. BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är procentuell (%) inblandning. Felstaplar visar standardfelet. Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; - = icke-signifikant.



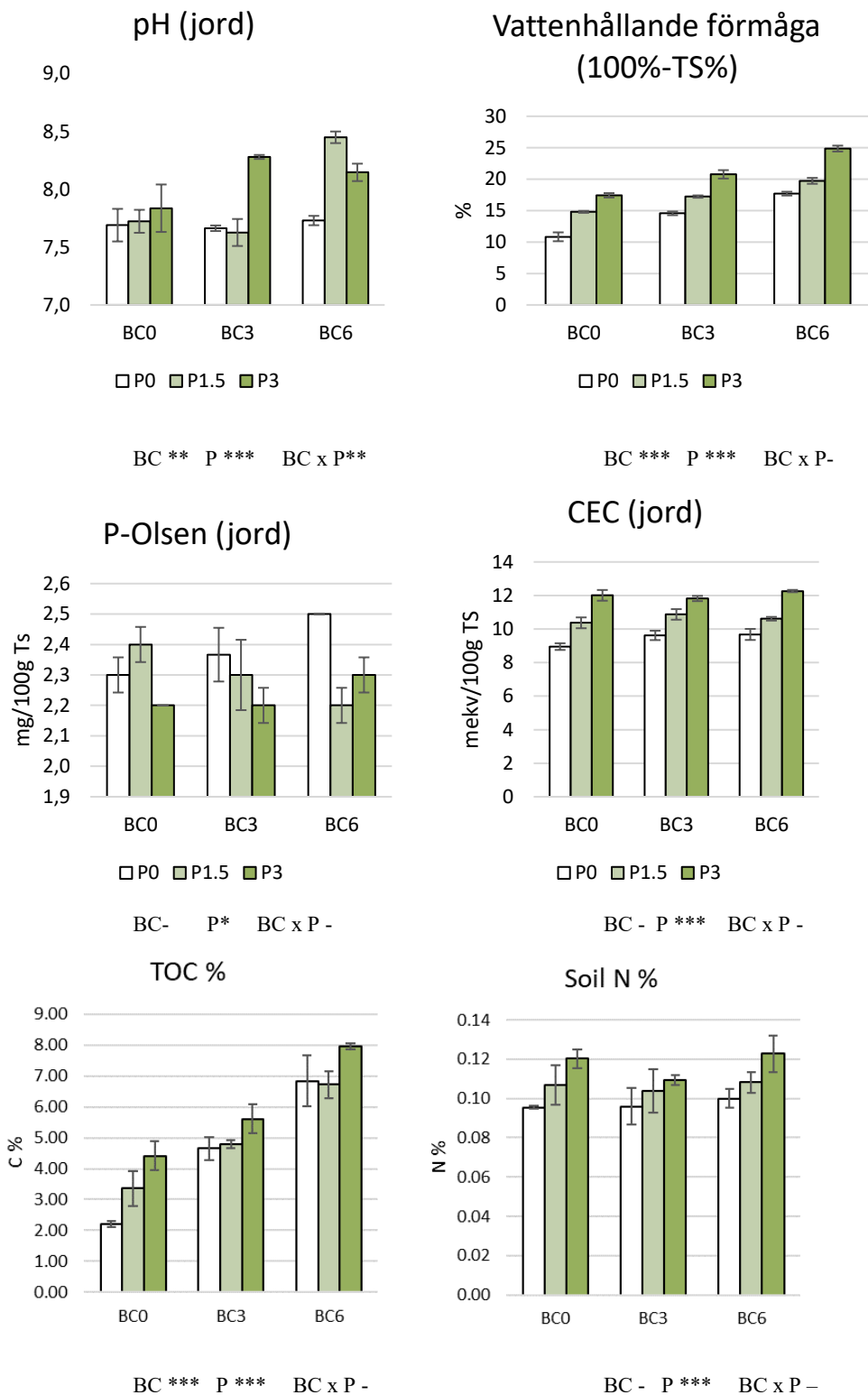
Figur 3.19 Koncentration av sum 16-PAH (medelvärden av n=3) i rajgräsblad från de olika behandlingarna, tre månader efter sådd. BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är procentuell (%) inblandning. Felstaplar visar standardfelet.

3.3.4 Effekter på markparametrar som påverkar bördighet

Kontroll-jorden

Den förorenade jorden (kontrollen; BC0P0) som bestod av en blandning av schaktmassor från en gasverkstomt och ett hamnområde (samt 1% tillsats av kompost) var vid provtagningstillfället, det vill säga 3 månader efter anläggande/sådd och gödsling med NPK (se Avsnitt 2.3.1), något basisk (Figur 3.20) med 1,7 % karbonat-C (Tabell 3.2) och väl-dränerad med låg vattenhållande förmåga (Figur 3.20).

Vidare var halten organiskt C 2,2 % (Tabell 3.2), vilket är nära medianvärdet för svensk åkermark (2,4 % C; <http://miljodata.slu.se/mvm/aker>). Halten total-N (0,10 %) var däremot betydligt lägre än medianvärdet för svensk åkermark (0,22 %). Kol-kväve-kvoten (Tabell 3.2) var följaktligen relativt hög, vilket ökar risken för N-brist hos växtligheten. Halten Olsen-fosfor (Figur 3.20) motsvarade ungefärligen medianvärdet för P-AL i svensk åkermark (6,9 mg/100 g lufttorrt prov). Katjonbyteskapaciteten (CEC) var låg (Figur 3.20) jämfört med medianvärdet för åkermark (15 mekv/100g), vilket innebär att näringsämnen i form av katjoner lätt kan förloras från profilen. Mängden utbytbara katjoner så som Ca (1640 mg/kg ts) och K (84 mg/kg ts) var under medianvärdena för svensk åkermark (1900 respektive 119 mg/kg ts), och utbytbar Mg var ungefär hälften av åkermarkens medianvärde (53 mg/kg ts jämfört med 104 mg/kg ts). Halterna av Ca, K och Mg föll dock inom det ”normala” intervallet för respektive näringsämne.



Figur 3.20 Medelvärden (n=3) av jordens pH, vattenhållande förmåga, P-Olsen, katjonbyteskapacitet, CEC, totalt organiskt kol (TOC) och kväve (N) i de olika behandlingarna tre månader efter sådd. BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är procentuell (%) inblandning. Felstaplar visar standardfelet. Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; - = icke-signifikant

Tabell 3.2 Medelhalter (n=3) av organiskt kol (TOC), oorganiskt kol (TIC), kväve (N) och C/N kvoten i jordar behandlade med 0, 3 och 6% biokol (BC) och/eller 0, 1,5 och 3% torv (P) efter den första odlingsårsongen. Proverna togs tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26.

Behandling:	TOC %	TIC %	N %	C/N
BC0P0	2,22	1,66	0,10	23,23
BC3P0	4,66	1,45	0,10	48,65
BC6P0	6,84	0,82	0,10	68,26
BC0P1.5	3,35	0,90	0,11	31,79
BC3P1.5	4,79	1,11	0,10	46,46
BC6P1.5	6,72	0,99	0,11	62,08
BC0P3	4,42	0,52	0,12	36,66
BC3P3	5,61	0,87	0,11	51,31
BC6P3	7,96	-0,24	0,12	64,95

Förändrad markkvalitet med inblandning av biokol och torv

Jordens pH (Figur 3.20) påverkades inte av inblandning av enbart biokol eller torv, men höjdes i de flesta fall när båda materialen tillfördes. Jordens vattenhållande förmåga, (approximerad från TS-halten; Figur 3.20) ökade med ökande torvinblandning och biokol-sinblandning, vilket var förväntat.

Både tillförsel av biokol och torv ökade som förväntat halten organiskt C, men endast torven ökade halten N (Tabell 3.2). Tillsats av biokol medförde också att isotoperna $\delta^{15}\text{N}$ och $\delta^{13}\text{C}$ i jorden sjönk, och torv medförde ytterligare sänkning av $\delta^{15}\text{N}$ (data ej redovisad här; för mer info se Rijk et al., (*In prep.*)).

Torven ökade också CEC (Figur 3.20) och utbytbart Ca med ökande torvmängd, för kalciums del så att medianhalten för svensk åkermark nåddes redan vid den lägre torvinblandningen och den högre inblandningsgraden ökade halten till 2050 - 2150 mg/kg ts. Biokolet ökade utbytbart K så att redan den lägre inblandningen av biokol ungefär dubbade halten jämfört med kontrollen, och den högre inblandningsgraden ökade den till 200 mg/kg ts. Båda materialen ökade utbytbart Mg; inblandning med endast biokol eller torv i den lägre inblandningsgraden ökade halten utbytbart Mg till ungefär medianvärdet för svensk åkermark och högre inblandningsgrad eller kombinerade material höjde den ytterligare (som högst 160 mg/kg ts).

Sammanfattningsvis kunde i synnerhet den kombinerade inblandningen av biokol och torv öka den vatten- och näringshållande förmågan och det utbytbara förrådet av Ca, K och Mg så att växtbäddarna, ur denna synvinkel, blev mer gynnsamma för växterna. Kvävetillgången kan dock förväntas vara begränsad för växterna (på grund av högt C/N-förhållande), och växternas kortsiktiga tillgång till kväve kan inte heller förväntas öka genom inblandningen av biokol och torv.

Biokol och torv förbättrar markens kvalitet

Både biokol och torv hade positiva effekter på markens kvalitet, men torven ha störst påverkan (sett på kort sikt).

Inblandning av både biokol och torv ger gynnsammare förhållanden för växtlighet, genom att jordens förmåga att hålla vatten- och näringsämnen ökar liksom förrådet av utbytbara katjoner (Ca, K och Mg).

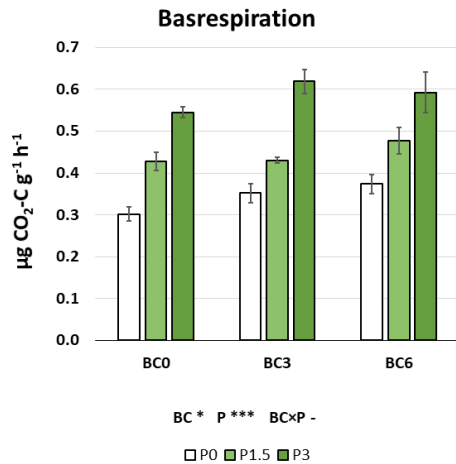
Tillgången på kväve kan ändå snabbt bli begränsad på grund av för mycket organiskt kol i systemet (jorden får för högt C/N-förhållande) och fastläggning till biokolet.

3.3.5 Kolrespiration

Effekter på basrespiration

Basrespirationen (det vill säga respirationen utan tillförd C-källa vid inkubationens start) ökade successivt med ökande torvinblandning (Figur 3.21). Även om en ökad omsättning av markens eget organiska material eller komposten (som inblandats lika i alla led) inte kan uteslutas orsakades ökningen sannolikt av en omsättning av torven som var dåligt till någorlunda humifierad när jordblandningarna skapades. Det är också väl känt att torv i jordblandningar omsätts förhållandevis snabbt och därför har en avklingande effekt på jordens egenskaper i takt med att halten organiskt material sjunker.

Basrespirationen ökade även med biokolsinblandning, men i lägre omfattning. Det var endast 6% inblandning som skiljde sig signifikant från kontrollen, medan jorden med 3% biokol inte skiljde sig från de båda andra leden. Den ökade basrespirationen (i biokolbehandlad jord utan torv) berodde troligast främst på en ökad omsättningen av markens eget organiska material och/eller komposten. Detta har tidigare befunnits vara fallet i sandjordar (Wang et al., 2016). Dock kan även en viss omsättning av biokolet ha bidragit. Biokol innehåller vanligen några få procent kol som är relativt tillgängligt för mikroorganismerna och som har en genomsnittlig halveringstid på ca 100 dagar under laboratorieförhållanden (Wang et al., 2016).

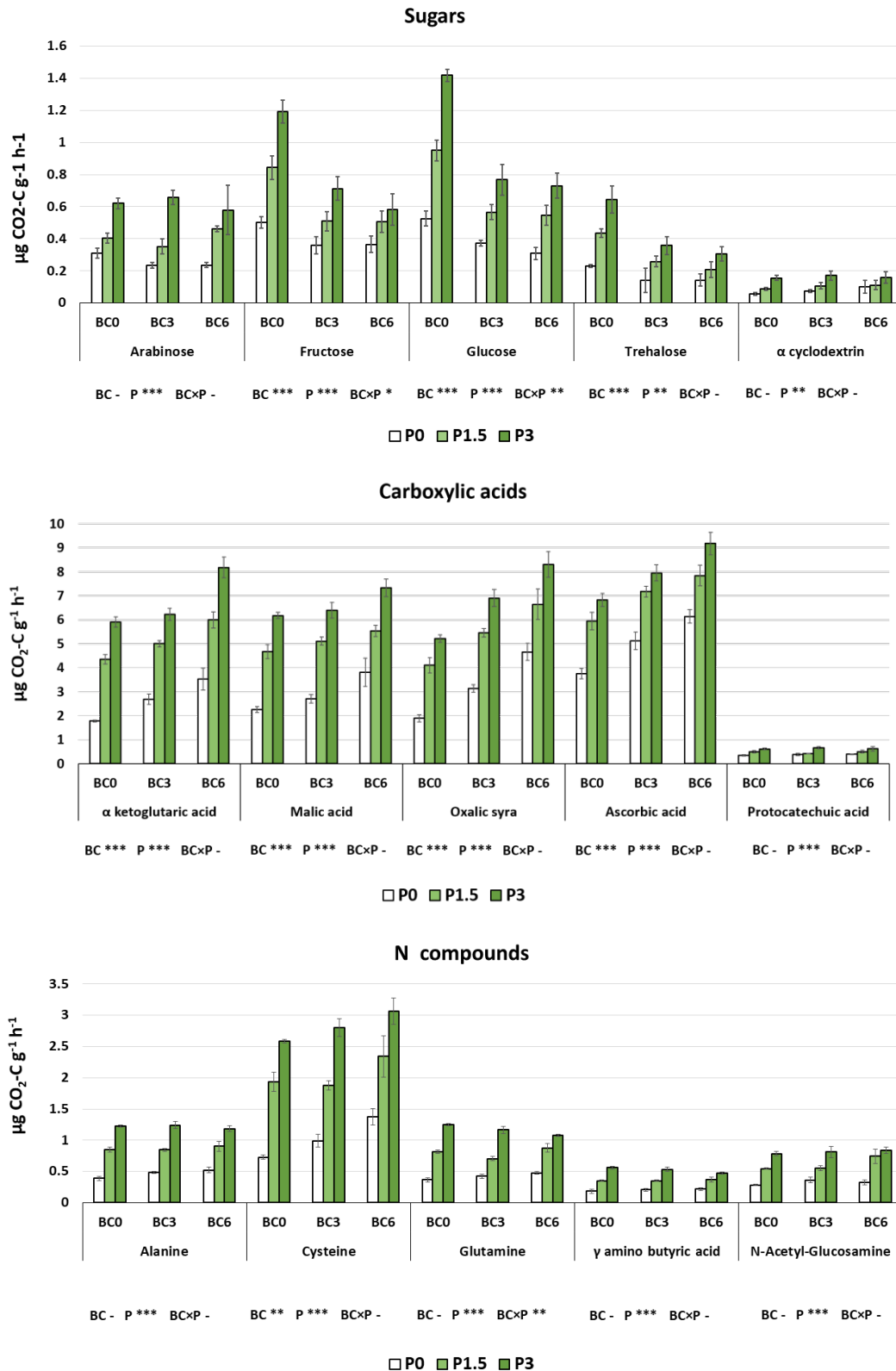


Figur 3.21 Jordens basrespiration (produktion av CO₂) efter den första odlings säsongen. Proverna är tagna tre månader (2019-09-26) efter starten av fältförsöket. Staplarna visar medel ± SE för n = 3. Tillsatserna av biokol var 0, 3 eller 6 % och av torv 0, 1,5 eller 3 %. Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = p ≤ 0,001; * = p ≤ 0,05; - = icke-signifikant.

Effekter på substrat-inducerad respiration

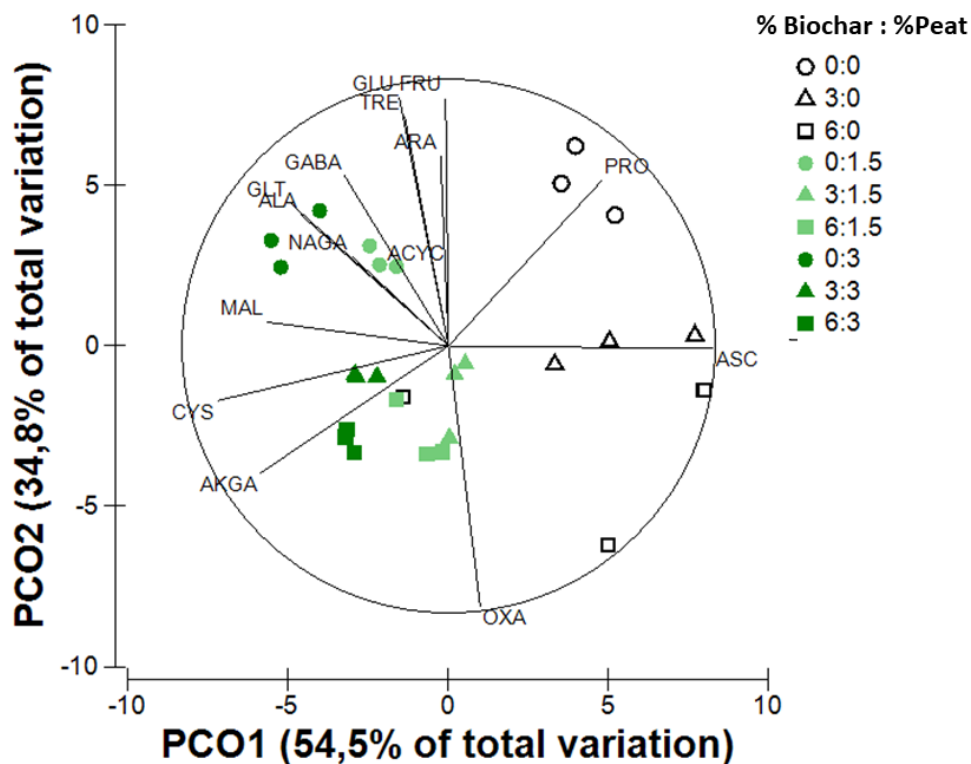
Substrat-inducerad respiration (SIR) används som ett indirekt sätt att bestämma den mikrobiella biomassans storlek, normalt med glukos som tillfört substrat. Mätningarna visade att den mikrobiella biomassan var större i jorden med torvinblandning (Figur 3.22a).

Torvinblandning ökade respirationen även av samtliga andra tillförda substrat, och effekten ökade med ökande mängd torv (Figur 3.22a-c). Med hänsyn taget till att den mikrobiella biomassan ökat p.g.a. torvinblandningen blev ökningen av substrat-inducerad respiration (per mikrobiell biomassa; skattad utifrån basrespirationen) mindre. I de flesta fall var den ändå signifikant högre efter åtminstone högsta torvinblandningen jämfört med kontrollen. Inblandning av biokol ökade respirationen av de flesta karboxylsyror, minskade respirationen av de flesta sockerarterna, men påverkade i regel inte respirationen av kväveföreningarna (Figur 3.22). Den minskade respirationen av sockerarterna vid biokol-sinblandning kan potentiellt vara en effekt av att dessa absorberas/adsorberas av biokolet och därmed görs otillgängligt för mikroorganismerna. Detta indikerar att SIR, med glukos som substrat, kanske inte fungerar som metod för att bestämma den mikrobiella biomassan i dessa jordar. Minskningen beror alltså inte nödvändigtvis på en minskad förmåga hos mikroorganismssamhället att utnyttja dessa föreningar om de är tillgängliga, vilket skulle behöva undersökas närmare.



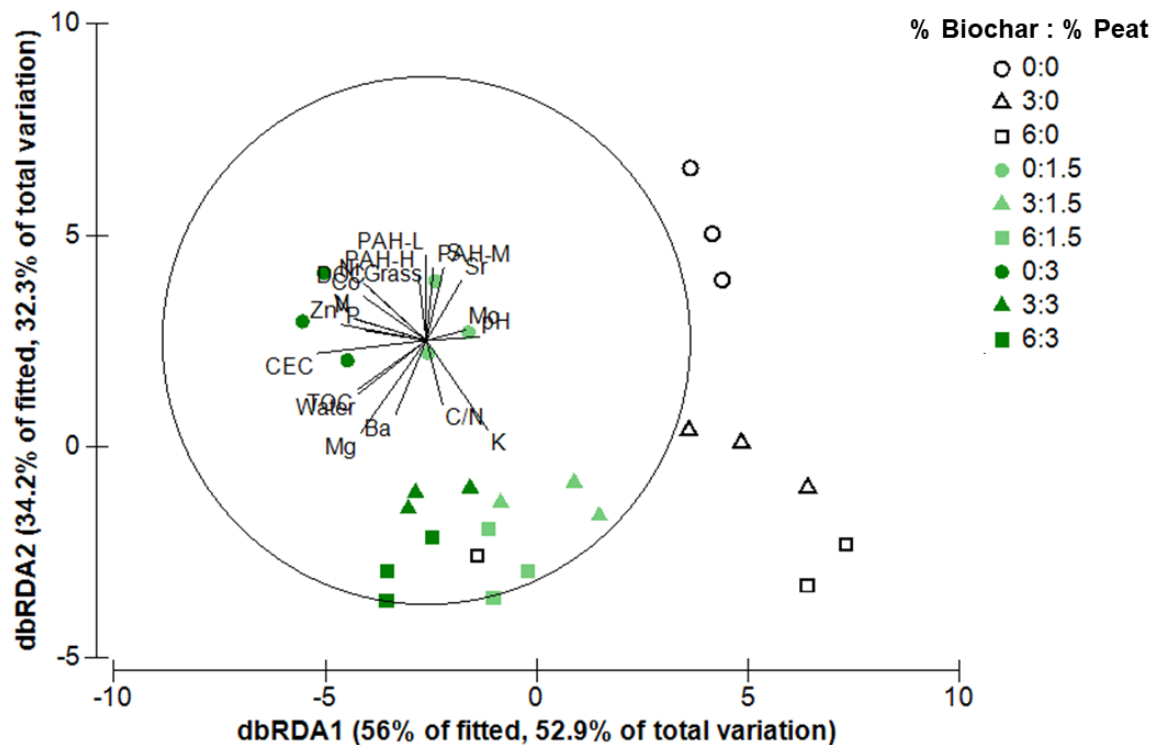
Figur 3.22 Substrat-inducerad respiration, mätt som $\mu\text{g CO}_2\text{-C / (g jord och h)}$, efter den första odlingssäsongen, efter tillsats av 15 olika substrat (C-källor). Proverna är tagna tre månader (2019-09-26) efter starten av fältförsöket. Staplarna visar medel \pm SE för $n = 3$. Tillsatserna av biokol var 0, 3 eller 6 % och av torv 0, 1,5 eller 3 %. Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; - = icke-signifikant.

Den substratinducerade respirationen från samtliga substrat visade att mikroorganism-samhällena i jordarna som blandats med torv och biokol omsatte olika typer av substrat med sinsemellan olika relativ hastighet jämfört med deras omsättning i kontrollen. De hade alltså skillnader i funktionell profil, betingade av förändringar i mikroorganism-samhällets sammansättning p.g.a. torv- och/eller biokolsinblandningen. Ordinationsdiagrammet (Figur 3.23) visar att replikaten från behandlingarna grupperade sig relativt väl. Separationen av behandlingarna längs första komponenten (PCO1, längs x-axeln) sammanhängde huvudsakligen med tillförd torvmängd, och denna förklarade nästan 55% av variationen i funktionell profil. De substrat som bidrog främst till uppdelningen var kväveföreningarna och askorbinsyran. Separationen längs andra komponenten (PCO2, längs y-axeln) sammanhängde huvudsakligen med tillförd biokolsmängd, och denna förklarade nästan 35% av variationen. De substrat som främst bidrog till denna uppdelning var sockerarterna och oxalsyran.



Figur 3.23 Funktionell profil hos de mikrobiella samhällena utvärderade genom principalkoordinatanalys (PCO) av den substrat-inducerade respirationen under sex timmar efter tillförelse av 5 sockerarter, 5 karboxylsyror och 5 kväveföreningar, baserat på euklidiskt avstånd. Sockerarterna var arabinos (ARA), fruktos (FRU), glukos (GLU), trehalos (TRE) och alfacyklodextrin (ACYC); karboxylsyror är alfaketoklutarsyra (AKGA), äppelsyra (MAL), oxalsyra (OXA), askorbinsyra (ASC) och protokatekusyra (PRO); kväveföreningarna är alanin (ALA), cystein (CYS), glutamin (GLT), gammaaminobutyrinsyra (GABA) och N-acetylglukosamin (NAGA). Respektive substrats bidrag till separationen indikeras av strålarnas längd. Symbolfärg och -form visar tillförd mängd av torv respektive biokol.

Analysen av vilka förändringar i mikroorganismernas miljö som orsakat ändringen i funktionell profil visade att såväl C-, närings- och föroreningshalt och pH i markvattnet, som jordens vattenhållande förmåga, halt totalt organiskt C samt gräsets biomassa låg bakom förändringen (Figur 3.24). Den sekventiella analysen fann att störst andel av variationen förklarades av den vattenhållande förmågan (28%), katjonbyteskapaciteten (21%) och gräsets biomassa (17%). Faktorer såsom halterna PAH-L och kalium var visserligen starkt signifikanta men förklarade ändå en mindre del av variationen.



Figur 3.24 Avståndsbasead överflödighetsanalys (dbRDA) visar skillnader i mikroorganismssamhällets funktionella profil och hur dessa varierar med jordens innehåll av organiskt material, mineralnäring, metaller, PAH samt pH, vattenhållande förmåga och gräsets biomassa så som dessa påverkats av torv- och biokolsinblandningen. Symbolfärg och form visar tillförd mängd torv respektive biokol. Strålarnas längd indikerar graden av signifikans för påverkan av respektive faktor.

Effekten av det tillförda organiska materialet på den funktionella profilen tycktes alltså främst vara betingat av dess effekt på grundläggande markbördighetsfaktorer. Även vegetationens etablering och tillväxt tycks ha stor betydelse. På grund av försökets korta ligg-tid (där omsättning av döda växtdelar är liten) hänger den senare sannolikt främst samman med de lättillgängliga C-föreningar som utsöndras från rötterna. Halten totalt organiskt C i jorden hade däremot inget större förklaringsvärde, sannolikt p.g.a. de tillförda organiska materialens starkt olika sammansättning.

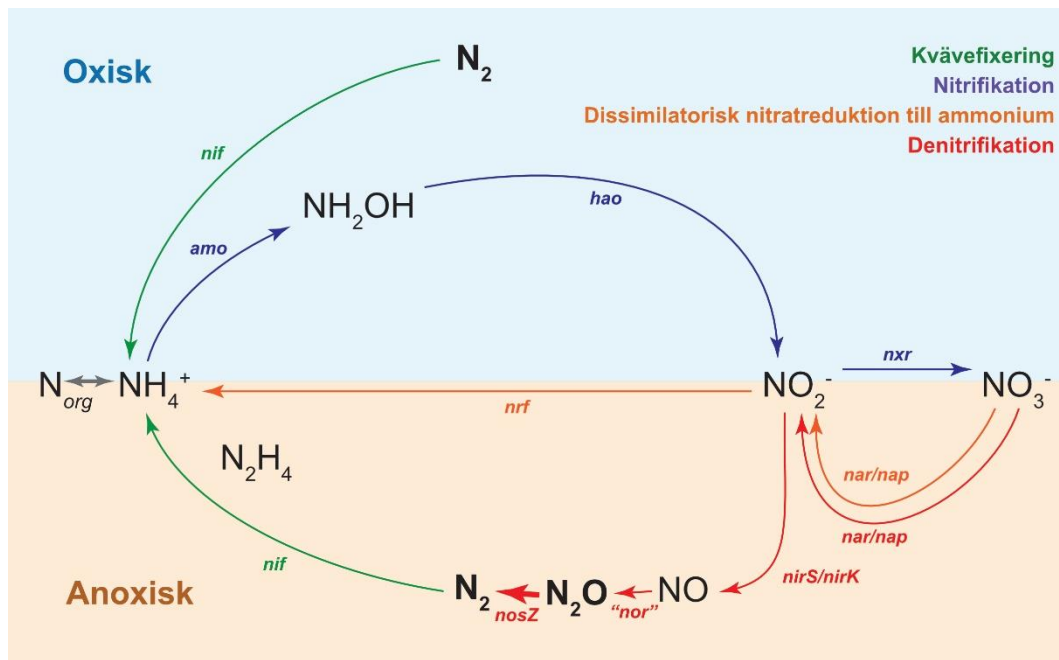
Slutsats kolrespiration

Inblandning av torv och biokol ändrade mikroorganismers sätt att använda olika organiska föreningar, men på sinsemellan olika sätt.

Effekten berodde främst på biokolet och torvens effekter på grundläggande markbördighets-faktorer och på vegetationens bidrag till mikroorganismernas energiförsörjning.

3.3.6 Kväveomsättning

Kvävets kretslopp är en viktig ekologisk funktion i marken, eftersom det bestämmer tillgängligheten av N för primärproduktion och nedbrytning. Kvävecykeln består av steg där olika former av kväve oxideras eller reduceras av mikroorganismer i närvaro, eller frånvaro av syre, vilket resulterar i att N cirkulerar mellan atmosfären och markekosystemet (Figur 3.25). De olika stegen i varje process utförs av grupper av mikroorganismer som producerar enzymer som katalyserar de olika transformationsstegen. Dessa enzymer kodas av specifika gener, som i sin tur används som markörer för de olika mikrobiella grupperna som utför varje steg.



Figur 3.25 Kvävet kretslopp. Olika kväveomvandlingsprocesser är markerade med olika färg, och gener som kodar för de enzymer som katalyserar varje steg är indikerade kursivt. Från Hallin et al., (2018).

I denna studie fokuserade vi på fyra nyckelprocesser associerade med oorganisk kväveomsättning i mark: 1) kvävefixering, där atmosfäriskt kväve (N_2) omvandlas till ammonium (NH_4^+), 2) nitrifikation, där ammoniak omvandlas till nitrat (NO_3^-) under syrerika (oxiska) förhållanden, 3) denitrifikation, där nitrat reduceras till dikväveoxid (N_2O) eller N_2 under anoxiska förhållanden, och 4) dissimilatorisk nitratreduktion till ammonium (DNRA), där nitrat reduceras till ammonium under anoxiska förhållanden.

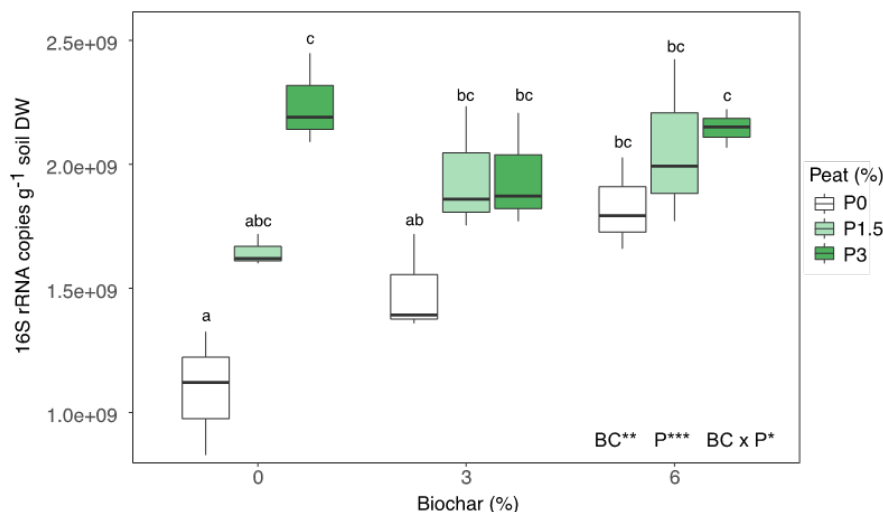
Bakteriesamhällets storlek, mångfald och struktur, bestämdes genom kvantifiering och sekvensering av den ribosomala genen 16S rRNA, som är en markör-gen som rutinmässigt används för att karakterisera mikroorganism-samhällen i miljöprover. Därtill kvantifierade vi också mängden av mikroorganismer som utför de olika stegen i kvävet kretslopp.

Effekter på det totala bakterie-samhället

Storleken på bakteriesamhället ökade med både ökad tillsats av torv och biokol, men torv hade en betydligt större effekt Figur 3.26. Det vill säga, när redan höga halter av torv fanns i jorden (3%) gav behandlingen med biokol ingen synbar effekt på det totala antalet mikroorganismer/g jord.

Diversiteten av bakteriesamhället undersöktes genom att mäta/beräkna:

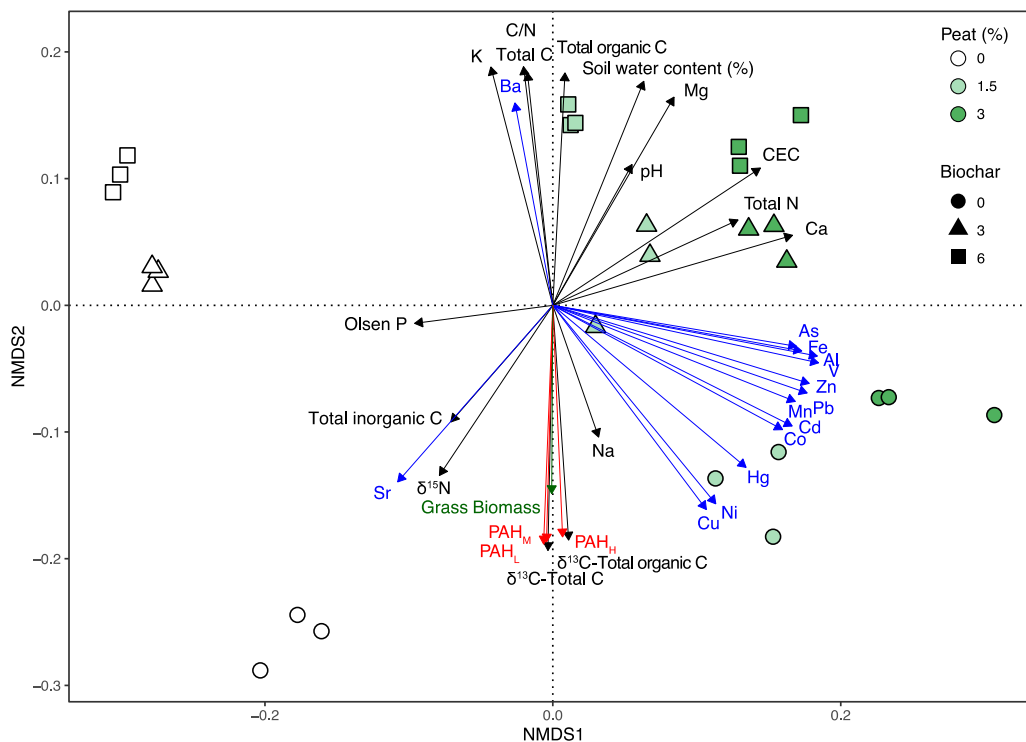
1. totala antalet arter (rikedom),
2. graden av likhet i förekomst av arter (jämnhet),
3. Shannons mångfald-index (H') som kombinerar rikedom och jämnhet
4. fylogenetisk mångfald, återspeglar hur besläktade alla arter är i ett prov



Figur 3.26 Effekten av torv (P) och biokol (BC) på det totala bakteriesamhället, mätt som förekomst av 16S rRNA genkopior g⁻¹ jord (ts). Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med. *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; Bokstäver indikerar signifikanta skillnader mellan medelvärden av behandlingar, (n=3), baserat på Tukey's test.

Endast en liten effekt syntes på diversiteten då jorden behandlades med torv och det fanns ingen effekt av behandling med biokol (för resultat hänvisas till Rijk et al., *In prep*). Av de fyra ”indikatorerna” för diversitet var det bara Shannons H' och jämnheten som skiljde sig då torv tillsattes (ökade med ökad torvtillsats). Både inblandning av biokol och torv förändrade alltså storleken på bakteriesamhället i jorden, men den totala mångfalden påverkades inte nämnvärt. Detta kan tolkas som att markkvaliteten till stor del förbättrades av tillsats av biokol och torv.

Figur 3.27 visar skillnader i den bakteriella samhällsstrukturen i de olika behandlade jordarna samt kontrollen. Samhällsstrukturen förändrades signifikant av både torv- och biokolbehandling (permutationell ANOVA $P < 0,001$), men effekten av torv var starkare än biokol ($R^2 = 0,26$ respektive $0,17$). Detta illustreras med de två gradienterna; en för torv och en för biokol i figuren. Sammansättningen av bakterier var liknande inom varje behandlingstyp Pilar visar korrelationer med markfaktorer.



Figur 3.27 NMDS-ordinationsdiagram (Non-metric multidimensional scaling) över skillnader i bakteriesamhället i jordar med olika inblandning av torv och biokol. Symbolernas färg och form anger respektive %-inblandning av torv och biokol. Pilarna indikerar signifikanta korrelationer ($P < 0,05$) mellan markfaktorer (svarta pilar), produktion av gräsbiomassa (grön pil), por-vattenkoncentrationer av metallföreningar (blå pilar) och por-vattenkoncentrationer av låg-, medelhög och hög-molekylära PAH (röd).

Ökad förekomst av mikroorganismer korrelerade positivt med flera markfaktorer så som markens innehåll av vatten, CEC, total-C, total-N och koncentrationen av tvåvärda katjoner (Ca och Mg), men negativt till halten $\delta^{15}N$ (Figur 3.27). Den negativa korrelationen med $\delta^{15}N$ indikerar att omsättningen av oorganiskt kväve i bäddar med torv och biokol har skett långsammare jämfört med i den obehandlade jorden.

Ökad vattenhållande förmåga i de behandlade jordarna var sannolikt en av de viktigaste faktorerna för ökningen av storleken på mikroorganismssamhället, men den högre halten total-N och CEC som observerades med torvtillsats kan också ha spelat roll.

Behandling med biokol kan också ha gett upphov till lägre toxicitet då biotillgängligheten (utlakade koncentrationer) av PAH minskade, vilket kan ha gett upphov till effekten på bakteriesamhället. Lägre koncentrationer av fritt löst PAH korrelerade med en ökning på storleken på samhället. Detta mönster var mindre tydligt när det gäller effekten av metaller, eftersom både samhällets storlek och dess mångfald ökade i jordar med högre metallkoncentrationer i lakvattnet. Detta beror troligtvis på att den ökade vattenhållande förmågan (till följd av torvtillsats) överskuggande effekten, samt de högre nivåerna av total-N.

Biokolet och torven skapar bättre förutsättningar för mikroorganismerna

Inblandning av biokol och torv gör så att mikroorganismerna (bakterierna) i marken kan föröka sig och blir fler till antalet. Torven har större effekt än biokolet.

Torven ökade jordens vattenhållande förmåga, CEC och andra markfaktorer vilket ökade mängden av mikroorganismer, men hade mindre effekt på mångfalden.

Biokol hade ingen effekt på mångfalden av bakterier. På längre sikt kan detta eventuellt förändras - vår undersökning är utförd på prover tagna bara tre månader efter anläggandet av försöket.

Tillväxten av bakterier ledde också till immobilisering av kväve.

Effekter på utvalda mikroorganism-grupper

Effekten av biokol och torv på de kväveomsättande mikroorganismerna bestod till stor del av förändringar i markfaktorer. Baserat på vår kunskap om ekologin hos olika grupper av kväveomsättande mikroorganismer, verkar tillsats av biokol begränsa tillgängligheten av oorganiskt N, eftersom grupper som gynnas under sådana förhållanden, såsom kvävefixerande bakterier och ammoniakoxiderande arkéer, ökade. Detta har också observerats i tidigare studier (Harter et al., 2014) och tillskrivs vanligtvis adsorptionen av organiska N-föreningar till biokolpartiklar (Singh et al., 2010).

Biokol verkade begränsa tillgängligheten av oorganiskt kväve (kvävefixering)

Tillsats av biokol till jorden resulterade i en marginell ökning av mängden diazotroferer, (kvävefixerande bakterier), men bara i växtbäddar utan torv-tillsats.

Tillsats av torv resulterade i en minskning av förekomsten av diazotrofer också när biokol var närvarande.

Tillsats av torv verkar dock ha motsatt effekt. Total-N ökade med torvtillsats, vilket resulterade i en minskning av kväveomsättande mikroorganismer. Torven ökade jordens vattenhållande förmåga vilket gynnade tillväxten av denitrifierare och DNRA-bakterier (bakterier som reducerar nitrat till ammonium), som båda främjas av de anaeroba förhållanden som uppstår när vattenhalten i marken ökar. Aktiviteten hos respektive grupp avgör vad som händer med nitraten: denitrifikation leder till kväveförluster, eftersom nitrat omvandlas till kvävgas medan DNRA-bakteriernas aktivitet resulterar i att kvävet finns kvar i marken i form av ammonium. Man kan spekulera om att ökningen av DNRA-bakterier i jordar med torv resulterade i mer tillgängligt ammonium, vilket hade negativ effekt på grupper av kväveomsättande mikroorganismerna som gynnas av kvävefattiga förhållanden. Mer detaljerade studier skulle dock behövas för att bekräfta detta.

Eftersom biokol och torv orsakade stora förändringar i markegenskaperna är det svårt att avgöra i vilken grad de olika grupperna av kväveomsättande mikroorganismer påverkades av förändringarna i markkvaliteten och/eller av minskningen av föroreningskoncentrationen i markvattnet. Mer detaljerade studier behövs för att separera effekterna av markfaktorer och toxicitet.

Biokol och torv gynnade markens denitrifierare

Biokolsbehandling gynnade förekomsten av denitrifierare, men tillsats av torv påverkade inte alla denitrifierare, utan bara de med markörgegen nirK, som ökade med ökad torv-tillsats.

Vid jämförelse med markfaktorer som påverkar bördighet fanns också flera starka korrelationer mellan dessa och denitrifierare med nirK (som inte syntes för denitrifierare med markörgegen nirS), inklusive CEC- och tvåvärdade katjonkoncentrationer och total-N i jorden.

Biokol gynnade också markens nitrifierare

Ammoniakoxiderande arkéer (AOA), som ofta gynnas av låga halter av ammonium jämfört med ammoniakoxiderande bakterier (AOB), ökade i jorden som behandlats med biokol

Tillväxten av AOA kan också ha gynnats av att biokolen dämpade det totala toxiska trycket. Koncentrationen av många föroreningar minskade i markvattnet då jorden behandlades med biokol, vilket gav ett lägre toxiskt tryck.

Biokol begränsar tillgången på kväve, men effekten kan mildras med torv

Tillsats av biokol resulterar i markförhållanden som gynnar mikroorganismer som är konkurrenskraftiga under kvävebegränsade förhållanden.

Denna effekt kan mildras genom tillsats av torv. Torven ger jorden en bättre vattenhållande förmåga, vilket i sin tur kan leda till syrefattiga (anaeroba) förhållanden, och en ökning av mikroorganismer som trivs och kan överleva under sådana förhållanden.

Biokolet verkar också kunna dämpa den toxiska stressen på mikrobiella grupper som driver kvävet kretslopp, men detta är svårt att bekräfta, eftersom biokolet samtidigt leder till de ovan beskrivna förändringarna i markegenskaperna.

3.3.7 Stabilisering med biokol som avhjälpande åtgärd

I detta stycke diskuteras biokolsbehandling sett som en avhjälpande åtgärd, det vill säga en behandlingsmetod för att stabilisera föroreningar i jordavfallet, i syfte att reducera riskerna för negativa effekter på människa och miljö. Om riskerna kan reduceras till acceptabla nivåer kan behandlingen innebära att den förorenade jorden kan få lov att lämnas kvar på platsen, alternativt återanvändas på annan plats.

Nedan diskuteras inte specifikt om riskreduktionen kan anses tillräcklig för att nå acceptabla nivåer, då dessa styrs av platsspecifika förutsättningar, planerad markanvändning och värderingsfrågor.

I stället har vi med hjälp av resultaten från vårt fältförsök försökt besvara den övergripande frågan *hur fungerar biokolbehandling på olika typer av jordavfall* samt följande

delfrågor: 1) hur stora effekter är att vänta? 2) hur mycket biokol behöver blandas in för att få effekt? och 3) har biokolen några negativa effekter?

Med ”effekter” avses hur väl stabiliseringen lyckas med att 1) *förhindra utlakning och spridning* av föroreningarna, 2) *förhindra eller minska biotillgängligheten* (upptaget) av förorening till biota samt 3) *minska jordens ekotoxicitet*.

Med hjälp av fältförsökets olika nivåer av inblandning av torv kan man säga att vi har studerat biokolseffekter på tre olika jordavfall. Alla tre jordavfallen har liknande innehåll av föroreningar (metallerna Ba, Cu, Hg, Pb, och Zn samt PAH i koncentrationer i nivå med, eller över, riktvärden för MKM), men jordavfallens markegenskaper skiljer sig åt.

Volchko et al. (2018) har utvecklat ett verktyg, SF-box, som bygger på idén att det går att beskriva en jords markkvalitet genom ett antal nyckelvariabler (textur, OC, kväve, fosfor, och pH) som sedan ligger till grund för ett antal markkvalitetsindikatorer. Markkvalitetsindikatorerna utgörs av tillgängligt vatten (AW-score), organiskt material (OC-score), kvävestatus (N-score), pH-värde (pH-score) och fosfortillgänglighet (P-score). Dessa skalas mellan 0 och 1, där 1 betyder mycket bra och 0 mycket dålig. I ett sista steg räknas de samman till ett SF-index (geometriskt medelvärde av indikatorerna) som kan delas in i fem olika klasser av markkvalitet: *mycket god, god, medium, dålig* och *mycket dålig*.

Våra tre studerade jordavfall får med SF-beräkningen likvärdig markkvalitet, av slaget ”*medium*” (Tabell 3.3), men det finns skillnader mellan jordarna sett till enskilda indikatorer. Till exempel ökar potentiellt tillgängligt vatten (AW-score) med inblandning av torv, medan kväve-tillgången (N-score) minskar.

Tabell 3.3 Markkvalitet, bestämd med SF-box (REF) hos de tre jordavfallen. Detaljerad beskrivning av modellen och hur skalningen går till framgår av Volchko et al. (2018).

Bedömning av markkvalitet med SF-box	Jordavfall 1 (BC0P0)	Jordavfall 2 (BC0P1,5)	Jordavfall 3 (BC0P3)
OC-Score	1,00	1,00	1,00
AW-score	0,15	0,23	0,31
pH-score	0,79	0,78	0,73
N-score	0,77	0,53	0,39
P-score	0,92	0,93	0,91
SF-index (geometriskt medelvärde)	0,61	0,61	0,60
Markkvalitet	Medium	Medium	Medium

SF- beräknas som det geometriska medelvärdet av fem kategorier av ”scores”: OC; AW; pH, N och P. SF-index >0,85 indikerar mycket bra markkvalitet; 0,70-0,69 bra markkvalitet; 0,55-0,69 medium markkvalitet; 0,40-0,54 dålig markkvalitet och <0,40 mycket dålig markkvalitet.

Med avseende på markkvalitetsparametrar, (Tabell 3.4) så skiljer sig de tre jordavfallen på följande sätt:

1. Jordavfall 1:

Schaktmassor bestående av jord förorenad med PAH och metall (se även Avsnitt 2.3.1 för mer information om referensjorden) som i växtbädd ger en svagt alkalisk, väl-dränerad jord med **låg vattenhållande förmåga** och ett **måttligt innehåll av naturligt organiskt material (OM)**, med **låg tillgång på kväve** (hög C/N-kvot), **låg katjonbyteskapacitet**, men **god tillgång på fosfor**.

2. Jordavfall 2:

I relation till jordavfall 1 har denna jord en **bättre vattenhållande förmåga** och ett **högre innehåll av OM (ca 1,5 %)**. Jorden har en något högre kvävehalt, men på grund av högre halt OM får jorden en högre C/N-kvot (vilket kan ge **ökad risk för N-brist** hos växtligheten). Jorden har en **högre katjonbyteskapacitet** men i relation till medianvärde för svensk åkermark är den fortfarande endast måttlig. Tillgång på fosfor och jordens pH är likvärdigt med jordavfall 1.

3. Jordavfall 3:

I relation till jordavfall 1 och 2 har denna jord har en **ännu bättre (god) vattenhållande förmåga** och **högre halt av OM (ca 3% jämfört med jordavfall 1, respektive 1,5 % jämfört med jordavfall 2)**. Jorden har en ytterligare något högre kvävehalt, men också en ännu högre C/N-kvot, vilket ger en **ökad risk för N-brist** relativt både jordavfall 1 och 2. **Katjonbyteskapaciteten är högre** än både Jordavfall 1 och 2 (strax under nivåer i svensk åkermark). Tillgång på fosfor och jordens pH är likvärdiga.

Tabell 3.4 Tre jordavfall med olika markkvalitet. Redovisade markkvalitetsparametrar; organiskt material (OM), vattenhållande förmåga, pH, kväve, kol-kväve(C/N)-kvot, tillgängligt fosfor (P-Olsen) och katjonbyteskapacitet (CEC).

Markkvalitetsparametrar	Jordavfall 1 (BC0P0)	Jordavfall 2 (BC0P1,5)	Jordavfall 3 (BC0P3)	Svensk åkermark (medianvärde)
OM (%)	<3,8 ^a	<5,8 ^a	<7,6 ^a	4,1
Vattenhållande förmåga (100% -TS)	11	15	17	Ej tillgängligt
pH	7,7	7,7	7,8	?
N (%)	0,10	0,11	0,12	0,22
C/N-kvot	23	32	37	11
P-Olsen (mg/100g)	2,3	2,4	2,2	6,9
CEC (mekv/100g)	9,0	10	12	15

^aOM är uppskattad från analyserad halt organiskt kol; OM=OC*1,724. Jordavfallet innehåller organiskt kol som har både naturligt och antropogent ursprung (naturligt OM versus sot, stenkol/stenkolstjära). Analys av OC gör ingen skillnad på de olika sorterna av OC. Halterna av OM i tabellen (sett som enbart *naturligt* OM) är därför troligen överskattade vilket indikeras med "<".

Med hjälp av indelningen i de tre beskrivna jordavfallen besvaras de tre definierade frågorna nedan:

- 1) Hur förändras utlakning och spridningen av föroreningarna?
- 2) Hur förändras biotillgängligheten (upptaget) av föroreningar till gräs?
- 3) Hur förändras jordens ekotoxicitet?

Hur förändras utlakningen och spridningen av föroreningar?

För att få en uppfattning om hur utlakningen (och därmed den potentiella biotillgängligheten) och spridningen av föroreningar förändrades vid behandling med biokol relaterades de uppmätta markvattenkoncentrationerna av metaller, och de laborativt bestämda fritt lösta PAH-koncentrationerna i biokolsbehandlade jordavfall, till koncentrationen i vatten från respektive obehandlat jordavfall. Den reducerade utlakningen för metallerna visas i Tabell 3.5.

Tabell 3.5 Reducerad eller ökad utlakning (potentiell (bio)tillgänglighet) av metaller vid behandling med 3 respektive 6% biokol (data från lysimeterförsök för Ba, Cu, Hg och Zn): Procentuell utlakning från jordavfall behandlat med biokol (BC) i relation till utlakning från obehandlat avfall med låg, måttlig eller hög halt av naturligt organiskt material (NOM) i jorden.

Behandling ^a	Ba	Cu	Hg ^b	Pb ^c	Sb ^c	Zn	Förklaring:
BC0P0	100%	100%	100%	100%	100%	100%	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	165%	13%	<30%	39%	94%	43%	
BC6P0	204%	7%	<30%	33%	106%	34%	
BC0P1.5	100%	100%	100%	100%	100%	100%	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	134%	18%	<39%	55%	108%	108%	
BC6P1.5	170%	9%	<39%	44%	103%	42%	
BC0P3	100%	100%	100%	100%	100%	100%	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	113%	22%	<35%	65%	97%	80%	
BC6P3	149%	11%	<35%	63%	95%	59%	

^aBC=biokol; P=Peat (torv); 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning.

^bHg-koncentrationen var för låg för att mätas i markvattnet efter behandling med biokol, därför har vi här använt analysens rapporteringsgräns för beräkning.

^cRedovisade beräkningar bygger på data från laktest

Som redan beskrivits i Avsnitt 3.3.2 reducerade biokolbehandling utlakningen av Cu, Hg, och Zn i markvatten, men ökade den för Ba. Koncentrationen av Pb var låg i samtliga markvatten (inklusive kontrollen; BC0P0) och ingen signifikant skillnad efter behandling syntes för något av Jordavfallen. Därför har inte reduktionen av Pb i markvatten tagits med i Tabell 3.5. utan istället användes data från *laktetestet* för att beräkna reduktionen. Koncentrationen av Sb analyserades inte i markvatten och därför har också data från laktetestet använts för reduktionsberäkningen av detta ämne.

Bäst procentuell reduktion av Cu, Pb, Hg och Zn uppnåddes i Jordavfall 1, följt av Jordavfall 2 och därefter Jordavfall 3. Reduktionen var också större vid 6% tillsats av biokol jämfört med 3%. Dessa resultat visar tydligt att behandling med biokol fungerar bäst om jordavfallet (eller jorden på det förorenade området) som ska behandlas har låg halt organiskt material.

För Ba sågs ingen reduktion utan istället en ökad tillgänglighet med ökad biokolstillsats. Den ökade tillgängligheten var störst i Jordavfall 1, följt av Jordavfall 2 och sist Jordavfall 3 (för 3%-tillsats av biokol: 165%, 134% och 113%, och för 6%-tillsats: 204%, 170% och 149%). Jordavfall med högre markkvalitet (högre halt NOM) hade alltså en dämpande effekt på Ba-tillgängligheten. För Sb hade biokolstillsats ingen effekt i något av de tre jordavfallen.

I jämförelse med litteratur-data över uppnådda reduktioner av metall-utlakning från jord som behandlats med biokol så står sig våra resultat mycket bra. I en litteraturgenomgång av Hilber et al. (2017) granskades 53 vetenskapliga artiklar som studerat metall-utlakning från biokolbehandlad jord i relation till obehandlad. I snitt uppnåddes 50, 51 och 56 % reduktion för Cu, Pb och Zn (Tabell 3.6).

Tabell 3.6 Reduktion av utlakning/tillgänglighet: Data från vårt fältförsök jämfört mot en litteratur-data från Hilber et al 2017 som gjort en sammanställning över förändringen av metallers tillgänglighet i jord-vattenlösningar vid behandling med biokol. 100% betyder identisk metalltillgänglighet i jordar med och utan biokol. 50% innebär att i jordar med biokol var metallerna bara hälften så tillgängliga som i jord utan biokol. >100% betyder att biokolet gjorde metallerna mer tillgängliga.

Reduktion av utlakning/tillgänglighet		Cu	Pb	Sb	Zn
Vårt fältförsök (från Tabell 3.5)	max-min:	7-22 %	33-65 %	94-108 %	34-108 %
Data från litteratursammanställning av Hilber et al. (2017) ^a	Medel	50 %	51 %	102 %	56 %
	Undre och övre gräns ^b	24-105 %	44-59 %	89-119 %	46-69 %
	Antal försök ^c	73 st	89 st	2 st	53 st

^aData är avläst från figur ur Hilber et al (2017) som sammanställt resultat från 53 vetenskapliga publikationer som studerat utlakning från biokolbehandlad jord med extraktionsmedel för att simulera biotillgänglighet för växtrötter, framförallt i lab- men även i några fall fältförsök.

^bÖvre och undre rapporterad gräns för analyserade data med $\pm 95\%$ konfidens intervall

^cAntal försök som medelvärde baseras på.

Reduktionen av Cu i markvatten, som var mellan 7 till 22% i fältförsöket får därmed anses vara mycket god! Reduktion av Pb i våra lakförsök var mellan 33-65% vilket är strax

under respektive över rapporterade gränser för ett 95% konfidensintervall på analyserad data i Hilber et al., (2017). Även reduktionen av Zn i Jordavfall 1 får anses mycket god i jämförelse med litteratur data, men sämre eller ingen reduktion av Zn uppnåddes i Jordavfall 3 och 2.

De fritt lösta koncentrationerna av PAH (Tabell 3.7.) reducerades med bäst resultat i Jordavfall 1 där halten NOM var låg. Här reduceras utlakningen av PAH-L, PAH-M och PAH-H till mellan 3 - 7% vid en behandling med en liten tillsats av biokol, och till bara 2-3% vid hög tillsats (6%). Ett något sämre resultat erhöles för Jordavfallen med högre halt NOM; för jordavfall med måttlig halt NOM var reduktionen bara 9-15%, vid låg tillsats, och 3-6% vid hög tillsats, medan för jordavfall med hög halt NOM var motsvarande reduktionen mellan 3-15% och 3-7%.

Tabell 3.7 Minskad biotillgänglighet: Utlakning av fritt löst PAH från jordavfall behandlat med 3 respektive 6% biokol (BC) i relation till utlakning från obehandlat avfall med låg, måttlig eller hög halt av naturligt organiskt material (NOM) i jorden.

Behandling ^a	PAH-L	PAH-M	PAH-H	Förklaring:
BC0P0	100%	100%	100%	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	3%	4%	7%	
BC6P0	2%	2%	3%	
BC0P1.5	100%	100%	100%	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	9%	11%	15%	
BC6P1.5	6%	3%	5%	
BC0P3	100%	100%	100%	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	3%	10%	15%	
BC6P3	3%	5%	7%	

^aBC=biokol; P=Peat (torv); 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning

Reducerad spridning av PAH

I markvattnet existerar PAH inte bara som fritt lösta ämnen, utan förekommer också i bunden form till kol som är löst i vattnet (DOC), eller finns där som partiklar (POC). Den totala halten PAH som finns i markvattnet kan beskrivas med följande ekvation (Enell et al., 2016):

$$C_{pw,total} = C_{pw,free} + K_{DOC} * [DOC] * C_{pw,free} + K_{POC} * [POC] * C_{pw,free} \quad (\text{Ekv. 3})$$

i vilken K_{DOC} och K_{POC} är fördelningskoefficienter som beskriver fördelningen av en PAH mellan vattenfasen och det organiska kolet i löst, respektive partikulär fas, i vattnet.

Om halten DOC är känd och om det går att uppskatta hur stor andel av POC som är mobil (det vill säga partiklar som kan transporteras med vattnet) kan den mobila koncentrationen uppskattas från den totala koncentrationen:

$$C_{pw,mobil} = C_{pw,total} \quad (\text{Ekv. 4})$$

Genom lysimeterstudien har vi ett mått på halten DOC (medel av två provtagningstillfällena). Mobil halt av POC har vi inte bestämt i vårt försök och vi bortser därför från bidraget till spridning genom partiklar här.

Genom att använda rapporterade värden på fördelningskoefficienter för PAH till DOC (K_{DOC}), (Enell et al., 2016), och de uppmätta fritt lösta koncentrationerna beräknades $C_{pw,mobil}$ för de olika behandlingarna (Enell et al., *In prep.*). De mobila koncentrationerna av PAH i biokolsbehandlade jordar relaterades sedan till koncentrationen i respektive obehandlat jordavfall, för att få en uppfattning om reducerad spridningsrisk, se Tabell 3.8.

Eftersom tillsats av biokol sänker både den fritt lösta koncentrationen av PAH och koncentrationen av löst organiskt kol, blir behandlingen relativt sett ännu mer effektiv om vi ser till reducerad spridningsrisk jämfört med reducerad potentiell biotillgänglighet (jämför

Tabell 3.7 med Tabell 3.8). Behandlingen med biokol i 3 respektive 6% reducerar spridningen (mätt som reduktion av mobil koncentration) till 4%, respektive 1% för både Jordavfall 2 (måttlig halt organiskt material) och 3 (hög halt organiskt material).

Vid en behandling med biokol, och särskilt om biokolet har en fin partikelstorlek, är det lätt att tänka sig att små partiklar av kol skulle kunna släppa från den behandlade jorden och spridas nedåt i jordprofilen med markvattnet. Detta skulle kunna öka spridningen av PAH från området som behandlats om partiklarna inte fastnar i underliggande obehandlad jord.

Det är dock viktigt att notera att PAH som bundits till biokolspartiklar (även de som är tillgängliga för spridning) har en betydligt lägre biotillgänglighet jämfört med biotillgängligheten i den ursprungliga förorenade jorden utan behandling. Detta eftersom biokolet är en betydligt starkare sorbent än kol i naturligt organiskt material (se Avsnitt 3.2.2). PAH som sprids till finpartikulärt mobilt biokol är därför sannolikt inte kemiskt aktivt och blir därför inte tillgänglig för biologiska processer (Hale et al., 2012).

Tabell 3.8 Reducerad spridning av PAH: Utlakning av mobilt PAH (fritt löst + andel associerat till löst organiskt kol (DOC) i markvattnet) från jordavfall behandlat med 3 respektive 6% biokol (BC) i relation till utlakning från obehandlat avfall med låg, måttlig eller hög halt av naturligt organiskt material (NOM) i jorden.

Behandling ^a	PAH-L	PAH-M	PAH-H	Förklaring:
BC0P0	100%	100%	100%	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	2%	1%	1%	
BC6P0	2%	0,4%	0,4%	
BC0P1.5	100%	100%	100%	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	7%	4%	4%	
BC6P1.5	4%	1%	1%	
BC0P3	100%	100%	100%	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	3%	4%	4%	
BC6P3	2%	1%	1%	

^aBC=biokol; P=Peat (torv); 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning

Hur förändras upptaget av föroreningar till gräs?

För Jordavfall 1 minskade upptaget av Cu och Zn till 64 respektive 67 % vid en behandling med en liten tillsats (3%) av biokol, och till 82% (för båda ämnena) vid hög tillsats (6%). Ungefär samma reduktion syntes för Jordavfall 2 och 3 (Tabell 3.9).

För Pb sågs ingen signifikant skillnad med behandlingen för något av Jordavfallen. Hg, kunde ej utvärderas eftersom Hg-koncentrationen i gräset var under rapporteringsgränsen och Ba och Sb undersöktes ej.

För PAH var upptaget mycket lågt, flertalet ämnen var under detektionsgränsen. Därför görs inte samma beräkning för PAH här.

Tabell 3.9 Reducerad upptag av metaller vid olika behandlingar: Procentuellt koncentration av metaller i rajgräs som vuxit på biokolbehandlat jordavfall i relation till koncentration i gräs som vuxit på obehandlat jordavfall med låg, måttlig eller hög halt av naturligt organiskt material (NOM) i jorden. Ba och Sb analyserades inte i gräset.

Behandling ^a	Cu	Hg ^b	Pb	Zn	Förklaring:
BC0P0	100%	-	100%	100%	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	82%	-	101%	82%	
BC6P0	67%	-	79%	64%	
BC0P1.5	100%	-	100%	100%	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	84%	-	100%	86%	
BC6P1.5	79%	-	94%	77%	
BC0P3	100%	-	100%	100%	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	79%	-	106%	84%	
BC6P3	66%	-	97%	70%	

^aBC=biokol; P=Peat (torv); 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning

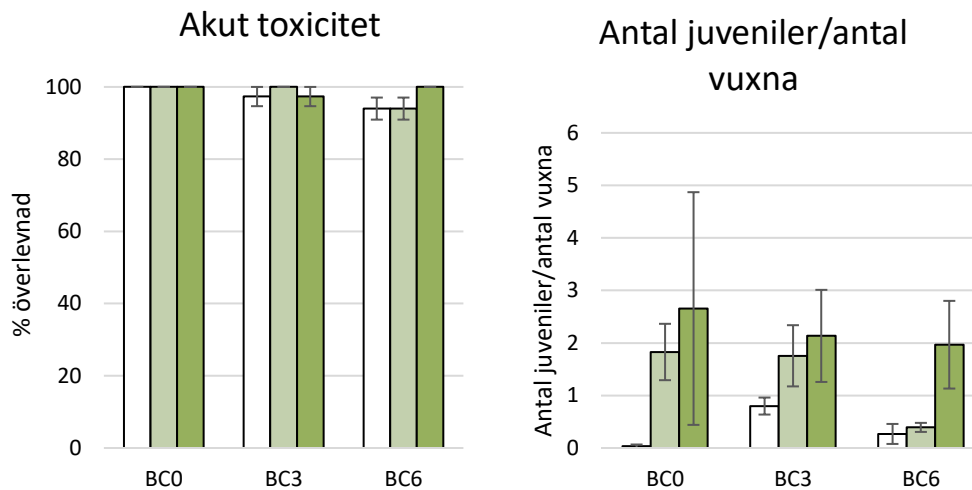
^bKan ej beräknas då koncentrationen Hg i gräs var under rapporteringsgräns

Hur förändras jordens ekotoxicitet?

Ecotoxicitet-test på daggmask

Jordavfall 1 utan biokolstillsats var inte akuttoxisk för daggmask (samtliga daggmaskar överlevde i de tre testade replikaten. Daggmaskar i obehandlade Jordavfall 2 och 3, samt i behandlade replikat uppvisade lika god överlevnad och det fanns inga signifikanta skillnader mellan behandlingar och obehandlad jord (Figur 3.28).

Reproduktionstest (Figur 3.28) visade däremot en maximal toxisk respons i obehandlat Jordavfall 1; inga juvenila daggmaskar återfanns i två av replikaten från denna jord och endast en individ i jord i det tredje replikatet. Eftersom vi inte utförde reproduktionstest på en jord utan föroreningar, men med samma markkvalitet, kan vi inte utesluta att avsaknaden av juvenila daggmaskar kan bero på andra mark-faktorer än föroreningsförekomst, men de höga jordkoncentrationerna av både PAH (Figur 3.10) och Ba, Cu, Pb, Zn, Hg och Sb (Figur 3.11) och deras relativt stora biotillgänglighet utan tillsats av biokol bör teoretiskt kunna orsaka en hämmad reproduktion.



Figur 3.28 Akut toxicitet och reproduktion av daggmask (medelvärden baserade på n=3): (BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning). Testerna utfördes på jordprover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Felstaplar visar standardfelet.

För Jordavfall 1 (utan inblandning av torv) ökade reproduktionen med inblandning av biokol, men den var högre vid 3% inblandning jämfört med 6 %, vilket indikerar att biokol skulle kunna ha en negativ effekt på reproduktionen av daggmask om det blandas in i en mager jord till allt för höga halter.

Torven hade en tydlig positiv effekt på reproduktionen av daggmask (ökad reproduktion med ökad tillsats av torv). För Jordavfall 2 (med måttlig halt torv; 1,5 %) förbättras inte reproduktionen vid inblandning av 3 % biokol och en försämring sågs om 6 % blandas in. Detta är i linje med ovan observation om att en allt för hög tillsats av biokol kan ha en negativ effekt på reproduktionen.

Vid hög halt torv (3 %), dvs Jordavfall 3, syns varken en förbättring eller en försämring av reproduktionen med tillsats av biokol (varken med 3 eller 6 %). Detta indikerar att om jorden har en tillräckligt hög halt av organiskt material kamoufleras/förhindras den negativa effekten av biokol som erhöles i den magrare jorden vid en (för) hög halt.

Sammanfattningsvis, verkar det som att inblandning av både torv och biokol ökar förutsättningarna för daggmaskars reproduktion, men att torv har störst positiv effekt och att en hög inblandning av biokol (6 %) kan ha en dämpande/negativ effekt på reproduktionen om jorden är fattig på naturligt organiskt material. Det är alltså gynnsamt för daggmaskarna med en behandling med hög tillsats av torv (3 % bättre än 1,5 %), men låg tillsats av biokol (3 % bättre än 6 %).

Sammanlagd potentiell toxicitet av PAH på markmiljön

För PAH kan även den sammanlagda möjliga toxiska effekten av PAH utvärderas genom att använda de bestämda fritt lösta koncentrationerna av ämnena och riktvärdena framtagna

av RIVM (Verbruggen, 2012), samt ett beräkningsverktyg framtaget av forskningsprojektet IBRACS (<http://projects.swedgeo.se/ibracs/>). Beräkningsverktyget (och riktvärdena) har även tillämpats för riskbedömning och beskrivs i rapport av Tiberg et al., (2019), för detaljer hänvisas läsare dit, nedan följer en kort beskrivning av hur beräkning utförs:

För 16 PAH jämfördes för varje enskilt ämne den uppmätta fria porvattenkoncentrationen (C_{pw}) med sitt riktvärde:

$$TU_{PAH-i} = \frac{C_{pw,PAH-i}}{Riktvärde_{PAH-i}} \quad (\text{Ekv. 5})$$

Kvoten mellan uppmätt halt och riktvärde kallas för TU-värdet (Toxic Unit, TU). Därefter summerades de toxiska enheterna för samtliga 16 PAH ett sammanlagt TU-värde:

$$TU_{PAH-16} = \sum_{i=1}^{16} \frac{C_{pw,PAH-i}}{Riktvärde_{PAH-i}} \quad (\text{Ekv. 6})$$

Ett summa TU-värde >1 indikerar risk i förhållande till det valda riktvärdet. I denna utvärdering har vi valt att först jämföra mot $MPC_{eco,water}$, som motsvarar skydd av 95 % av arterna och därefter mot $SRC_{eco,water}$, som motsvarar skydd av 50 % av arterna, vilket motsvarar svenska riktvärden för skydd av markmiljön vid MKM.

Beräknade toxiska enheter visas i Tabell 3.10. Ingen av de undersökta behandlingarna eller referensjorden hade ett TU-värde >1 då jämförelse görs mot RIVM:s riktvärde som är satt för att skydda 50 % av arterna.

I jämförelse med riktvärdet för den högre skyddsnivån (skydd av >95 % av arter) överstiger halterna av PAH riktvärdet i de växtbäddar som saknar behandling med biokol. Jordavfall 1, 2 och 3 (utan behandling med biokol), hade TU-medelvärden på 5,4, 2,6 respektive 2,0. Att TU-värdena är större än 1, men minskar i storlek med torvtillsats indikerar att toxiciteten dämpas genom torvtillsatsen, men att en viss påverkan av ekosystemet orsakad av förekomst av PAH ändå kan förekomma.

Däremot hade samtliga växtbäddar som behandlats med biokol mycket låga TU-värden som med god marginal var <1. Detta betyder att risken för negativa effekter på markekosystem orsakad av PAH är minimal (mer än 95% av arterna skyddas). Sammanfattningsvis, vid inblandning av biokol minskar biotillgängligheten av PAH i markekosystemet så pass mycket att vi inte kan förvänta oss att se några negativa effekter på markekosystemet som är orsakade av 16-PAH.

Tabell 3.10 TU-värde (medel av n=3). TU är summan av enskilda TU-kvoter för de enskilda PAH, som beräknas som kvoten mellan uppmätt vattenkoncentration i provet och ett riktvärde. TU > 1 indikerar risk. Två olika riktvärden har använts för kvot-beräkningen; MPC^a och SCR^b.

Behandling	TU MPC 95% ^a	TU SRC 50 % ^b	Förklaring:
BC0P0	5,42	0,090	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	0,28	0,005	
BC6P0	0,11	0,002	
BC0P1.5	2,63	0,044	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	0,34	0,006	
BC6P1.5	0,10	0,002	
BC0P3	1,99	0,033	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	0,24	0,004	
BC6P3	0,11	0,002	

^a TU = C_w/MPC skydd av 95% av arter. MPC_{ceco,water}: (Maximum Permissible Concentration, MPC) motsvarar skydd av >95% arter (Verbruggen, 2012).

^b SRC_{ceco,water}: (Serious Risk Concentration), motsvarar skydd av 50% arter (Verbruggen, 2012).

Både biokol och torv minskar ekotoxiciteten hos jorden

Torven hade större positiv effekt på dagmask-reproduktion än biokolen

Tillsats med 3% biokol gav bättre effekt på reproduktion av dagmask än 6% biokol

Den potentiella ekotoxiciteten av PAH (mätt genom beräkning av så kallade TU-värden) minskade med både biokol och torv, men biokol hade mycket större effekt än torv.

3.3.8 Stabilisering av avfall med biokol inför deponering

I detta stycke diskuteras biokolsbehandling sett som en behandlingsteknik för att stabilisera avfall som ska deponeras. Om biokolen kan stabilisera föroreningarna i avfallet så att dessa inte lakar ut i samma utsträckning som tidigare, kan eventuellt avfallet deponeras på en deponi av lägre deponiklass.

I Sverige finns tre olika deponiklasser; deponi för inert avfall, deponi för icke farligt avfall och deponi för farligt avfall. I lagstiftningen (NFS 2004:10) anges gränsvärden för hur mycket föroreningar som får lov att finnas i avfallet, samt laka ut från detsamma, beroende på deponi-klass. För avfall som inte genereras regelbundet (som förorenade jordmassor kan räknas till) ska avfallets utlakning, beräknat som den ackumulerade utlakade mängden vid L/S 10L/kg, bestämt med två-stegslaktest, bedömas mot dessa gränsvärden (enligt NFS 2004:10). Här har vi bestämt den ackumulerade utlakade mängden vid L/S 10 med hjälp av ett en-stegsskaktest där lakvätskan består av en svag kalciumkloridlösning.

Förutsatt att jämvikt nås i båda laklösningarna, och att samma koncentration uppnås, så ska enstegs och tvåstegs-testerna, teoretiskt sett, ge samma ackumulerade resultat vid L/S 10. Praktiska studier har också visat att i skillnaden i koncentration mellan de två stegen är små vid lakning av förorenad jord (Fanger et al., 2006). Att vi här utfört laktestet i bara ett steg bör därför inte ha påverkat utfallet.

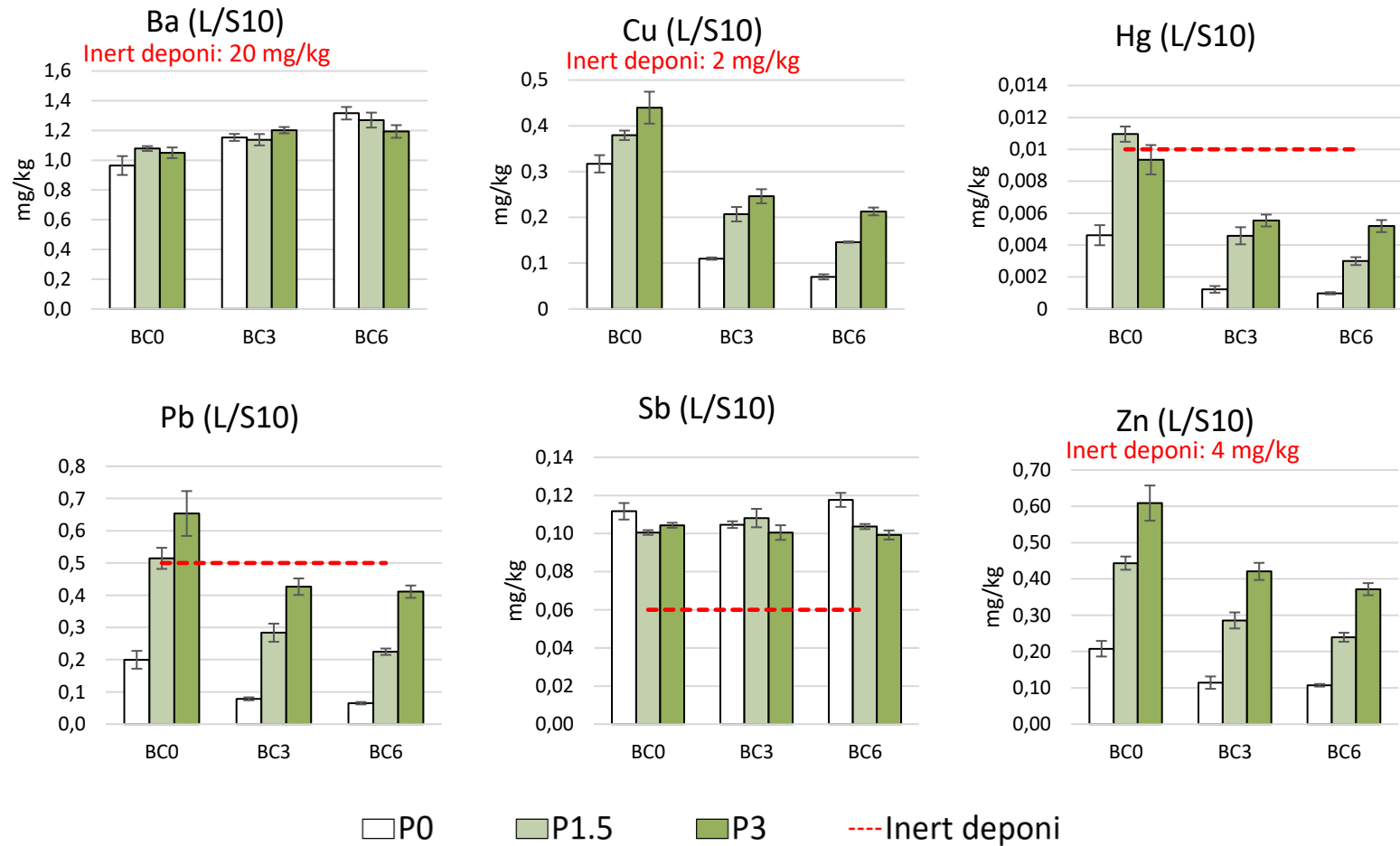
Däremot kan kalciumkloriden ha haft en viss effekt, och eventuellt har vi underskattat utlakningen av Pb och Cu något. Studier där lakning med kalciumklorid jämförts med avjonat vatten har visat att utlakning av ex. Ba, Cd, Mg, Ni och Zn kan öka medan Cu och Pb istället minskar om kalciumklorid används och har en dämpande effekt på halten DOC i lösningen (Elert et al., 2008).

Utlakade ackumulerade mängder av samtliga ämnen från referensjorden, förutom Sb, var med god marginal under gränsvärdena för inert deponi (Figur 3.29) som har de strängaste kraven. Utlakad mängd Sb var ca 2 gånger gränsvärdet och som tidigare beskrivet hade inblandning av biokol ingen effekt på utlakningen. Dessutom var torvens dämpande effekt inte tillräckligt stor för att hindra utlakningen till en nivå under gränsvärdet.

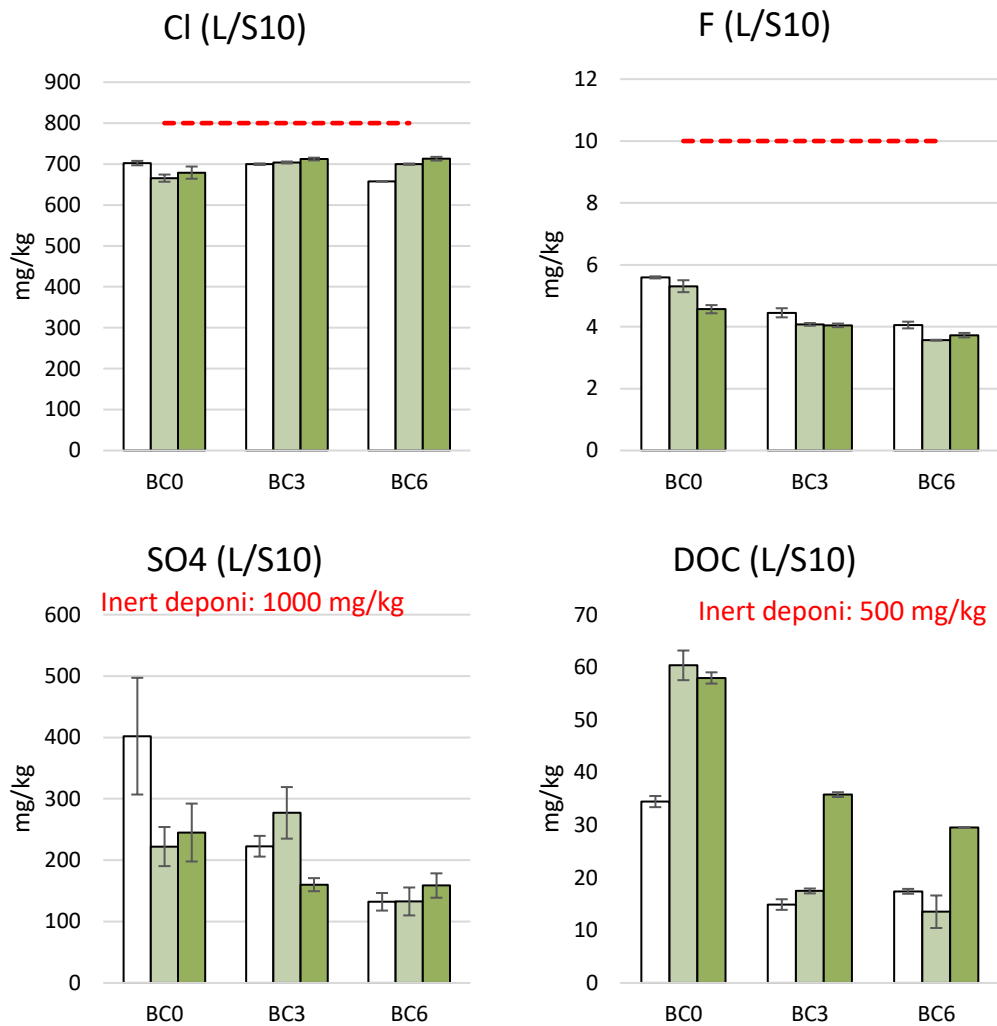
För Pb och Hg gjorde inblandningen av torv att utlakad ackumulerad mängd översteg gränsvärdena då jorden inte behandlades med biokol, men med inblandning av biokol dämpades utlakningen till nivåer under gränsvärdena redan vid en tillsats av 3 %.

Biokolen hade också en dämpande effekt på utlakningen av fluorid, sulfat och DOC (som det också finns gränsvärden för), men ingen tydlig effekt på klorid (notera också att laktestet utfördes med en svag kloridlösning, vilket har påverkat resultatet). Ackumulerad utlakad mängd av samtliga anjoner och DOC var dock under gränsvärdena för inert deponi (Figur 3.30), men inblandningen av biokol sänkte utlakningen av såväl fluorid som sulfat (och DOC som beskrivet tidigare).

För PAH finns inga gränsvärden för utlakad ackumulerad mängd att tillgå, varför den jämförelsen inte kan göras här.



Figur 3.29 Ackumulerad utlakad mängd av barium, (Ba) koppar, (Cu), kvicksilver, (Hg), bly, (Pb), antimon (Sb) och zink (Zn) vid L/S10 L/kg (L/S=Liquid/Solid-ratio). För jämförelse är gränserna för deponering av avfall på inert deponi (NFS 2004:10) inkluderade.



Figur 3.30 Ackumulerad utlakad mängd av klorid, (Cl), (fluorid), sulfat (SO4) och löst organiskt kol (DOC) vid L/S10 L/kg (L/S=Liquid/Solid-ratio). För jämförelse är gränserna för deponering av avfall på inert deponi (NFS 2004:10) inkluderade.

Stabilisering av avfall med biokol inför deponering

Biokol har potential att stabilisera jordavfall som inte klarar kraven för deponi för inert avfall så att deponering ändå kan tillåtas, genom att minska utlakningen av föroreningar (t ex. Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, F, SO4, DOC).

Samtidigt är det viktigt att notera att biokol kan öka utlakningen av vissa ämnen (i denna studie ökade Ba och Mo) eller att effekt uteblir (i denna studie: Cr och Sb; data från laktest).

3.4 Juridiska frågeställningar (AP2)

Resultatet av arbetet i AP2 presenteras i rapporten ”Biokol i lätt förorenade jordar – Kritiska juridiska frågeställningar” (Flyhammar et al., 2020). I rapporten beskrivs biokol kortfattat och anges hur biokolet kan användas med tre olika syften. Dels med jordförbättring som enda syfte, dels med jordförbättring i kombination med stabilisering av föroreningar som syfte och avslutningsvis enbart i syfte att avhjälpa en föroreningskada. I rapporten beskrivs också hur syftena kan uppnås på tre olika sätt. Detta genom inblandning in situ, on site respektive off site. Syftet med inblandningen och var denna äger rum påverkar vilka bestämmelser som ska tillämpas, vilket också framgår av rapporten.

En redogörelse för certifieringskrav och andra, icke legala, krav avseende biokol och jordar återfinns i rapporten för att möjliggöra en jämförelse med syfte att försöka utröna vad som kan anses vara miljömässigt acceptabelt, till exempel vad gäller föroreningsinnehåll i det biokol som ska användas för att stabilisera en förorening. Några sådana gränser eller liknande finns inte angivet i juridiskt bindande dokument.

För att identifiera de kritiska juridiska frågorna, som behöver besvaras i samband med användande av biokol, redogörs i rapporten alltså för tre sätt att använda biokolet på. Dessa grupperas under två huvudsituationer i rapporten: användning av biokol in situ/on-site (det vill säga, på samma plats som föroreningen fanns från början) samt användning av biokol ex situ/off site (på annan plats). Reglerna har bedömts vara lika för in och on site-situationerna.

Resultatet från AP2 kan sammanfattas som en identifiering och formulering av följande kritiska juridiska frågeställningar, som av användaren måste besvaras i syfte att säkerställa att biokolet används i överensstämmelse med svensk miljölagstiftning:

- Är biokolet, som ska blandas in i jorden, en produkt eller ett avfall?
- Är den jord som ska behandlas med biokol ett avfall? Är det för denna bedömning avgörande om behandlingen sker på den plats där jorden finns eller om jorden behandlas på annan plats, det vill säga in/on site respektive off site?
- Är jorden (slutresultatet) ett avfall även efter inblandning av biokol? Är bedömningen densamma om jorden innan inblandningen ansetts vara ett avfall eller ej? Påverkas bedömningen av om biokolet ansetts vara ett avfall eller ej?
- Under vilka förutsättningar är inblandning av biokol en anmälningspliktig avhjälpandeåtgärd enligt 28 § förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd?
- Är biokolsbehandlad jord möjlig att använda för anläggningsändamål? Vilka förutsättningar måste i så fall vara uppfyllda?
- Är det möjligt att med hjälp av biokol reducera utlakningen från förorenade massor i sådan utsträckning att det möjliggör uppläggning på deponi för inert avfall i stället för på deponi för icke farligt avfall?

Om en ny behandlingsteknik med biokol för att stabilisera föroreningar i jord och förbättra jordens kvalitet ska nå framgång är det viktigt att det finns förutsättningar för metoden att komma i praktisk användning. Flera förutsättningar behöver vara uppfyllda, men en central förutsättning är att metoden är acceptabel enligt gällande rätt.

Befintlig nationell och internationell rätt inom avfallsområdet och arbetet med förorenade områden är komplex och i många fall saknas klargörande rättspraxis såväl som tydlig vägledning. När det gäller användande av biokol som en resurs kan detta skapa problem, eftersom de rättsliga förutsättningarna för användandet inte är klarlagda, vilket i sin tur skapar osäkerhet hos användarna. En osäkerhet som kan medföra att man avstår användandet av biokol av rädsla för att göra fel.

De kritiska juridiska frågeställningarna som identifierats ovan är ett steg på vägen mot en praktisk användning av biokol för att stabilisera lätt förorenade jordar. Med hjälp av frågorna kan användaren av biokolet ta ställning till flera rättsliga oklarheter och på så vis bli mer säker i de bedömningar och avvägningar som behöver göras. Frågorna kan även underlätta för tillsynsmyndigheterna, som får en tydligare bild av vilka frågor de har att ta ställning till och vilket underlag de behöver få in av biokolsanvändarna. Tyvärr har det inte varit möjligt att inom arbetet för AP2 lämna svaren på de kritiska frågorna. Detta eftersom det idag inte finns svar på frågorna att tillgå, då tydlig lagstiftning och rättspraxis samt vägledning saknas.

För att främja innovationsområdet resurs- och avfallshantering skulle lagstiftningen behöva ses över på framför allt EU-nivå. En annan främjande åtgärd skulle vara att införa så kallade End of Waste-kriterier för biokol producerat av organiskt avfall. Genom sådana kriterier kan det tydliggöras när organiskt avfall upphör att vara ett avfall och i stället blir produkten biokol.

3.5 Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)

3.5.1 Identifiering av tänkbara organiska avfallsströmmar som råvara för biokolstillverkning

Fullständiga resultat och slutsatser finns i rapport av Sippel (2020). Nedan följer en sammanfattning.

Totalt har 29 olika typer av biomassa ingått i analysen. Några har valts ut för att de är intressanta i ett lokalt och regionalt perspektiv, några har valts för att de skulle kunna vara växter som kan användas vid sluttäckning av deponier.

I Tabell 3.11 och Tabell 3.12 visas ranking-resultatet av multikriterieanalysen. Av de 10 bästa råvarorna för tillverkning av biokol, var sex från klassen "Avfall", tre från klassen "Jordbruk" och en från klassen "Skogsbruk". Platserna 11 till 20 innehåller bortsett från två typer av biomassa från klassen "Livsmedel" (som hamnade på plats 11 och 20) de återstående råvarorna i klassen: "Avfall," "Jordbruk" och "Skogsbruk". Sist i rankingen på plats 21 till 25 återfinns avfallsklasserna "Handelsträdgårdar" och "Växter".

De fem bästa råmaterialen för biomassa är slam från reningsverk, återvunnet trä (returträ), halm, sågspån, samt löv- och gräsfraktionen av trädgårdsavfall.

De avfallsslag som placerade sig lågt i rankingen är växter, biomassråvaror så som jordbruksavfall från gurka, industriell hampa, miscanthus, tomatavfallsrester och kafferostrester. Till stor del består den låga rankingen på brister i tillgång och brist på underlagsinformation.

Det bör uppmärksammas att även om det är mycket fördelaktigt att ha mycket stora mängder tillgängligt råmaterial kan det vara tillräckligt att ha en potent leverantör.

Tabell 3.11 Resultat från ranking av identifierade biomassor, utförd genom en multikriterieanalys. För detaljer om poängsättning och uppgifter om respektive biomassa, se rapport av Sippel (2020).

Rankning	Biomassa	Kategori
1	Slam från avloppsreningsverk	Avfall
2	Returträ	Avfall
3	Halm	Jordbruk
4	Sågspån	Skogsindustri
5	Trädgårdsavfall (löv och gräs)	Avfall
6	Rapshalm	Jordbruk
7	Trädgårdsavfall (ris och grenar)	Avfall
8	Slakteriavfall	Avfall
9	Papper och Kartong	Avfall
10	Gödsel	Jordbruk
11	Frukt och grönsaker	Livsmedelsindustri
12	Bark	Skogsindustri
	Salix	Skogsindustri
13	Majs	Jordbruk
	Tång	Avfall
14	Skal från olika sädeslag	Jordbruk
15	Barrträ	Skogsindustri
	Säd	Jordbruk
	Lövträ	Skogsindustri
16	Avfall från pappersmassaindustrin	Avfall
17	Torv	Skogsindustri
18	Textil	Avfall
19	Skal från kokosnötter	Livsmedelsindustri
20	Rörflen	Växter
21	Avfall från kafferosteri	Livsmedelsindustri
22	Tomatplantor	Handelsträdgårdar
23	Mischantus (Elefantgräs)	Växter
24	Hampa	Växter
25	Gurkblast	Handelsträdgårdar

Tabell 3.12 Resultat från multikriterianalys, enbart avfall.

Biomassa	Rankning inom avfalls-kategori	Rankning totalt
Slam från avloppsreningsverk	1	1
Returträ	2	2
Trädgårdsavfall (löv och gräs)	3	5
Trädgårdsavfall (ris och grenar)	4	7
Slakteriavfall	5	8
Papper och Kartong	6	9
Tång	7	13 (av 2)
Avfall från pappersmassaindustrin	8	
Textil	9	

Reflektioner avseende ett urval av beskrivna råvaror, ur NSR:s perspektiv

Slam från reningsverk

I regeringens utredning SPU 2020:3 beskrivs hur en hållbar slamhantering ska genomföras i framtiden i Sverige. Utgångspunkten är att slam från avloppsreningsverk inte okontrollerat ska användas för spridning på åkermark. Utredningen utgår från de två huvudsce-narierna där åkerbruksspridning förbjuds, eller där man med en certifieringsprocess kan tillåta spridning av visst slam.

Av de lösningar som diskuteras för behandling av slammet är biokol ett viktigt alternativ. Biokol har fördelar som innebär att kol tillförs odlingsmarken (med både odlings- och klimatnytta som följd) och organiska föroreningar och vissa metaller förbränns (exempelvis Cd som är ett problem vid inom lantbruket). Vidare framför att då det genom en hantering av slam som biokol fortfarande finns incitament för uppströms förbättringsarbete eftersom råvaran påverkar kvaliteten.

I analysen föll slam ut som ett av de mest lämpliga materialen för tillverkning av biokol.

För NSR:s del är råvaran intressant bland annat eftersom en del av regionens reningsverksslam hanteras redan inom anläggningen och eftersom det upplevs att det finns en efterfrågan avseende nya kompletterande lösningar avseende användning och behandling av slam från reningsverk.

Biokol som är producerat av avloppsslam får en hög halt näringsämnen på grund av att slam innehåller höga halter av fosfor och kväve. Slam innehåller dock ofta förhöjda halter av tungmetaller och möjlighetvis även persistenta organiska föroreningar vilket potentiellt skulle vara ett bekymmer även för biokolet, beroende på tillämpning. NSR bedömer att det finns en osäkerhet avseende hur föroreningsinnehåll påverkar marknadsvärdet. Vidare konstateras att materialet för tillfället passar sämre in i NSR:s affärsmodell för biokol, som i första hand innebär produktion av ett högvärdigt kol.

Finns avsättning för biokol med lägre kvalitet kan det finnas förutsättningar eftersom slam som avfall betingar ett negativt pris.

Papper och avfall från pappersbruk

I NSR:s region förädlas papper och kartong av företaget TMR Production. TMR driver en anläggning i Helsingborg som sköter sortering och balning av tidningar, plastförpackningar inför vidare transport till materialåtervinning. Det är således ett material som redan idag har en avsättning och en inarbetad metod för behandling och som därför inte i första hand är intressant för tillverkning av biokol.

Inte heller avfall från massaindustrin bedöms som primärt intressant. Det passerar dessutom inga sådana flöden genom NSR:s anläggning idag.

Park och trädgårdsavfall ("Löv och Gräs" samt "Ris och Grenar")

På NSR hanteras park och trädgårdsavfall med olika ursprung, karaktär och insamlingsmetod. Ett blandat trädgårdsavfall kommer in med kompaktorbilar som hämtat trädgårdsavfall hos villaägare i någon av regionens 6 kommuner. Denna fraktion innehåller i huvudsak löv och gräs, men även en betydande andel ris och grenar. Till viss del innehåller fraktionen även jord och stenar samt vid felsortering hos kund och även en del annat avfall såsom plast och metall.

Trädgårdsavfall kommer även in till anläggningen genom privatpersoner och mindre företag (bilar <3,5 ton) som lämnar trädgårdsavfall på Återvinningscentralerna (ÅVC). På ÅVC och inom anläggningen delas avfallet upp i två fraktioner, "Gräs och löv" samt "Ris och grenar".

Större lastbilar som t ex hämtat material från större röjningsarbeten inom kommunerna kan även köra in på anläggningen. I huvudsak kommer det in ris och grenar med denna typ av transport.

Den preliminära bedömningen är att trädgårdsavfall från hushållsnära insamling som inkommer med kompaktorbilarna, samt fraktionen löv och gräs som lämnats in på ÅVC har en hög vattenhalt och innehåller en del oorganiskt material (jord, krukor etc). Materialet passar i första hand bra för tillverkning av kompost. Kompost är dessutom en produkt som är en viktig och etablerad del av kretsloppet för park, trädgård och odling och ett viktigt komplement till biokolet, eftersom den innehåller mikroorganismer.

NSR har gjort bedömningen att det vid bolagets anläggningar framförallt är fraktionen ris och grenar (Figur 3.31 och Figur 3.32) som efter krossning och siktning i första hand är lämplig för tillverkning av biokol. Den fina utsiktade fraktionen (0 - 40 mm) blandas med löv och gräs-fraktionen och blir istället ett viktigt tillskott av vedartat kolrikt material i komposten.



Figur 3.31 Fraktionen "ris och grenar". Höganäs februari 2020



Figur 3.32 Fraktionen "ris och grenar". Filborna avfallsanläggning Helsingborg maj 2020.

Idag används ”ris och grenar” större än 40 mm för tillverkning av en produkt som kallas ”Villaflis” (Figur 3.33). Villaflis har klassats som en produkt. Materialet krossas ytterligare och används som bränsle i värmeverk. Det är denna fraktion (ca 5000 ton per år) som i första hand kommer att fungera som biomassa vid biokolstillverkningen i den planerade anläggningen på NSR.



Figur 3.33 Villaflis, Höganäs februari 2020.

Tång

NSR:s erfarenheter av tångsand är att andelen organiskt material som återfinns i den tångsand som kommer in från rening av kommunernas stränder är mycket liten. Materialet innehåller dessutom ofta en del blandat avfall, även plast.

Kommunerna har dessutom börjat använda tångsanden för att förhindra stranderosion inom de sträckor där detta är ett problem. Detta har inneburit att mängden tångsand som inkommer till avfallsanläggningen har minskat avsevärt.

Returträ

Returträ hanteras i stora mängder på anläggningen. Fraktionen innehåller blandat träavfall men inte är impregnerat, förorenat eller angripet trä. Returträ innehåller alltså även målat trä samt en del mekaniska föroreningar (metall och plast).

Målat trä ger generellt en flis med förhöjda metallhalter. Framförallt har de förhöjda zinkhalterna uppmärksammats på grund av problem med beläggingsbildning och korrosion vid förbränning av returträ-flis. Troligen ger målat trä även ett tillskott av barium eftersom bariumsulfat ingår i många vita pigment och som konsistensmedel i målarfärg.

Man skulle kunna tänka sig att obehandlat trä sorteras ut och får fungera som råvara vid framställning av biokol. En sådan sortering har förekommit vid anläggningen tidigare men en omställning skulle bland annat kräva en omorganisering av återvinningscentralen och en informationsinsats.

Slakteriavfall

I regionen finns en betydande djurproduktion. Det finns dock en betydande konkurrens om material från slakterier. Förutom en väl etablerad produktionsanläggning för tillverkning av gelatin (som omsätter 85 000 ton slakteriavfall per år) används även slakteriavfall för tillverkning av biogas och biogödsel.

3.5.2 Utredning av tekniska lösningar och olika typer av produktionsanläggningar

För att utreda möjliga tekniska lösningar för att producera biokol lämpligt för behandling av förorenad jord genomfördes en screening av ca 300 tillverkare av pyrolyssystem över hela världen. Resultat finns redovisade i rapport av Ertl (2019).

Rapporten omfattar resultat och slutsatser från den genomförda litteraturstudien och ovan nämnda screening av ca 300 leverantörer, samt motiv till eventuell prioritering och kontaktuppgifter till leverantörer. I rapporten finns även sammanställt tekniska data, teknisk beskrivning och illustrationer av utvalda tekniker, samt genomförd SWOT-analys för dessa tekniker.

I ett påföljande steg efter litteraturstudie och screening prioriterades sedan följande tekniker för vidare studier:

- Reaktor med batchvis matning– CleanFuels, Nederländerna
- Reaktor med intern skruv (nytt koncept P555) – Pyreg, Tyskland
- Reaktor med roterande ugn– Pyrocal CCT, Australien
- Reaktor med upphettad skruv – Biogreen, Frankrike
- Reaktor med bädd i rörelse- Ecoremedy- USA

Dessa fem alternativ valdes ut eftersom de uppfyllde följande grundkriterier:

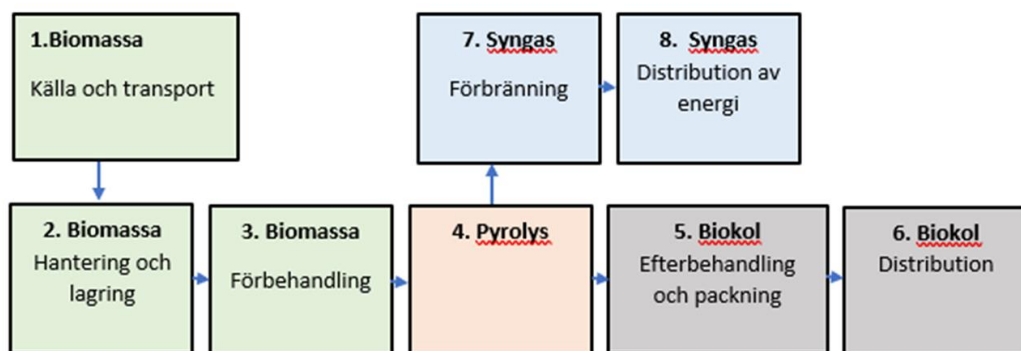
- En lägsta kapacitet på 10 000 ton biomassa per år (med en eller flera enheter)
- Minst 5 referenser avseende uppförda anläggningar (ej anläggningar i pilot eller demonstrationstadie)

Efter vidare analys av marknaden, ur ett NSR-perspektiv, valde sedan NSR att gå vidare med upphandling av pyrolysanläggning, enligt lagen om offentlig upphandling. Under våren 2020 skrevs ett avtal med Biogreen (idag Scanship). NSR har valt en anläggning med en teknisk lösning som innebär goda möjligheter att styra pyrolyst-temperaturen och därmed tillverka kol med specifika egenskaper, vilket projektets AP1 också har visat är viktigt för tillämpningen behandling av förorenad jord (Avsnitt 3.1 och 3.2).

3.5.3 Belysa förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att producera egen biokol

Som en framtidsutsikt ska denna rapport presentera möjligheterna för kommunala avfallsbolag liknande NSR, att uppföra en anläggning för tillverkning av biokol. Nedan presenteras några fördelaktiga förutsättningar och synergier samt hinder som kan uppstå.

Själva pyrolysisprocessen i reaktorn är bara en av många delar av den kedja som beskriver tillverkning av biokol. Nedanstående figur visar schematiskt de olika stegen för produktion av biokol. Avfallsanläggningarnas relation till de olika stegen belyses i text. Frågan behandlas ytterligare i rapport av Sippel (2020).



Figur 3.34 Schematisk skiss över tillverkningsprocessen vid NSR inklusive källa och hantering av slutprodukt (exklusive hantering av bioolja eftersom det inte är aktuellt på NSR:s anläggning men en möjlig slutprodukt (Sippel, 2020).

Biomassa: källa och transport

Kommunala avfallsbolag har ofta flera olika system för insamling av avfall och en hel del material hanteras, behandlas eller mellanlagras på anläggningarna. Om en specifik biomassa (avfallsström) skulle identifieras utanför återvinningsanläggningen, skulle transportinsatser vara lättare att genomföra på grund av det redan existerande nätverket av leverantörer och transportmedel. Typ och mängd biomassa som hanteras hos kommunala avfallsbolag varierar från plats till plats, men någon typ av avfall kommer alltid att finnas tillgänglig. Huruvida det är lämpligt som råmaterial för framställning av biokol måste bedömas i varje fall.

Biomassa: hantering och förvaring

Kommunala avfallsbolag tar in avfall från olika källor och sammanfogar, separerar och behandlar materialen. Särskilda lagringsförhållanden upprätthålls, beroende på material, till exempel för att hålla fuktnivån i ett acceptabelt intervall. För transport inom avfallsanläggningen kan redan befintliga maskinpark användas.

Flertalet material, tex trädgårdsavfall bör lagras en tid före behandling t ex krossning för att få ner vattenhalten i materialet.

Hantering och lagring av material är en viktiga steg i processen och dess betydelse bör uppmärksammas. Hanteras materialen fel kan man starta eller påskynda nedbrytningsprocesser och i slutändan minska kvaliteten på slutprodukten.

Biomassa: förbehandling

Det avsedda råmaterialet måste analyseras i detalj beträffande dess kemiska och fysikaliska egenskaper och kriterierna för den valda tekniken måste vara väl preciserade. Exempel på möjliga nödvändiga behandlingsprocesser är minskning av materialets storlek (fräsning, skärning, strimling, etc.), separering (siktning, magnetisk separering, etc.), torkning och pelletering.

Beroende på återvinningsföretaget kan lämpliga maskiner för dessa processer vara tillgängliga. Om så är fallet kan betydande utrustningskostnader sparas.

Pyrolysis

Med hänsyn till rådande förhållanden, den tillgängliga biomassan samt den avsedda användningen av biokol och syngas måste pyrolystekniken väljas med omsorg och god förståelse för utfallet av de tekniska val som görs. Syntesgas, även kallat syngas, är en blandning av gaserna kolmonoxid och vätgas som bildas i pyrolysisprocessen.

Biokol: Efterbehandling och emballering

Precis som pyrolyisreaktorn är det mycket troligt att efterbehandlings- och förpackningsutrustning måste anskaffas. Återigen måste den avsedda användningen av biokolen beaktas för att välja den lämpligaste tekniken.

Biokol: leverans till användaren

Genom sitt kommunala ägande med systemverksamheter som innefattar skötsel och etablering av parker och grönytor, kontakterna med aktör inom segmentet tillverkning av jord och produkter för jordförbättring har avfallsbolagen ofta en naturlig ingång till relevanta marknader. Förutom park- och trädgårdsverksamheter kan det även vara aktuellt med samarbete med privata aktörer inom livsmedelsindustri och lokala lantbrukare. Detta bedöms öka förutsättningarna för att kunna föra tillbaka kolet (som biokol) till det långsiktiga kretsloppet där kolet fungerar som kolsänka.

Syngas: hantering och förbränning

Förutom biokol är syngas en mycket betydelsefull produkt som erhålls vid pyrolyseprocessen. Syngas kan användas antingen direkt för värmeproduktion eller som bas för produktion av syntetiska bränslen. Syngasen kan förbrännas och med fördel användas att tillföra energi för torkprocessen i förbehandlingsprocessen för biomassa.

Användningen av syngas för framställning av syntetiska bränslen är i allmänhet endast meningsfull om det finns en särskild brännaren i närheten, eftersom lagring och transport kan bli mycket komplicerat.

Syngas: distribution

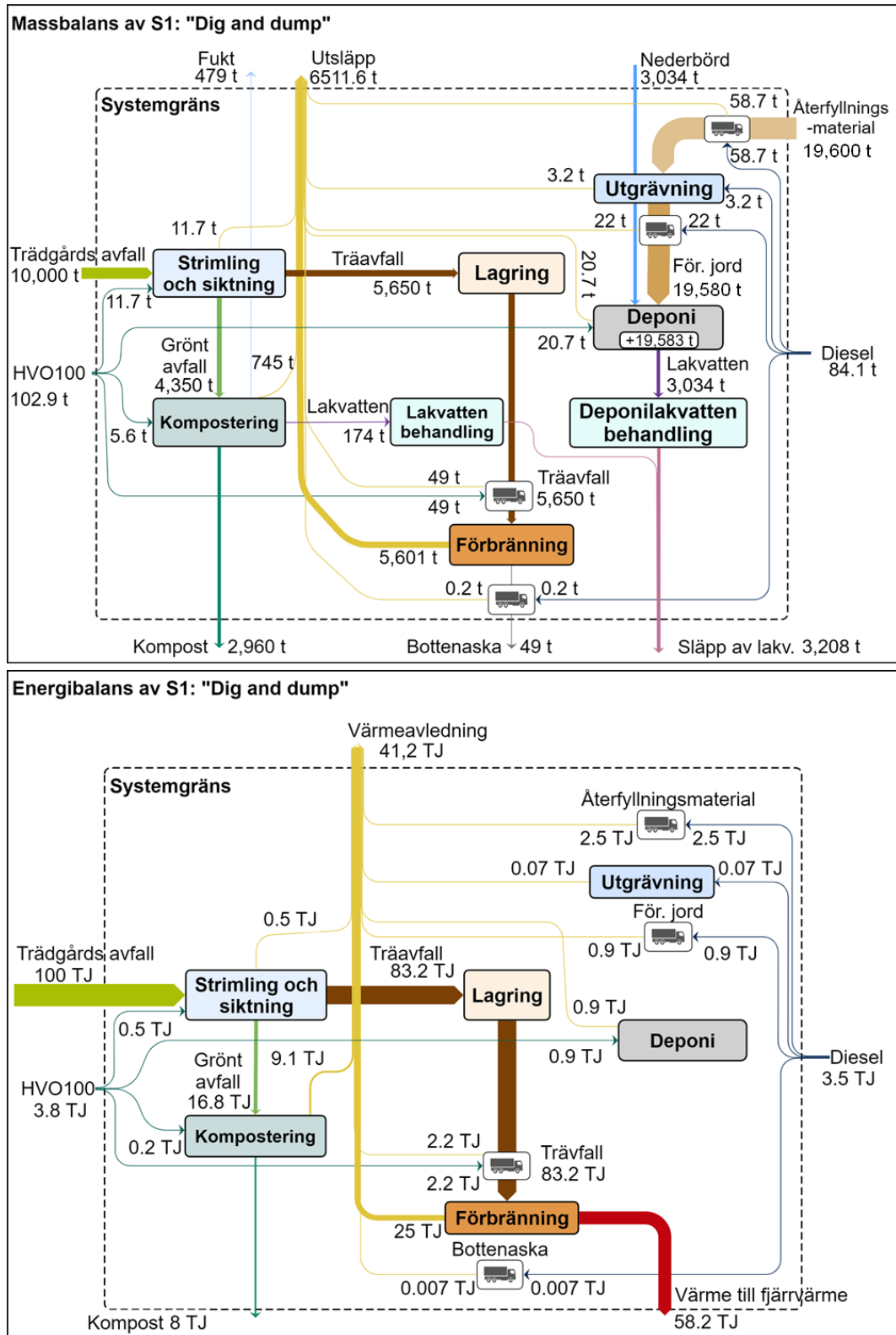
Vid förbränning av syngas på platsen måste den genererade överskottsvärmen (andelen som inte kan användas internt i processen) tillföras till exempel fjärrvärmenätet eller någon annan lämplig process som kräver värme. Inom flertalet avfallsanläggningar finns det en möjlighet att ansluta till sådana befintliga system.

3.6 Miljösystemanalys (AP4)

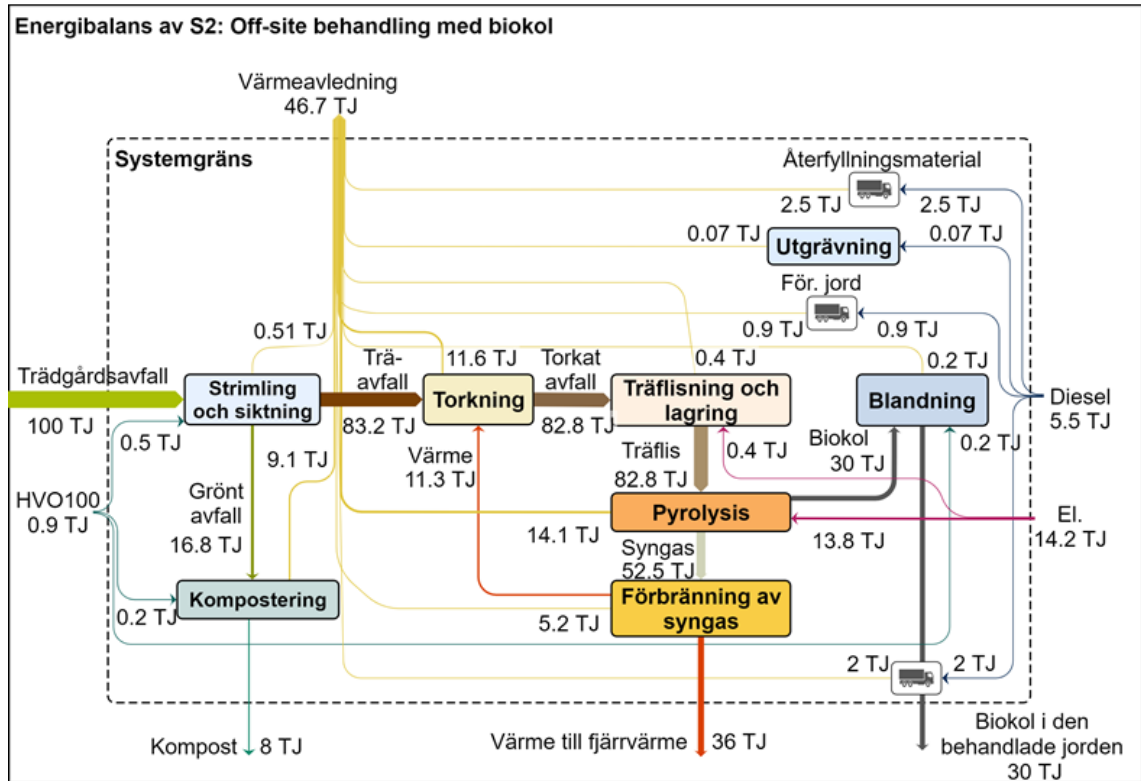
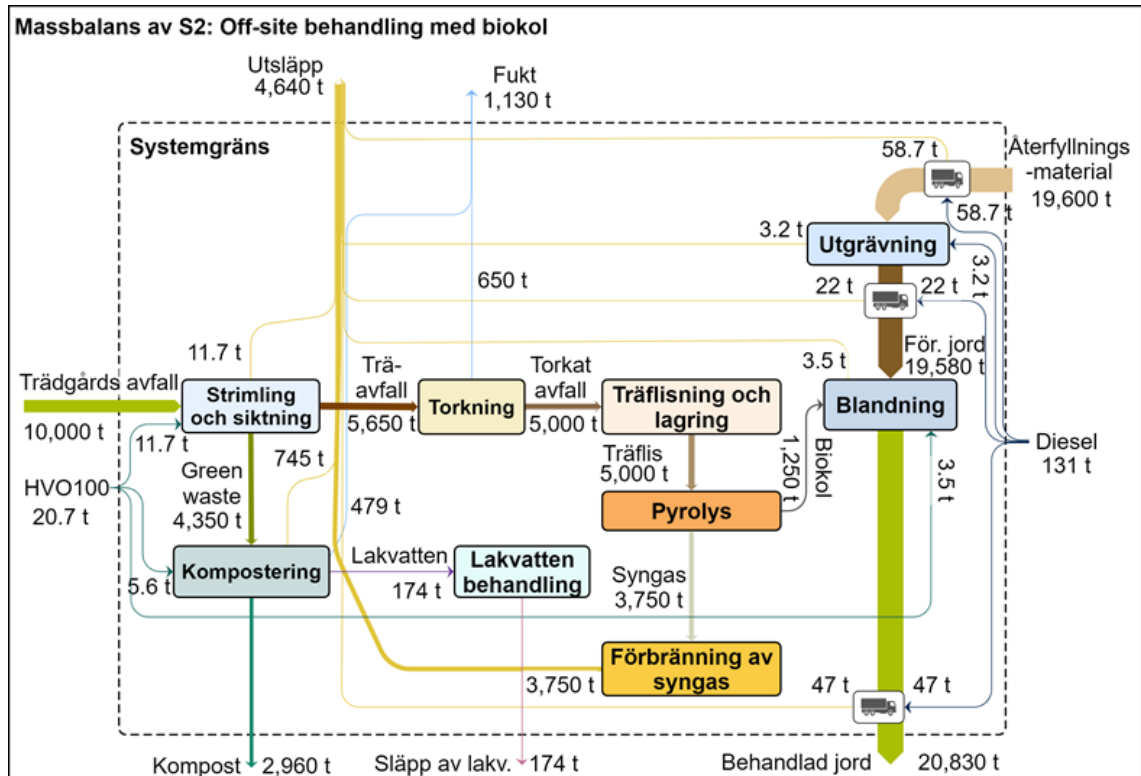
Resultat och slutsatser beskrivs kortfattat nedan. För fler detaljer hänvisas till (Papageorgiou et al., *In prep*).

3.6.1 Mass- and energibalanser

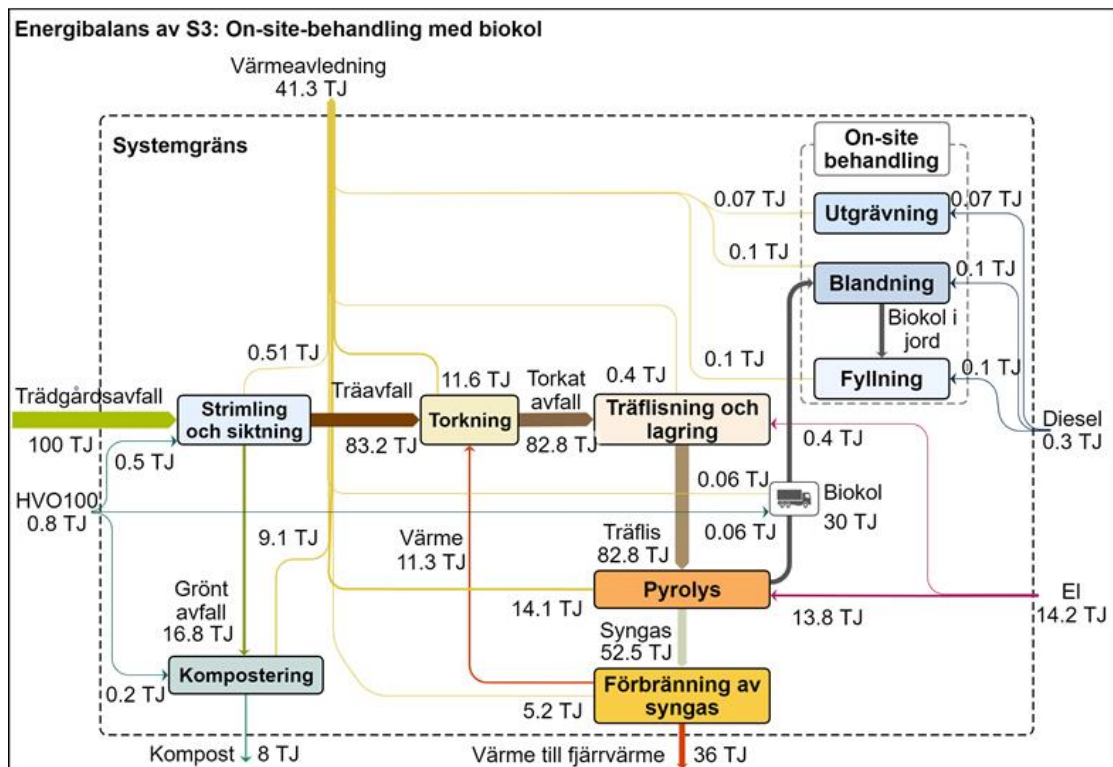
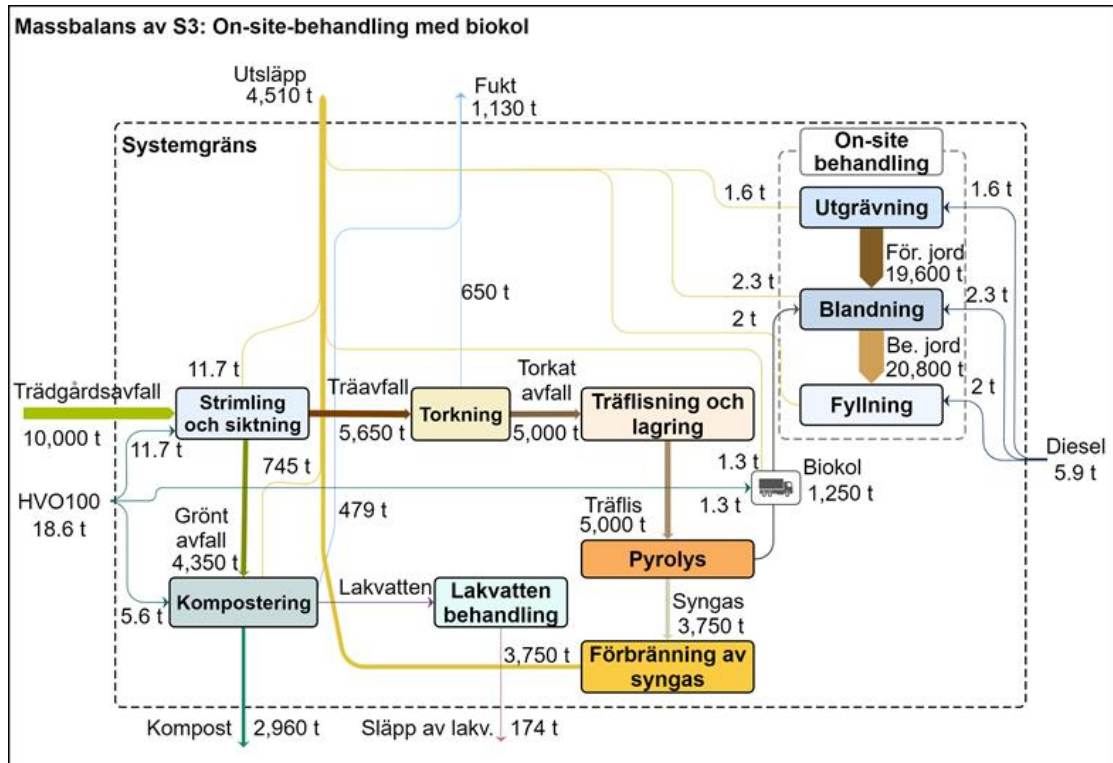
Massbalanserna avslöjar att förbrukningen av fossila bränslen i S1 och S2 är ungefär 14 respektive 22 gånger högre än i S3 (Figur 3.35, Figur 3.36 och Figur 3.37). Den högre förbrukningen av diesel i S1 och S2 orsakas av transport av förorenad jord och återfyllningsmaterial, medan det i S2 även finns en extra förbrukning av diesel för transport av behandlad jord för återanvändning. Dessutom är förbrukningen av HVO100 i S1 ungefär fem gånger högre än i S2 och S3 på grund av transporten av träavfall från NSR-anläggningen till förbränningsanläggningen i Falkenberg med lastbilar som förbrukar detta biobränsle. Energibalanserna visar att värme för fjärrvärme från förbränning av träavfall i S1 är 1,6 gånger högre än värme för fjärrvärme från pyrolys i S2 och S3. De visar också att en betydande mängd elektricitet används för drift av pyrolys-anläggningen, vilket motsvarar nästan 40% av värmen som exporteras för fjärrvärme.



Figur 3.35 Mass- och energibalans för S1: "Dig and dump"



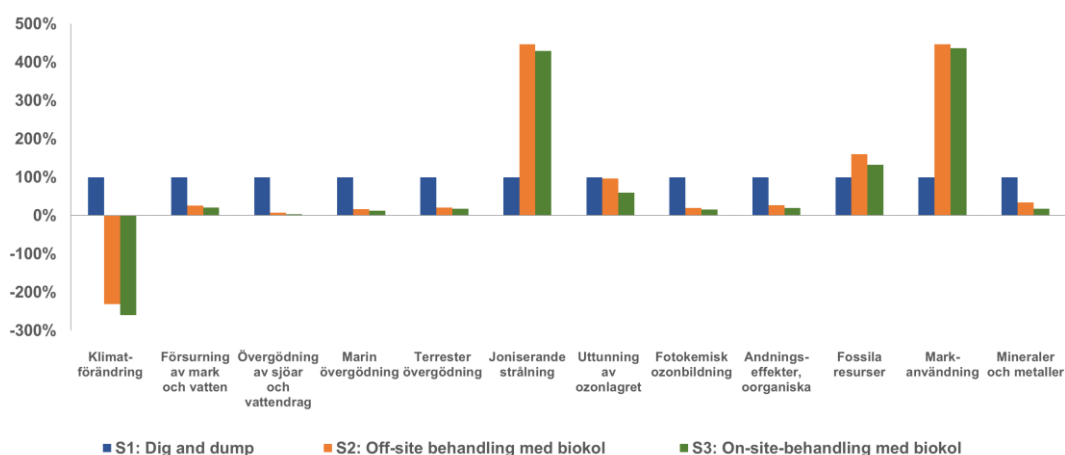
Figur 3.36 Mass- och energibalans för S2: "Off-site behandling med biokol"



Figur 3.37 Mass- och energibalans för S2: "On-site behandling med biokol"

3.6.2 Miljöpåverkan

Resultaten från livscykelanalysen presenteras i Figur 3.38, som visar resultaten av S2 och S3, normaliserade till S1 (S1 = 100%) för 12 miljöpåverkanskategorier. S2 och S3 har lägre värde än S1 för 9 av 12 miljökonsekvenser. S3 har lägre miljöeffekter än S2 i alla kategorier. S2 och S3 har negativa värden för klimatförändring, vilket innebär att CO₂-utsläppsbesparingarna i dessa två scenarier är större än utsläppen till atmosfären. Den huvudsakliga anledningen till dessa besparingar är kolbindning i biokolet. I S2 och S3 finns det också utsläppsbesparingar jämfört med S1 tack vare återanvändning av biokolsbehandlad jord.



Figur 3.38 Miljöpåverkan av S2 and S3, normaliserade till S1 (S1 = 100%)

S2 och S3 presterar sämre än S1 avseende joniserande strålning, fossila resurser och markanvändning. Den främsta orsaken till de högre värdena för joniserande strålning och fossil är den stora förbrukningen av elektricitet i pyrolysanläggningen, eftersom elproduktionen i Sverige till stor del kommer från kärnkraft som är kopplad till dessa miljöpåverkanskategorier. Den större markanvändningen beror på användningen av träflis för produktion av fjärrvärme som kompenserar för den minskade värmeproduktionen från pyrolysen (värmesubstitution).

I S1 är förbränning av träavfall och transport av material de två huvudsakliga källorna till utsläpp för alla miljöpåverkanskategorier utom för markanvändning. För markanvändning är bortskaffande av förorenad mark och transport de två främsta källorna, på grund av nyttjande av mark för deponering och förbrukning av HVO100 i maskiner i deponin och lastbilar för transport. Användningen av HVO100 i lastbilar är också den främsta orsaken till att transport är den främsta källan till övergödning från sjöar och vattendrag.

I S2 ger kolbindning i biokolet betydligt minskade utsläpp av växthusgaser, medan återanvändning av behandlad jord bidrar till att undvika belastning för alla miljöpåverkanskategorier, särskilt mineraler och metaller. Pyrolysis av träavfall, fjärrvärmeproduktion och transport av material är också stora källor till miljöpåverkan i de flesta kategorier utom övergödning av sjöar och vattendrag, och användning av mineraler och metaller. För

övergödning av sjöar och vattendrag är den främsta bidragsgivaren blandning av förorenad jord med biokol, eftersom maskinerna förbrukar HVO100, medan för mineraler och metaller är huvudbidraget produktion av återfyllningsmaterial.

S3 har lägre miljöpåverkan än S2, eftersom bränsleförbrukningen för transport av material är betydligt lägre. Pyrolys av träavfall och värmesubstitution är viktiga bidragsgivare till alla miljöpåverkanskategorier, förutom övergödning av sjöar och vattendrag. För övergödning av sjöar och vattendrag är den viktigaste bidragsgivaren transport på grund av användning av HVO100 för att transportera biokol till användningsplatsen.

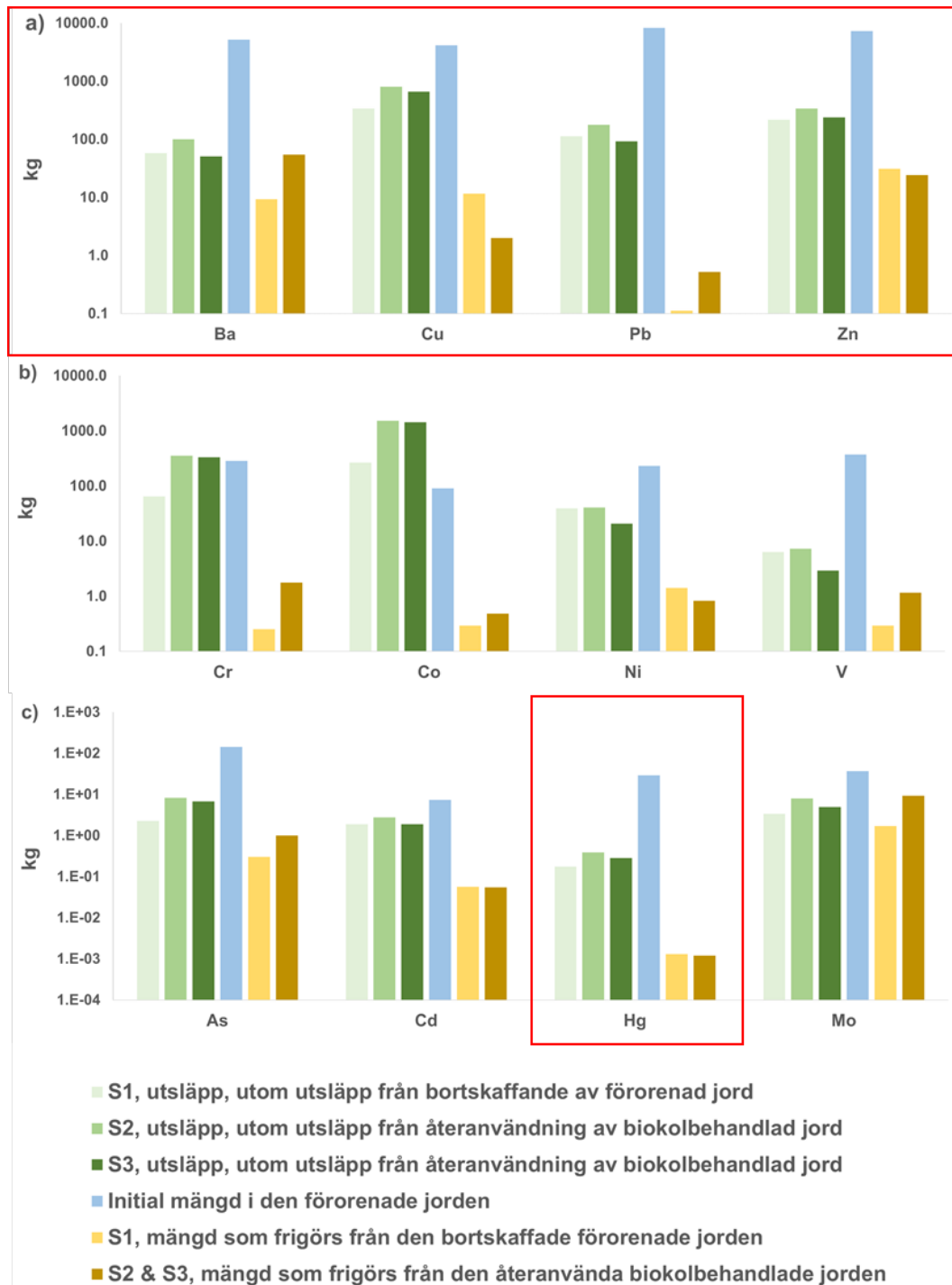
3.6.3 Substansflödesanalys

L/S-förhållandet för den förorenade jorden som deponeras efter 100 års utlakning uppskattades till 15,5 L/kg (S1) och L/S-förhållandet för den behandlade jorden till 29,2 L/kg (S2 och S3). Mängden lakvatten som samlats in för behandling i S1 under samma period beräknades till 146 957 m³ och mängden lakvatten som släpptes ut till omgivningen från deponin var 156 420 m³. För S2 och S3 var den beräknade mängden lakvatten som släpptes ut till omgivningen 607 372 m³.

SFA:n visade att, med undantag för Ba och Mo, var metallutsläppen från den bortskaffade (i S1) eller biokolsbehandlade förorenade jorden (i S2 och S3) betydligt lägre än livscykelutsläppen från övriga processer i dessa scenarier (Figur 3.39).

Av de metaller som betraktades som föroreningar (Ba, Cu, Hg, Pb och Zn) lakades dessutom endast en liten andel av deras ursprungliga innehåll i marken ut; mindre än 0,4% för alla ämnen, med undantag för Ba i S2 och S3 där 1,1% lakades ut. Biokolen som användes i vårt försök innehöll Ba, vilket sannolikt är orsaken till den högre utlakningen från den behandlade jorden jämfört med obehandlad jord (se Avsnitt 3.3.2). Det vill säga utsläppet av Ba kommer inte från den förorenade jorden utan från biokolet. Övriga metaller och halvmetaller, som existerade i jorden i naturliga halter eller i bakgrundshalter att förvänta i en urban miljö, lakade ut i lika liten grad (mindre än 0,8%) förutom Mo där 4,7% av det initiala innehållet lakades ut i S1 och 25% i S2 och S3, sett över en tidsrymd på 100 år.

SFA:n visar att biokolbehandlad jord släpper ifrån sig mindre mängder av de flesta tungmetaller, (Cd, Cu, Hg, Ni och Zn), över en 100-årsperiod jämfört med deponerad jord. Däremot släpper den behandlade jorden under samma tidsrymd ut större mängder av As, Cr, Mo, och V. Dessa ämnen kan alla förekomma i anjonisk form och har visat sig vara svåra att stabilisera med biokol (Hilber et al., 2017 och referenser däri). SFA:n saknar resultat för Sb, eftersom detta ämne inte undersöktes i lysimeter-studien. Sb förekommer också vanligen i anjonisk form och resultat från lakttest (3.3.2) visade att biokolet inte hade någon stabiliserande effekt. Det är därför troligt att behandlingsscenarierna skulle ge upphov till större utsläpp av Sb över 100 år än deponering.



Figur 3.39 Resultat av SFA för metaller (i logaritmisk skala och med olika skalor på y-axlarna). Metaller som existerade i jorden över bakgrundshalter (och som är att betrakta som föroreningar) är markerade inom röda rutor.

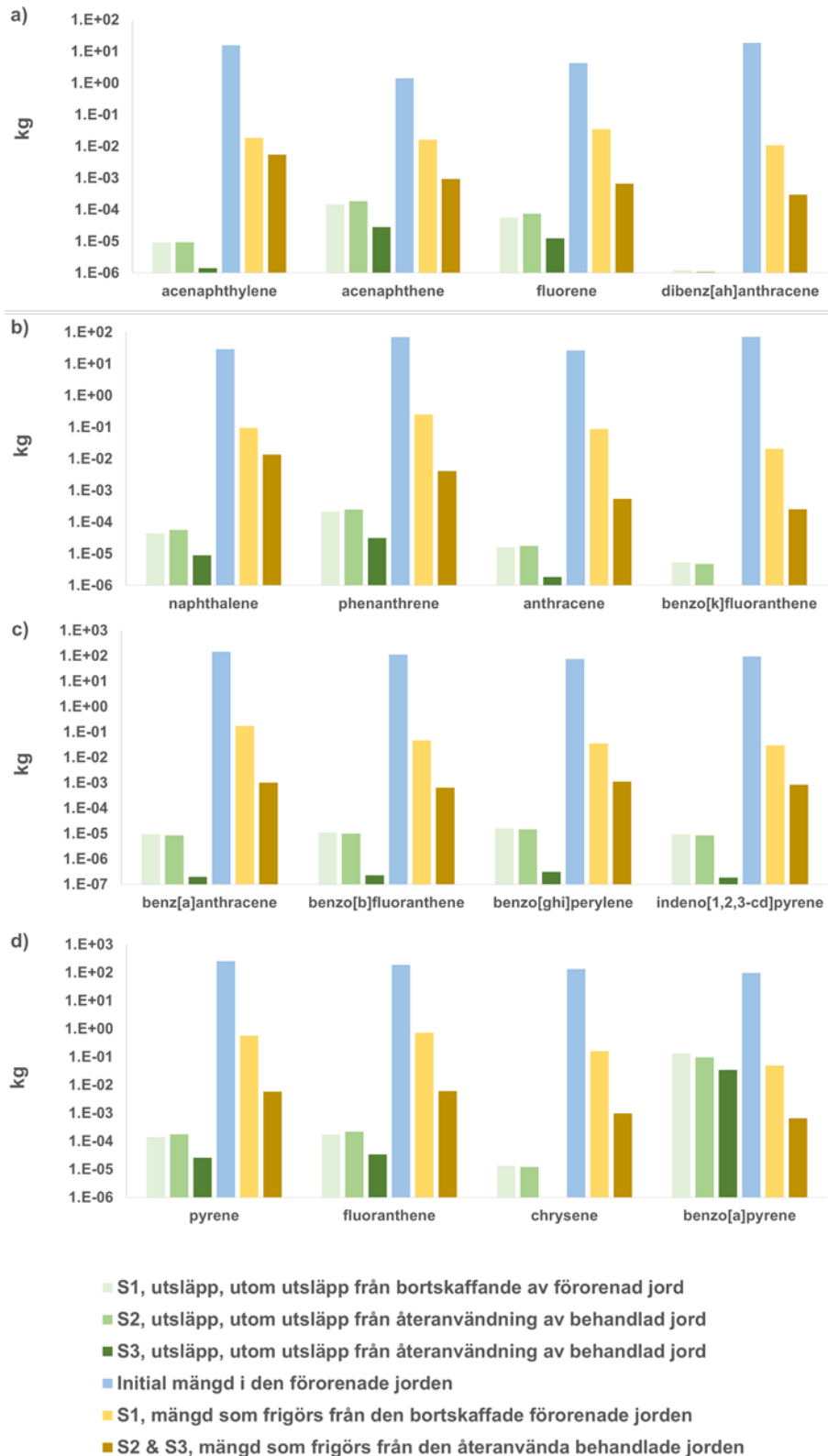
Även större mängd Ba släpps ut i behandlingsscenarierna jämfört med deponering. Detta beror troligen på att biokolet som användes i fältförsöket innehöll lättlösligt Ba. Det är troligt att en behandling med ett annat biokol, utan innehåll av lättlösligt Ba, skulle ha

gett ett omvänt resultat, det vill säga, att mindre mängder Ba skulle släppas ut från en behandlad jord över 100 år jämfört med deponering. Fler studier behövs för att undersöka detta.

SFA:n visade också att större mängder av Co och Pb släpps ut vid biokolbehandling jämfört med deponering av obehandlad jord över 100 år. Detta resultat bör dock ifrågasättas. I vårt fältförsök syntes dock inte någon signifikant skillnad mellan behandlad och obehandlad jord för dessa ämnen. Detta kan bero på att markvattenkoncentrationerna av Pb, respektive Co, i den förorenade jorden redan var låga utan behandling (Avsnitt 3.3.2) och att en effekt av biokol därför inte syntes i den behandlade jorden. Att SFA:n visar att större mängder släpps ut från behandlingsscenarierna beror också på antagandet om den större volymen vatten som passerar jorden på 100 år i behandlingsalternativen (S2 och S3) jämfört med S1. Det kan tilläggas att flera andra lab- och fältstudier har visat att biokol kan stabilisera Pb med gott resultat (Hilber et al., 2017 och referenser däri).

Lysimeter-datan som SFA:n bygger på representerar endast en jord och ett biokol och koncentrationer i markvatten efter *en* växtsäsong. Det testade biokolet är producerat på ett sätt som gör det lämpligt för fastläggning av främst PAH och två-värda metaller (katjoner) och inte ämnen som kan existera som anjoner och/eller är pH- och redox-känsliga, så som As, Cr, Mo, Sb och V, varför behandling med biokol inte förväntas ha någon positiv effekt för dessa ämnen. I beräkningen antas också att koncentrationen i markvattnet är konstant över hela tidsperioden, vilket är en grov approximation, den kan i själva verket både minska och öka över tid (beroende på förändrade markkemiska förhållanden).

För PAH är resultaten av SFA:n tydligare (Figur 3.40). Utsläppen av PAH från den deponerade förorenade marken (S1) eller den återanvända biokolsbehandlade jorden (S2 och S3) är mycket högre än utsläppen från andra delar av systemen, med undantag för benso(a)pyren. Dessutom är den utlakade mängden PAH efter 100 år mindre från den biokolsbehandlade jorden än från den deponerade jorden. Mängden av PAH som släpps ut från både den deponerade jorden och den behandlade jorden är också minimal jämfört med det totala innehållet av PAH i dessa jordar. Som ett resultat kommer mer än 99,9% av den ursprungliga mängden av PAH att finnas kvar i jordarna efter 100-årsperioden.



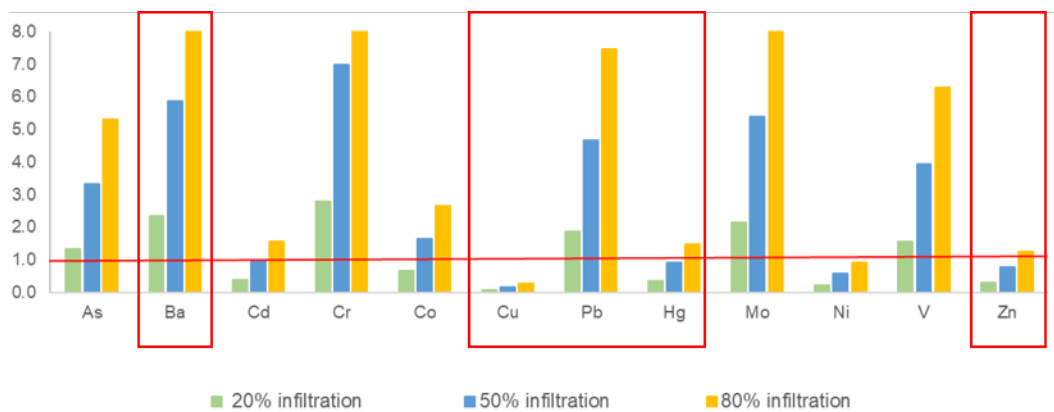
Figur 3.40 Resultat av SFA för PAH (i logaritmisk skala och med olika skalor på y-axlarna)

Känslighetsanalys

En känslighetsanalys genomfördes för att bedöma hur antagandet om infiltrering av vatten i den biokolsbehandlade marken påverkar resultaten. Substansflödena i S2 och S3 uppskattades för 20% och 80% infiltration av vatten i den behandlade marken och jämfördes med det ursprungliga scenariot (50%).

Känslighetsanalysen visade att för PAH, Cu och Ni är den utsläppta mängden efter 100 år från biokolsbehandlad jord alltid lägre eller betydligt lägre än vad som släpps ut från den deponerade jorden oavsett antagande om procentuell infiltration.

För övriga ämnen är resultatet mer varierat (Figur 3.41). För As, Ba, Cr, Mo och V är den utlakade mängden alltid större efter 100 år vid biokolsbehandling, oavsett grad av infiltration. Detta beror på att koncentrationen i markvattnet inte minskade med inblandning av biokol utan var oförändrad, eller faktiskt ökade.



Figur 3.41 Metallutlakningen från biokolbehandlad jord (S2 och S3) relativt utlakningen från obehandlad deponerad jord (S1), vid olika andel vatten som infiltreras i S2 och S3. Vid värden högre än 1 är mängden utlakad förorening efter 100 år större från den biokolsbehandlade jorden (S2 och S3) än om jorden deponeras (S1). Metaller som existerade i jorden över bakgrundshalter (och som är att betrakta som föroreningar) är markerade inom röda rutor.

I Figur 3.41 ser det också ut som om den utlakade mängden av Pb alltid är större, oavsett infiltration, men detta resultat är osäkert, då ökningen av Pb i markvattnet från biokolbehandlad jord inte var statistiskt signifikant skild från behandlad jord (Figur 3.12). God reduktion uppnåddes i lakvatten från behandlad jord (Figur 3.12) och andra studier har också visat att biokol kan fastlägga Pb med så pass gott resultat (Hilber et al., 2017) att en ny SFA beräkning baserad på sådana data skulle ha visat på ett omvänt resultat (mindre utsläppta mängder av Pb från biokolbehandlad jord jämfört med utsläpp från deponering över 100 år oberoende infiltration).

För Cd, Co, Hg and Zn avgör graden av infiltration om den ackumulerade utlakade mängden är större vid biokolsbehandling eller vid deponering. Detta eftersom behandlingen med biokol gav upphov till en lägre koncentrationen i markvattnet, men effekten var inte lika stor som för Cu och Ni och därmed får infiltrationen stor betydelse. Det ska också tilläggas att minskningen av Co inte var signifikant, samt att biokolet kan ha haft en större

effekt på Hg än vad som framgår av SFA:n. Detta eftersom vi vid beräkning har utgått från kvantifieringsgränsen för Hg då koncentrationen i markvatten var så låg att vi inte kunde mäta den (se Avsnitt 3.3.2).

3.6.4 Jämförelse av scenarier och deras miljöpåverkan

I denna studie kopplades LCA med MEFA och SFA för att bedöma miljöpåverkan av olika system för träavfallshantering, energiutvinning som fjärrvärme och behandling av förorenad jord. Biokol-scenarierna S2 och S3 presterade bättre än den konventionella "dig and dump" tekniken i S1, i 9 av 12 miljöpåverkanskategorier.

I allmänhet är pyrolys av träavfall, konsumtion av hjälpelektricitet i pyrolysanläggningen och fjärrvärmesubstitution de viktigaste utsläppskällorna i de flesta miljöpåverkanskategorier i S2 och S3. Miljöpåverkan från pyrolysens utsläpp kan minskas med lämplig rökgasbehandling. Utsläppen från pyrolys av träavfall modellerades baserat på data från litteraturen (Sørmo et al., 2020). Därför rekommenderas utsläppstester i den nya pyrolysanläggningen på NSR-anläggningen för att undersöka giltigheten av våra resultat. För förbrukning av elektricitet rekommenderas utredning av möjligheter för att optimera driftförhållandena i pyrolysanläggningen. När det gäller värmesubstitution så genererar biokolsystem mindre värme jämfört med direkt förbränning av biomassa, eftersom en del av den ursprungliga energin i biomassan förblir bunden i biokolet. Alltså kan effekterna från värmesubstitution inte undvikas.

Transporter av material är en ytterligare viktig utsläppskälla i S2 och det är det främsta skälet till att S2 presterar sämre än S3 i alla miljöpåverkanskategorier. Fördelarna med "on-site" behandling av förorenad jord jämfört med "off-site" behandling är tydlig. Det är dock möjligt att "off-site" behandling ändå föredras istället för behandling på plats, på grund av tekniska, ekonomiska eller lagliga begränsningar. I så fall måste potentialen för att optimera transporten av material undersökas. HVO100 används som ett alternativ till fossila bränslen för transport. Det finns emellertid ett stort urval av råvaror för HVO med olika tillhörande miljöpåverkan. Valet av data för HVO modellering är en källa till osäkerhet i LCA:n.

3.6.5 Avvägning mellan biokol som kolsänka och bioenergiproduktion för att minska klimatförändringarna

Effekterna av klimatförändringarna i biokol-scenarierna (S2 och S3) var betydligt lägre än i referensscenariot S1. Faktum är att biokol-scenarierna till och med nådde en negativ klimatpåverkan på mer än 2000 ton CO₂ år⁻¹. Detta beror på en kombination av antaganden och specifika omständigheter, huvudsakligen: (i) den antagna biokolstabiliteten, (ii) den typ av elektricitet som används för produktion av biokol och (iii) den typ av bränsle som används för att kompensera för den lägre fjärrvärmeproduktionen av biokolsystemen.

Kolbindning i biokolet är en viktig aspekt eftersom den hade stor påverkan på scenariernas totala klimatpåverkan, samtidigt som det också är en mycket osäker term. Förutom osäkerheten kring biokols långsiktiga stabilitet, så är egenskaperna hos det biokol som

NSR kommer att producera fortfarande okända i detta skede, liksom slutanvändningen och livslängden för den biokolbehandlade jorden.

Pyrolysanläggningen förbrukade elektricitet för att värma upp biomassa och producera biokol ($3.1 \text{ MWh}_e \text{ ton}^{-1}$ biokol). Eluppvärmning för att reglera och finjustera pyrolysp-processen har tekniska fördelar jämfört med indirekt uppvärmning med syngasförbränning. Globalt är el en drivkraft för fossil bränsleförbrukning och en stor källa till globala växthushusgasutsläpp. I Sverige är emellertid den genomsnittliga utsläppsfaktorn för el bland de lägsta i världen (här användes $55 \text{ g CO}_2\text{-ekv kWh}_e^{-1}$) på grund av en hög andel kärnkraft och vattenkraft. Som ett resultat har den högre förbrukningen av elektricitet i biokolsce-narierna inte orsakat ökad klimatpåverkan.

Slutligen antog vi att den ökade efterfrågan på biomassa skulle tillgodoses genom skörd av rester från svenskt skogsbruk, grenar och toppar (grot). Även när man inkluderar utsläpp till följd av denna direkta ändring av markanvändningen (förlusten av skogsekosystemens kollager på grund av skörd jämfört med icke-skörd), är klimatförändringarna av skogsrester låga jämfört med andra vanliga bränslen för uppvärmning. Med andra antaganden om tillgången på biomassa så hade den lägre bioenergiproduktionen i biokolsce-narierna kunnat orsaka förhöjd klimatpåverkan.

Dessa antaganden (hög biokolstabilitet och låga utsläppsfaktor för elektricitet och biomassa) är nyckeln för att biokolsystemen S2 och S3 ska kunna leverera effektiva klimatförändringar. De gör resultaten från denna analys specifika för Sverige.

3.6.6 Substansflödesanalys i ett livscykelperspektiv

SFA genomfördes som en komplettering, eftersom analys av utlakning av förorenade ämnen i jord i LCA:n inte ansågs vara genomförbart av två skäl. För det första är den slutliga användningen av den biokolbehandlade jorden fortfarande okänd. Därför kan inte föroreningarnas slutliga placering i miljön modelleras. För det andra har nuvarande miljöpåverkanbedömningsmetoder i LCA kända begränsningar när det gäller att uppskatta toxiciteten hos metaller. Karakteriseringsfaktorerna för metaller i USEtox-modellen är fortfarande provisoriska, vilket innebär att resultat från miljöpåverkanbedömningen måste tolkas noggrant om de domineras av metaller (Fantke et al., 2017). Detta beror delvis på att processer som metallkomplexering ännu inte beaktas i denna typ av toxicitetsmodeller.

4. Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg

Detta projekt har i hög utsträckning bidragit till kunskap om hur biokol kan användas som behandlingsteknik för att stabilisera både organiska miljögifter och tungmetaller i förorenat jordavfall. Slutsatser och särskilt viktiga resultat från de olika arbetspaketen summeras nedan.

4.1 Laboratorie- och fältstudie (AP1)

4.1.1 Biokol har potential som behandlingsteknik

Precis som vid val av andra åtgärdstekniker för behandling av förorenad jord måste jordavfallet (eller jorden på det förorenade området) genomgå en grundlig karakterisering med avseende på föroreningsinnehåll för att avgöra om en behandling är lämplig.

Vår litteraturgenomgång och våra laborationsförsök och fältstudie har visat att:

- Biokol pyrolyserat av olika biomassa och vid olika temperaturer kan ha mycket skilda egenskaper och vara mer eller mindre lämpliga för att stabilisera metaller och PAH.
- Om biokolets sorptionskapacitet överstiger jordens kommer sannolikt behandlingen att fungera bra.
- Hydrofoba organiska miljögifter, så som PAH, går ofta att fastlägga mycket väl med biokol.
- Biokol kan fastlägga tungmetaller som existerar som katjoner, så som Cu, Hg, Pb, Zn m.fl., men biokolet måste vara producerat på ”rätt sätt” för att det ska fungera (se nästa stycke).
- Biokol har ofta ingen effekt, eller kan till och med öka tillgängligheten av ämnen som förekommer i anjonisk form så som As, Cr, Mo, Sb och V.

4.1.2 Tillverkningsprocess och råvara måste väljas med omsorg

Biokol går att producera från nästan allt organiskt avfall, men för att det ska lämpa sig för fastläggning av föroreningar behöver såväl råvara och process-parametrar, som pyrolysutrustning och temperatur, väljas med omsorg så att biokolet kan få de egenskaper som önskas för den specifika tillämpningen.

Följande slutsatser om produktionsteknik kan dras:

- Biomassa rik på lignin och hög pyrolyst-temperatur (600 – 900 °C) ger biokol med stor yta och hög mikroporositet, vilket är bra egenskaper för fastläggning

av hydrofoba organiska miljögifter (t ex. PAH), men kan även fungera för tungmetaller.

- Biokol som är producerade vid lägre temperatur och av biomassa med större inslag av gröna växtdelar kan ge god reduktion av tungmetaller. Ett sådant kol kan särskilt vara lämpligt för fastläggning av Pb (om utfällningsreaktioner kan ske).
- Biokol kan behövas skräddarsyddas, eller kombineras så att biokol med olika sorptionsegenskaper används tillsammans, för att en tillfredställande stabiliserande effekt ska kunna erhållas för tungmetaller och hydrofoba organiska miljögifter.

För att få en jämn kvalitet på biokolet och för att kunna ”skrädda sy” ett biokol med lämpliga egenskaper för olika föroreningssituationer behöver process-parametrar kunna styras. Det måste gå att ställa in temperatur och bibehålla denna under processen så att biokolet kan få de önskvärda egenskaperna för fastläggning trots t ex. skillnader i fukthalt i biomassan som ska förbrännas. Om fukthalten varierar och temperatur-styrning är otillräcklig kan detta få stor påverkan på sorptions-egenskaperna hos slutprodukten. För att kunna styra pyrolysen krävs ofta mer avancerad pyrolys-utrustning än Pyreg 500, som är den som använts i projektet.

När stora områden och stora mängder jord ska behandlas behövs stora volymer biokol. Då är det även viktigt att det producerade biokolet i *olika tillverknings-batcher* och *över tid* håller en jämn kvalitet. Kunskap om biomassans sammansättning blir då viktig. Vid storskalig produktion kan biomassans sammansättning av lignin/cellulosa/mineraler variera över tid i den organiska avfallsströmmen som biokolet tillverkas av. Bättre dokumentation över förbränd råvara och process-temperatur och eventuella avvikelser kommer att behövas för att kunna ”hitta rätt” biokol och vara säkra på att inköpta stora volymer håller samma kvalitet.

För att säkerställa att biokolet håller god och jämn kvalitet, och har de egenskaper som önskas, rekommenderas att:

- Karakterisering utförs på flera representativa delprover för den mängd biokol som faktiskt ska användas till behandlingen.
- Karakterisering följer någon certifieringsstandard så som EBC eller liknande. Notera dock att fler ämnen än de som ingår i standarden kan behöva analyseras. Till exempel ingår inte Ba i dagens EBC-analys-paket.
- Laborrietester (som de här beskrivna) utförs som en förstudie, innan en storskalig behandling/sanering inleds och utöver EBC-karakterisering.

4.1.3 Behandling av ”lågkvalitativ” mark har störst potential att lyckas

I vårt fältförsök såg vi att störst effekt av en biokolstillsats uppnåddes då jorden hade lågt innehåll av organiskt material (naturligt eller tillsatt torv), dvs var ”lågkvalitativ”, för både tungmetaller och PAH. Vi såg också att den relativa effekten blev sämre/lägre med ökad halt naturligt organiskt material i jorden för metallerna.

Våra laboratorieförsök visade också att biokol som tillverkats för att passa för sorption av både PAH och metaller (vedartad biomassa, förbränd vid hög temperatur), inte kunde användas för att behandla metallerna då den testade jorden redan hade en bra markkvalitet, det vill säga god buffertkapacitet och högt pH. I dessa försök hade biokolen ingen effekt på metallerna eller i vissa fall till och med en negativ effekt, men en god eller mycket god effekt på PAH.

Tillsammans med resultat från litteraturstudien dras därför följande slutsatser:

- Effekten av en biokolsbehandling kommer att bli störst, med avseende på att reducera katjoniska metallers löslighet, om en ”lågkvalitativ” jord, med låg halt lera, organiskt material och relativt lågt pH-värde ($\text{pH} < 7$), behandlas istället för en jord med högre ”kvalitet”.
- Även för PAH fungerar biokolsbehandling mer effektivt (större procentuell reduktion) om den utförs på en mager jord med låg halt av naturligt organiskt material och annat organiskt kol (det vill säga kol av antropogent ursprung) jämfört med en jord av högre ”kvalitet”.

4.1.4 En inblandning på runt 3% kan räcka för att nå effekt

Effekt på föroreningar

Vårt fältförsök har visat att en inblandning på 3 viktsprocent biokol till en mager, ”lågkvalitativ” jord, räcker för att minska utlakningen av PAH radikalt; den mobila koncentrationen minskade ned till 1% av vad som lakades ut från obehandlad jord. En 3%-ig inblandning har också en god effekt på tungmetaller (om än inte lika stor som för PAH, men i linje med vad andra har rapporterat; Hilber et al. (2017) och referenser däri); utlakningen av Cu, Hg och Zn, i markvatten provtaget med lysimetrar, reducerades till 13, <30 och 43% av kontrollen.

När jordavfallet var av något bättre kvalitet (det vill säga innehöll 1,5 viktsprocent torv) kunde en 3%-ig biokolstillsats fortfarande fastlägga Cu, Hg tämligen väl och PAH mycket väl; utlakningen av Cu, Hg och PAH reducerades till 18, <39 och 4% av kontrollen.

En 3%-ig biokoltillsats minskade också den ekotoxiska effekten på daggmusk (reproduktionen förbättrades). Eventuellt kan en större inblandning av biokol ge daggmuskarna sämre förutsättningar (Enell et al., *In prep*).

Effekt på markekosystemet

I vårt fältförsök gynnades mikroorganismerna av både biokol och torv-inblandning, men torven hade störst påverkan (sett på kort sikt). Inblandning av både biokol och torv gav gynnsammare förhållanden för växtlighet, genom att jordens förmåga att hålla vatten- och näringsämnen ökade liksom förrådet av utbytbara katjoner (Ca, K och Mg). Men tillgången på kväve kan snabbt bli begränsad på grund av för mycket organiskt kol i systemet (jorden får för högt C/N-förhållande) och kväve fastläggs till biokolet.

Vi drar därför slutsatsen att:

- En behandling med 3% biokol och 1,5% torv bör kunna vara en behandling som skulle kunna passa många situationer.
- Om jorden har en högre organisk kolhalt än 2-3%, är det sannolikt onödigt att tillsätta torv.

I vårt försök tillsattes såväl en viktsprocent kompost (framställd på NSR:s anläggning) som ett oorganiskt handelsgödselmedel innehållandes N, P, K (YaraMila; 21:4:7). Komposten tillsattes för att snabbt introducera en mikroflora och därmed en god markfunktion, medan handelsgödseln skulle säkerställa en snabb gräsetablering. Behovet av en sådan behandling varierar givetvis från plats till plats. Om de behandlade massorna tas från djupt liggande marklager (>1 m), som i vårt fall, (se mer i Avsnitt 2.3.1) är dessa ”förstärkande” åtgärder att rekommendera. Detta eftersom sådan jord ofta är näringsfattig och har låg biologisk aktivitet.

Som ett verktyg för att bedöma om en stödgödsling behövs, skulle markkvalitetsverktyget SF-Box, (Volchko et al., 2018), kunna användas. Vårt fältförsök visade att kvävetillgängligheten minskade vid tillförsel av biokol, vilket indikerar att det sannolikt är en god idé i de flesta fall att stödgödsla i samband med biokolstillförsel för att få igång en snabb vegetationsetablering.

4.1.5 Biokolet stabilitet viktig för att behandlingen ska fungera på lång sikt

Biokolets höga sorptionskapacitet och dess stora yta gör att kolet kan fastlägga föroreningar så att de blir immobiliserade. Det vill säga, föroreningarna blir mindre tillgängliga för biologiska processer; de tas upp i mindre utsträckning av växter och marklevande djur. Spridningen av föroreningarna till grund- och ytvatten minskas också genom att markvattenkoncentrationen blir lägre. Sammantaget blir då också riskerna för negativa effekter på människan lägre.

För att riskerna i framtiden inte ska öka krävs att biokolsbehandlingen är beständig över tid. Idag antas att föroreningarna kan hållas kvar i den behandlade jorden om biokolet i sig självt är stabilt (Hilber et al., 2017). Med stabilt menas att det inte bryts ned i marken utan kan bli kvar där, tillsammans med de fastlagda föroreningarna, över en mycket lång tidsrymd. Om biokolet bryts ned kan man anta att föroreningarna kan frisättas; att de återigen blir lösliga i markvattnet. En ökad löslighet skulle betyda ökad tillgänglighet för biologiska processer och eventuellt risk för spridning och negativa effekter på människa och miljö.

Hur stabila olika typer av biokol är har inte ingått i vår studie. Det finns beräkningar som visar att medel-livslängden på förkolnat organiskt material, under olika fält-förhållanden, kan variera stort; mellan 6 till 5448 år (Lehmann and Joseph, 2015). En del av den stora variationen beror på att olika beräkningsmodeller, och olika experimentella angreppssätt använts för beräkningen, men också på att förkolnade material har olika stabilitet (Lehmann and Joseph, 2015). Biokol som tillverkats vid höga temperaturer är generellt mer stabila än de som framställts vid låga temperaturer (Crombie et al., 2013).

Det finns mycket få fältstudier och ännu färre verkliga exempel där förorenad jord behandlats med biokol för att stabilisera föroreningar. Det är vanligare att biokol har använts i odlings-sammanhang för att öka markens bördighet. Det är därför svårt att i dagsläget svara på frågan hur beständig en behandling är över tid eller ge mer tydliga råd kring vilken typ av biokol som är mest lämplig. Mer forskning och fler fältstudier med långtidsuppföljningar behövs för att undersöka både hur biokol står emot nedbrytning och hur beständig själva behandlingen är på olika typer av jordavfall.

4.1.6 Framtida utmaningar, nästa steg

För att säkerställa effektiva och långsiktigt hållbara behandlingar kvarstår ett flertal utmaningar, även om projektet visat goda resultat och en potential för användande av biokol i flera tillämpningar. Nedan beskrivs fyra viktiga aspekter som identifierats inom projektet.

Fortsatta fältstudier för att undersöka långtidseffekter är mycket viktigt

Det finns få fältförsök över biokol som behandlingsteknik för förorenad jord och de som existerar har inte pågått mer än några fåtal år. Vårt fältförsök är det första i Sverige där biokolsbehandling har genomförts på jordavfall som är förorenade av både tungmetaller och PAH och där både föroreningsituationen och markkvaliteten är mycket väl dokumenterad. Vårt projekt har inte omfattat långtidseffekter och sträcker sig bara över en växtsäsong. Effekter på både på markfunktion och ekotoxicitet behöver följas upp över en längre tid i fältförsöket för att säkerställa att behandlingen är beständig och för att förstå om biokolets egenskaper förändras över tid.

Målsättningen med biokolsbehandling är en resurseffektivare avfallshantering genom minskad deponering av både jord och organiskt avfall, samt minskat uttag av jungfruliga jordresurser för återfyllnad i samband med sanering av förorenade områden. Kan vi åstadkomma detta så kan användning av metoden ge stor samhällsnytta. För att den ska användas krävs acceptans och förtroende för tekniken, vilket också är en förutsättning för kommersialisering. Acceptans och förtroende för tekniken är starkt kopplat till att metoden är långsiktigt hållbar. Därmed är fortsatta fältstudier för att undersöka långtidseffekter ett viktigt nästa steg i metodens utveckling och verifiering.

Behov av kunskap och forskning om skräddarsydda och modifierade biokol

Vår studie har visat att det kan vara svårt att hitta ett biokol som är optimalt för stabilisering av både metaller och organiska miljögifter och att biokolsbehandling till och med kan ha omvänd effekt, dvs öka utlakningen av ämnen som förekommer i anjonisk form. Dessa ämnen (t ex. As, Cr, Mo, Sb och V) förekommer ofta tillsammans med tungmetaller och PAH på förorenade områden. För att kunna behandla sådant blandförorenat jordavfall med biokol behövs ytterligare kunskap och forskning. Eventuellt kan modifierade biokol användas, eller biokol i kombination med andra tillsatser lämpliga för stabilisering (t ex järn(hydr)oxider eller nollvärt järn).

Mer kunskap om design av biokol (process och råvara) för olika applikationer (olika föroreningsituationer) kan också underlätta för att kunna skräddarsy biokol, eller kombinera olika biokol, så att de passar föroreningsituationen så bra som möjligt.

Behov av mer kunskap om fastläggning av näringsämnen och metaller

Näringsämnen i en biokolbehandlad jord fastläggs till biokolet genom samma adsorptionsprocesser som styr fastläggning av metaller. I vårt fältförsök fanns flera indikationer på att kväve fastlagts till biokolet och att näringsbristen var större i biokolsbehandlade jordar (lägre klorofyllhalt och lägre biomassa-avkastning). Många andra studier pekar också på att stöd gödsling kan behövas vid biokolsbehandling, eller att biokolet kan laddas med näringsämnen innan det tillsätts jorden. Hur detta påverkar metallernas fastläggning (initialt och över tid) har inte ingått i vårt projekt, men bör utredas. Kan till exempel konkurrens om sorptionsplatser på biokolet uppstå?

Behov av goda exempel

Idag bedöms vanligen risker med förorenade områden utifrån markens totala halter av förorening, trots att det är den biotillgängliga halten som kan ge upphov till toxiska effekter i markekosystemet och påverkar spridningen. Det är en stor pedagogisk utmaning att på ett enkelt och lättöverskådligt sätt visa att biokolsbehandling kan minska riskerna för människors hälsa och miljön, trots att mängden förorening på platsen inte ändras. Dagens generella riskbedömnings metodik (Naturvårdsverket, 2009) kan inte tillämpas och plats-specifika bedömningar måste göras. Det kommer att behövas vägledning kring riskbedömning och råd om lämpliga haltkriterier (eller effektkriterier) som den reducerade biotillgängligheten ska jämföras emot. Utöver detta kommer den svåra frågan om behandlingens beständig.

För att tekniken ska kunna få acceptans som åtgärdsteknik tror vi att det behövs fler goda exempel på att tekniken fungerar i verkliga saneringsprojekt. Detta för att fler problemägare och tillsynsmyndigheter ska våga välja att testa tekniken. Fler exempel på hur riskbedömningar av tekniken kan göras skulle också öka kunskapen om vilka krav som bör ställas och hur en lämplig riskbedömning bör utföras (så att den både blir ”säker” och kostnadseffektiv). Fler verkliga exempel skulle också öka möjligheterna till långtidsuppföljningar och ge bättre kunskap om beständigheten. En stor fördel tror vi skulle vara om verkliga projekt kunde kopplas ihop med forskningsprojekt.

En framtida utmaning blir att hitta en balans i detta, så att fler vågar prova tekniken trots osäkerheter, samtidigt som utförda åtgärder måste vara miljö- och hälsomässigt säkra trots kunskapsbristen. Ett sätt att underlätta för utvecklingen skulle kunna vara att införa krav om att kontrollprogram när biokolbehandling genomförs. Genom kontrollprogram, skulle behandlingens stabilitet kunna följas över tid, och eventuella ökade risker för miljö och hälsa skulle kunna upptäckas och åtgärdas i tid.

4.2 Juridiska frågeställningar (AP2)

Slutsatserna av arbetet i arbetspaket 2 är att den som önskar använda biokol för att stabilisera föroreningar i jord behöver göra en mängd juridiska ställningstaganden för att säkerställa lagefterlevnad. Det är med andra ord inte okomplicerat att införa en behandlingsteknik med biokol, även om det finns goda förutsättningar för teknisk framgång.

Vi anser att de identifierade kritiska frågorna (Avsnitt 3.4) i vart fall tjänar som en redogörelse för de ställningstaganden användaren av biokolet behöver göra. På så vis kan resultatet av arbetet i arbetspaket 2 främja ett nyttiggörande av biokolet som resurs.

Resultaten i arbetspaket 2 kan även användas av lagstiftaren som utgångspunkt i förändringsarbetet i syfte att förenkla nyttiggörande av restprodukter och avfall. Resultatet pekar ut områden där lagstiftningen behöver förtydligas i syfte att skapa klara rättsliga förutsättningar för ett hållbart resursutnyttjande av såväl avfall som jord. På det hela bör det vara lätt att göra rätt, vilket idag inte upplevs vara fallet när det gäller avfall och cirkulär materialåtervinning.

Det fortsatta arbetet med de juridiska förutsättningarna för behandling av jordar med biokol bör i första hand fokusera på behovet av förtydliganden i gällande rätt och i andra hand på vägledningsbehoven som identifierats inom arbetspaketet. Sammanfattningsvis anser vi att en bred översyn av dagens masshantering, avfallsreglering, användning av biokol med mera behöver göras i syfte att säkerställa en effektiv och rättssäker reglering.

4.3 Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)

Inledningsvis kan det konstateras att det finns mycket goda förutsättningar för ett kommunalt avfallsbolag att tillverka biokol. För NSR:s del har analys av material och marknad resulterat i en investering och en beviljad ansökan om medel från Klimatklivet för uppförande av en pyrolysanläggning för tillverkning av biokol. NSR:s anläggning har valts med syfte att ha möjlighet att tillverka högvärdiga biokol för specifika ändamål, t ex stabilisering av förorenad jord, eller olika typer av filtersystem. Det ska med andra ord gå att ”skradda-sy” biokol efter behov.

Anläggningen ska på ett brett plan säkra tillgången på biokol för ägarkommunernas användning. Vidare finns övergripande syfte med anläggningen; att den ska bidra till regionens mål om klimatneutral och fossilbränslefri region till 2030, samt Helsingborgs mål om klimatneutralitet till 2035, bland annat genom ökad kolinlagring.

Mycket av fördelarna avseende produktion av biokol just i anslutning till kommunala avfallsanläggningar handlar om avfallsanläggningarnas naturliga och etablerade centrala funktion i samhället, både geografiskt och genom de inarbetade strukturer som finns för flöden av material. Vidare har avfallsanläggningarna ofta en god kunskap om avfallens och materialens karaktär. Dessutom finns det inom den kommunala avfallsorganisationen en möjlighet att till viss del påverka materialens kvalitet även om kommunikationsinsatser som handlar om sortering och insamling tenderar att vara en process över tid.

Avfallsanläggningar går mot att fungera som mindre ”industri och utvecklingsparker” där det finns många beröringspunkter och samarbetsvinster att göra, inte minst inom energi-sektorn.

4.3.1 Stabilisering av förorenad jord

Inom den specifika sektorn som handlar om efterbehandling av förorenade områden har avfallsbolagen haft en central roll som mottagningsstation, behandlingsanläggning och slutförvaring av förorenade massor. Denna roll kommer avfallsanläggningarna troligtvis att ha även i framtiden även om fördelningen mellan användning för anläggningsändamål på deponierna/sluttäckning, deponering och behandling kommer att ändras radikalt.

Genom minskade möjligheter att använda förorenad jord vid sluttäckning av deponier kommer behovet att finna metoder att reducera riskerna inom förorenade områden, och behandla, sortera och stabilisera förorenade massor att öka.

För att undersöka biokolets positiva effekter även på en förorenad jord och ytterligare söka acceptans för metoden hos beställare och tillsynsmyndigheter bör stabiliserings och jordförbättringsprojekt i full skala följas och dokumenteras.

4.3.2 Vikten av marknadsanalys

Det är viktigt att en avfallsanläggning utvärderar sina flöden och regionens näringar eftersom dessa för vissa avfallsslag, eller råvaror, kan variera kraftigt. Vidare påverkas val av teknik av syftet med anläggningen och den tilltänkta marknadens behov och önskemål.

Vidare är det viktigt att slå fast vilken fysisk produkt (biokol, syngas eller bioolja) som ska vara i fokus, men att inte glömma bort biprodukterna.

4.3.3 Teknikutveckling och kunskapsförmedling

Avseende teknik och forskning och utveckling är det mycket som händer inom biokolsområdet och information och sammanställningar blir snabbt inaktuella. Det är viktigt att skyndsamt förmedla resultat från denna forskning samt informera, i många led, om biokolets positiva effekter.

4.4 Miljösystemanalys (AP4)

Det finns en stor potential att minska klimatpåverkan från behandling av trädgårdsavfall genom pyrolys och produktion av biokol, eftersom kol som annars hade blivit koldioxid fastläggs i biokolet. Analysen av användning av biokol för behandling av förorenad mark, eller jordavfall, visar också på en betydande minskning av klimatpåverkan jämfört med deponeringsalternativet. Men resultatet är beroende av förutsättningar som är specifika för Sverige.

Av de övriga 11 studerade miljöpåverkanskategorier presterade biokolsbehandling bara sämre i tre fall jämfört med deponering av jord; 1) utsläpp av joniserande strålning, 2) förbrukning av fossila resurser och 3) markanvändning. Orsaken är framförallt behovet av elanvändning i pyrolysen och behovet av att ersätta minskad fjärrvärmeproduktion från trädgårdsavfall med annan värmeproduktion.

Vår SFA, baserad på resultat från fältförsöket, visade att biokolbehandlad förorenad jord släpper ifrån sig betydligt mindre mängder av PAH och även mindre mängder av de flesta tungmetaller, så som Cd, Cu, Hg, Ni och Zn, över en 100-årsperiod jämfört med deponerad obehandlad jord. Däremot är läckaget av ämnen som kan förekomma i anjonisk form (As, Cr, Mo, V) större från den behandlade jorden sett över samma tidsperiod. För dessa ämnen, och ämnen som biokolsbehandlingen inte hade någon synbar effekt på blir graden av infiltration en starkt påverkande faktor.

Sammantaget indikerade SFA:n att återanvändning av biokolbehandlad jord i urbana miljöer kräver ytterligare utredning, eftersom vissa aspekter fortfarande är oklara. Till exempel är den specifika användningen avgörande för hur mycket vatten som kommer att infiltrera genom jorden och därmed bidra till utlakningen av vissa metaller och halvmetaller. De potentiella effekterna på ekosystemets kvalitet och människors hälsa måste bedömas med hänsyn till platsspecifika förhållanden, liksom koncentrationerna av föroreningar i den förorenade jorden och bakgrundskoncentrationerna av ämnen i omgivningen.

Därför behövs fler exempel på verkliga fall där mer heltäckande risk-reduktionsbedömningar av åtgärden utförs, baserad på data från de platsspecifika tillämpningarna.

Sammanfattningsvis dras slutsatsen att biokolsbehandling av förorenad jord har stor potential att vara en miljövänlig och klimatsmart åtgärdsteknik för behandling av förorenad mark och jordavfall. Utförd på rätt sätt kan tekniken bidra till hållbar masshantering, resurseffektiv avfallshantering, minskat uttag av jungfruliga jordresurser för återfyllnad och minskad klimatpåverkan.

5. Publikationslista

Nedan listas rapporter och vetenskapliga publikationer från projektet. I kursiv stil anges inom vilket arbetspaket (AP) som publikationen tagits fram och vilket typ av rapport det är (underlagsrapport, litteraturstudie, lab-studie etc).

Examensarbete:

- Norberg, E. (2019). Effekten av olika typer av biokol på metallers löslighet i förorenad urban jord. Uppsala universitet, Teknisk-naturvetenskapliga vetenskapsområdet, Geovetenskapliga sektionen, Institutionen för geovetenskaper. *Examensarbete/labstudie inom AP1*

Rapporter:

- Ertl, F. (2019). Summary of Different Types of Pyrolysis Concepts, PAMOJA Cleantech AB, Technical Review. *Underlagsrapport från AP3*
- Enell, A., Tiberg, C., Larsson, M. och Berggren Kleja, D. (2019). Förädling av biokol för en effektivare användning som jordförbättrare i urban förorenad mark, Resultat och slutsatser från laborieförsök, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2019-09-06. *Del av labstudie inom AP1*
- Flyhammar, P., Hermansson, S. och Ohlsson, Y. 2020, Biokol i lätt förorenade jordar, Kritiska juridiska frågeställningar, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2020-08-31. *Underlagsrapport från AP2*
- Gustafsson, N., Nilsson, E. och Enell, A. 2019. Rekommendationer inför fältstudie av biokol som åtgärdsteknik - vilket biokol är bäst? Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2020-07-09. *Litteraturstudie från AP1*
- Sippel, F. (2020). A Comparative Assessment of the Availability and Suitability of different types of Biomass Feedstock in Skåne and Sweden for the Production of Biochar. *Underlagsrapport från AP3*

Vetenskapliga publikationer (*In prep.*):

- Enell, A., Dahlin, S., Ekblad, A., Eriksson, U., Hallin, S., Jones, C., Berggren Kleja, D., Rijk, I. and Larsson, M., (*In Prep.*) A field study of biochar amended contaminated soil: Effects of biochar and peat amendments on freely dissolved concentrations of PAHs, bioavailability to grass and earthworms. *Manuskript från AP1 under bearbetning.*
- Papageorgiou, A., Azzi, E. S., Enell, A. & Sundberg, C. (*In Prep.*). Environmental life cycle assessment of using biochar produced from wood waste for soil remediation in Sweden *Manuskript från AP4 under bearbetning.*
- Rijk, I., Jones, C., Hallin, S., Leroy, P., Dahlin, S., Enell, A., Berggren Kleja, D., Larsson, M. and Ekblad, A. (*In Prep.*) Effects of biochar and peat amendments on nitrogen cycling in polluted soil. *Manuskript från AP1 under bearbetning.*
- Tiberg, C., Enell A., Fröberg, M., Dahlin, S., Ekblad, A., Hallin, S., Jones, C., Larsson, M., Rijk, I., Sjöberg, V. and Berggren Kleja, D. (*In Prep.*) Effects of biochar and peat amendments on metal's solubility and bioavailability; up-take by grass and earth worms. *Manuskript från AP1 under bearbetning.*

6. Projektkommunikation

Alla målgrupper som identifierats i projektets ansökan till RE:Source (diarienummer 2018-002148) har informerats löpande under projektets gång. De som tagit del av information, resultat och slutsatser från projektet har varit: 1) branschintressenter, så som Avfall Sverige och Nätverket Renare Mark, 2) myndigheter på olika nivåer så som Naturvårdsverket, länsstyrelser, kommuner, SGU och SGI, 3) biokolsproducent-intressenter så som Högdalen, Stockholm och NSR, Helsingborg, 4) projektmedlemmar i andra forskningsprojekt eller forskargrupper med intresse av biokol t ex. GRO-projektet, Chalmers och ”Från bäst till rest”-projektet, Lunds kommun samt forskare, som verkar vid SLU, ORU och KTH, 4) konsulter och entreprenörer med intresse av biokolsbehandling av förorenad jord (t ex. Structor, Kemakta och Ragn-Sells). Information, resultat och slutsatser från projektet har spridits genom en rad aktiviteter och kanaler under projekttiden, redovisat nedan.

Möten

- Presentation Litteraturstudie av Gustafsson och Nilsson i kursen Tillämpad miljövetenskap, Lunds universitet; 2019-01-17.
- Presentationer av AP1 på SGI: Mini-info; Presentation av litteraturstudie, Gustafsson et al., 2019-01-21; Teknikdiskussioner på Renare Mark 2019-10-28 och 2019-12-02; och Markkemi, 2020-06-18 och 2019-09-09.
- Workshop mellan Dialoggruppen och AP2; SGI, Malmö, februari 2019.
- Referensgruppsmöte nr 1; 2019-05-10 och nr 2; 2020-04-03.
- Möte med Masshanterings-nätverket (ägarkommunerna till NSR); 2020-01-16.
- Seminarium vid Institutionen för Hållbar utveckling, miljövetenskap och teknik på KTH.
- Slutseminarium/workshop, öppet möte för alla intressenter; 2020-06-15.

Web-sidor

- Projekthemsida: <http://projects.swedgeo.se/biokol/>
- SGI:s web: <https://www.swedgeo.se/sv/kunskapscentrum/var-forskning/aktuell-forskning/renare-mark/biokol/>

Konferenser:

- AquaConSoil, Antwerpen 2019: Abstract, Poster
- Nätverket Renare Marks vårmöte 2020: Abstract och godkänd muntlig presentation. *På grund av Corona-pandemin ställdes dock Renare Marks vårmöte in.*

Övrigt:

- Presentation av projektet och fältförsöket har gjorts för diverse besökande på NSR:s anläggning (t ex. Björneman Water AB, Eurofins, Eurowater, Fortum, Helsingborgs stad och övriga ägarkommuner till NSR, Länsstyrelsen Skåne, Sweco, WSP).
- AP4 har presenterat projektet för en affärsmodell-utvecklare för biokol inom Interreg-projektet Greater Bio (www.sbhub.se/greater-bio), där svenska och danska aktörer samverkar för att hitta lösningar på utmaningar inom bioekonomiområdet.

Referenser

- Ahlgren, S., Björklund, A., Ekman, A., Karlsson, H., Berlin, J., Börjesson, P., Ekvall, T., Finnveden, G., Janssen, M., Strid, I., 2015. Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems - key issues and recommendations. *Biofuels, Bioprod. Biorefining* 9, 606–619. <https://doi.org/10.1002/bbb.1563>
- Arp, H.P.H., Lundstedt, S., Josefsson, S., Cornelissen, G., Enell, A., Allard, A.-S., Kleja, D.B., 2014. Native oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in historically contaminated soils from Sweden, Belgium, and France: Their soil-porewater partitioning behavior, bioaccumulation in *Enchytraeus crypticus*, and bioavailability. *Environ. Sci. Technol.* 48. <https://doi.org/10.1021/es5034469>
- 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. *Environ. Pollut.* 159, 3269–3282. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>
- Bielská, L., Kah, M., Sigmund, G., Hofmann, T., Höss, S., 2017. Bioavailability and toxicity of pyrene in soils upon biochar and compost addition. *Sci. Total Environ.* 595. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.230>
- Bielská, L., Škulcová, L., Neuwirthová, N., Cornelissen, G., Hale, S.E., 2018. Sorption, bioavailability and ecotoxic effects of hydrophobic organic compounds in biochar amended soils. *Sci. Total Environ.* 624, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.098>
- Birgisdóttir, H., Bhandar, G., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., 2007. Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: Recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model. *Waste Manag.* 27, S75–S84. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.016>
- Brownsort, P.A., 2009. Biomass Pyrolysis Processes: Performance Parameters and their Influence on Biochar System Benefits. University of Edinburgh.
- Brunner, P.H., Rechberger, H., 2016. Handbook of material flow analysis : for environmental, resource, and waste engineers. <https://doi.org/10.1201/9781315313450-4>
- Bruun, E.W., Hauggaard-Nielsen, H., Ibrahim, N., Egsgaard, H., Ambus, P., Jensen, P.A., Dam-Johansen, K., 2011. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. *Biomass and Bioenergy* 35, 1182–1189. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.008>
- Bucheli, T.D., Gustafsson, O., 2000. Quantification of the soot-water distribution coefficient of PAHs provides mechanistic basis for enhanced sorption observations. *Environ. Sci. Technol.* 34, 5144–5151.
- Campbell, C.D., Chapman, S.J., Cameron, C.M., Davidson, M.S., Potts, J.M., 2003. A Rapid Microtiter Plate Method To Measure Carbon Dioxide Evolved from Carbon Substrate Amendments so as To Determine the Physiological Profiles of Soil

- Microbial Communities by Using Whole Soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 3593–3599.
- Cao, X., Ma, L., Gao, B., Harris, W., 2009. Dairy-Manure Derived Biochar Effectively Sorbs Lead and Atrazine. *Environ. Sci. Technol.* 43, 3285–3291. <https://doi.org/10.1021/es803092k>
- Crombie, K., Mašek, O., Sohi, S.P., Brownsort, P., Cross, A., 2013. The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods. *GCB Bioenergy* 5, 122–131. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12030>
- de la Rosa, J.M., Rosado, M., Paneque, M., Miller, A.Z., Knicker, H., 2018. Effects of aging under field conditions on biochar structure and composition: Implications for biochar stability in soils. *Sci. Total Environ.* 613–614, 969–976. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.124>
- Denyes, M.J., Rutter, A., Zeeb, B.A., 2016. Bioavailability assessments following biochar and activated carbon amendment in DDT-contaminated soil. *Chemosphere* 144, 1428–1434. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.029>
- EBC, 2012. European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland. Version 8.2E [WWW Document]. URL <http://www.european-biochar.org/en> (accessed 7.13.19).
- Elert, M., Eliaeson, K., Strandberg, J., Nilsson, S., Wadstein, E., Enell, A., Berggren Kleja, D., Gustafsson, J.P., 2008. Föroreningsspridning -Tillämpning och utvärdering av metoder. Rapport 5835, Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Naturvårdsverket.
- Enell, A., Lundstedt, S., Arp, H.P.H., Josefsson, S., Cornelissen, G., Wik, O., Berggren Kleja, D., 2016. Combining Leaching and Passive Sampling to Measure the Mobility and Distribution between Porewater, DOC, and Colloids of Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soil. *Environ. Sci. Technol.* 50. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02774>
- Enell, A., Tiberg, C., Larsson, M., Berggren Kleja, D., 2019. Förädling av biokol för en effektivare användning som jordförbättrare i urban förorenad mark. Resultat och slutsatser från laboratorieförsök. Statens geotekniska institut, SGI, 2020-07-09. Linköping.
- Ertl, F., 2019. Summary of different types of pyrolysis concepts, PAMOJA Cleantech AB, Technical Review.
- European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability, 2012. Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information - First Edition.
- Fanger, G., Elert, M., Höglund, L.O., Jones, C., 2006. Lakteter för riskbedömning av förorenade områden – Underlagsrapport 3: Sammanställning av underlagsdata och användning av modeller för tolkning av lakteter. Hållbar Sanering Rapport 5558.
- Fantke, P., Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Jolliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T.E., Posthuma, L., Rosenbaum, R.K., van

- de Meent, D., van Zelm, R., 2017. USEtox 2.0 Documentation (Version 1). <http://usetox.org>.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J. Environ. Manage.* 91, 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Flyhammar, P., Hermansson, S., Ohlsson, Y., 2020. Biokol i lätt förorenade jordar. Kritiska frågeställningar. Statens geotekniska institut, SGI, 2020-08-31. Linköping.
- Giudicianni, P., Cardone, G., Ragucci, R., 2013. Cellulose, hemicellulose and lignin slow steam pyrolysis: Thermal decomposition of biomass components mixtures. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 100, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2012.12.026>
- Gustafsson, N., Nilsson, E., Enell, A., 2020. Rekommendationer inför fältstudie av biokol som åtgärdsteknik - vilket biokol är bäst? Statens geotekniska institut, SGI, 2020-07-09. Linköping.
- Hale, S.E., Lehmann, J., Rutherford, D., Zimmerman, A.R., Bachmann, R.T., Shitumbanuma, V., O'Toole, A., Sundqvist, K.L., Arp, H.P.H., Cornelissen, G., 2012. Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environ. Sci. Technol.* 46, 2830–2838. <https://doi.org/10.1021/es203984k>
- Harter, J., Krause, H.-M., Schuettler, S., Ruser, R., Fromme, M., Scholten, T., Kappler, A., Behrens, S., 2014. Linking N₂O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community. *ISME J.* 8, 660–674. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.160>
- Hilber, I., Bastos, A.C., Loureiro, S., Soja, G., Marsz, A., Cornelissen, G., Bucheli, T.D., 2017. The different faces of biochar: contamination risk versus remediation tool. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 25, 86–104. <https://doi.org/10.3846/16486897.2016.1254089>
- Jonker, M.T.O., Koelmans, A.A., 2002. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls to soot and soot-like materials in the aqueous environment mechanistic considerations. *Environ. Sci. Technol.* 36, 3725–3734.
- Josefsson, S., Arp, H.P.H., Kleja, D.B., Enell, A., Lundstedt, S., 2015. Determination of polyoxymethylene (POM) – water partition coefficients for oxy-PAHs and PAHs. *Chemosphere* 119, 1268–1274. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.102>
- Keiluweit, M., Kleber, M., Sparrow, M.A., Simoneit, B.R.T., Prah, F.G., 2012. Solvent-Extractable Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Biochar: Influence of Pyrolysis Temperature and Feedstock. *Environ. Sci. Technol.* 46, 9333–9341. <https://doi.org/10.1021/es302125k>
- Khan, S., Waqas, M., Ding, F., Shamshad, I., Arp, H.P.H., Li, G., 2015. The influence of various biochars on the bioaccessibility and bioaccumulation of PAHs and potentially toxic elements to turnips (*Brassica rapa* L.). *J. Hazard. Mater.* 300, 243–253. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.06.050>
- Kupryianchuk, D., Hale, S., Zimmerman, A.R., Harvey, O., Rutherford, D., Abiven, S.,

- Knicker, H., Schmidt, H.-P., Rumpel, C., Cornelissen, G., 2016. Sorption of hydrophobic organic compounds to a diverse suite of carbonaceous materials with emphasis on biochar. *Chemosphere* 144, 879–887. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.055>
- Lausselet, C., Cherubini, F., Oreggioni, G.D., del Alamo Serrano, G., Becidan, M., Hu, X., Rørstad, P.K., Strømman, A.H., 2017. Norwegian Waste-to-Energy: Climate change, circular economy and carbon capture and storage. *Resour. Conserv. Recycl.* 126, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.07.025>
- Lehmann, J., Joseph, S., 2015. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. Taylor & Francis.
- Lian, F., Xing, B., 2017. Black Carbon (Biochar) In Water/Soil Environments: Molecular Structure, Sorption, Stability, and Potential Risk. *Environ. Sci. Technol.* 51, 13517–13532. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02528>
- Löv, Å., Larsbo, M., Sjöstedt, C., Cornelis, G., Gustafsson, J.P., Kleja, D.B., 2019. Evaluating the ability of standardised leaching tests to predict metal(loid) leaching from intact soil columns using size-based elemental fractionation. *Chemosphere* 222, 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.148>
- Masscheleyn, P.H., Delaune, R.D., Patrick, W.H., 1991. Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environ. Sci. Technol.* 25, 1414–1419. <https://doi.org/10.1021/es00020a008>
- McBratney, A., Field, D.J., Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma* 213, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- Mutel, C., 2017. Brightway: An open source framework for Life Cycle Assessment. *J. Open Source Softw.* 2, 236.
- Naohiro, G., Ulhasanah, N., Kamahara, H., Hasanudin, U., Tachibana, R., Fujie, K., 2015. *Material and Energy Flow Analysis. Sustain. Assess. Renewables-Based Prod.*, Wiley Online Books. <https://doi.org/doi:10.1002/9781118933916.ch9>
- Naturvårdsverket, 2017. Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).
- Naturvårdsverket, 2016. Hantering av massor i infrastrukturprojekt, Vägledning avfall i anläggningsarbeten.
- Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark, modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.
- Norberg, E., 2019. Effekten av olika typer av biokol på metallers löslighet i förorenad urban jord. Institutionen för geovetenskap vid Uppsala universitet och institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet.
- OECD, 2004. OECD Guideline for the Testing of Chemicals 222. Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/*Eisenia Andrei*). Adopted: 13 April 2004.
- Oleszczuk, P., Zielińska, A., Cornelissen, G., 2014. Stabilization of sewage sludge by different biochars towards reducing freely dissolved polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) content. *Bioresour. Technol.* 156, 139–145.

<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.01.003>

- Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., Otte, J.G., Swartjes, F., Versluijs, C.W., 2001. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set, proposed parameter set for human exposure modelling and deriving intervention values for the first series of compounds. RIVM Report 711701021, RIVM.
- Papageorgiou, A., Azzi, E.S., Enell, A., Sundberg, C., n.d. Environmental life cycle assessment of using biochar produced from wood waste for soil remediation in Sweden.
- Pettersen, J., Hertwich, E.G., 2008. Critical Review: Life-Cycle Inventory Procedures for Long-Term Release of Metals. *Environ. Sci. Technol.* 42, 4639–4647.
<https://doi.org/10.1021/es702170v>
- Salam, A., Bashir, S., Khan, I., Shahid Rizwan, M., Afzal Chhajro, M., Feng, X., Zhu, J., Hu, H., 2018. Biochars Immobilize Lead and Copper in Naturally Contaminated Soil. *Environ. Eng. Sci.* <https://doi.org/10.1089/ees.2018.0086>
- Singh, B.P., Hatton, B.J., Singh, B., Cowie, A.L., Kathuria, A., 2010. Influence of Biochars on Nitrous Oxide Emission and Nitrogen Leaching from Two Contrasting Soils. *J. Environ. Qual.* 39, 1224–1235. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0138>
- Sippel, F., 2020. A comparative assessment of the availability and suitability of different types of biomass feedstock in Skåne and Sweden for the production of biochar. PAMOJA, Cleantech AB.
- SMHI, 2020. Modelldata per område. <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [WWW Document].
- Sørmo, E., Silvani, L., Thune, G., Gerber, H., Schmidt, H.P., Smebye, A.B., Cornelissen, G., 2020. Waste timber pyrolysis in a medium-scale unit: Emission budgets and biochar quality. *Sci. Total Environ.* 718, 137335.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137335>
- Steubing, B., de Koning, D., Haas, A., Mutel, C.L., 2020. The Activity Browser — An open source LCA software building on top of the brightway framework. *Softw. Impacts* 3, 100012. <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2019.100012>
- Stockholm vatten och avfall, 2017. Biokol – för ett grönare Stockholm [WWW Document]. URL <http://www.stockholmvattenochavfall.se/biokol>
- Tiberg, C., Enell, A., Back, P.-E., Kleja, D.B., 2019. Fördjupad markekologisk riskbedömning - Skönsmon 2:12, fd Kubikenborgs sågverk och Sundsvalls fönsterfabrik. Statens geotekniska institut, SGI, 2019-03-04. Linköping.
- Tiberg, C., Kumpiene, J., Gustafsson, J.P., Marsz, A., Persson, I., Mench, M., Kleja, D.B., 2016. Immobilization of Cu and As in two contaminated soils with zero-valent iron – Long-term performance and mechanisms. *Appl. Geochemistry* 67, 144–152.
<https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2016.02.009>
- Trakal, L., Komárek, M., Száková, J., Zemanová, V., Tlustoš, P., L. Trakal J. Száková, V. Zemanová, P. Tlustoš, M.K., 2011. Biochar application to metal-contaminated soil: evaluating of Cd, Cu, Pb and Zn sorption behavior using single- and multi-element

- sorption experiment. *Plant Soil Env.* 57, 372–380.
- Verbruggen, E.M.J., 2012. Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity; RIVM report 607711007/2012.
- Volchko, Y., Rosén, L., Jones, C., Viketoft, M., Herrman, A., Dahlin, S., Kleja, D.B., 2018. The Updated Version of SF Box: A method for soil quality classification as a basis for applicable site-specific environmental risk assessment of contaminated soils. Technical Note.
- Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy* 8, 512–523.
<https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Wang, S., Zhongyang, L., 2016. *Pyrolysis of Biomass*. Walter de Gruyter GmbH & Co KG.
- Yamaguchi, N., Nakamura, T., Dong, D., Takahashi, Y., Amachi, S., Makino, T., 2011. Arsenic release from flooded paddy soils is influenced by speciation, Eh, pH, and iron dissolution. *Chemosphere* 83, 925–932.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.044>
- Yin, D., Wang, X., Peng, B., Tan, C., Ma, L.Q., 2017. Effect of biochar and Fe-biochar on Cd and As mobility and transfer in soil-rice system. *Chemosphere* 186, 928–937.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.126>
- Zama, E.F., Reid, B.J., Arp, H.P.H., Sun, G.X., Yuan, H.Y., Zhu, Y.G., 2018. Advances in research on the use of biochar in soil for remediation: a review. *J. Soils Sediments* 18, 2433–2450. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2000-9>
- Zhang, H., Lin, K., Wang, H., Gan, J., 2010. Effect of *Pinus radiata* derived biochars on soil sorption and desorption of phenanthrene. *Environ. Pollut.* 158, 2821–2825.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2010.06.025>
- Zhang, X., Wang, H., He, L., Lu, K., Sarmah, A., Li, J., Bolan, N.S., Pei, J., Huang, H., 2013. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 8472–8483.
<https://doi.org/10.1007/s11356-013-1659-0>



Statens geotekniska institut
581 93 Linköping

E-post: sgi@swedgeo.se
Växeln: 013-20 18 00