

2017-05-31



Sveriges lantbruksuniversitet (org. nr. 202100-2817)
Institutionen för ekologi, enheten för Systemekologi

*Sammanställning av underlag för skattning av effekter på kolinlagring
genom insatser i Landsbygdsprogrammet*

Martin A. Bolinder, Michael Freeman & Thomas Kätterer

På uppdrag av Jordbruksverket (org.nr. 202100-4151)

Innehåll

Sammanfattning	3
Bakgrund	4
1. Kolinlagring i ekosystem	4-5
2. Möjliga åtgärder för kolinlagring	6-16
2.1. Landskapsförändringar	6
2.2. Skötselåtgärder	6-12
2.3. Odlingssystem	12-16
3. Diskussion	17-19
Referenser	20-25
Appendix. Kort beskrivning av definitionerna på olika markanvändningsformer och åtgärder	26-27
<u>Lista över tabeller & figurer</u>	
Tabell 1. Markanvändning: en sammanfattning av dess potentiella inverkan på markkolsinlagring i landskapet	9-10
Figur 1. Rimliga kvantitativa nyckeltal på potentiell kolinlagring i mark för olika typer av markanvändning	18

Sammanfattning

Syftet med detta uppdrag var att beräkna rimliga nyckeltal för effekter på kolinlagring i mark och vegetation relaterade till insatser i Landsbygdsprogrammet. Uppdraget har utförts genom en litteratursökning där vi främst sammanställt resultat baserat på metaanalyser. Fördelen med en metaanalys är att resultaten från flera studier sammanförs. I den mån det var möjligt har vi satt slutsatserna från dessa metaanalyser i relation till resultat från svenska långliggande fältförsök. Vi har delat in insatserna i relation till tre olika kategorier, landskapsförändring, skötselåtgärder och odlingssystem. Vår analys inkluderar data för en del skötselåtgärder som inte ses som specifika insatser i landsbygdsprogrammet, tanken bakom detta är att vissa insatser kan ses som en kombination av olika faktorer som samspekar. När det inte har funnits tillräckligt med information för att ge rimliga kvantitativa nyckeltal har vi använt oss av en kvalitativ skala.

Litteraturen visar att vallodling, skyddszoner, energiskog och fånggrödor är insatser som har en bra och ganska säkerställd kolinlagringspotential i mark. Det finns också en potentiell kolinlagring i mark för betesmark och slätteräng men i mycket mindre grad. Skötselåtgärder som ingen kvarlämnad halm eller tillförsel av organiskt material i form av stallgödsel och rötslam kan också ha positiva effekter. Representativa nyckeltal som vi kunde ta fram visar att kolinlagringspotentialen minskar i följande ordning (kg C per ha och år): vallodling och skyddszoner (645) > tillförsel av stallgödsel (540) > energiskog (450) > fånggrödor (330) > tillförsel av rötslam (80) > ingen halmskördför stråsåd (50) > betesmark & slätteräng (45). Den vetenskapliga litteraturen visar att effekten av direktsådd på total kolinlagring är noll: direktsådd har en positiv effekt på mängd markkol i matjorden men den effekten annulleras eftersom det blir en motsvarande negativ effekt i alven. Svartträda (20 % i växtföljden) har en negativ effekt på kolinlagring i mark (-100 kg C per ha och år). Vid en uppskalning på regional nivå (som inte ingick i vårt uppdrag) av dessa nyckeltal (som tagits fram i fältförsök) får man ta hänsyn till flera faktorer. Det bör beaktas att så länge exempelvis mängden stallgödsel inte ändras kommer den inte att påverka kolförrådet på regional nivå eftersom den redan sprids till nästan 100 %. Det är också viktigt att ta hänsyn till den indirekta effekten av skördars storlek på markanvändningen och arealbehovet som påverkar kolinlagring (substitutionseffekten).

Vi kunde inte hitta något underlag för att kvantifiera effekten av anläggning av våtmark på kolinlagring men den åtgärden kan ha en potentiell positiv effekt. Samma sak gäller för jordbearbetning på våren (vårbearbetning) och bevuxen träda (besådd). Det gick inte heller att kvantifiera effekten av bevuxen träda som ej är besådd men effekten på kolinlagring i mark är rimligtvis negativ. Den lägre nettoprimärproduktionen i ekoodling har en negativ effekt på markkolsinlagring. Jämfört med inlagringen av kol i mark så är kolinlagring i växt en kortsiktig sänka. Den globalt positiva klimateffekten av denna kolinlagring beror i stor grad på hur man använder den skördade biomassan. Exempelvis kan det bli restprodukter i form av slam (biogödsel) eller biokol som kan återföras till jordbrukssystemen och därmed bidra till ytterligare kolinlagring i mark. Kolinlagring i växter på betesmark och slätteräng motsvarar ca fyra gånger den som det odlingssystemet kan lagra in i mark (190 kg C per ha och år). Energiskog kan under sin livscykel lagra in ungefär åtta gånger så mycket i växtbiomassa som i mark (3 500 kg C per ha och år). Kunskapen om odlingsåtgärders effekt på kol i jordlager under matjorden är mycket begränsad och det skulle behövas mer forskning om det.

Bakgrund

Organiskt kol är sedan länge känd för att vara den viktigaste faktorn för mark-kvalitet och bördighet. Markens förråd av kol överstiger den i atmosfären och all vegetation. Små förändringar i markens kolbalans kan därför ha stor klimatpåverkan. Inlagring av kol i mark ses numera som en av de mest kostnadseffektiva åtgärderna för minskad klimatpåverkan. Syftet med det här uppdraget var att sammanställa underlag för skattning av effekter på kolinlagring i mark och vegetation av insatser i Landsbygdsprogrammet. Studien utfördes av Sveriges lantbruksuniversitet på uppdrag av Jordbruksverket. Författarna svarar själva för innehållet.

1. Kolinlagring i ekosystem.

Kol är huvudbyggstenen i organiskt material och drygt hälften av markens mull består av kol (Pribyl m.fl., 2010). Markens kolbalans bestäms huvudsakligen av skillnaden mellan den årliga tillförseln och förluster genom nedbrytning av det kol som finns i marken. Summan av atmosfärisk koldioxid som binds in som kol i växternas ovanjordiska och underjordiska biomassa genom fotosyntes utgör växternas totala nettoprimärproduktion (NPP). Total NPP är beroende av klimat och markens bördighet samt varierar mellan grödor och skötselåtgärder. Den proportion av den årliga NPP som lämnas i fält (NPP minus skördad jordbruksprodukt) bestämmer kolinflödet till marken i form av ovanjordiska och underjordiska växtrester. För jordbruksgrödor är det avkastningen (bärgad skörd) som avgör storleksordningen på kolinflödet eftersom den står i ett mer eller mindre linjärt förhållande till NPP (Bolinder m.fl., 2007). Skillnader i avkastningsnivåer är därför den viktigaste faktorn för en och samma sorts gröda, sedan tillkommer skillnader mellan olika typer av grödor som kan ha olika NPP och fördelning av kol mellan växtdelar, och därutöver skillnader i skötselåtgärder som t.ex. bortförda eller kvarlämnade skörderester och tillförsel av annat organiskt material (stallgödsel, rötresten m.m.). Endast en viss andel av den årliga koltillförseln stabiliseras och blir kvar i marken som mull på längre sikt. Mullbildningen är generellt sett högre för de underjordiska växtresterna (d.v.s. de har en högre humifieringskoefficient), i jämförelse med ovanjordiska växtrester (Kätterer m.fl., 2011). Den största kolförlusten kommer från markens biologiska aktivitet som styr nedbrytningen (mineralisering) av det organiska materialet. Makroorganismernas andning motsvarar ungefär 0,5 till 2,0 % av kolförrådet per år för de flesta mineraljordar. Nedbrytningshastigheten är starkt beroende av marktemperatur och markvattenhalt. Dessa faktorer varierar med klimatförhållanden (nederbörd, lufttemperatur), markegenskaper (textur), samt vegetationstyp (perenna eller ettåriga grödor) och NPP som påverkar avdunstningen (Bolinder m.fl., 2013). Under vissa förhållanden kan kolförluster också uppstå genom vatten- och vinderosion av de ytliga jordpartiklarna som oftast är berikade med kol. Utlakning av vattenlösligt organiskt kol är en annan potentiell transportväg som medför förluster, men mängden är oftast liten jämfört med markandningen i jordbruksmark. Marken är i jämviktstillstånd när koltillförseln är lika med förlusterna (noll i nettoutsläpp). Kolinlagring uppstår när koltillförseln är högre än förlusterna, vilket innebär att atmosfärisk koldioxid i form av den biomassa som cirkulerar i ekosystemens kretsopp kan lagras in i marken på längre sikt (Kätterer m.fl., 2012).

Globalt sett innehåller marken ungefär 1500 miljarder ton (Gt) organiskt kol i den första metern och överstiger mängderna både i atmosfären (~800 Gt) och i all biomassa på land (~600

Gt) tillsammans (Lal, 2013; Stockmann m.fl., 2013). Matjorden i vanlig svensk jordbruksmark på mineraljord innehåller mellan 50 och 100 ton per ha. Även om kolkoncentrationen är ganska låg i de djupare jordlagren (alven) så utgör mängden kol i alven ofta hälften av jordbruksmarkens totala kolförråd (Kätterer m.fl., 2012; Paustian m.fl., 2016). Förändringar i markens kolförråd skattas oftast bara för matjordslagret. Ett ekologiskt fotavtryck i form av kolinlagring ur ett globalt perspektiv måste naturligtvis ta hänsyn även till de förändringar som kan uppstå i alven. Eftersom kolförrådet i marken är så stort tar det lång tid innan effekten av olika odlingssystem och skötselåtgärder blir mätbara. I långliggande fältförsök har små årliga skillnader mellan behandlingar ackumulerats under lång tid. Därför är dessa försök ovärderliga för att kvantifiera långsiktiga effekter (Kätterer m.fl., 2012). Trots detta finns det en stor osäkerhet i alla skattningar beroende på flera faktorer. Om kolförråden ökar, är mer eller mindre oförändrade eller om de minskar, beror bland annat mycket på utgångsläget och fältens historia på varje försöksplats. Kol förekommer även i oorganiska former (karbonater och bikarbonater), speciellt i vissa jordar med kalkrik berggrund. De kan också bidra till markkolsbalansen men den här rapporten refererar endast till organiskt kol.

För att hålla nere osäkerhetsgraden så mycket som möjligt har vi framför allt sammanställt potentialer för kolinlagring från så kallade metaanalyser. En metaanalys är en sammanställning och analys av vetenskapliga publikationer. Fördelen med en metaanalys, jämfört med data från individuella publikationer där man oftast bara analyserat originalobservationer från ett eller ett fåtal försök, är att man får fram den samlade vetenskapliga litteraturens gemensamma slutsats. I metaanalyser (och oftast också i individuella artiklar) skattar man den potentiella kolinlagringen genom att använda en referens. I de flesta fall säger det sig självt vilken referens som ska användas (t.ex. för en insats inom jordbruket med fånggrödor används ett system utan fånggrödor som referens), men det är inte alltid solklart för alla insatser. I den mån det har varit möjligt har vi på samma sätt satt de gemensamma slutsatserna i perspektiv gentemot data som specifikt tagits fram i svenska långliggande fältförsök. Vi rapporterar också data för en del skötselåtgärder som inte nu finns med som en specifik insats inom Landsbygdsprogrammet. Anledningen till detta är att vissa insatser kan ses som en kombination av olika faktorer som samspelar (t.ex. ekologiska odlingssystem). För vissa markanvändningsformer har det inte gått att få fram tillräckligt med information för att ge några rimliga kvantitativa data. Med tanke på detta rapporterar vi även den potentiella kolinlagringen på en kvalitativ skala. För de flesta insatserna är det svårt att hitta studier för kolinlagring i alven och då används bara den senare kvalitativa skalan (som grundar sig främst på vår processförståelse).

Förslagen på potentialer för kolinlagring i mark är sammanfattade i tabell 1. De relaterar till olika odlingssystem, skötselåtgärder och landskapsförändringar. De data och referenser som ligger till underlag argumenteras i sektion 2. Följer i sektion 3 en diskussion om tolkningen av de nyckeltal vi tagit fram för kolinlagring i mark och växt. En kort beskrivning av definitionerna på olika markanvändningsformer och åtgärder vi används oss av är presenterade i appendix.

2. Möjliga åtgärder för kolinlagring.

2.1. Landskapsförändringar.

Anläggning av våtmark

Anläggning av våtmarker i landskapet är betydelsefulla för vattenregleringen genom att de skyddar från torka och översvämningar, ger positiva effekter på näringscirkulationen samt bidrar till vattenreningen och den biologiska mångfalden (Andersson & Palme, 2012). Exempelvis har det visat sig att när mark som tidigare används för torvbrytning överförs till våtmark kan den återskapade miljön bli lämplig för torvbildande vegetation och därmed bli en kolsänka (Jordan, 2016). Det finns en kunskapslucka när det gäller kolinlagringseffekten av våtmarker som anläggs på åkermark eller betesmark. Kolbalansen i marken kan eventuellt påverkas positivt eftersom den höga grundvattennivån i våtmarker skapar en anaerob miljö där nedbrytningen av det organiska materialet stannar upp, våtmarken förhindrar också kolförluster genom erosion. Om tidigare jordbruksmark med hög bördighet återställs till våtmarker har dessa goda förutsättningar att bli produktiva, och i framtiden kan skörd av biomassa som kan användas som biobränsle förväntas öka vid våtmarker (Andersson & Palme, 2012). Den skördade ovanjordiska biomassan lämnar också kvar underjordiska växtrester som bidrar till ny mullbildning, så även om nettoeffekten på kolinlagring i mark är oklar borde det kunna ge en positiv effekt.

2.2. Skötselåtgärder.

Jordbearbetning

Den traditionella metoden för att luckra jorden, bekämpa ogräs och mylla ned skörderester i Sverige är plöjning på hösten. Den metoden kan ersättas på flera sätt som oftast delas in i två större kategorier: direktsådd (DS: ingen jordbearbetning mellan skörd och sådd) och minskad jordbearbetning (MJ; d.v.s. en viss jordbearbetning men utan plöjning). Jordbearbetningsmetod är en skötselåtgärd som anses ha stor påverkan på kolinlagring (framför allt i Nordamerika) och har därför fått stor uppmärksamhet inom forskning med mer än ett tiotal metaanalyser de senaste 15 åren. Mistra EviEM:s (*Mistras råd för evidensbaserad miljövard*) gör sedan 2012 systematiska litteratursökningar för olika miljöfrågor i Sverige. I det arbetet fokuserar man på de odlingsåtgärder i jordbruket som är relevanta för tempererade klimatzoner (Haddaway m.fl., 2015). Två artiklar som nu är under publicering behandlar specifikt jordbearbetning och är i dagsläget de mest kompletta undersökningarna som finns inom det ämnet (Haddaway m.fl., 2017; Meurer m.fl., 2017). Resultaten visar att kolinlagringen med DS och MJ uppstår i matjorden, främst i de allra ytligaste (0-5, 5-10 och 10-15 cm) lagren (data visas inte). Total kolinlagring påverkas inte av DS, eftersom det blir mindre markkol i de undre jordlagren jämfört med traditionell jordbearbetning. Dessutom kommer de flesta studier som fanns med i dessa undersökningar från fältförsök i Nordamerika. I en tidigare analys (Kätterer m.fl., 2012), som mera specifikt behandlade Skandinavien (eller liknande mark och klimatförhållanden), konstaterades att effekten av DS och MJ borde vara något mindre under svenska förhållanden. Det ska understrykas att effekten av MJ på kolinlagring i mark borde studeras närmare under svenska förhållanden. Förutom skillnader mellan väldigt kontrasterande förhållanden (tropiska visavi tempererade klimatzoner) har inga samband hittats med klimat. Likaså har det både i tidigare (t.ex. Alvarez, 2005; Angers & Eriksen-Hamel, 2008; Virto m.fl., 2012) och i de senare metaanalyser (Haddaway m.fl., 2017; Meurer m.fl., 2017) varit svårt att fastslå något klart samband mellan marktyp (dvs. textur) och jordbearbetning. En metaanalys med data från hela världen visar att jämfört med traditionell jordbearbetning så minskar skördarna med ungefär 10 % (Pittelkow m.fl., 2015).

Liknande siffror (-8,5 %) framgick även i en översikt som var specifik för europeiska data (Van den Putte m.fl., 2010). En litteratursökning för skandinaviska data visade en minskning med 5 % (både för DS och MJ) för stråsäd, men det var ingen effekt för oljevaxter. Effekten av MJ på avkastningen är generellt sett mera varierande (Van den Putte m.fl., 2010). Den positiva effekten av DS och MJ i matjorden är främst beroende på att en större del av växtrester blir kvar i det översta jordlagret. En doktorsavhandling vid SLU har visat att förhöjd nedbrytningshastighet av det organiska materialet i matjorden i samband med jordbearbetning, som ofta utpekats som en betydande faktor, inte är så stor under svenska klimatförhållanden (Kainiemi, 2014). Förluster av markkol från matjorden genom erosion förhindras också potentiellt med DS och MJ, speciellt under vår- och höstperioder med kraftig nederbörd, eftersom vegetation och/eller ytliga växtrester binder ihop markpartiklar (jämfört med bar mark). Effekten av jordbearbetning på total kolinlagring över hela markprofilen är mer eller mindre försumbar, vilket förklaras mestadels av att de nedbrukade växtresterna helt enkelt hamnar längre ner i markprofilen (alven). I de fall NPP är högre (och därmed mera växtrester) i konventionell odling bidrar det till att minska effekten av kolinlagring med DS och MJ (Virto m.fl., 2012).

Tidpunkten för jordbearbetning, som här syftar på att den endast utförs på våren är en insats som både kan vara stödsökt eller inte stödsökt (se beskrivning i appendix). Jordbearbetning som endast görs på våren innebär att spillsäd och ogräs som växer på hösten blir som en typ av fånggröda. I vår kännedom finns ingen vetenskaplig litteratur tillgänglig om dess kvantitativa effekt på kolinlagring. Däremot är det rimligt att den borde kunna ge en effekt liknande den för fånggrödor.

Fånggrödor (insådd med antingen vår- eller höstbearbetning)

De gemensamma slutsatserna från metaanalyser och litteratursökningar som rapporterar kvantitativa data ger ett övergripande medelvärde på 333 kg C per ha och år (medelvärden varierade från 270 till 410 kg C per ha och år) kolinlagring för fånggrödor (Aigulera m.fl., 2013; Blanco-Canqui, 2015; Poeplau & Don, 2015; Poeplau m.fl., 2015a). McDaniel m.fl. (2014) har gjort den mest omfattande metaanalysen, men ger bara kvalitativa data, vilket visar att kolinlagringen med fånggrödor i medeltal är 8,5 % högre med än utan fånggrödor. Det största underlaget i dessa studier kommer från nordamerikanska fältförsök (t.ex. Blanco-Canqui, 2013) och data från Aigulera m.fl., (2013) som var specifika för medelhavsklimat. Europeiska data har inkluderats av McDaniel m.fl. (2014) och framför allt av Poeplau m.fl. (2015a), som specifikt studerade effekten av fånggrödor i svenska långliggande fältförsök. I den senare var den beräknade kolinlagringen 320 kg C per ha och år, lika mycket som rapporteras från en global metaanalys (Poeplau & Don, 2015). Poeplau m.fl. (2015a) var ensamma om att bedöma påverkan av marktyp (d.v.s. textur) och klimat på storleksordningen av kolinlagring men effekten var inte statistiskt säkerställd. Fånggrödor kan även ha en positiv effekt på huvudgrödans avkastning och därmed öka total NPP. Exempelvis visade Valkama m.fl., (2015) i en nyligen gjord metaanalys för nordiska länder att avkastningen var 6 % högre med baljväxter som fånggrödor (insådda i vårsäd); medan icke baljväxter som fånggrödor hade en negativ effekt (3 %). I de svenska försöken som studerades av Poeplau m.fl. (2015a) användes rajgräs som fånggröda, och den hade ingen effekt på huvudgrödans avkastning. Den positiva effekten av denna skötselåtgärd på kolinlagring styrs främst av ökad koltillförsel som kommer från de "extra" växtresterna av själva fånggrödan, framför allt de underjordiska delarna (dvs. rötter). Lågre kolförluster genom erosion av kolrika

ytliga jordpartiklar under den tidsperiod när risken för erosion är stor (på hösten efter skörd av huvudgrödan eller våren därpå) kan också bidra till en positiv effekt.

Ingen halmskörd (stråsäd och majs)

Eftersom det under de senaste 20 åren har blivit allt mer vanligt att växtrester som annars lämnas i fält kan säljas som bioenergi finns det en ganska omfattande vetenskaplig litteratur på hur kolinlagring påverkas när man exporterar ovanjordiska växtrester. Dessa studier fokuserar till stor del på växtrester från stråsäd (halm) eller från majs samt en del andra mindre vanliga grödor som kan användas (t.ex. sockerbetor). De gemensamma slutsatserna från metaanalyser och litteratursammanställningar som rapporterar kvalitativa data av långliggande fältförsök världen över visar tydligt att mullhalten ökar med 11,4 % i genomsnitt: Medelvärden varierar från 7,0 till 18,2 % (Lehtinen m.fl., 2014; Liu m.fl., 2014; Lu, 2015; Luo m.fl., 2010; Powlson m.fl., 2011; Smith m.fl., 1997; Wang m.fl., 2015). Dessa resultat gäller dock i medeltal; i enskilda försök har effekten faktiskt uteblivit eller till och med varit negativ. De studier som specifikt nästan enbart inriktade sig på effekten av halmskörd för stråsädesgrödor (Smith m.fl., 1997; Poeplau m.fl., 2015b) har gett en kvantitativ genomsnittlig kolinlagring på 50 kg C per ha och år. Dessa två studier fokuserade på långliggande fältförsök i europeiska länder, många från Skandinavien och framför allt Sverige. Från de svenska försöken visar slutsatserna att halmens effekt på mullbildning är högre i lerjordar än i sandjordar. Anderson-Teixeira m.fl. (2009) demonstrerar att för majs är effekten mycket mera markant, där är kolinlagringen minst 300 kg C per ha och år. Generellt sett finns det inget samband med klimat och alla studierna skattade förändringar endast i matjorden. Den metaanalys som hade sammanställt data från hela världen visar att jämfört med halmskörd ökar skördarna med ungefär 12 % när halm lämnas i fält (Liu m.fl., 2014). För den studie som fokuserade på europeiska data var effekten något mindre och visar en ökning med 6 % (Lehtinen m.fl., 2014). I de svenska långliggande försöken där vi har jämfört skörderesthanteringens effekt på skörd (som var utspridda över landet från Skåne till Västerbotten) var däremot skillnaden i skörd små och inte statistiskt säkerställda (Poeplau m.fl., 2015b; Kätterer m.fl., 2016). Den viktigaste drivvariabeln för kolinlagring med denna skötselåtgärd relaterar till skillnader i koltillförsel till marken från ovanjordiska växtrester. Den större effekten på kolinlagring för majs jämfört med stråsäd förklaras av att ovanjordiska växtresterna i majs är mycket högre (Wilhelm m.fl., 2004). När det finns mer organiskt material tillgängligt gynnas nedbrytande mikroorganismer och de ämnen de utsöndrar kittar ihop jordpartiklar så att jordaggregaten blir stabilare. Detta leder till att jorden inte lika lätt slammar ihop vid regn och därmed minskar kolförlusterna genom vatten- och vinderosion. Användningen av halm och andra skörderester för biogasproduktion i Sverige är för närvarande väldigt begränsad (halmen används huvudsakligen till strö och foder, eller för uppvärmning) men det är en sektor som är under stark utveckling.

Tabell 1. Markanvändning: en sammanfattning av dess potentiella inverkan på markkolsinlagring i landskapet.

Effekter på kolinlagring relaterade till:	Referenssystem	Kommentar om relation till åtgärd i Landsbygdsprogrammet (artikel #) och annat	Bedömning av markkolsinlagring ^a					
			Kvantitativ ^b			Kvalitativ ^c		
			matjord	alv	total	matjord	alv	total
			--- kg kol per ha och år ---			--- enhetslös ---		
Landskapsförändring								
<i>Anläggning av våtmark</i>	Ingen våtmark	Invest. i fysiska tillgångar (17)	IT	IT	IT	+/-	-/+	+/-
Skötselåtgärder								
<i>Jordbearbetning</i>								
- Direktsådd	Traditionell (0)	Minskat kväveläckage (28) (Inte stödgivande)	210	-210	0	+	-	0
- Tidpunkt (på våren)	(se texten)	Vårbearbetning	IT	IT	IT	+/-	-/+	+/-
<i>Fånggrödor</i>	Utan fånggröda (0)	Minskat kväveläckage (28)	330	IT	330	+	+/-	+
<i>Ingen halmskörd</i>								
- Stråsådd	Halmskörd (0)	Inte stödgivande	50	IT	50	+	+/-	+
- Majs			≥ 300	IT	≥ 300	+	+/-	+
<i>Mineralgödsling (N)</i>	Ingen N-gödsling (0)	Indirekt relaterad	se text	se text	se text	+	+/-	+
<i>Tillförsel av Org. Mat.</i>								
- Flytsgödsel	Ingen flytsgödsel (0)	Invest. gödselbaser. biogas (19)	0	IT	0	+/-	+/-	+/-
- Fastgödsel	Ingen fastgödsel (0)		540	IT	540	+	+/-	+
- Röttslam	Ingen röttslam (0)		80	IT	80	+	+/-	+
- Biogödsel	Ingen biogödsel (0)		IT	IT	IT	+	+/-	+
<i>Strukturkalkning</i>	Ingen strukturk. (0)	Invest. till jordbruk (17)	IT	IT	IT	0	0	0

Tabell 1. Fortsättning.

Effekter på kolinlagring relaterade till:	Referenssystem	Kommentar om relation till åtgärd i Landsbygdsprogrammet (artikel #) och annat	Bedömning av markkolsinlagring ^a					
			Kvantitativ ^b			Kvalitativ ^c		
			matjord	alv	total	matjord	alv	total
			--- kg	kol per ha	och år ---	---	enhetlös	---
Odlingssystem								
<i>Vallodling & skyddszon</i>	Ettåriga grödor (0)	Vallodling & skyddszoner (28)	560	85	645	+	+/-	+
<i>Träda</i>		Jordbruksstöd						
- Svartträda	Inget specifikt		-100	IT	-100	-	-/+	-
- Bevuxen (ej besådd)	Jordbruksgrödor (0)		IT	IT	IT	-/+	-/+	-/+
- Bevuxen (besådd)	Jordbruksgrödor (0)		IT	IT	IT	+	+/-	+
<i>Betesmark & Slåtteräng</i>	se text	Betesmarker & Slåtterängar (28)	IT	IT	45	+	+	+
<i>Energiskog</i>	Åkermark (0)	Invest. i fysiska tillgångar (17)	IT	IT	450	+	+	+
- Salix			IT	IT	450	+	+	+
- Poppel			IT	IT	IT	+	+	+
- Hybridasp								
<i>Ekologisk</i>	Konventionell (0)	Ekologiskt jordbruk (29)	se text	se text	se text	-	-	-

Org. Mat. = Organiskt material. Matjord = 0-30 cm. Alv = 30-60 cm. IT = Inte tillgänglig. ^aAlla källor som ligger till underlag är specificerade i referenslistan (se också text). ^bMedelvärde baserat på en sammanställning av litteraturen (matjord = total om alv = IT). ^cBaserat både på litteraturen och expertutlåtande (se också text): + = förväntas positiv effekt, - = förväntas negativ effekt, +/- = oklart men borde ge en positiv effekt och -/+ = oklart men borde ge en negativ effekt, 0 = ingen förändring (per definition alltid lika med 0 för referenssystem).

Mineralgödning (N)

Det är en traditionell skötselåtgärd i allt modernt jordbruk sedan Haber-Bosch-processen som möjliggjorde framställning av konstgödsel uppfanns för hundra år sedan (Erisman m.fl., 2008). Det bedrivs i princip inget jordbruk utan någon form av konstgjord kvävegödning, förutom i ekologisk odling eller i utvecklingsländer med bristfälliga resurser. I framåtskridandet mot ett klimatsmart jordbruk måste man ta hänsyn till alla skötselåtgärder som används i en helhetsanalys (t.ex. livscykelanalyser). Effekten av mineralgödning (främst N) på kolinlagring har därför uppmärksammats väsentligt de senaste decennierna. Gemensamma slutsatser från metaanalyser och litteratursökningar som rapporterar kvalitativa data av långliggande fältförsök världen över visar tydligt att mullhalten i matjorden ökar med 6,8 % i genomsnitt: medelvärden varierar från 3,5 till 10,0 % (Aigulera m.fl., 2013; Kätterer m.fl., 2012; Körschens m.fl., 2013; Ladha m.fl., 2011; Lu m.fl., 2011). I både nordamerikanska och europeiska långliggande fältförsök har det visat sig att för varje kg N som tillförs per ha och år (jämfört med ogödslad jordbruksmark) så ökar kolinlagringen i storleksordningen 1 till 2 kg C per ha och år (Alvarez, 2005; Kätterer m.fl., 2012). Drivvariabeln för kolinlagring med denna skötselåtgärd relaterar till högre NPP, vilket ger skillnader i koltillförsel till marken från både ovanjordiska och underjordiska växtrester. Eftersom NPP allmänt styrs av klimatförhållanden och marktyp, och också varierar väsentligt mellan grödor ses det här bäst som en generell effekt på ekosystemens kapacitet för kolinlagring. Det är därför svårt att ge allmän tillämpning åt kvantitativa värden.

Tillförsel av organiskt material

Tillförsel av flytgödsel (oftast från gris och höns) på markkol är väldigt varierande. Generellt sett är effekten lägre än för fastgödsel och två metaanalyser har faktiskt visat ingen signifikant inverkan på kolinlagring (Aigulera m.fl., 2013; Maillard & Angers, 2014). För fastgödsel finns också stor variation i kolinlagring men de gemensamma slutsatserna från två metaanalyser och 2 litteratursökningar som rapporterar kvantitativa data av långliggande fältförsök världen över visar tydligt att mullhalten ökar med 540 kg C per ha och år i genomsnitt: medelvärden varierar från 250 till 1310 kg C per ha och år (Aigulera m.fl., 2013; Maillard & Angers, 2014; Körschens m.fl., 2013; Smith m.fl., 1997). Kolinlagringen är högst för rötslam med 3470 kg C per ha och år i genomsnitt, medelvärden varierar från 1650 till 5290 kg C per ha och år (Aigulera m.fl., 2013; Smith m.fl., 1997). I Sverige får man dock inte tillföra så stora mängder rötslam till åkermark. Den största tillåtna mängden (ca 700 kg torrs substans per hektar) skulle resultera i en kolfastläggning på ungefär 80 kg C per ha och år. Ökade man återföringen av reningsverksslam till åkermark från dagens ca 20 % till 100 % skulle kolhalten i svensk åkermark öka med ungefär 8 kg C per ha och år enligt beräkningar av Kirchmann m.fl. (2017). För biogödsel finns så vitt vi vet inga metaanalyser om deras effekter på kolinlagring och det är generellt en brist på information om kvaliteten på denna form av rötter (t.ex. det finns inga specifika humifieringskoefficienter i dagsläge). Däremot är det rimligt att förvänta sig en effekt liknande den för fastgödsel och/eller rötslam. De metaanalyser som finns har inte visat någon speciell effekt mellan olika klimatzoner (Ladha m.fl., 2011), förutom att kolinlagringen eventuellt kan vara något lägre under tropiska förhållanden (Maillard & Angers, 2014). Likaså har påverkan av textur oftast visat sig försumbar (Maillard & Angers, 2014) med undantag för en viss trend med något lägre kolinlagring på sandjordar (Körschens m.fl., 2013). Rent allmänt är det svårt att ge kvantitativa värden eftersom kolinlagringen naturligtvis beror på den mängd som tillförs, vilken är den enda drivvariabeln. Utlakning av upplöst organiskt kol är en potentiell transportväg för förluster som inte kan försummas, speciellt för flytgödsel, men detta är inte väldokumenterat i litteraturen.

Strukturkalkning

Åkermark kalkas traditionellt med vanlig jordbrukskalk för att bibehålla eller höja pH-värdet. Lerjordar kan också strukturkalkas med särskild strukturkalk för att förbättra markstrukturen och minska fosforförlusterna. Strukturkalkning bidrar också något till att öka pH-värdet, men normalt sett så ska de jordar som strukturkalkas redan ha ett önskat pH eller tidigare kalkas upp till önskad pH-nivå med vanlig jordbrukskalk (Albertsson m.fl., 2016). En justering av åkermarkens pH till optimala nivåer brukar bidra till en ökad NPP (Andersson & Palme, 2012), vilket i sin tur ökar koltillförseln till marken från växtrester. En bättre markstruktur har också oftast en positiv effekt ur markkolsinlagringssynpunkt eftersom potentiella kolförluster genom erosion minskar. Å andra sidan så kan nedbrytningen av det organiska kolet som redan finns i marken öka med högre pH-värden (Poeplau m.fl., 2015c). Effekten av strukturkalkning på skördenivån har visat sig vara varierande i svenska fältförsök, med antingen en minskning eller ökning upp till 10 % (Albertsson m.fl., 2016). Därför är det i nuläget svårt att uttala sig om strukturkalkningen har några effekter på markkolsinlagring. Den behöver studeras ytterligare.

2.3. Odlingssystem.

Vallodling och Skyddszon

Den positiva effekten av vall på kolinlagring är väletablerad i litteraturen. I jämförelse med växtföljder som endast består av ettåriga grödor visar det sig oftast att kolinlagringen är mer eller mindre proportionell mot andelen vall som inkluderas i växtföljderna (Bolinder m.fl., 2012; Kätterer m.fl., 2012). En sammanställning av data från långliggande fältförsök i Sverige och andra länder med liknande mark och klimatförhållanden visar en klar ökning av kol i matjorden (Kätterer m.fl., 2013; VandenBygaart m.fl., 2010). Eftersom perenna grödor oftast utvecklar ett djupare rotsystem blir det en positiv effekt även i alven, motsvarande ungefär 15 % av total kolinlagring (VandenBygaart m.fl., 2011). Den positiva effekten för vall är framför allt ett resultat av att en större andel av nettoprimärproduktionen (NPP) lämnas kvar i fält som växtrester men framför allt som rötter. Total ovanjordisk NPP skiljer sig inte nödvändigtvis mycket från den i ettåriga grödor som t.ex. stråsäd, men däremot är den totala NPP högre för vall eftersom den underjordiska (rötter) NPP är mycket större (Bolinder m.fl., 2007). Rötter bidrar också mer till kolinlagring än motsvarande mängd ovanjordiska växtrester (som t.ex. halm från stråsäd) växtrester (Kätterer m.fl., 2011; 2014). En permanent växtlighet bidrar även till att minska kolförluster genom erosion.

Vi har inte kunnat hitta några specifika studier som behandlar effekten av skydds-zoner på kolinlagring. Däremot, eftersom en skydds-zon i åkermark är besådd med vallgräs eller vallgräs i blandning med vallbaljväxter borde man kunna förvänta sig att den har ungefär samma effekt på kolinlagring som vallodling. Dessutom är ju syftet med en skydds-zon att minska läckaget av näringsämnen från den övriga åkermarken: därför är det troligt att i många fall har den tillräckligt med näring (även om användning av gödsel inte är tillåtet) för att få mer eller mindre samma NPP som vallodling.

Träda (svart och bevuxen)

Den åkermark som inte används för produktion av jordbruksprodukter i form av träda kan antingen vara svartträda eller bevuxen träda. Svartträda var vanligare förr i tiden och en hel del europeiska

långliggande fältförsök hade med den som en av behandlingarna. I en litteratursammanställning av dessa försök har man skattat att markkol minskar med tiden i storleksordningen -530 kg C per ha och år (Barré m.fl., 2010). Däremot är svartträda oftast inte kontinuerlig utan finns bara med vissa år i en växtföljd, t.ex. vart femte år, vilket gör att minskningen av markkol blir ungefär en femtedel (-100 kg C per ha och år). Den negativa effekten av svartträda på kolinlagringen är främst ett resultat av att det nästan inte finns någon koltillförsel till marken från växtrester, samtidigt som kolförluster genom makroorganismernas andning fortgår. Generellt är NPP försumbar för svartträda, det finns ju ingen gröda och ogräs bekämpas genom harvning och annan mekanisk jordbearbetning eller genom att använda kemiska bekämpningsmedel. Mängd årlig koltillförsel är därför försumbar (Kätterer m.fl., 2011). Jämförelsevis så är koltillförseln från de vanligaste jordbruksgrödorna mellan 2000 – 4000 kg C per ha och år, med de högsta värdena för vallar och stråsäd när all halm lämnas i fält (Bolinder m.fl., 2007). För bevuxen träda och mångfaldsträda kunde vi inte hitta några specifika studier angående effekten på kolinlagring i mark. Om det bara är åkermark som lämnats orörd men som inte är besädd (olika grödor som inte blir till jordbruksprodukter kan ju sås) blir det bara en vegetation bestående av ogräs och eventuell spillsäd som växer sporadiskt. Den typen av markanvändning ger något högre koltillförsel jämfört med svartträda, ungefär 200 – 750 kg C per ha och år (Andren m.fl., 2004; Kauer m.fl., 2015), men förlusterna genom nedbrytningen av det kol som redan finns i marken överstiger troligtvis koltillförseln och det borde i de flesta fall ge en negativ nettoeffekt på kolinlagring i mark. Det är svårt att uttala sig om besädd träda eftersom den vegetation som där etableras är varierande. Däremot borde koltillförseln bli något högre, i storleksordning 1500 kg C per ha och år (Andren m.fl., 2004) och det är möjligt att nettoeffekten blir positiv, liknande den för fånggrödor.

Betesmark och slåtteräng

En omfattande analys av kolinlagring för svenska betesmarker diskuterades i en tidigare rapport till Jordbruksverket där man jämförde två olika skattningsmetoder (Karlton m.fl., 2010). Den metod som används i samband med rapporteringen (utsläpp och upptag av koldioxid) till klimatkonventionen (UNFCCC) jämfördes med en så kallad massbalansmetod. Båda metoderna använder sig av indata från riksinventeringen av skog (riksskogstaxeringen och markinventeringen) som ger tidsserier av markkolsförrådets storlek för jordlagret ner till 50 cm djup. Med massbalansmetoden skattades markkolsinlagringen i naturbetesmarker till i genomsnitt 30 kg C per ha och år för tidsperioden 1990-2006. En liten minskning iaktogs för de nordligaste delarna av landet men det låga antalet provytor i den regionen gjorde skattningen osäker. Den metod som används för UNFCCC gav något högre värden för kolinlagring i mark (ungefär 60 kg C per ha och år) och en kolinlagring i växt (träd och buskar) som var i storleksordningen 190 kg C per ha och år. Den ganska låga kolinlagringspotentialen i svenska betesmarker med extensiva skötselåtgärder (dvs. ogödslade, utan växtskyddsmedel, oplöjda och ingen insädd), jämfört med data från internationell litteratur (med en inlagring upp till 1000 kg C per ha och år i mark), förklaras av att de senare har en mer intensiv skötsel och som även inkluderar gödsling (Karlton m.fl., 2010). Betesmarker som relativt nyligen var åkermark ingick inte i studien av Karlton m.fl. (2010), dessa marker kunde vara mer effektiva på att lagra in kol eftersom de har bättre näringsstatus och därmed högre NPP. Exempelvis, i en svensk studie av Kätterer m.fl. (2008) visade det sig att åkermark som omvandlades till betesmark 1971 ledde till en kolinlagringskapacitet på 400 kg C per ha och år under den följande 30-års period. Vi kunde inte hitta någon litteratur som skulle kunna ge någon information för de specifika komplement som

finns för betesmark och slåtteräng (dvs. efterbete, lövtäkt, bränning, höhantering, lieslätter, svårtillgängliga platser).

Energiskog

De flesta studier som analyserar effekten av energiskog på kolinlagring i mark är utförda på åkermark. Man använder sig då antingen av närliggande åkermark som referens eller gör mätningar av tidsserier med markol på den åkermark som energiskogen etablerats. Generellt sett visar den vetenskapliga litteraturen ganska enhetligt att när åkermark ställs om till flerårig växtlighet så ackumuleras kol i marken. Den ökningen är ganska lika för nyetablerad gräs (t.ex. vallodling eller betesmark med intensiva skötselåtgärder) och skogmark (Post & Kwon, 2000). Eftersom åkermark med vallodling redan har en relativt hög mullhalt så blir effekten större av energiskog som etableras på åkermark som tidigare dominerats av ettåriga grödor. Effekterna varierar också med textur och kolinlagringen är oftast högre på jord med mycket (> 35 %) ler (Laganiere m.fl., 2010). Blanco-Canqui (2010) gick igenom främst nordamerikanska studier och visade att i vissa fall framgick det ingen positiv effekt alls på markkolsinlagring (t.ex. Coleman m.fl., 2004; Sartori m.fl., 2007), medan den i andra fall kunde den till och med bli så hög som 1600 kg C per ha och år (t.ex. Hansen, 1993; Grigal & Berguson, 1998). I en mera omfattande metaanalys som också inkluderade europeiska studier gavs ett övergripande medelvärde för salix och poppel på 440 kg C per ha och år (Don m.fl., 2012). I Sverige finns det många långliggande (upp till 20 år gamla, eller något äldre) fältförsök (mestadels med salix) spridda över landet där effekten på markkolsinlagring har analyserats (Dimitriou m.fl., 2012; Hammar m.fl., 2014; Rytter, 2012; Rytter m.fl., 2015). I genomsnitt så ger de studierna en kolinlagring i mark på ungefär 460 kg C per ha och år. Det är liknande det värde som Don m.fl. (2012) kom fram till i deras metaanalys och det verkar rimligt att använda en kolinlagring i mark på 450 kg C per ha och år som nyckeltal för Salix och Poppel. Till skillnad mot jordbruksgrödor (speciellt ettåriga), där de flesta rötter omsätts (bryts ner) relativt snabbt så är det svårare att ta hänsyn till den del av rötterna i energiskog som har större diameter i markkolsbalanserna. Därför är många av de ovan nämnda studierna ofta en kombination av skattningar gjorda både utifrån mätningar av markkol och skördad produkt, samt specifika rotstudier (t.ex. i lysimetrar) som också sedan använts i modellbaserade kalkyler. De flesta studierna skattar också kolinlagring för hela markprofiler (ner till ett djup varierande mellan 50 och 100 cm). Vi har inte funnit några kvantitativa studier av kolinlagring i mark för hybridasp men eftersom NPP är likvärdig den för salix och poppel (se nedan) är det rimligt att förvänta sig en kolinlagring ungefär i samma storleksordning.

Salix-planteringar har vanligtvis en livslängd på cirka 25 år med skördar vart 3-5 år. Produktionen av stambiomassa i kommersiella odlingar i Sverige varierade mellan 1,25-11,25 ton torrsbstans (ts) per ha och år i medeltillväxt under 1986 till 1991. Produktionen för de bästa 25 % av odlingarna varierade mellan 4,0-6,3 och 5,4-7,1 ton ts per ha och år, för den första och andra skörden, respektive (Mola-Yudego & Aronsson, 2008). Detta motsvarar en kolinbinding i den skördade biomassan för de bästa 25 % av odlingar på mellan 2,0-3,6 ton C per ha och år.

Planterade hybridaspbestånd på tidigare åkermark i södra och mellersta Sverige hade en medeltillväxt på mellan 3-13 ton ts per ha och år. Resultaten är från 24 bestånd i åldrarna 15-23 år, huvudsakligen tidigare försök eller demonstrationsytor. Den genomsnittliga medeltillväxten var 7 ton ts per ha och år (Johansson, 2013), motsvarande en kolinbinding i den skördade

biomassa på 3,5 ton C per ha och år. Medeltillväxten redovisat här motsvarar resultat från tidigare svenska studier (Rytter m.fl., 2011).

Nästa generation av hybridasp kan vara nyplantering efter stubbrytning, alternativt återväxt i form av rotskott som etableras efter avverkningen. Vegetativ föryngring visar på stor potential när det kommer till produktion av biomassa som bränsle med möjlighet till efterföljande massaveds- och timmerproduktion, men kunskaper och erfarenheter rörande ekonomiskt utbyte är sparsamma (Rytter et al., 2011).

Planterad poppel är inte systematiskt undersökt för svenska förhållanden, men observationer tyder på att produktionen är högre än för hybridasp vid samma ålder. Poppel på tidigare åkermark bedöms kunna producera upp till cirka 9 ton ts per ha och år (Rytter m.fl., 2011). I en studie av poppelbestånd, försök och kommersiella, i åldrarna 9-14 år varierade medeltillväxten mellan 6,4-9,2 ton ts per ha och år på 5 lokaler i södra och mellersta Sverige (Karacic m.fl., 2003), motsvarande en genomsnittlig kolinbindning på 3,8 ton C per ha och år. Omloppstider förväntas vara som för hybridasp på 20-25 år.

Stubbskottsföryngrad poppel kan möjligen producera lika bra som rotskottsföryngrad hybridasp. Frågan är dock dåligt undersökt i Sverige och utfallet är exempelvis beroende på hur många stubbar som överlever från föregående generation, antalet stubbskott och skötselmetoden (Rytter et al., 2011).

Ekologisk odling

Rättvisa kvantitativa utvärderingar av kolinlagring i mark mellan ekologiska och konventionella odlingssystem är för närvarande praktiskt tagit inte tillgängliga i den vetenskapliga litteraturen, eftersom flera faktorer ändras samtidigt och systemgränser är svåra att sätta (Kirchmann m.fl., 2016). Däremot kan den potentiella effekten av ekologisk odling på markkolsinlagring analyseras genom att titta separat på vissa utav de markanvändningsformer vi diskuterat i den här rapporten. Endast en del av dessa är specifika för ekologiska odlingssystem och grundar sig framför allt i principen att utesluta syntetisk mineralgödsling. Anläggning av våtmark och skötselåtgärder som t.ex. jordbearbetning, fånggrödor, halmskörd eller odling av energiskog berör ju både konventionell som ekologiska odlingsformer. Den skillnad i markanvändning och skötsel som finns mellan de två odlingsformerna i relation till effekter på kolinlagring berör mestadels vallodling, användning av organiska material och mineralgödsling.

Vallodling har den mest säkerställda och kvantitativt högsta (bortsett rötslam) potentiella effekten på kolinlagring i mark (Tabell 1). Historiskt så har vallodling alltid haft en stor plats i Svenskt jordbruk, långt innan ekoodlingen började ta mer plats. Redan år 1900 var 35 % (ca 1,2 miljoner ha) av total åkerareal i Sverige på ca 3,6 miljoner ha i vall, den ökade sedan i proportion upp till 45 % 1944 då total areal åkermark var mer eller mindre densamma (Jordbruksverket, 2005). Visserligen är användning av åkermark för vallodling proportionellt högre (69 %) i ekoodling jämfört med konventionellt jordbruk (49 %). Att använda det som argument till bättre kolinlagring i ekoodling blir lite snedvridet eftersom det är främst jordbruk inriktat på mjölk- och nötköttproduktion som omställt sig till ekologisk odling; vallodlingen fanns ju i princip redan där innan i den konventionella odlingen. Även om skördenedgången i vallodlingen är något lägre än den i andra grödor vid omställning till ekologisk odling så kvarstår det en differens. Det leder till

att skillnaden mellan odlingssystemen i den totala NPP som driver kolinlagningen också fortfarande är lägre. Om man ska tillskriva ekologiskt jordbruk en bättre kolinlagingspotential på grund av vallodling borde man göra en trendanalys genom tiden (och ta hänsyn till vad som redan fanns i vall) men det ligger utanför det här uppdraget. Betesmark som också har en viss kolinlagingspotential i mark spelar också troligtvis en roll här. Areal betesmark var relativt oförändrad mellan slutet av andra världskriget till mitten på 1970-talet (0,12-0,15 miljoner ha motsvarande 3,5-5 % av total åkermark) men ökade sedan kraftigt till ca 20 % (ungefär 0,5 miljoner ha) tills i början av 2000-talet och därefter (Jordbruksverket, 2005). Det är svårt att veta vilken odlingsform eller andra faktorer som den ska tillskrivas, exempelvis en ökande hästpopulation i landet (Poeplau m.fl., 2015c).

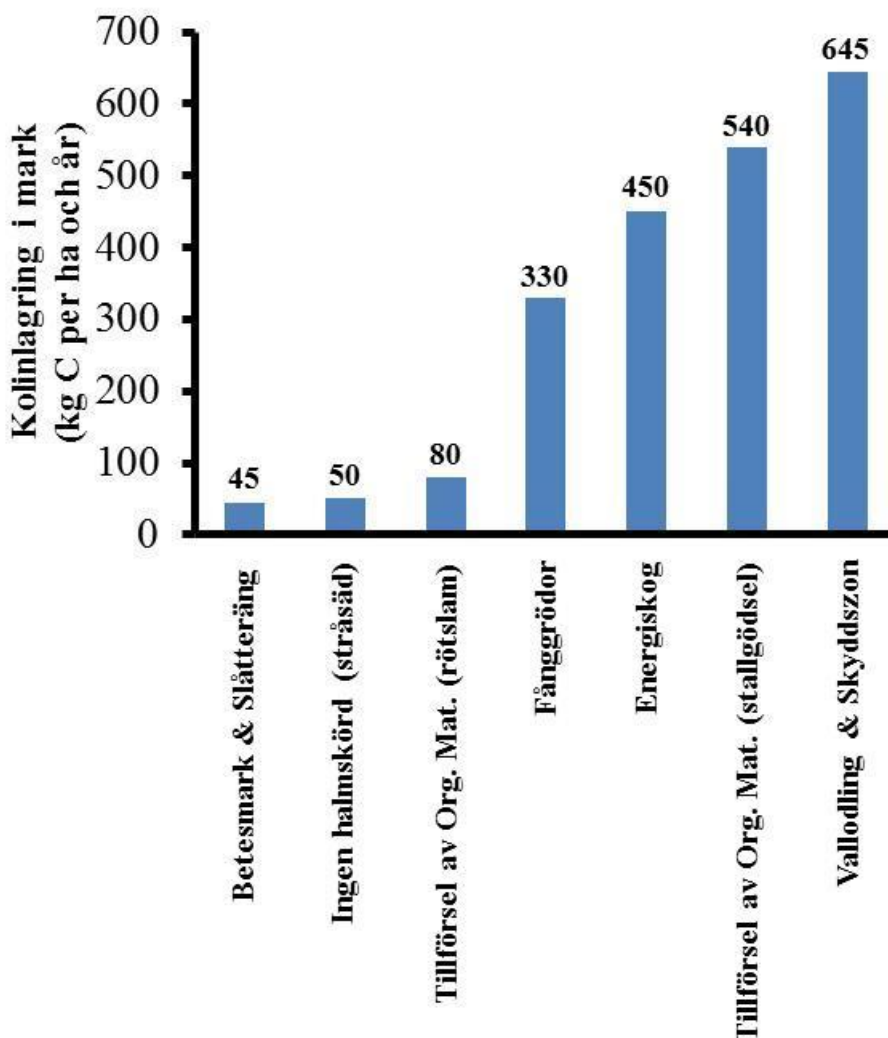
Tillförsel av organiskt material är näst vallodling en skötselåtgärd som ger högst kolinlagring i mark (Tabell 1). Ekologiskt jordbruk är beroende på tillförsel av främst olika former av organiskt material eftersom inga syntetiska gödselmedel är tillåtna. Vad det gäller skillnaden i kolinlagringseffekt mellan konventionellt och ekologiskt jordbruk i samband med organiskt material kan man tillämpa samma resonemang som för vallodling. Det vill säga att den finns i dagsläget i båda systemen och den har historiskt alltid förekommit. Idag cirkuleras redan nästan 100 % av all stallgödsel: det finns inga stora skillnader i den potentiella kolinlagringen för vall mellan ekologiskt och konventionellt jordbruk. En omfördelning av stallgödsel inom en viss region eller mellan olika odlingssystem kommer generellt sett inte att leda till ökad kolfastläggning eftersom de metaanalyser som finns inte indikerar någon effekt av klimat eller jordart. Endast en ökning av antalet djur (och därmed mer stallgödsel) och som då skulle vara specifik för ett utav systemen skulle kunna differentiera inlagringen av kol i marken.

Uteslutande av syntetisk mineralgödsling i ekologiskt jordbruk (i kombination med inga syntetiska växtskyddsmedel) är otvivelaktigt den faktor som förklarar varför man kan förvänta sig en negativ effekt på kolinlagringen, jämfört med konventionellt jordbruk. Enligt både långliggande systemförsök (Kirchmann m.fl., 2007) och officiell svensk skördestatistik är ekologiska spannmålsskördar ungefär bara hälften så stora som konventionellt odlade spannmålsskördar och motsvarar nästan den skörd man fick för mer än 50-år sedan (t.ex. år 2008-2009 var skörd av vårspannmål ca 2000 kg per ha).

Den indirekta effekten av låga skördar på markens kolbalans är i de flesta fallen av stor betydelse. För att producera samma mängd produkt som vid konventionell odling måste mer åkermark tas i anspråk vid ekologisk odling. På global nivå räcker inte odlingsmarken till för det. Lägre avkastning per yta leder därför i slutändan till att maten odlas någon annanstans och mera mark måste odlas; i värsta fall leder detta till uppodling av naturliga skogar eller gräsmarker som det har skett under de senaste decennierna i framför allt tropiska och subtropiska områden på södra halvklotet med sjunkande kolhalter i marken som följd. Den negativa klimatpåverkan av dessa indirekta effekter av låg produktivitet är ofta mycket större än dess direkta effekt på marken där odlingen sker.

3. Diskussion.

Den vetenskapliga litteraturen medger inte kvantitativa data på kolinlagring i mark för alla typer av markanvändning. De markanvändningsformer för vilka det går att ta fram rimliga nyckeltal visar att vallodling och skyddszon samt tillförsel av organiskt material i form av stallgödsel har högre kolinlagringspotential jämfört med betesmark och slåtteräng, eller ingen halmskörd för stråsäd (Figur 1). Fånggrödor och energiskog har också bra kolinlagringspotential i mark, mycket högre än betesmark och slåtteräng eller ingen halmskörd för stråsäd men något lägre än för tillförsel av stallgödsel eller vallodling och skyddszon. Bortförsel av ovanjordiska växtrester för majs skulle ha en högre effekt på kolinlagring i mark jämfört med stråsäd (Tabell 1) men majsodling är fortfarande relativt begränsad i Svenskt jordbruk (data visas inte i figuren). Tillförsel av rötslam kan ge väldigt hög kolinlagring i mark men eftersom de data vi tog fram kommer från många olika studier i andra länder anser vi inte att det värde vi ger i tabell 1 är ett nyckeltal. Tillförsel av rötslam kan variera mycket i kvantitet och kvalitet. Vad det gäller jordbearbetning visar litteraturen att effekten av direktsådd på total kolinlagring i mark skulle bli plus och minus noll, däremot kunde minskad jordbearbetning eventuellt ge en viss positiv effekt men den siffra vi tog fram (+140 kg C per ha och år) är osäker eftersom de underliggande studierna inte analyserade den effekt som kan uppstå i de djupare (alven) jordlagren (Tabell 1 och Figur 1). Litteraturen visar relativt enhetligt att tillförsel av organiskt material i form av flytgödsel har mycket mindre eller ingen positiv effekt alls på kolinlagring i mark, jämfört med stallgödsel eller rötslam, samt att svarträda ger en negativ effekt på kolinlagring i mark (Tabell 1).



Figur 1. Rimliga kvantitativa nyckeltal på potentiell kolinlagring i mark för olika typer av markanvändning.

Den kvalitativa bedömning vi gjorde av markkolsinlagring för de markanvändningsformer för vilka det inte gick att ta fram några nyckeltal från den vetenskapliga litteraturen är framför allt baserat på vårt expertutlåtande (Tabell 1). En positiv effekt på total kolinlagring i mark kunde förväntas för tillförsel av biogödsel. Likaså, för hybridasp fanns inga kvantitativa data men det finns ingen anledning att tro att den typen av energiskog inte skulle ge en liknande positiv effekt som för salix och poppel. Effekten är oklar för anläggning av våtmark och vårbearbetning men de kunde ge en positiv effekt. I dagsläget är det svårt att uttala sig om strukturkalkning kunde ge någon effekt alls. För bevuxen träda som har blivit insådd och därmed har en viss potentiell NPP är det också troligt att det inte blir någon effekt på kolinlagring i mark. Bevuxen träda men som inte är besådd (med lägre NPP) är oklar men borde ge en negativ effekt. Ekologiska former av markanvändning med lägre NPP ger en negativ kolinlagring i mark.

Enligt vår litteratursökning blir det också en kolinlagring i växt för betesmark & slätteräng motsvarande ca 190 kg C per ha och år, det vill säga fyra gånger den i mark. Den för energiskog kunde motsvara ca 3500 kg C per ha och år vilket är åtta gånger mer än den i mark. Generellt sett

är kolinlagring i växt en kortsiktig kolsänka i jämförelse med ackumulering av kol i mark. Om den kolinlagringen ska tillskrivas en klimatvinst beror ju på hur kolinlagringen som uppstått i växt används efter att den skördats. Dessa effekter studeras bäst i en helhetsanalys som exempelvis livscykelanalyser. Biomassan kan ju användas för att ersätta fossila bränslen, och en del av restprodukterna i form av biokol kan återföras till mark. Biokol är en stabil form av kol och kan också lagras i mark under längre tid. I den eventuellt positiva effekten vi tillskrev anlagd våtmark (Tabell 1) är den beroende av hur mycket biomassa som kunde produceras. Det fanns inga specifika studier på detta i litteraturen. Om den emellertid inte är försumbar kunde den biomassan användas för exempelvis produktion av biogas, och den del av NPP som inte skördas lämnar ju kvar underjordiska växtrester som även den bidrar till en ökning av mullbildningen. Om fånggrödor med högre potential för NPP kunde tas fram så att de kunde skördas och användas för produktion av biogas, och rötresterna returneras i form av biokol skulle deras effekt på kolinlagring i mark troligtvis kunna förbättras ytterligare.

Den inlagring av kol i mark som uppstår efter en förändrad markanvändningsform har ett visst tidsperspektiv. Den mest accepterade hypotesen som används i de flesta modeller baseras på första ordningens nedbrytningshastigheter. Det vill säga att markkolsförändringarna följer en kurva som har en någotsånär initial linjär fas i början för att därefter plana ut och nå ett nytt jämviktstillstånd. Den hypotesen är verifierad med data från långliggande fältförsök över hela världen men det finns naturligtvis en viss variation. Det kan ta mer eller mindre lång tid att uppnå ett nytt jämviktstillstånd. Inom FN:s klimatpanel (IPCC) har man beslutat att använda en tidsperiod av 20-år (LULUCF beräkningsmetoden) som riktlinje för att ett nytt jämviktstillstånd uppstår efter en förändrad markanvändning. Den nya markanvändningsformen måste sedan behållas oförändrad. De nyckeltal vi presenterat i den här rapporten kommer mestadels från metaanalyser av data från långliggande fältförsök där man genom interpolering räknat fram en genomsnittlig årlig förändring av markkol (i jämförelse mot ett referenssystem).

I en uppskalning av dessa nyckeltal för potentiell kolinlagring i mark får man ta hänsyn till flera faktorer. Det ingick inte i det här uppdraget men som en indikation kan några saker nämnas kortfattat. Som vi redan diskuterat skulle en geografisk omfördelning av organiska material som stallgödsel inte leda till en högre regional eller nationell kolinlagring. En del faktorer som kan bidra till en positiv effekt på kolinlagring för vissa markanvändningsformer när de undersöks i fältförsök, och därmed delvis ingår delvis i vissa av de här nyckeltalen, har en annan betydelse när man analyserar kolflödena i hela biosfären. Exempelvis, om man tittar på effekten av erosion i en helhetsbild på landskapsnivå är det inte omöjligt att det kol som transporteras bort från fält i jordpartiklar slutligen hamnar i vattendrag och sjöar där det inte bryts ner lika snabbt som på åkern. Det skulle alltså inte bli en kolförlust till biosfären i sin helhet, en del studier har på senare tid till och med lagt fram som hypotes att erosion ur ett globalt perspektiv kan agera som en kolsänka (Sommer m.fl., 2016). Den kanske viktigaste, mest lättförståelig, konkret och väldokumenterade aspekten är den som relaterar till vad som kallas "substitutionseffekt". Det vill säga markanvändningsformer som minskar skördad jordbruksprodukt och/eller NPP leder till minskad kolinlagring. Exempelvis behövs mer åkermark vid ekoodling för att producera samma skörd. Mera mark behöver därför tas i anspråk för att kompensera denna skördeminskning. Hur stor den effekten blir beror naturligtvis på vilken "ny" mark som ska användas som åkermark. Det kan vara svårt att analysera men den mest lätt tillgängliga är troligtvis betesmark och slätterängar.

Referenser

- Aigulera E., Lassaletta L., Gattinger A., Gimeno B.S. 2013. *Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 168: 25-36.
- Albertsson B., Börling K., Kvarmo P., Listh U., Malgeryd J., Stenberg M. 2016. *Rekommendationer för gödsling och kalkning 2017*. Jordbruksverket, Jordbruksinformation 24.
- Alvarez R. 2005. *A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage*. *Soil Use and Management*. 21: 38-52.
- Andersson P., Palme U. 2012. *Markanvändningens effekter på växthusgaser, biologisk mångfald och vatten*. Naturvårdsverket, Rapport 6509.
- Anderson-Teixeira K.J., Davis S.C., Masters M.D., Delucia E.H. 2009. *Changes in soil organic carbon under biofuel crops*. *Global Change Biology and Bioenergy*. 1: 75-96.
- Andren O., Kätterer T., Karlsson T. 2004. *ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 70: 231-239.
- Angers D.A., Eriksen-Hamel N.S. 2008. *Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A meta-analysis*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 1370-1374.
- Barré P., Eglin T., Christensen B.T., Ciais P., Houot S., Kätterer T., van Oort F., Peylin P., Poulton P.R., Romanenkov V., Chenu C. 2010. *Quantifying and isolating stable soil organic carbon using long-term bare fallow experiments*. *Biogeosciences*. 7: 3839-3850.
- Blanco-Canqui H. 2013. *Crop residue removal for bioenergy reduces soil carbon pools: How can we offset carbon losses?* *Bioenerg. Res.* 6: 358-371.
- Blanco-Canqui H. 2010. *Energy Crops and Their Implications on Soil and Environment*. *Agron. J.* 102: 403-419.
- Bolinder M.A., Fortin J.G., Anctil F., Andren O., Kätterer T., de Jong R., Parent L.E. 2013. *Spatial and temporal variability of soil biological activity in the Province of Quebec, Canada (45-58 °N, 1960-2009) – calculations based on climate records*. *Climatic Change*. 117: 739-755.
- Bolinder M.A., Kätterer T., Andrén O., Parent L.E. 2012. *Estimating annual carbon inputs to soil in forage-based crop rotations and simulating soil carbon dynamics in a Swedish long-term field experiment*. *Can. J. Soil Sci.* 92: 821-833.
- Bolinder M.A., Janzen H.H., Gregorich E.G., Angers D.A., VandenBygaart A.J. 2007. *An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118: 29-42.

Coleman M.D., Isebrands J.G., Tolsted D.N., Tolbert V.R. 2004. *Comparing Soil Carbon of Short Rotation Poplar Plantations with Agricultural Crops and Woodlots in North Central United States*. *Environmental Management* 33. doi:10.1007/s00267-003-9139-9

Dimitriou I., Mola-Yudego B., Aronsson P., Eriksson J. 2012. *Changes in Organic Carbon and Trace Elements in the Soil of Willow Short-Rotation Coppice Plantations*. *Bioenerg. Res.* 5: 563–572.

Don A., Osborne B., Hastings A., Skiba U., Carter M.S., Drewer J., Flessa H., Freibauer A., Hivönen N., Jones M.B., Lanigan G.J., Mander U., Monti A., Djomo S.N., Valentine J., Walter K., Zegada-Lizarazu W., Zenone T. 2012. *Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon*. *GCB Bioenergy*. 4: 372-391.

Erismann J.W., Sutton M.A., Galloway J., Klimont Z., Winiwarter W. 2008. *How a century of ammonia synthesis changed the world*. *Nature Geosciences*. 1: 636-639.

Grigal D.F., Berguson W.E. 1998. *Soil carbon changes associated with short-rotation systems*. *Biomass and Bioenergy*. 14: 371–377.

Haddaway N.R., Hedlund K., Jackson L.E., Kätterer T., Lugato E., Thomsen I.K., Jorgensen H.B., Söderström B. 2015. *Systematic Map – What are the effects of agricultural management on soil organic carbon in boreo-temperate systems?*. *Environmental Evidence*. 4:23. 1-29.

Haddaway N., Hedlund K., Jackson L.E., Kätterer T., Lugato E., Thomsen I.K., Jorgensen H.B., Isberg P.E. 2017. *How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review*. *Environmental Evidence (Under granskning)*.

Hammar T., Ericsson N., Sundberg C., Hansson P.-A. 2014. *Climate Impact of Willow Grown for Bioenergy in Sweden*. *Bioenerg. Res.* 7: 1529–1540.

Hansen E.A. 1993. *Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the north central United States*. *Biomass and Bioenergy*. 5: 431–436.

Johansson T. 2013. *Biomass production of hybrid aspen growing on former farm land in Sweden*. *Journal of Forestry Research*. 24: 237–246.

Jordan S. 2016. *Greenhouse gas emissions from rewetted extracted peatlands in Sweden*. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Sciences, Department of Soil and Environment.

Jordbruksverket 2005. *Statistik från Jordbruksverket: Svenskt jordbruk i siffror 1800 – 2004*. Statistikrapport 2005:6.

Kainiemi V. 2014. *Tillage effects on soil respiration in Swedish arable soils*. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment, Uppsala, Sweden.

Karacic A., Verwijst T., Weih M. 2003. *Above-ground Woody Biomass Production of Short-rotation Populus Plantations on Agricultural Land in Sweden*. Scandinavian Journal of Forest Research. 18: 427–437.

Karlton E., Jacobson A., Lennartsson T. 2010. *Inlagring av kol i betesmark*. Jordbruksverket, Rapport 2010:25, 40 pp. ISSN 1102-3007.

Kauer K., Tein B., Sanchez de Cima D., Talgre L., Eremeev V., Loit E., Luik A. 2015. *Soil carbon dynamics estimation and dependence on farming system in a temperate climate*. Soil Tillage Res. 154: 53-63.

Kirchmann H., Börjesson G., Kätterer T., Cohen Y. 2017. *From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science outlook*. Ambio. 46: 143-154.

Kirchmann H., Kätterer T., bergström L., Börjesson G., Bolinder M.A. 2016. *Flaws and criteria for design and evaluation of comparative organic and conventional cropping systems*. Field Crops Research. 186: 99-106.

Kirchmann H., Bergström L., Kätterer T., Mattsson L., Gesslein S. 2007. Comparison of Swedish long-term organic and conventional crop-livestock systems on a previously nutrient-depleted soil in Sweden. Agron. J. 99: 960-972.

Kätterer T., Börjesson G., Bolinder M.A. 2016. *Att sälja eller lämna halmen*. Arvensis. Nr 6. 32-33.

Kätterer T., Börjesson G., Kirchmann H. 2014. *Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilization in a long-term field experiment in Sweden*. Agric. Eosyst. Environ. 189: 110-118.

Kätterer T., Bolinder M.A., Thorvaldsson G., Kirchmann, H. 2013. *Influence of ley-arable systems on soil carbon stocks in Northern Europe and Eastern Canada*. EGF Series 'Grassland Science in Europe'. Vol 18: 47-56.

Kätterer T., Bolinder M.A., Berglund K., Kirchmann H. 2012. *Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe*. Acta Agriculturae Scand A 62: 181-198.

Kätterer T., Bolinder M.A., Andren O., Kirchmann H., Menichetti L. 2011. *Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment*. Agric. Ecosyst. Environ. 141: 184-192.

Kätterer T., Andersson L., Andren O., Person J. 2008. *Long-term impact of chronosequential land use change on soil carbon stocks on a Swedish farm*. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 81: 145-155.

- Körschens M., Albert E., Armbruster M. et al. 2013. *Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century*. Archives of Agronomy and Soil Science. 59: 1017-1040.
- Ladha J.K., Reddy C.K., Padre A.T., van Kessel C. 2011. *Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils*. J. Environ. Qual. 40: 1756-1766.
- Laganiere J., Angers D.A., Pare D. 2010. *Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis*. Global Change Biology. 16: 439-453.
- Lal, R. 2013. *Intensive agriculture and the soil carbon pool*. Journal of Crop Improvement. 27: 735-751.
- Lehtinen T., Schlatter N., Baumgarten A., Bechini L. et al. 2014. *Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils*. Soil Use and Management. 30: 524-538.
- Liu C., Lu M., Cui J., Li B., Fang C. 2014. *Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis*. Global Change Biology. 20: 1366-1381.
- Lu F. 2015. *How can straw incorporation management impact on soil carbon storage? A meta-analysis*. Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change. 20: 1545-1568.
- Lu M., Zhou X., Luo Y., Yang Y., Fang C., Chen J., Li B. 2011. *Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: A meta-analysis*. Agric. Ecosyst. Environ. 140: 234-244.
- Luo Z., Wang E., Sun O.J. 2010. *Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: A review and synthesis*. Geoderma. 155: 211-223.
- Maillard E., Angers D.A. 2014. *Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis*. Global Change Biology. 20: 666-679.
- McDaniel M.D., Tiemann L.K., Grandy A.S. 2014. *Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis*. Ecological Applications. 24: 560-570.
- Meurer K.H.E., Haddaway N.R., Bolinder M.A., Kätterer T. 2017. *The positive effect of conservational tillage on SOC stocks is limited to the topsoil – conclusions from a systematic review*. (in prep.).
- Mola-Yudego B., Aronsson P. 2008. *Yield models for commercial willow biomass plantations in Sweden*. Biomass and Bioenergy. 32: 829–837.
- Paustian K., Lehmann J., Ogle S., Reay D., Robertson G.P., Smith P. 2016. *Climate – smart soils*. Nature. 532: 49-57.

- Pittelkow C.M., Liang X., Linquist B.A., van Groenigen K.J. et al. 2015. *Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture*. *Nature*. 527: 365-368.
- Poepflau C., Aronsson H., Myrbeck Å., Kätterer T. 2015a. *Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden*. *Geoderma Regional*. 4: 126-133.
- Poepflau C., Kätterer T., Bolinder M.A., Börjesson G., Berti A., Lugato E. 2015b. *Low stabilization of aboveground crop residue carbon in sandy soils off Swedish long-term experiments*. *Geoderma*. 237-238: 246-255.
- Poepflau C., Bolinder M.A., Eriksson J., Lundblad M., Kätterer T. 2015c. *Positive trends in organic carbon storage in Swedish agricultural soils due to unexpected socio-economic drivers*. *Biogeosciences*. 12: 3241-3251.
- Poepflau C., Don A. 2015. *Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – a meta-analysis*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 200: 33-41.
- Post W.M., Kwon K.C. 2000. *Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential*. *Global Change Biology*. 6: 317-327.
- Powlson D.S., Glendining M.J., Coleman K., Whitmore A.P. 2011. *Implications for soil properties of removing cereal straw: Results from long-term studies*. *Agron. J.* 103: 279-287.
- Pribyl D.W. 2010. *A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor*. *Geoderma*. 156: 75-83.
- Rasmussen K.J. 1999. *Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review*. *Soil Tillage. Res.* 53: 3-14.
- Rytter R.-M., Rytter L., Högbom L. 2015. *Carbon sequestration in willow (Salix spp.) plantations on former arable land estimated by repeated field sampling and C budget calculation*. *Biomass and Bioenergy*. 83: 483–492.
- Rytter R.-M. 2012. *The potential of willow and poplar plantations as carbon sinks in Sweden*. *Biomass and Bioenergy*. 36: 86–95.
- Rytter L., Johansson T., Karacic A., Weih, M. 2011a. *Orienterande studie om ett svenskt forskningsprogram för poppel*. Skogsforsk.
- Sartori F., Lal R., Ebinger M.H., Eaton J.A. 2007. *Changes in soil carbon and nutrient pools along a chronosequence of poplar plantations in the Columbia Plateau, Oregon, USA*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 122: 325–339.
- Smith P., Powlson D.S., Glendining M.J., Smith J.U. 1997. *Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments*. *Global Change Biology*. 3: 67-79.

Sommer M., Augustin J., Kleber M. 2016. *Feedbacks of soil erosion on SOC patterns and carbon dynamics in agricultural landscapes – The CarboZALF experiment*. Soil Tillage Res. 156: 182-184.

Stockmann U., Adams M.A., Crawford J.W. et al. 2013. *The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon*. Agric. Ecosyst. Environ. 164: 80-99.

Valkama E., Lemola R., Känkänen H., Turtola E. 2015. *Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries*. Agric. Ecosyst. Environ. 203: 93-101.

VandenBygaart A.J., Bremer E., McConkey B.G., Ellert B.H., Janzen H.H., Angers D.A., Carter M.R., Drury C.F., Lafond G.P., McKenzie R.H. 2011. *Impact of sampling depth on differences in soil carbon stocks in long-term agroecosystem experiments*. Soil Sci. Soc. Am. J. 75: 226-234.

VandenBygaart A.J., Bremer E., McConkey B.G., Janzen H.H., Angers D.A., Carter M.R., Drury C.F., Lafond G.P., McKenzie R.H. 2010. *Soil organic carbon stocks on long-term agroecosystem experiments in Canada*. Can. J. Soil Sci. 90: 543-550.

Van den Putte A., Govers G., Diels J., Gillijns K., Demuzere M. 2010. *Assessing the effect of soil tillage on crop growth. A meta-regression analysis on European crop yields under conservation agriculture*. Eur. J. Agron. 33: 231-241.

Virto I., Barre P., Burlot A., Chenu C. 2012. *Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agroecosystems*. Biogeochemistry. 108: 17-26.

Wang J., Wang X., Xu M., Feng G. et al. 2015. *Crop yield and soil organic matter after long-term straw return to soil in China*. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 102: 371-381.

Wilhelm W.W., Johnson J.M.F., Hatfield J.L., Voorhees W.B., Linden D.R. 2004. *Crop and soil productivity response to corn residue removal: A literature review*. Agron. J. 96: 1-17.

Appendix.

Kort beskrivning definitioner på olika markanvändningsformer och åtgärder

Vallodling: Odling av fleråriga slätter-, betes- eller frövallar på åkermark. Vallen ska skördas (eller låta djuren beta motsvarande en vallskörd) varje år. Ska odlas i minst 5 år.

Skyddszoner: En skyddszon är en vallbesädd zon eller remsa utmed ett vattenområde där vallgräs eller vallgräs i blandning med vallbaljväxter odlas. Användning av gödsel eller växtskyddsmedel är inte tillåtet. Ska odlas i minst 5 år.

Träda: (a) svartträda, (b) bevuxen träda och (c) mångfaldsträda. Generellt, åkermark som inte används för produktion av jordbruksprodukter och (a) ogräs får bekämpas genom harvning och annan mekanisk jordbearbetning eller genom att använda kemiska bekämpningsmedel (b) växtligheten (olika grödor som inte blir till jordbruksprodukter kan sås) ska putsas eller slås av (inte obligatoriskt första året) men växtligheten får inte tas bort och användas som t.ex. foder (c) åkermark som skördats och sedan lämnats orörd och därefter sköts enligt en plan som tagits fram av länsstyrelsen (med syfte att göra en insats för humlor, vildbin, etc.). Tidsperiod är minst 5 år för (c).

Betesmark och slätteräng: (a) bevara betesmarker, slätterängar, skogsbete, mosaikbetesmarker eller gräsfattiga marker, (b) restaurera betesmark eller slätterängar. Generellt ((b) ska först restaureras enligt en plan som tas fram i samarbete med länsstyrelsen) ska slätterängen slås varje år och det avslagna gräset tas bort, betesmarkerna ska betas varje år och från och med andra året kan bete ersättas med slätter vartannat år. Det är förbjudet att sprida gödsel och växtskyddsmedel, göra insädd och jordbearbeta marken. Tidsperiod är minst 5 år.

[*Åkermark* = mark som är lämplig att plöja och som används eller kan användas till växtodling eller bete. *Betesmark* = mark som inte är lämplig att plöja. *Slätteräng* = mark som inte är lämplig att plöja och som på eftersommaren används för slätter med klippande eller skärande redskap eller för sådan slätter som kompletteras med efterbete eller lövtäkt. *Skogsbete* = mark som inte är åkermark och som används till bete men som till största delen består av skog. *Mosaikbete* = betesmark med stort inslag av tätare områden med naturliga impediment, träd och buskar eller värdefulla landskapselement. *Gräsfattig mark* = mark som inte är åkermark och som används till bete eller slätter (men som inte uppfyller definitionerna för betesmark, slätteräng, skogsbete eller mosaikbete) och som har höga naturvärden som är beroende av bete eller slätter för att utvecklas. *Åkermark, betesmark* och *slätteräng* ges rätt till gårdsstöd men inte de andra kategorierna]

Energiskog: Plantering av de fleråriga energigrödorna salix, hybridasp och poppel på åkermark. Ska odlas i minst 5 år.

Ekologisk:

Jordbearbetning – tidpunkt (på våren): Inte jordbearbeta marken förrän tidigast den 1 januari efter skörd av en huvudgröda eller vall, efter en fånggröda eller efter en bevuxen träda. Ingen tidsbegränsning. Kan kombineras med fånggröda.

Fånggröda: Växtlighet som har sin huvudsakliga tillväxt mellan två huvudgrödor. Slätter-, frö- eller betesvall eller bevuxen träda räknas inte som huvudgröda. Ingen tidsbegränsning. Kan kombineras med jordbearbetning – tidpunkt (på våren).

Ingen halmskörd: Inte definierad som en specifik insats.

Mineralgödsling: Inte definierad som en specifik insats.

Tillförsel av organiskt material: Rötresten är en slutprodukt från biogasanläggningar och rötresten från gårdsanläggningar och samrötningasanläggningar benämns biogödsel (slutprodukter från avloppsreningsverk benämns röt slam). Biogas från gårdsanläggningar är nästan enbart gödselbaserad (andel gödsel som substrat i samrötningasanläggningar motsvarar ungefär 40 %). Det finns stöd för om-, ny- och tillbyggnad av anläggningar för produktion och användning av biogas från stallgödsel. Investeringen ska finnas kvar i minst 5 år. Inte definierad som en specifik insats för flytgödsel, fastgödsel, eller röt slam.

Strukturkalkning: Ingår i stöden för att förbättra jordbruksföretagens generella kapacitet och hållbarhet. Stöd ges för både inköp av kalk och tjänst för spridning.

Anläggning av våtmark (och dammar): Anläggs på åkermark, betesmark eller annan mark som tar emot vatten från jordbruk (eller som ligger i anslutning till odlad mark) och ska vara minst 0,1 ha. Mark som är vegetationstäckt där vattenytan är nära under, i nivå med eller nära över markytan och där vattennivån tillåts variera med de naturliga säsongsvariationerna (dammar (eller småvatten) = dammar och vattensamlingar där vattennivån är så hög att en vattenspegel kan finnas under hela året). Igenväxningsvegetation ska föras bort från våtmarken (om inte länsstyrelser bestämmer annat) eller kan betas av. Tidsperiod är minst 5 år (eller 20 år enligt tidigare regler).