



LUND UNIVERSITY

Växtföljders påverkan på inlagring av organiskt kol i jordbruksmark

En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys

Brady, Mark V.; Land, Magnus; Scharin, Henrik

2021

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Brady, M. V., Land, M., & Scharin, H. (2021). *Växtföljders påverkan på inlagring av organiskt kol i jordbruksmark: En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys*. (Rapport; Vol. 2021, Nr. F1). Forskningsrådet Formas.

Total number of authors:

3

General rights

Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: <https://creativecommons.org/licenses/>

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00

Växtföljers påverkan på inlagring av organiskt kol i jordbruksmark

En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys



Växtföljers påverkan på inlagring av organiskt kol i jordbruksmark

En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys

Denna rapport har tagits fram av Formas, Magnus Land, del 1 och Henrik Scharin, del 2, i samarbete med externa sakkunniga experter:

Katarina Hedlund, Lunds universitet

Thomas Kätterer, SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

Helene Bracht Jörgensen, Lunds universitet

Neal Haddaway, Stockholm Environment Institute, SEI

Mark Brady, SLU, Sveriges lantbruksuniversitet/Lunds universitet

F1:2021

ISBN: 978-91-540-6148-8

Omslagsbild: istock.com

Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande, Formas
Stockholm, april 2021

Förord

Det kan vara svårt att bedöma de resultat och den kunskap som forskning inom olika områden genererar. Sammanvägda resultat i form av forskningssammanställningar inom definierade frågeområden är därför en väg framåt för att skapa överblick och underlag för olika typer av ställningstaganden. Inom hälsoområdet finns det mer än 30 års erfarenhet av att sammanställa och validera forskning. Det har varit ett betydelsefullt verktyg för att säkerställa att rätt beslut tas.

Inom miljöområdet är detta arbetssätt relativt nytt. Likväl är det ett viktigt steg i arbetet med att möta vår tids stora utmaningar. Politiska beslut, liksom beslut på myndigheter, i företag och i civilsamhället bör bygga på solid kunskap. Systematiska forskningssammanställningar som fokuserar på miljöfrågor är därför ett betydelsefullt komplement till andra beslutsunderlag och styrdokument för att nå nationella och internationella klimat- och miljömål. Tiden är knapp och det är viktigt att de mest effektiva åtgärderna genomförs.

Den här rapporten är den första systematiska forskningssammanställningen som Formas har genomfört. Rådet för evidensbaserad miljöanalys har som styrande organ beslutat om analysens genomförande och fastställt dess slutsatser. Jag är glad och stolt över att vi på Formas på detta sätt kan bidra till ett fortsatt miljö- och klimatarbete på vetenskaplig grund och vill samtidigt rikta ett stort tack till rådet och den expertgrupp som bistått rådet i arbetet med att identifiera, bedöma och sammanställa all litteratur som gäller kolinlagring i jordbruksmark. Jag vill också rikta ett tack till Jordbruksverket som bistått med viktiga expertkunskaper.

Ingrid Petersson
Generaldirektör
Forskningsrådet Formas

Sammanfattning

Ändrade växtföljder kan göra jordbruket mer klimatsmart

Genom väl avvägda växtföljder inom jordbruket kan förlusten av organiskt kol i marken minskas. Det är bra både för klimatet och markens bördighet. Vi har undersökt vad vetenskapen säger om vilka grödor och växtföljder som minskar kolförlusterna mest.

I den här rapporten redovisar vi en systematisk översikt (del 1) och en samhällsekonomisk analys (del 2). Den systematiska översikten reder ut hur olika växtföljder påverkar inlagring av kol i jordbruksmark. Syftet med en systematisk översikt är att identifiera all tillgänglig och relevant kunskap, kvalitetsgranska studierna och undersöka hur olika faktorer påverkar studieresultaten. I den här systematiska översikten har vi granskat över 7500 unika sökträffar, varav 125 vetenskapliga artiklar uppfyllde de på förhand uppställda urvalskriterierna och är inkluderade i översikten.

Utifrån resultaten från den systematiska översikten har vi därefter genomfört en kostnadsnyttoanalys och beräknat den samhällsekonomiska lönsamheten av olika typer av växtföljder. Vi har också genomfört en styrmedelsanalys där vi diskuterar vad som kan vara ett lämpligt styrmedel för att få till stånd en ändring av växtföljder som leder till en ökad inlagring av kol på jordbruksmark.

Del 1: Övergripande evidensgraderade slutsatser av den systematiska översikten

- Vi är säkra på att flerårsväxter har en positiv effekt på halten av organiskt kol i jorden inom varierade växtföljder
- Vi är säkra på att baljväxter har en positiv effekt på halten av organiskt kol i jorden inom varierade växtföljder
- Vi kan visa att det finns en positiv effekt på halten av organiskt kol i jorden av vissa varierade växtföljder och brukningsmetoder jämfört med en upprepad monokultur.

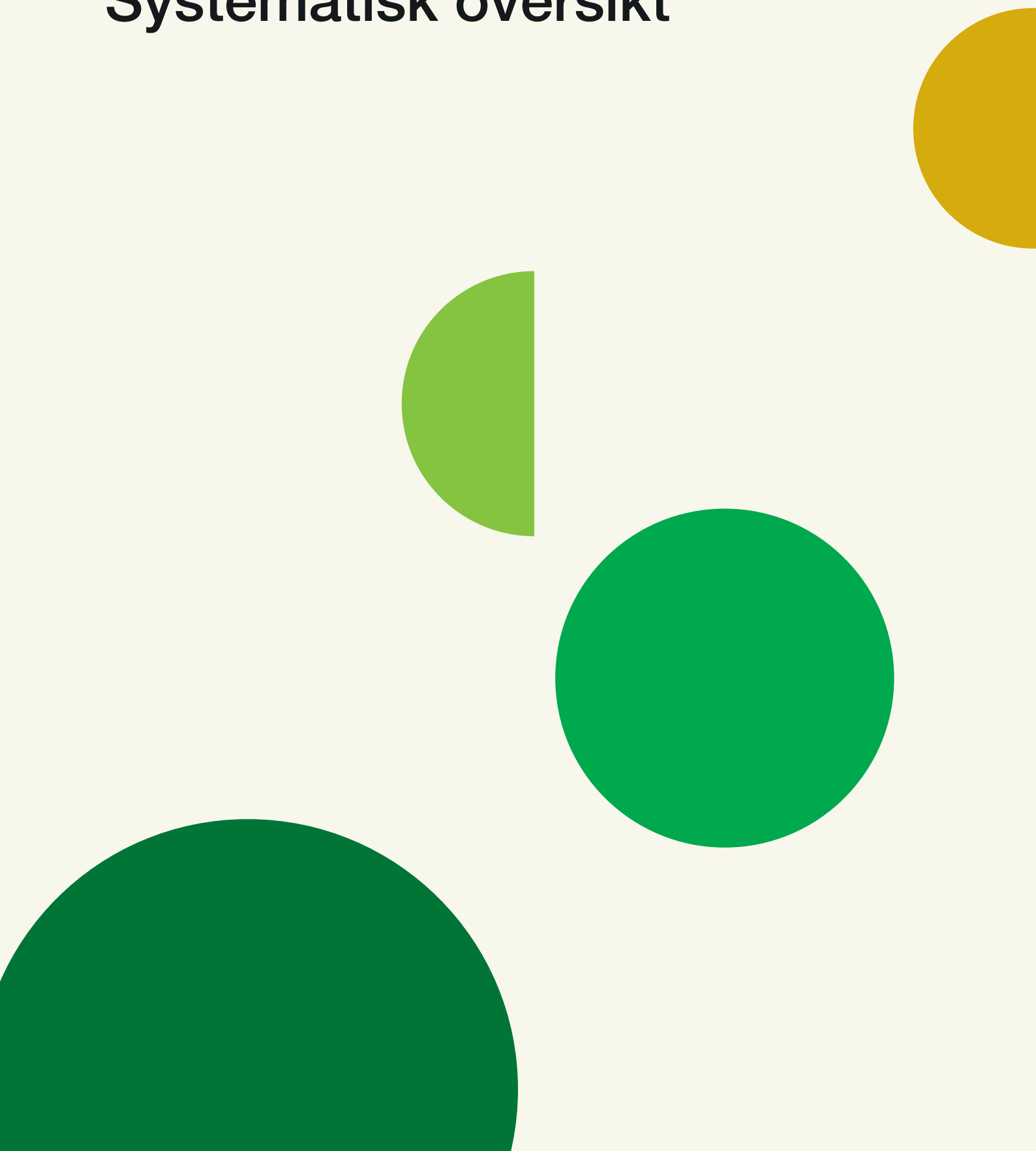
Fler och mer detaljerade slutsatser presenteras i rapporten. De skillnader i halt av organiskt kol i jorden mellan olika typer av växtföljder vi rapporterar om här framkommer tydligast när många studier vägs samman, snarare än i enskilda studier, och det statistiska underlaget därmed blir större. I den systematiska översikten har vi även identifierat några typer av växtföljder som det kan behövas mer forskning om, samt brister i hur metoder och resultat ofta rapporteras och som författare av framtida vetenskapliga artiklar bör beakta.

Del 2: Resultat av den samhällsekonomiska analysen

- Modellberäkningar visar att det är samhällsekonomiskt lönsamt att inom jordbruket praktisera växtföljder som främjar inlagring av organiskt kol i jordbruksmark även om de på kort sikt ger en lägre avkastning för den enskilde jordbrukaren.
- Om styrmedel i form av ekonomiska ersättningar skulle bli aktuella för att öka intresset för växtföljder som främjar inlagring av organiskt kol i jordbruksmark kan omvänd auktionering vara ett fungerande alternativ. Införande och utformning av ett eventuellt styrmedel måste dock utredas djupare och förankras brett genom sedvanligt remissförfarande.

Del 1

Systematisk översikt



Del 1. Systematisk översikt

| | |
|--|-----------|
| 1 Bakgrund | 7 |
| 2 Mål och syfte | 9 |
| 2.1 Frågornas avgränsning | 9 |
| 3 Metoder | 11 |
| 3.1 Litteratursökning | 11 |
| 3.2 Urvalskriterier och process för relevansgranskning | 12 |
| 3.3 Kritisk granskning av relevanta studier | 14 |
| 3.4 Dataextraktion | 15 |
| 3.5 Faktorer som kan påverka effekten av olika växtföljder | 16 |
| 3.6 Effektstorlek och metaanalys av studieresultat | 16 |
| 3.7 Evidensgradering och tolkning av resultat | 17 |
| 4 Resultat | 20 |
| 4.1 Sällning av artiklar | 20 |
| 4.2 Deskriptiv statistik och beskrivning av evidensbas | 21 |
| 4.3 Kvantitativ analys av koncentrationsdata | 27 |
| 4.4 Kvantitativ syntes av förrådsdata | 33 |
| 5 Slutsatser | 37 |
| 5.1 Evidensgraderade slutsatser av den systematiska översikten | 37 |
| 5.2 Övriga slutsatser av den systematiska översikten | 39 |
| Bilagor | 40 |
| Referenser | 41 |

1 Bakgrund

I ett globalt perspektiv innehåller jord en stor mängd av grundämnet kol som kan påverkas av olika typer av markanvändning (Lal, 2010). Det markbundna förrådet av kol till en meters djup har uppskattats till att vara cirka tre gånger så stort som det växtbundna förrådet ovan jord och cirka dubbelt så stort som det i atmosfären (Schlesinger, 1991). Ungefär 10 procent av det markbundna kolet förekommer i jordbruksmark (Jobbagy and Jackson, 2000), som i sin tur täcker cirka 12 procent av den terrestra landytan (Betts et al., 2007). Vad som händer med kolet i jordbruksmarken kan i kraft av sin stora mängd och utbredning få betydande konsekvenser i ett globalt perspektiv, och det finns mycket som talar för att förrådet av kol i jordbruksmark påverkas av landanvändning och brukningsmetoder. Det har till exempel uppskattats att kolförrådet i amerikansk jordbruksmark totalt sett har minskat med 30–50 procent jämfört med vad det var innan jordbruket etablerades (Kucharik et al., 2001). Stigande temperaturer kan i kombination med dessa brukningsmetoder öka nedbrytningstakten av organiskt kol i marken och därmed öka produktionen av atmosfärisk koldioxid ytterligare (Davidson and Janssens, 2006). Samtidigt kan en ökande koldioxidkoncentration i atmosfären leda till ökad primärproduktion. Nettoeffekten på den terrestra kolbalansen kan vara positiv i ett globalt perspektiv (Fernández-Martínez et al., 2019) men kommer förmodligen att variera regionalt beroende på nederbördförhållanden, temperaturer, tillgången på växtnäring och andra faktorer såsom brukningsmetoder.

Givet att det är de gängse brukningsmetoderna som har orsakat minskningen av kolförrådet i marken finns dock förutsättningar för att genom förbättrade brukningsmetoder minska den pågående förlusten av kol, eller kanske till och med att vända på skutan och börja öka kolförrådet igen (Lal, 2011; Stockmann et al., 2013). Inte minst mot bakgrund av det fokus på grön ekonomi som initierats av FN och EU:s strategi för bioekonomi (European Commission; UNEP, 2011), och den uppenbara nödvändigheten att minska förbrukningen av fossila bränslen, finns ett stort behov av att utvärdera vilka brukningsmetoder som kan minska kolförlusterna i marken samtidigt som en växande efterfrågan på biomassa kan tillgodoses.

Förutom att motverka klimatförändringar kan inlagring av organiskt kol i jordbruksmark generera ytterligare fördelar såsom ökad bördighet (Bolinder et al., 2010; Lal and Follett, 2009), förbättrade biologiska och fysiska jordegenskaper (Hati et al., 2007) genom lägre densitet, förbättrade vattenhållande egenskaper och ökad aktivitet av jordmikrober (Yang et al., 2011) (även om det sistnämnda kan leda till ökad koldioxidavgång), och ökad biologisk mångfald i marken (Holland, 2004). Ett ökat innehåll av organiskt kol leder också ofta till förbättrade ekosystemfunktioner i form av cirkulation av näringsämnen och motståndskraft mot skadedjur och växtsjukdomar (Barrios, 2007).

Ett av sätten att öka kolhalten i jordbruksmark kan vara att så en specifik sekvens av grödor över tid (växelbruk), vilket också kan förbättra bekämpning av ogräs, skadedjur och växtsjukdomar, samt undvika utarmning av jorden och öka kvävefixeringen. Genom att låta de olika växternas egenskaper samverka kan produktionsnivåerna upprätthållas eller öka samtidigt som påverkan på miljön begränsas (Brady et al., 2015; Bullock, 1992; Campbell et al., 2005; Gan et al., 2015). Effekten av olika växtföljder på avkastningen har ofta undersökts i långliggande försök (10-tals år)

där halten av organiskt kol i jorden har varit en av de studerade faktorerna, men mindre ofta varit huvudfokus för undersökningarna (Christensen and Johnston, 1997). På liknande sätt har, såvitt vi kan bedöma, en grundlig sammanställning och syntes av växtföljders påverkan på halten av organiskt kol hittills aldrig genomförts. Visserligen har det gjorts några litteraturöversikter tidigare (Christopher and Lal, 2007; West and Post, 2002), men de har inte varit systematiska såtillvida att de haft en ambition att tillvarata all tillgänglig och relevant kunskap, värdera studieresultatens tillförlitlighet, och undersöka hur olika faktorer påverkar studieresultatet.

Det var tidigare oklart om detta berodde på den stora komplexiteten i olika odlingssystem, vilket gör att det inte är helt lätt att göra en sådan sammanställning och syntes, eller om det berodde på att området inte var tillräckligt utforskat för att det skulle vara möjligt och meningsfullt att göra en systematisk översikt. Beräkningar hade visat att fleråriga foderväxter kan generera mer organiskt kol i jorden än ettåriga grödor, speciellt om växtresterna från de ettåriga grödorna inte returneras till jorden (Bolinder et al., 2007). En annan studie hade med hjälp av modellberäkningar visat att även diversifierade växtföljder som innehåller fleråriga foderväxter skulle kunna vara positiva för halten av organiskt kol i marken, även om det då fanns få studier som hade visat det i praktiken (Bolinder et al., 2012). Andra studier hade undersökt betydelsen av att introducera baljväxter i växtföljder (Gan et al., 2015) eller andra kombinationer av grödor (Hurisso et al., 2013), men det var fortfarande oklart hur mycket forskning inom denna fråga som egentligen hade gjorts.

För att få klarhet i forskningens omfång inledde Mistras råd för evidensbaserad miljövard (EviEM) 2013 en systematisk kartläggning av befintlig forskning kring olika jordbruksmetoders påverkan på organiskt kol i jordbruksmark. Den kartläggningen publicerades 2015 (Haddaway et al., 2015b) och visade bland annat att det fanns mycket forskning om hur olika jordbearbetningsmetoder påverkar halten av organiskt kol i jordbruksmark. EviEM gick då vidare och gjorde en systematisk översikt om det (Haddaway et al., 2017). Kartläggningen visade också att det fanns en betydande mängd forskning om hur olika växtföljder påverkar halten av organiskt kol. Med utgångspunkt från kartläggningen identifierades flera grupper av växtföljder som baserat på en rad kriterier kunde vara intressanta att undersöka i en systematisk översikt. Kriterierna var främst 1) förekomsten av tillräckligt många tillförlitliga studier, 2) relevans för intressenter, 3) tydlig fördel med att tillämpa systematiska översiktsmetoder inom en fråga som redan hade tilldragit sig visst intresse i traditionella litteraturöversikter, samt 4) ett tydligt mervärde i att med hjälp av metaanalyser undersöka möjliga orsaker till variationer i resultat mellan olika studier. EviEM beslutade därefter att utföra en systematisk översikt, och 2017 publicerades en genomförandeplan för detta (Land et al., 2017). Programperioden för Mistra EviEM löpte dock ut 2018 och därför hann EviEM inte färdigställa själva översikten. Rådet för evidensbaserad miljöanalys beslutade, i samråd med Mistra, att den systematiska översikten skulle färdigställas under ledning av Formas.

2 Mål och syfte

Målet med den systematiska översikten är att svara på frågan om hur olika växtföljder i klimat som liknar Sveriges påverkar inlagringen av kol i jordbruksmark. Målet är också att kunna beräkna ett kvantitativt mått på skillnaden i kolinlagring vid olika växtföljder, inklusive hur stora osäkerheterna är. Syftet med detta är att ta fram ett naturvetenskapligt underlag som kan användas för att utreda om ändrade växtföljder kan vara ett samhällsekonomiskt lönsamt och kostnadseffektivt sätt att nå det svenska miljömålet Begränsad klimatpåverkan.

Den naturvetenskapliga frågeställningen är relativt bred, men den har delats upp i tre olika huvudfrågor med delvis egna avgränsningar. Anledningen till denna uppdelning är att medan många studier har jämfört varierade växtföljder med upprepad odling av samma gröda år från år (monokultur), har många andra studier jämfört olika varianter av varierade växtföljder med varandra. Den första frågan adresserar följaktligen effekten av en varierad växtföljd jämfört med en upprepad monokultur medan de två andra frågorna adresserar effekten av specifika varierade växtföljder jämfört med andra varierade växtföljder. Dessa frågor är nära relaterade till varandra, och det är givetvis möjligt att genom undergruppsanalyser även utvärdera effekten av specifika varierade växtföljder jämfört med monokulturer. Det har vi också gjort.

De tre frågorna kan enkelt sammanfattas enligt följande:

1. Vad är effekten av en varierad växtföljd på kol i jordbruksmark i boreala och tempererade klimat jämfört med upprepad odling av samma gröda varje år?
2. Vad är effekten av en varierad växtföljd där baljväxter ingår på kol i jordbruksmark jämfört med andra varierade växtföljder i boreala och tempererade klimat?
3. Vad är effekten av en varierad växtföljd där fleråriga växter ingår på kol i jordbruksmark jämfört med andra varierade växtföljder i boreala och tempererade klimat?

2.1 Frågornas avgränsning

I systematiska översikter är det viktigt att ha skarpa avgränsningar för frågorna som ska besvaras så att det är tydligt om en viss studie ska inkluderas eller inte. Annars går det inte att avgöra om all tillgänglig forskning eller kunskap verkligen har tillvaratagits, eller om det finns annan forskning som eventuellt skulle kunna kullkasta de slutsatser som dras. För att kunna avgränsa en fråga väl bör den konstrueras så att den byggs upp av fyra särskilda element som vart och ett definieras så entydigt som möjligt. De fyra elementen brukar skrivas ut PICO eller PECO och står för:

- Population eller subjekt, det vill säga vilken grupp individer eller vad för något som är föremål för studien.
- Intervention eller Exponering, det vill säga vilken åtgärd gentemot populationen som har studerats, eller vad populationen/subjektet i studien har exponerats för.
- Kontroll (på engelska Comparator eller Control), det vill säga vad interventionen eller exponeringen har jämförts med i studien.
- Utfall (på engelska Outcome), det vill säga vilket eller vilka utfallsmått som har rapporterats i studien.

I den här systematiska översikten är populationen och utfallet desamma för alla tre frågorna. Populationen är jordbruksmark i boreala och tempererade områden. Utfallet är innehåll av organiskt kol uttryckt som koncentration eller mängd. Sedan skiljer sig interventionen och kontrollen sig åt mellan de tre frågorna. I fråga 1 är interventionen en varierad växtföljd där varje växtföljd är två år eller längre medan kontrollen är upprepad odling av samma huvudgröda varje år. I fråga 2 är interventionen en varierad växtföljd där varje växtföljd är två år eller längre, och där minst en baljväxt ingår i växtföljden, medan kontrollen är en varierad växtföljd där varje växtföljd är två år eller längre, men där baljväxter saknas i växtföljden. I fråga 3 är interventionen en varierad växtföljd där varje växtföljd är två år eller längre, och där sådda flerårväxter som får växa längre än en växtsäsong ingår i växtföljden, medan kontrollen är en varierad växtföljd där varje växtföljd är två år eller längre, men där sådana flerårväxter saknas i växtföljden. Mer utförliga definitioner av PICO-elementen ges i avsnitt 3.2 där detaljerade urvalskriterier för studierna i den här översikten redovisas. För varje fråga finns också vissa underkategorier av studier. De redovisas i avsnitt 3.4.

3 Metoder

Vid genomförandet av den här systematiska översikten har vi följt internationellt etablerade riktlinjer framtagna av Collaboration for Environmental Evidence (<https://environmentalevidence.org/>). Nedan redovisas metoderna för de huvudsakliga stegen.

3.1 Litteratursökning

Dels gjordes en litteratursökning vid den tidigare nämnda systematiska kartläggningen (Haddaway et al., 2015b), dels gjordes en uppdatering av sökningarna 2019. Vid den systematiska kartläggningen gjordes sökningar i 17 bibliografiska databaser 16–19 september 2013. Den sökningen var bredare än att bara fånga in studier som undersökt växtföljers påverkan på halten av organiskt kol i jordbruksmark, den var utformad för att även fånga in studier som undersökt effekten av jordförbättringsåtgärder (amendments), näringsämnestillförsel (gödsling) och jordbearbetningsmetoder (plöjning). Sökningarna i databaserna kompletterades med sökningar efter grålitteratur¹ med hjälp av sökmotorer på internet och direkt på utvalda organisationers websidor. Dessutom genomfördes bibliografierna i 127 relevanta litteraturöversikter som identifierades vid genomgången av resultaten av de övriga sökningarna. En detaljerad beskrivning av litteratursökningen för den systematiska kartläggningen finns tillgänglig i en bilaga till den rapporten (Haddaway et al., 2015b).

För att fånga in litteratur som publicerats efter sökningarna i september 2013 gjordes en förenklad uppdatering av sökningarna 23–27 augusti 2019. Sökningarna gjordes då i fyra bibliografiska databaser: (1) Academic Search Premier (www.ebscohost.com/academic/academic-searchpremier), (2) PubMed (www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed), (3) Scopus (www.elsevier.com/solutions/scopus), (4) Web of Science Core Collection (apps.webofknowledge.com), samt en sökmotor på internet: Google Scholar (scholar.google.se) som har visats vara effektiv för att fånga in både akademisk och grå litteratur (Haddaway et al., 2015a). Användningen av ett större antal databaser vid den systematiska kartläggningen genererade ett stort antal dubletter men tillförde inte några extra unika relevanta artiklar. Endast söktermer på engelska användes vid sökningarna. Rapporter på andra språk har ofta en sammanfattning på engelska vilket gör det möjligt att hitta även sådana. Erfarenheterna från den systematiska kartläggningen visade att sökningar på andra språk än engelska inte tillförde betydande fler relevanta studier.

Vid sökningar i databaser 2019 användes nedanstående söksträng. Den är baserad på den söksträng som användes vid den systematiska kartläggningen men har anpassats för att fånga in studier som specifikt har undersökt effekter av olika växtföljder. Asterisken och dollartecknet är så kallade wildcards som här ersätter ett godtyckligt antal respektive precis ett eller noll valfria tecken.

soil AND (arable OR agricult* OR farm* OR crop* OR cultivat*) AND (legume\$ OR pulse\$ OR "greenmanure" OR alfalfa\$ OR lupin\$ OR bean\$ OR pea\$ OR lentil\$ OR clover OR soy OR soybean\$ OR perennial\$ OR grass* OR ley\$ OR permaculture OR rotation OR monoculture OR "mono culture") AND ("soil organic carbon" OR "soil carbon" OR "soil C" OR "soil organic C" OR SOC OR "carbon pool" OR "carbon stock" OR "carbon storage" OR "soil organic matter" OR SOM OR "carbon sequestrat*" OR "C sequestrat*")*

¹ Med grålitteratur menas här rapporter och annat material som inte är publicerat i vetenskapliga tidskrifter efter referentgranskning. Till denna kategori hör även till exempel doktorsavhandlingar och examensarbeten.

Google Scholar tillåter inte komplexa söksträngar och där användes istället nedanstående förenklade söksträng.

soil AND carbon AND (rotation OR legume OR monoculture OR perennial OR fallow OR ley OR annual OR alfalfa OR pulse)

Sökningarna i Google Scholar gjordes genom mjukvaran Publish or Perish (Harzing, 2007) där de första 1000 träffarna sparades och granskades. Ytterligare information om de utförda litteratursökningarna vid uppdateringen 2019 finns i Bilaga 1.

3.2 Urvalskriterier och process för relevansgranskning

För att en studie ska vara relevant för frågeställningen och inkluderas i den här översikten behöver den uppfylla ett antal på förhand uppställda kriterier. Dessa kriterier baseras dels på de fyra PICO-elementen (se avsnitt 2.1), dels på ytterligare kriterier. Samtliga studier måste uppfylla följande kriterier:

Population: Föremål för studien måste vara jord från jordbruksmark i varma tempererade klimatzoner med fuktig väderlek året runt eller med torra somrar (Köppen-Geiger Cfa, Cfb, Cfc, Csa, Csb, Csc) eller snöklimatzoner med fuktig väderlek året runt (Köppen-Geiger Dfa, Dfb, Dfc). Dessa klimatzoner visas på världskartan i Figur 1. Jord från blötlagda åkrar (paddy soils) inkluderas dock inte.

Utfall: Det rapporterade utfallet ska vara ett kvantifierat mått på innehållet av kol i jorden. Det kan vara organiskt kol i jord (OC), totalt organisk kol (TOC), Totalt kol (TC) eller organiskt material i jord (OM). Innehållet av kol i jorden ska vara rapporterat som en koncentration eller som förråd (mängd per ytenhet).

Studietyp: Fältstudier som pågått minst 10 år. Kolinlagring jordbruksmark är generellt en långsam process och det tar ofta upp till 10 år innan några förändringar i jordens kolinnehåll kan detekteras (Smith, 2004).

För att inkluderas i denna systematiska översikt måste studierna dessutom uppfylla kriterier som är specifika för respektive fråga:

Fråga 1:

Intervention 1: Sådd av varierade växtföljder där längden på växtföljderna är 2 år eller längre.

Kontroll 1: Upprepad odling av samma huvudgröda varje år på samma yta. Detta kallas härefter för *upprepade monokultur*. Mellan huvudgrödans växtsäsonger kan dock olika fångstgrödor eller täckgrödor förekomma.

Fråga 2:

Intervention 2: Sådd av varierade växtföljder där längden på växtföljderna är 2 år eller längre, och där växtföljden innehåller minst en baljväxt. Till baljväxter (Fabaceae) räknas bland annat arter i släktena *Medicago* (till exempel foderlusern), *Cajanus* (till exempel *Cajanus cajan*), *Cicer* (till exempel kikärtor), *Trifolium* (klöver), *Dolichos*, *Vicia* (till exempel bondebönor), *Lablab*, *Lens* (linser), *Lupinus*, *Arachis* (till exempel jordnötter), *Glycine* (till exempel sojabönor).

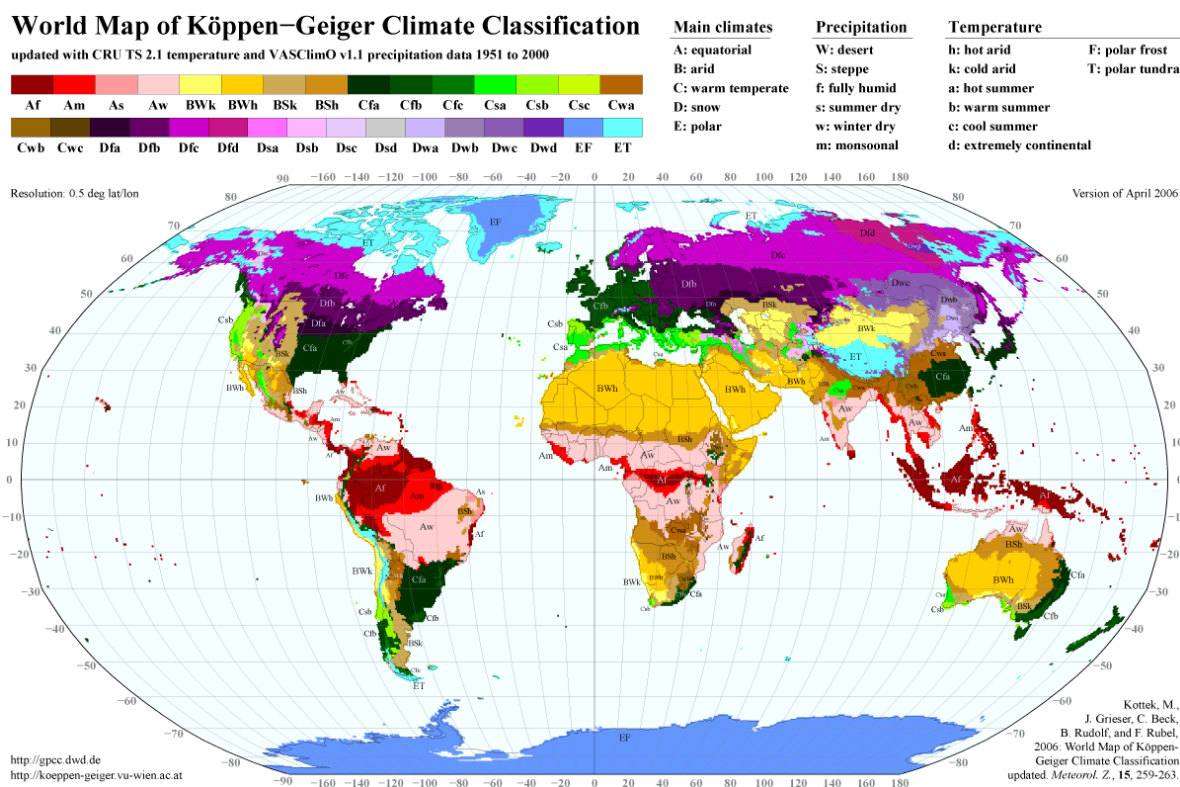
Kontroll 2: Sådd av varierade växtföljder där längden på växtföljderna är 2 år eller längre, och där växtföljden helt saknar baljväxter som huvudgröda eller täckgröda/fångstgröda.

Fråga 3:

Intervention 3: Sådd av varierade växtföljder där längden på växtföljderna är 2 år eller längre, och där växtföljden innehåller sådda flerårsväxter. Flerårsväxter definieras här som flerårsväxter som får växa utan förstörande jordbearbetning under minst två växtsäsonger. Flerårsväxter kan inbegripa baljväxter och/eller gräsväxter.

Kontroll 3: Sådd av varierade växtföljder där längden på växtföljderna är 2 år eller längre, och där växtföljden helt saknar flerårsväxter enligt ovan.

Titel och sammanfattning har granskats i samtliga sökträffar för att kontrollera om studierna uppfyller ovanstående kriterier. De sökträffar som inte har kunnat avfärdas (inklusive de som saknar sammanfattning) har gått vidare till nästa steg, det vill säga granskning av hela textinnehållet. De artiklar som inte har varit tillgängliga i full text, och de artiklar som exkluderats efter granskning av hela textinnehållet, inklusive skälet till att exkludera artiklarna, är redovisade i Bilaga 2. De flesta sökträffarna har relevansgranskats av bara en person. 536 artiklar har dock granskats oberoende av två personer för att säkerställa att vi har tolkat och tillämpat urvalskriterierna på ett konsekvent och repeterbart sätt. Detta har vi utvärderat genom Kappatester (Cohen, 1968) där vi på förhand har bestämt att kappavärden över 0,6 är acceptabelt.



Figur 1. Världens klimatzoner vid klassificering enligt Köppen-Geiger. Källa: [World Maps of Köppen-Geiger climate classification \(vu-wien.ac.at\)](http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at) Källa: [World Maps of Köppen-Geiger climate classification \(vu-wien.ac.at\)](http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at).

3.3 Kritisk granskning av relevanta studier

De 167 studier som befunnits vara relevanta för den här systematiska översikten har genomgått en kritisk granskning där resultatens tillförlitlighet har bedömts. Syftet med detta har dels varit att vid en sammanvägning kunna ge väl utförda studier med tillförlitliga resultat större vikt än studier med mindre tillförlitliga resultat, dels att kunna bedöma tillförlitligheten i evidensbasen som helhet, och därmed kunna säga något om hur säkra vi kan vara på de slutsatser som dras. Det senare kallas evidensgradering. Bedömningen av tillförlitligheten hos enskilda studier har baserats på fem olika kvalitetsaspekter: 1) antal provtytor med samma växtföljd och skötsel (spatiala replikat), 2) antal provtagningsstillfällen (temporal replikat), 3) tilldelning av behandling (intervention eller kontroll) mellan olika provtytor, 4) försökets längd, och 5) provtagningsdjup och upplösning i djupled. För varje aspekt har siffran 0, 1 eller 2 tilldelats enligt de principer som anges i Tabell 1. Där information saknas eller är oklar har istället ett ”?” tilldelats. Baserat på den totala poängsumman bedöms sedan studiernas tillförlitlighet som hög, låg eller oklar med en skriftlig kommentar. En sådan här summering utan viktning av de olika aspekterna förutsätter att alla aspekter har lika stor betydelse för en studies tillförlitlighet. På förhand har vi dock inte kunnat verifiera det eftersom vi inte haft något underlag för att bedöma den relativa betydelsen av kvalitetsaspekterna. Därför har vi även bedömt tillförlitligheten baserat på de enskilda kvalitetsaspekterna var för sig, och i möjligaste mån undersökt hur betydande de är för de sammanvägda resultaten.

Ingen av studierna har exkluderats från översikten på grund av låg tillförlitlighet. Bedömningarna har istället legat till grund för en känslighetsanalys där vi undersökt om sådana studier tenderar att visa annorlunda resultat än mer tillförlitliga studier, och om de som enskilda studier därmed riskerar vara missvisande. Vissa studier ha dock exkluderats under den kritiska granskningen; det gäller i huvudsak studier där informationen varit så knapphändig att det inte går att veta precis vilka växtföljder som använts, eller där annan information som är viktig för förståelsen av resultaten saknas.

Tabell 1. Kriterier för att tilldela studier tillförlitlighetspoäng för fem olika aspekter där risk för systematiska fel, eller skevhet (bias), kan förekomma.

| Aspekt | Värde | Poäng |
|---|---|-------|
| Spatial (äkta) replikation | 2 replikat | 0 |
| | 3–4 replikat | 1 |
| | >4 replikat | 2 |
| Antal provtagningsstillfällen | 1–3 | 0 |
| | 4–6 | 1 |
| | >6 | 2 |
| Behandlingsfördelning (enligt beskriven studiedesign ¹) | Selektiv / avsiktlig | 0 |
| | Randomised / Blocked / strip-plot / Split / Latin square | 2 |
| Försökets varaktighet | 10–19 år | 0 |
| | 20–29 år | 1 |
| | >29 år | 2 |
| Provtagningsdjup | Ett eller fler prov ytligt (störta djup ≤15cm) | 0 |
| | Ett eller fler prov inom plogdjup (största djup 15-25cm), eller ett prov djupt (största djup >25cm) | 1 |
| | Fler än ett prov djupt (största djup >25cm) | 2 |

¹Studiedesign har beskrivits i till exempel Singh and Masuku (Singh and Masuku, 2012)

3.4 Dataextraktion

Meta-data har extraherats från alla inkluderade studier. De inkluderar:

- Bibliografisk information.
- Geografisk information, det vill säga land och ort inklusive koordinater. I de fall koordinater inte angetts av författarna har dessa hämtats från Google Earth.
- Jordtyp, det vill säga klassificering enligt det system som använts av författarna samt textur och om möjligt andel sand, silt och lera (%).
- Startår och varaktighet.
- Odlingssystem, det vill säga undersökta växtföljder, jordbearbetningsmetoder, typ av gödsling inklusive mängd tillfört kväve och typ av jordförbättring (amendment).
- Experimentell design
- Provtagningsstrategi, det vill säga spatial och temporal replikation, provtagningsdjup och analysmetod för kol.
- Utfallsmått och enhet samt typ av rapporterad variabilitet

Meta-data har förts in i en gemensam databas (Excel) för samtliga studier. Databasen är uppbyggd så att det finns en rad för varje växtföljd. I databasen anges också vilken av de tre frågorna just den växtföljden kan bidra till att besvara, och om den då används som intervention eller kontroll. Observera att en och samma växtföljd kan användas för att besvara flera av frågorna, och att den för en fråga kan användas som intervention medan den för en annan fråga kan användas som kontroll. För varje fråga har växtföljderna dessutom delats in i olika kategorier för att möjliggöra undergruppsanalyser.

För fråga 1 har växtföljderna delats in i följande kategorier:

1. Varierade växtföljder vs. upprepad monokultur
 - 1.1. Varierade växtföljder med förekomst av baljväxter
 - 1.2. Varierade växtföljder med förekomst av grönträda eller grön gödslingsvall
 - 1.3. Varierade växtföljder med förekomst av enbart spannmål
 - 1.4. Varierade växtföljder med förekomst av andra grödor

För fråga 2 har växtföljderna delats in i följande kategorier:

2. Varierade växtföljder med vs. utan baljväxter
 - 2.1. Skördade baljväxter
 - 2.2. Ej skördade baljväxter (grön gödsel)

För fråga 3 har växtföljderna delats in i följande kategorier:

3. Varierade växtföljder med vs. utan flerårsväxter
 - 3.1. Kortvariga flerårsväxter (2 år i rad inom en växtföljd)
 - 3.2. Långvariga flerårsväxter (>2 år i rad inom en växtföljd)

Kvantitativa resultatdata har förts in i separata Excelfiler för varje artikel. Detta för att dessa ofta behöver transformeras till lämpligt utfallsmått (halt av organiskt kol) och enhet (g/kg eller kg/ha), och för transparensens skull finns dessa filer att ladda ner från formas.se. I dessa filer beräknas också de effektstorlekar som sedan används i metaanalyserna.

Dataextraktionen har utförts av två personer. För att kontrollera att dataextraktionen har skett på ett konsekvent och repeterbart sätt har data från flera artiklar extraherats av båda personerna. För de flesta av de övriga artiklarna har dataextraktionen kontrollerats av den som inte utfört dataextraktionen.

3.5 Faktorer som kan påverka effekten av olika växtföljder

Flera olika faktorer kan samspela med och modifiera växtföljdernas påverkan på kolinlagringen. I genomförandeplanen (Land et al., 2017) för den här systematiska översikten nämndes följande faktorer: klimatzon, latitud, jordtyp, jordbearbetning samt tillförsel av näringsämnen och organiska tillägg såsom stallgödsel eller skörderester.

För att utvärdera vilken betydelse dessa faktorer har i kombination med olika växtföljder, har studierna delats in i olika grupper. För indelning av studier i olika klimatzoner har klimatklassifikationssystemet enligt Köppen-Geiger (Kottek et al., 2006) använts. Jordbearbetningen har delats in i tre olika kategorier enligt samma principer som användes av Haddaway et al. (Haddaway et al., 2017):

- **Ingen jordbearbetning.** Plöjningsfritt jordbruk. Benämns också som direktsådd. Viss maskinell aktivitet förekommer vid plantering eller sådd, eller vid spridning av näringsämnen och bekämpningsmedel. Lätt harvning av markytan kan också förekomma.
- **Medelintensiv jordbearbetning.** Jorden störs ner till ett maximalt djup av 40 cm, varvid endast icke-vändande plöjningsutrustning används, det vill säga jordprofilen kastas inte om med hjälp av en vändskiveplog. Exempel på utrustning som kan förekomma är olika typer av kultivatorer, tallriksredskap och harvar.
- **Högintensiv jordbearbetning.** Jorden störs av vändande plöjningsutrustning, det vill säga jordprofilen kastas om med hjälp av exempelvis en vändskiveplog. Icke-vändande plöjning ner till ett djup större än 40 cm räknas också hit, liksom kupning, där jordåsar byggs upp med hjälp av motstående vändplogar.

Näringsämnestillförsel har delats in i kategorierna a) ingen tillförsel av näring, b) tillförsel av mineralgödsel, c) tillförsel av organisk gödsel och d) tillförsel av både mineralgödsel och organisk gödsel.

3.6 Effektstorlek och metaanalys av studieresultat

För varje växtföljdsalternativ i de enskilda studierna har man uppmätt hur mycket organiskt kol det finns i jorden. De utfall vi analyserat i vår rapport är antingen halten organiskt kol i jorden (uttryckt i g/kg) eller förrådet av organiskt kol (uttryckt i Mg/ha), se även avsnitt 3.2. Resultat som har rapporterats i andra enheter har räknats om. Effekten D beräknas från en jämförelse av två alternativa växtföljdsalternativ och anges som en medelvärdeskillnad, det vill säga skillnaden i det genomsnittliga kolinnehållet för respektive växtföljd.

$$D = \bar{X}_I - \bar{X}_C \quad [\text{ekv. 1}]$$

En metaanalys innebär att man väger samman effekterna från enskilda studier som undersökt samma jämförelsealternativ, till exempel en varierad växtföljd och en upprepad monokultur. Resultatet av sammanvägningen är ett slags viktat genomsnitt av effekterna i de enskilda studierna. Hur mycket en effekt i en enskild studie viktas beror på hur stor statistisk osäkerhet som respektive effekt har. Ju större osäkerhet, desto mindre viktas effekten med avseende på den sammanvägda effekten. Formulerat på ett annat sätt, ju längre konfidensintervall kring den skattade effekten, desto lägre vikt i sammanvägningen. Statistiskt uttryckt utgörs vikten av standardfelets invers. Denna metod kallas fixed effects model (FEM) och bygger på antagandet att det finns en enda ”verklig” effekt som man försöker skatta med den sammanvägda effekten. Variationen i uppmätt effekt mellan de olika studierna beror bara på slumpmässiga mätfel.

Ofta är det dock så att en rad olika faktorer kan påverka, eller modifiera, den verkliga effekten. Exempel på några sådana faktorer som är relevanta för den här sammanställningen redogörs för i avsnitt 3.5. Om sådana faktorer varierar mellan olika studier kan man inte längre betrakta de olika studierna som exakta upprepningar av samma experiment, utan man måste istället utgå från att det finns flera olika verkliga effekter. Det medför att den sammanvägda effekten egentligen utgör ett genomsnitt av flera separata effekter. Denna metod kallas random effects model (REM), och i den kompletteras viktningen av de enskilda effekterna med en komponent som har att göra med hur pass avvikande eller extrema effekterna är. En konsekvens av att använda REM istället för FEM är att konfidensintervallet för den sammanvägda effekten kan bli bredare. Även den sammanvägda effekten kan förändras en del. I den här systematiska översikten har vi använt en random effects model (REM). En närmare beskrivning av beräkningarna finns i Bilaga 3.

För att kunna inkluderas i metaanalyserna måste studierna för varje enskild växtföljd ha rapporterat ett medelvärde och spridningsmått, till exempel varians, och antal analysenheter (som medelvärde och varians baseras på). Tyvärr är det vanligt att författare av vetenskapliga artiklar inte anger något spridningsmått. Istället anges vilka medelvärden som är signifikant skilda från varandra vid ett visst p-värde, eller helt enkelt om det vid en ANOVA (analysis of variance) finns någon signifikant skillnad mellan några av växtföljderna (inte sällan oklart vilka). Ett annat exempel är att den minsta signifikanta skillnaden vid ett visst p-värde anges. I vissa fall kan man uppskatta en sorts övergripande variabilitet för samtliga växtföljder. Men eftersom uppskattningen då också inkluderar variationen *mellan* olika växtföljder riskerar variabiliteten att bli orättvisande stor, vilket kan minska möjligheten att påvisa signifikanta resultat i metaanalyserna. Vi har därför valt att inte inkludera sådana studier i metaanalyserna som saknar spridningsmått.

Separata metaanalyser har gjorts övergripande för de tre olika frågorna i den här systematiska översikten. Separata metaanalyser har även gjorts för varje kategori av växtföljder inom frågorna. Ytterligare undergruppsanalyser har gjorts för att undersöka vilken roll olika faktorer (se föregående avsnitt) spelar för växtföljdernas förmåga att påverka inlagringen av kol i jorden.

3.7 Evidensgradering och tolkning av resultat

Slutsatser som baseras på utförda metaanalyser formuleras i vår rapport som ett påstående om vilken effekt ett givet växtföljdsalternativ har i jämförelse med ett bestämt alternativ.

Evidensgradering innebär att osäkerheten avseende detta påstående redovisas. Vi använder oss av tre nivåer: (1) vi är säkra, (2) vi är ganska säkra eller (3) vi är osäkra.

När vi säger oss vara säkra, betyder det att vi inte kunnat identifiera några metodologiska problem i de resultat som slutsatsen baseras på. Att vara ganska säkra, innebär att metodologiska problem identifieras, men att de inte bedöms underminera slutsatsen på ett avgörande sätt. Om vi säger att vi är osäkra så beror det på att vi anser att de metodologiska problemen är allvarliga och att de sammanvägda resultaten kan vara missvisande. I detta fall kan det vara motiverat att specificera kunskapsluckor och initiera empirisk primärforskning.

Den osäkerhetsnivå som redovisas i rapporten baseras i huvudsak på sakkunniggruppens samlade bedömning med stöd av ett system för att poängsätta studier avseende tillförlitlighet beskrivet under 3.3 ovan.

För att undersöka om vi kan identifiera några betydande metodologiska problem i inkluderade studier har känslighetsanalyser gjorts. Vid dessa känslighetsanalyser har de sammanvägda resultaten från metaanalyserna jämförts med de sammanvägda resultat som erhålls om endast de studier som har en hög total tillförlitlighetspoäng (>4) inkluderas i metaanalyserna. Vi har även undersökt hur de enskilda kvalitetsaspekterna påverkar de sammanvägda resultaten. Om de sammanvägda resultaten skiljer sig åt beroende på om studier med olika tillförlitlighetsbedömning inkluderas eller inte, kan det finnas skäl att tro att metodologiska problem kan påverka resultaten, och i så fall ökar osäkerheten i slutsatserna.

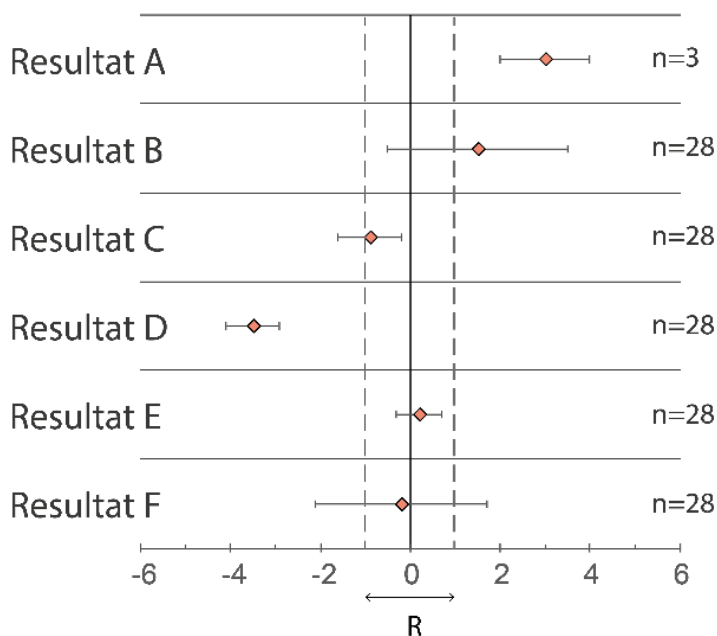
Metoden att evidensgradera slutsatserna har Formas tagit fram, men den bygger på erfarenheter som finns för att hantera osäkerheter i andra typer av forskningssammanställningar. Bland annat har vi hämtat inspiration och erfarenhet från Statens beredning för medicinsk och social utvärdering (SBU), FN:s klimatpanel (IPCC), och Plattformen för biologisk mångfald och ekosystemtjänster (IPBES).

Osäkerheten som uttrycks i slutsatserna ska inte förväxlas med statistisk osäkerhet, utan är ett uttryck för hur säkra vi är på att metaanalysens resultat inte är missvisande, dvs att resultatet är snedvridet eller att konfidensintervallet är under- eller överskattat. Den statistiska osäkerheten har dock betydelse för hur vi tolkar resultaten och vilka slutsatser vi kan dra. Lite förenklat kan man säga att om några resultat skulle tala för en slutsats medan andra resultat skulle tala emot denna slutsats, så brister samstämmigheten vilket ökar den statistiska osäkerheten om vad som stämmer. Antalet studier kan påverka osäkerheten på så sätt att ett större antal studier kan ge oss ett säkrare underlag för att dra mer generella slutsatser medan ett fåtal studier kan begränsa oss till att dra slutsatser som gäller lokalt eller vid vissa förhållanden. Vilka förhållanden som är avgörande för att slutsatserna ska gälla går dock inte alltid att utvärdera när endast ett fåtal studier är gjorda. Med andra ord, fler studier brukar ge en mer representativ helhetsbild än få studier. Ett större antal studier kan också ge oss en större statistisk teststyrka, vilket i högre grad kan tillåta oss att statistiskt säkerställa även små sammantagna effekter.

I Figur 2 visas några tänkbara typresultat i en metaanalys. Romberna och felstaplarna visar sammanvägda medelvärden för beräknad effekt respektive konfidensintervall (95%) för dessa medelvärden. Här är också ett intervall R runt nolleffektlinjen inlagt där effekten bedöms vara så liten att den saknar praktisk betydelse även om den skulle vara statistiskt signifikant. Nedan redogörs för hur vi tolkar dessa typresultat.

Om vi tittar på resultat A och D så ser vi en positiv respektive negativ sammanvägd medeleffekt, och konfidensintervallen befinner sig utanför intervallet R. Vid resultat D där antalet studier är

stort anser vi att det finns en betydande negativ sammantagen effekt. Vid resultat A, där antalet studier är lågt, bedömer vi att vi att det finns en betydande positiv effekt åtminstone under de förhållanden som gällde vid det lilla antal studier som gjorts. Det kan dock inte uteslutas att ett fåtal tillkommande studier, med motsatta resultat, skulle kunna göra så att den sammantagna effekten inte längre är betydande eller statistiskt signifikant.



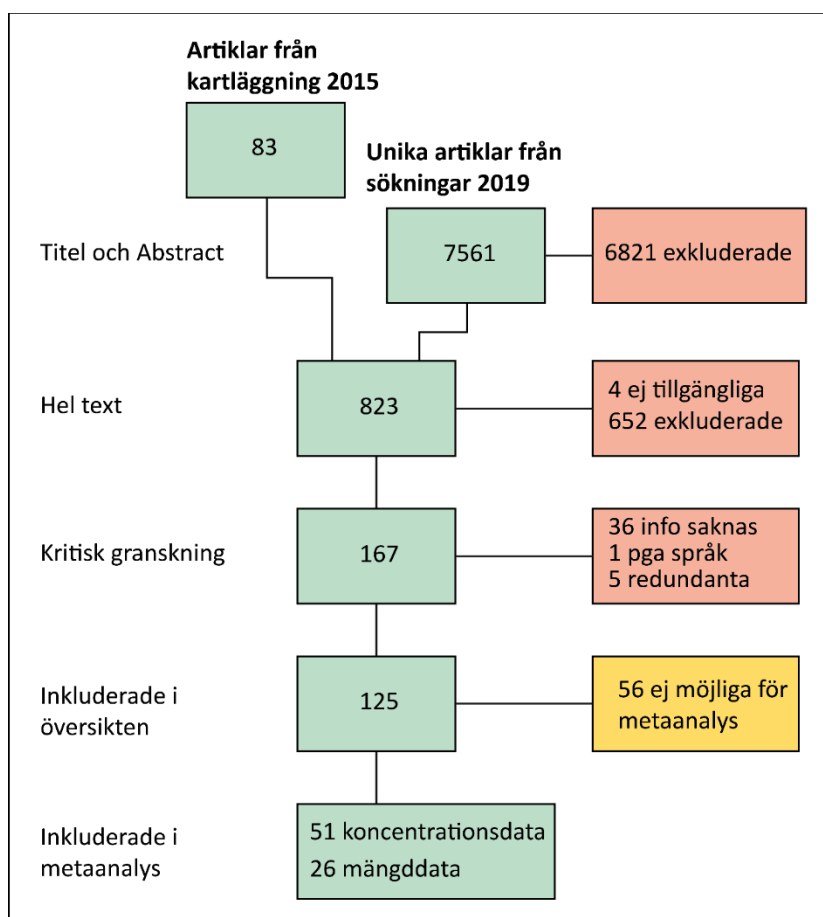
Figur 2. Några typexempel på resultat av metaanalyser (t.h.). Skalan på X-axeln i figuren är godtycklig. Se text för tolkning av respektive resultat.

För resultaten B och C ligger en del av respektive konfidensintervall innanför intervallet R och en del ligger utanför. Vi kan alltså inte med statistisk säkerhet säga att det sammantaget finns en betydande effekt, men det *kan* göra det. I fallet B kan vi dock säga att det inte finns en betydande negativ effekt, och i fallet C kan vi säga att det inte finns en positiv effekt. Vid Resultat E är konfidensintervallet helt innanför intervallet R, vilket kan tolkas som att de alternativ som jämförs är likvärdiga. Det finns inte någon betydande skillnad åt något håll och vi är till 95 procent säkra på att detta stämmer. Vid resultat F däremot, skär konfidensintervallet både över den nedre och den övre gränsen för intervallet R, och vi kan därför inte med någon statistisk säkerhet säga någonting om vare sig positiva eller negativa effekter eller likvärdighet. I sådana fall kan man inte dra några slutsatser alls och resultatet kallas ibland inkonklusivt. Vid både fall E och F är medeleffekten nära noll, men det är alltså stor skillnad på vilka slutsatser man kan dra i respektive fall.

4 Resultat

4.1 Sällning av artiklar

Vid den tidigare publicerade systematiska kartläggningen (Haddaway et al., 2015b) identifierades 83 artiklar som kunde vara relevanta för den här systematiska översikten. Vid sökningarna 2019 erhöles 7561 unika sökträffar. I Figur 3 visas ett flödesschema över granskningen av sökträffarna. Vid granskning av titel och sammanfattning i sökträffarna från 2019 kunde 6821 artiklar sorteras bort eftersom det då var uppenbart att de inte uppfyllde de uppställda relevanskriterierna. De 740 artiklar som inkluderades, plus de 83 artiklarna från den systematiska kartläggningen, granskades sedan i sitt hela innehåll. Fyra artiklar var dock ej tillgängliga. Vid granskningen på fulltextnivå visade sig 652 artiklar inte uppfylla kriterierna medan 167 artiklar gick vidare till den kritiska granskningen där 42 artiklar exkluderades på grund av att det fanns oklarheter i studiernas metodik. I Bilaga 2 visas listor på artiklar som a) inte var tillgängliga i fulltext, b) exkluderades vid fulltextgranskning (inklusive anledning till att de exkluderades), och c) exkluderades vid den kritiska granskningen (inklusive anledning till att de exkluderades).



Figur 3. Antal granskade artiklar i olika faser av urvalsprocessen. I rutorna till höger anges hur många av dessa som inte gick vidare till nästa steg. Vid sökningarna 2019 hittades totalt 11 245 artiklar, efter utrensning av dubletter återstod 7561 unika artiklar.

Efter den kritiska granskningen inkluderades 125 artiklar i den här systematiska översikten. Från samtliga dessa artiklar har metadata extraherats och lagts in i en Excel-databas (se Bilaga 4). Data från totalt 69 av de 125 artiklarna kunde användas i metaanalyser (51 artiklar med koncentrationsdata och 27 artiklar med förrådsdata). Observera att några artiklar har rapporterat både koncentrationsdata och förrådsdata.

4.2 Deskriptiv statistik och beskrivning av evidensbas

4.2.1 Inkluderade studier och växtföljder

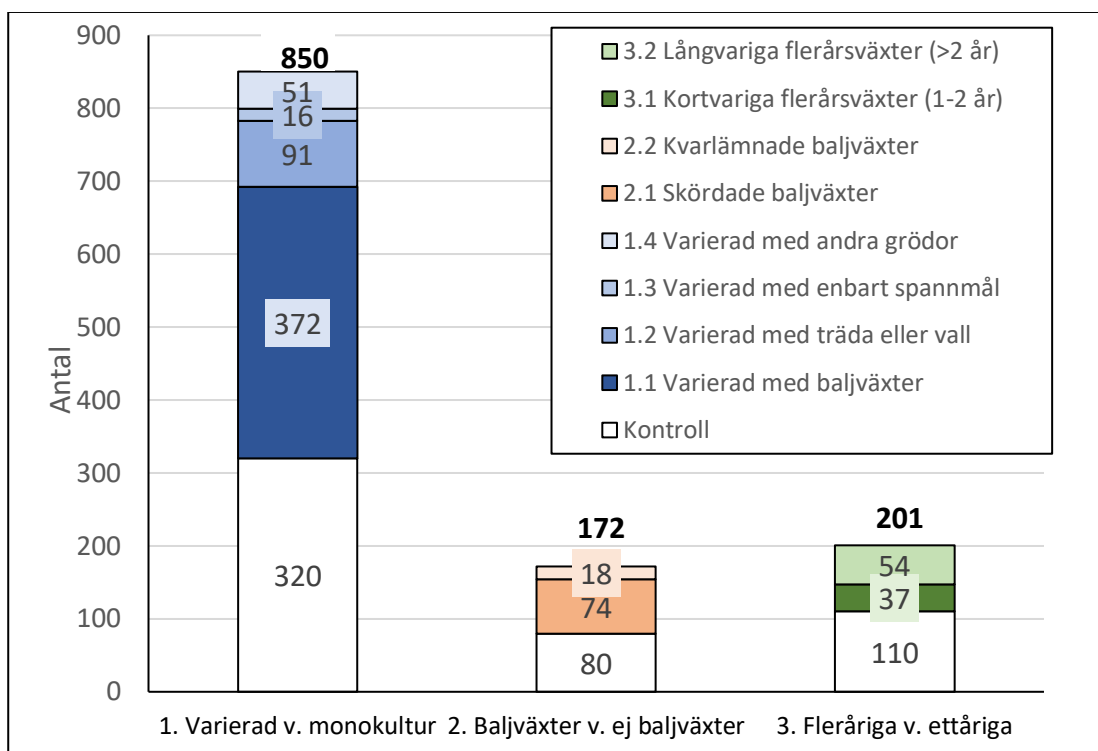
Många av de inkluderade artiklarna redovisar resultat från fler än en försökslokal, och vid varje försökslokal har ofta flera olika växtföljder studerats. Inte sällan har växtföljderna även studerats i kombination med olika skötselmetoder såsom jordbearbetning, näringstillförsel och jordförbättring.

I de 125 inkluderade artiklarna redovisas resultat från totalt 148 olika försökslokaler. Vid dessa lokaler har sammanlagt 713 olika behandlingar (kombinationer av växtföljder och skötselmetoder) kunnat betraktas som interventioner, medan 510 behandlingar har kunnat betraktas som kontroller. I Tabell 2 visas hur många jämförande observationer av en intervention och en jämförbar kontroll som har kunnat användas i metaanalyser.

Tabell 2. Antal artiklar, försökslokaler, interventioner, kontroller och jämförande observationer som har inkluderats i sammanställningens databas, metaanalys av koncentrationsdata respektive metaanalys av förrådsdata.

| | Artiklar | Lokaler | Interventioner | Kontroller | Observationer |
|--|----------|---------|----------------|------------|---------------|
| Inkluderade i databas | 125 | 148 | 713 | 510 | - |
| Inkluderade i metaanalys av koncentrationsdata | 51 | 56 | 195 | 147 | 272 |
| Inkluderade i metaanalys av förrådsdata | 27 | 27 | 89 | 66 | 106 |

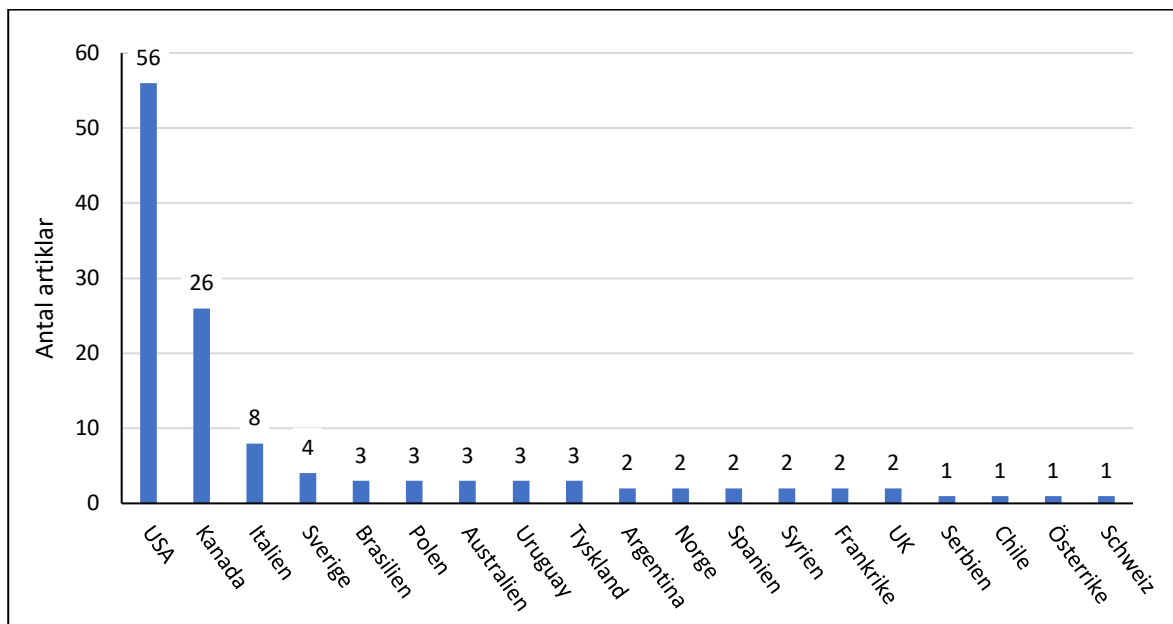
I Figur 4 visas fördelningen av interventioner och kontroller mellan de olika frågorna och underkategorierna. Fråga 1 är den fråga där flest jämförande observationer finns tillgängliga. Där har totalt 530 interventioner och 320 kontroller studerats. Därefter följer fråga 3 med 91 interventioner och 110 kontroller, samt fråga 2 med 92 interventioner och 80 kontroller.



Figur 4. Antal interventioner och kontroller inom de tre frågorna. Interventionerna har delats upp i underkategorier.

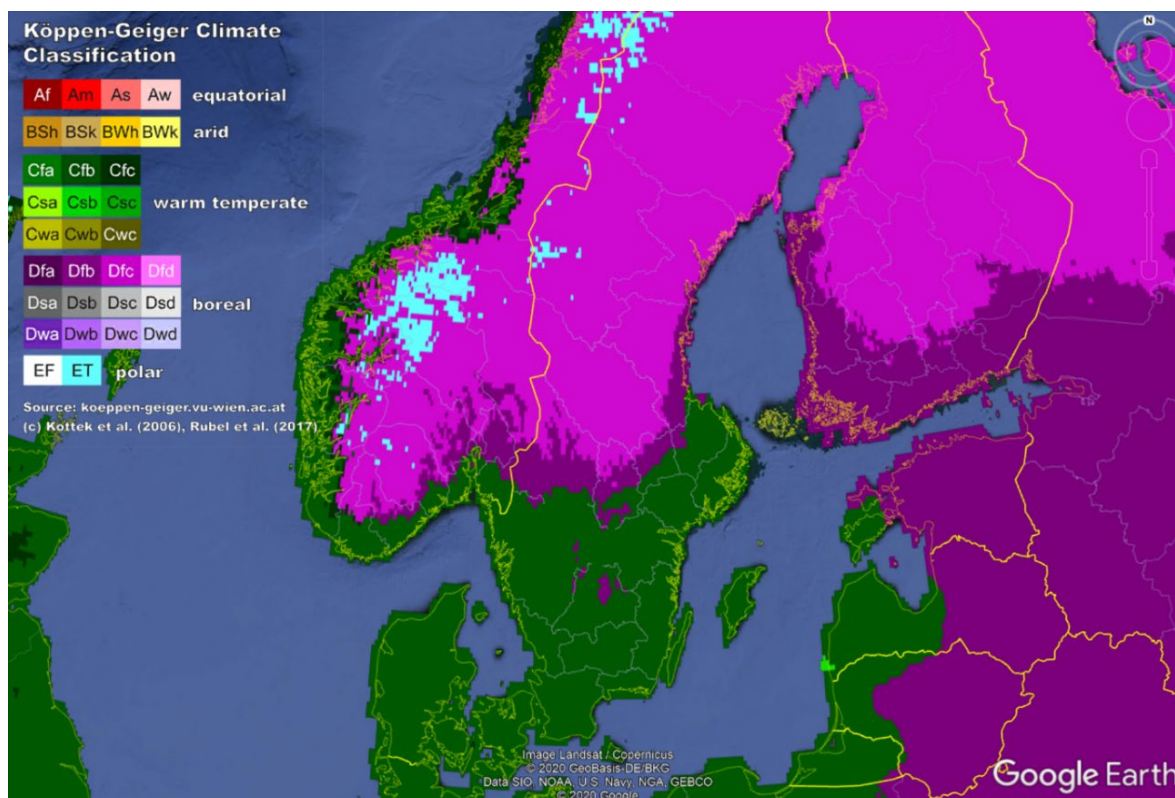
4.2.2 Studiernas geografi

De flesta studierna har utförts i Nordamerika. USA och Kanada står tillsammans för 65 procent av de inkluderade artiklarna. I Figur 5 visas fördelningen mellan olika länder.

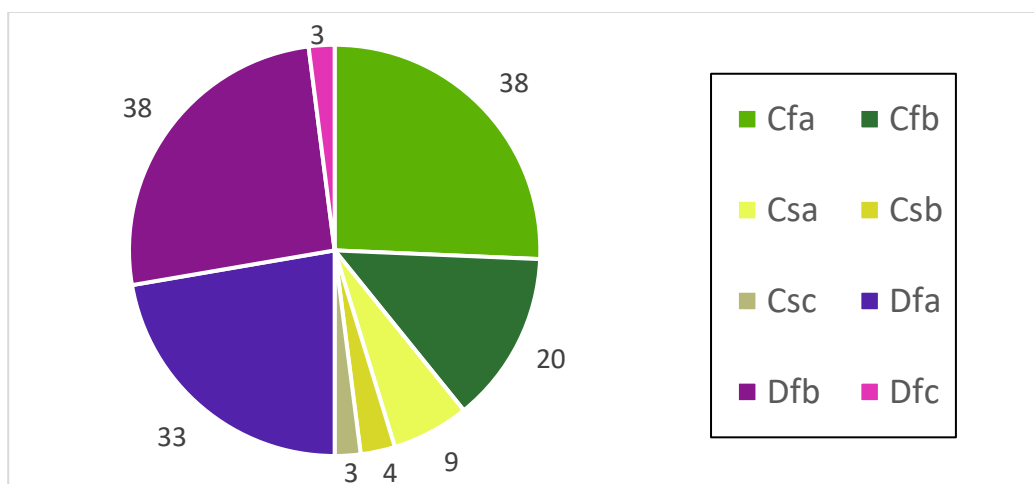


Figur 5. Antal artiklar med studier från olika länder.

Många försökslokaler är belägna i klimat som liknar Sveriges. Enligt Köppen-Geigers klassifikationssystem har Götaland och östra Svealand klimatzon Cfb medan nordvästra Svealand och Norrland har klimatzon Dfc. Mellan dessa zoner samt längs Bottenhavskusten löper ett smalt band med klimatzon Dfb (se Figur 6). I Figur 7 visas fördelningen av klimatzoner mellan de inkluderade försökslokalerna. Relativt många studier är gjorda i klimatzon Cfa. Den zonen har något varmare klimat än Sveriges Cfb och återfinns bland annat i delar av USA. Klimatzonerna med beteckningen Cs kännetecknas av torra somrar och återfinns typiskt i exempelvis medelhavsområdet och delar av Kalifornien.



Figur 6. Klimatzonernas utbredning över Sverige. Grundkarta från Google Earth. Kartlager med klimatzoner från <http://koepfen-geiger.vu-wien.ac.at/present.htm>.



Figur 7. Antal försökslokaler inom de olika klimatzonerna.

4.2.3 Studieresultatens bedömda tillförlitlighet

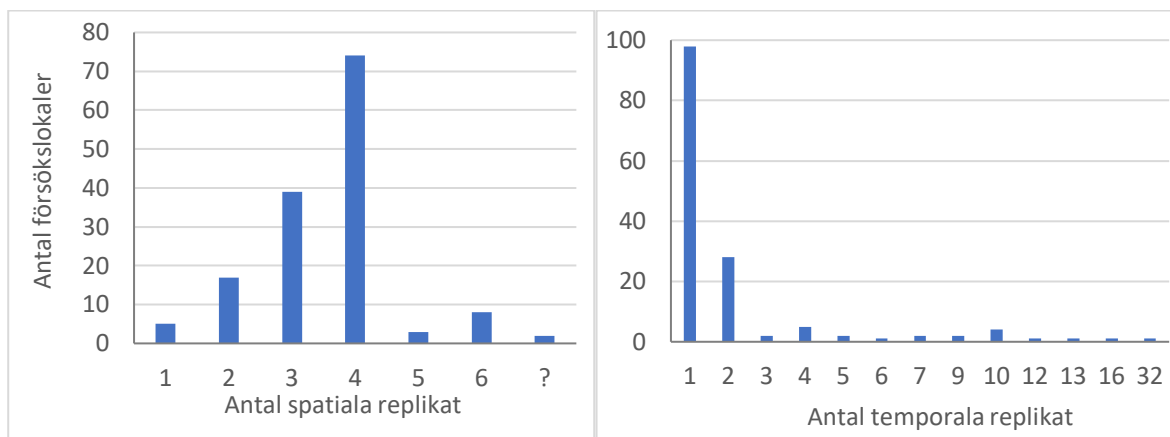
Vid bedömningen av studieresultatens tillförlitlighet, där risk för skevhet (bias) ingår, har poängsystemet som visas i Tabell 1 använts. De flesta studierna har haft fyra spatiala replikat (analysenheter som medelvärde och varians baseras på), men fler än fyra är relativt ovanligt, se Figur 8. Den helt övervägande delen av studierna har haft ett eller två temporala replikat, det vill säga jorden har provtagits vid ett eller två tillfällen. Där provtagning har skett endast en gång har författarna antagit att kolinnehållet var lika stort i samtliga marktytor vid försökets start. Dessa studier är av typen control-impact (CI). Det är i och för sig troligt att provtagningar ändå gjordes vid starten av många av dessa försök, men att författarna av utrymmesskäl bara redovisar resultaten vid försökets slut. Studier där provtagning har skett både vid start och avslut är av typen before-after control-impact (BACI). Sådana studier betraktas ofta som något mer tillförlitliga eftersom de kan korrigera för eventuella skillnader i ursprungsvärden mellan olika marktytor. Tyvärr redovisas endast slutresultaten på ett fullständigt sätt även i många av de artiklar där författarna uttryckligen uppger att provtagning gjordes också vid försökets start. I Figur 8 ingår de försöken i kategorierna med multipla provtagningstillfällen, men de har ändå måst utvärderas som CI-studier.

De flesta studierna har haft en randomiserad blockdesign eller motsvarande, vilket betyder att de fått högsta poäng för tilldelning av behandling mellan olika marktytor. När det gäller provtagningsdjup och vertikal upplösning är fördelningen mellan de olika poängen mer jämn. Ungefär lika många studier har analyserat prover ner till 25 cm eller djupare, som de som analyserat prover ner till högst 15 cm. Något färre studier har analyserat prover ner till ett djup mellan 15 och 25 cm.

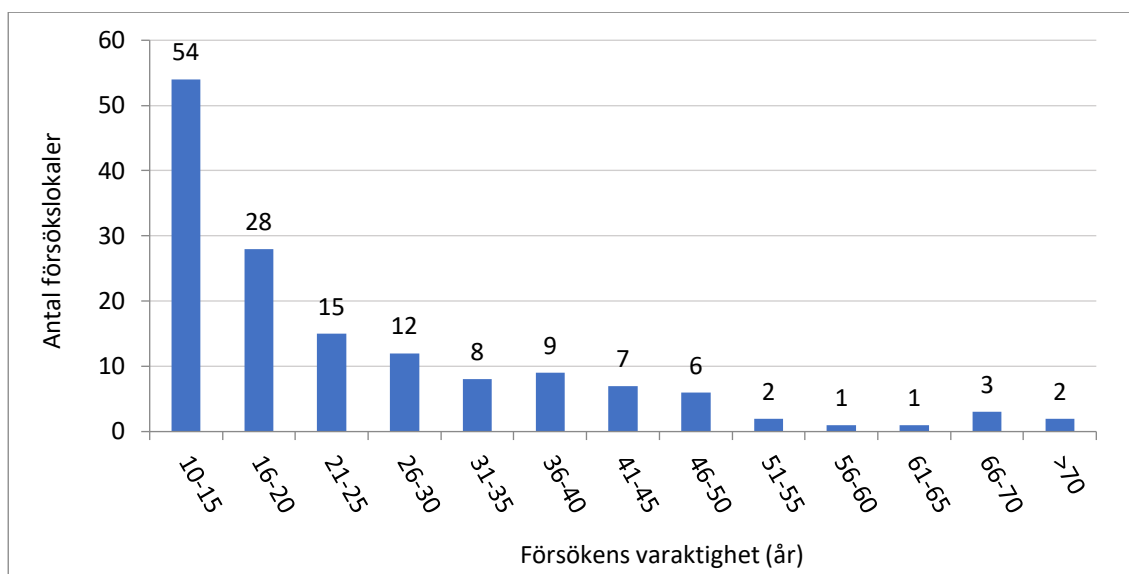
Varaktigheten på de inkluderade försöken varierar från 10 år till över 70 år. Figur 9 visar fördelningen av försökens varaktighet. Inte oväntat avtar antalet försök med ökande varaktighet.

Fördelningen av tillförlitlighetspoängen inom de fem olika kvalitetsaspekterna illustreras i Figur 10, och i Figur 11 visas frekvensen av försök med olika sammanlagd tillförlitlighetspoäng. Fördelningen av den sammanlagda tillförlitlighetspoängen ser ut att i stort sett vara normalfördelad och i genomsnitt är försökslokalernas sammanlagda tillförlitlighetspoäng 4,62 (försökslokalerna där

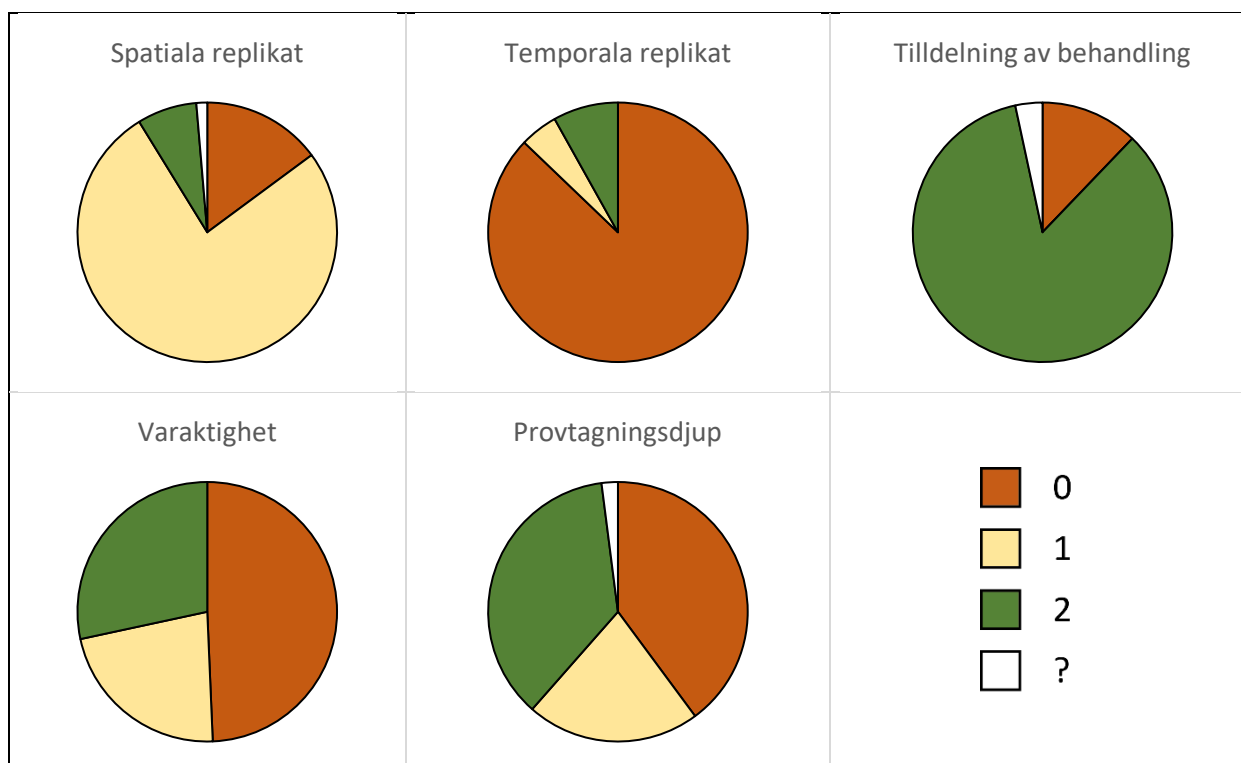
någon av kvalitetsaspekterna varit oklar ingår inte i beräkningen av genomsnittet). Ingen av försökslokalerna har högsta möjliga poäng (10), men en av lokalerna når upp till 9 poäng (Persson et al., 2008).



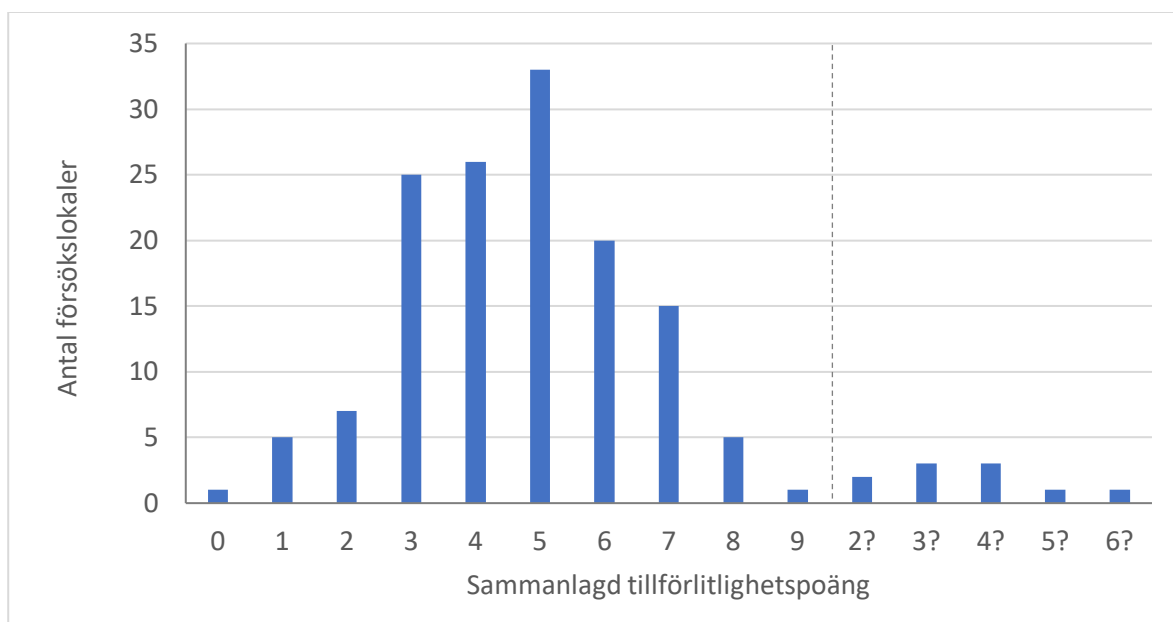
Figur 8. Fördelning av antal a) spatiala och b) temporala replikat mellan de inkluderade försökslokalerna. För två av lokalerna var antalet spatiala replikat oklart (markerat med "?").



Figur 9. Frekvensen av olika varaktighet på försöken.



Figur 10. Fördelning av tillförlitlighetspoäng inom fem olika kvalitetsaspekter. Se Tabell 1 för bedömningsgrunder. Frågetecken innebär att informationen inte varit tillräcklig för en bedömning.

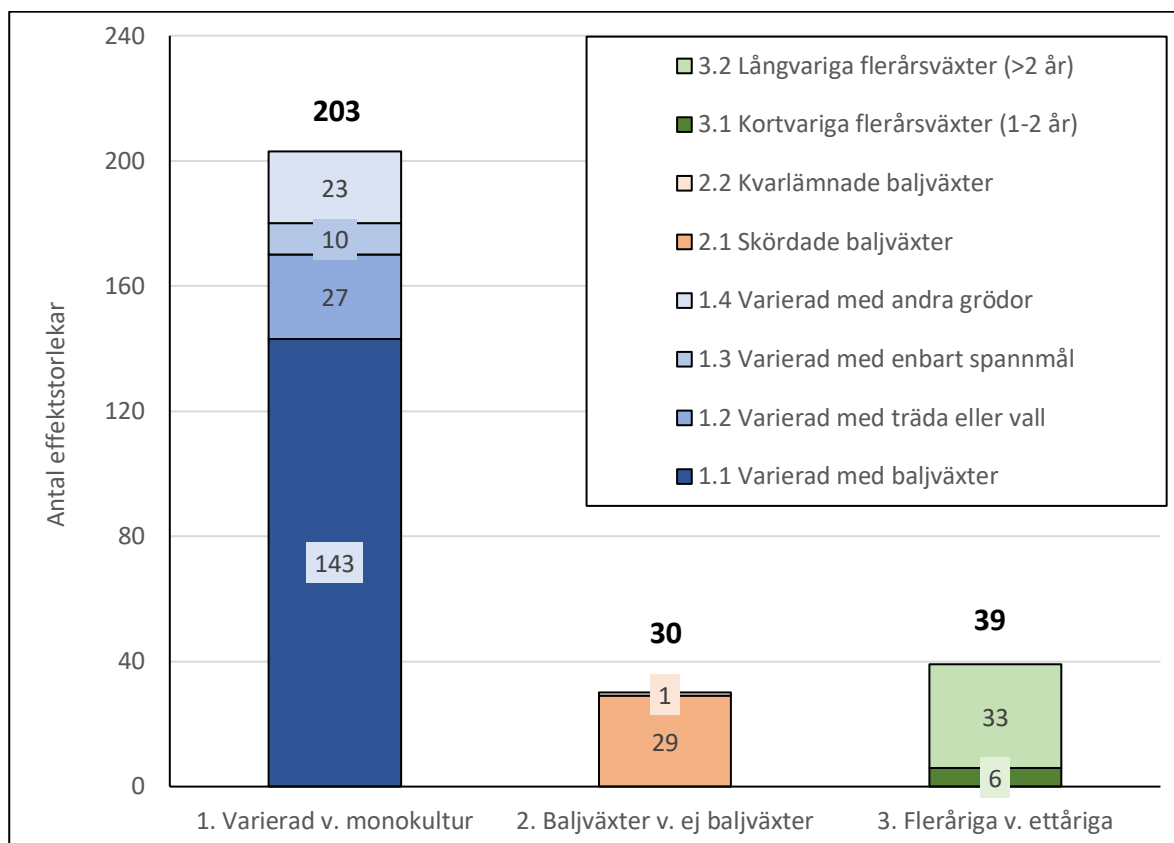


Figur 11. Fördelning av sammanlagd tillförlitlighetspoäng. Till höger om den streckade linjen visas de försökslokaler där någon av kvalitetsaspekterna varit oklar och därför tilldelats ett frågetecken. Siffran framför frågetecknet är den sammanlagda poängsumman för övriga aspekter.

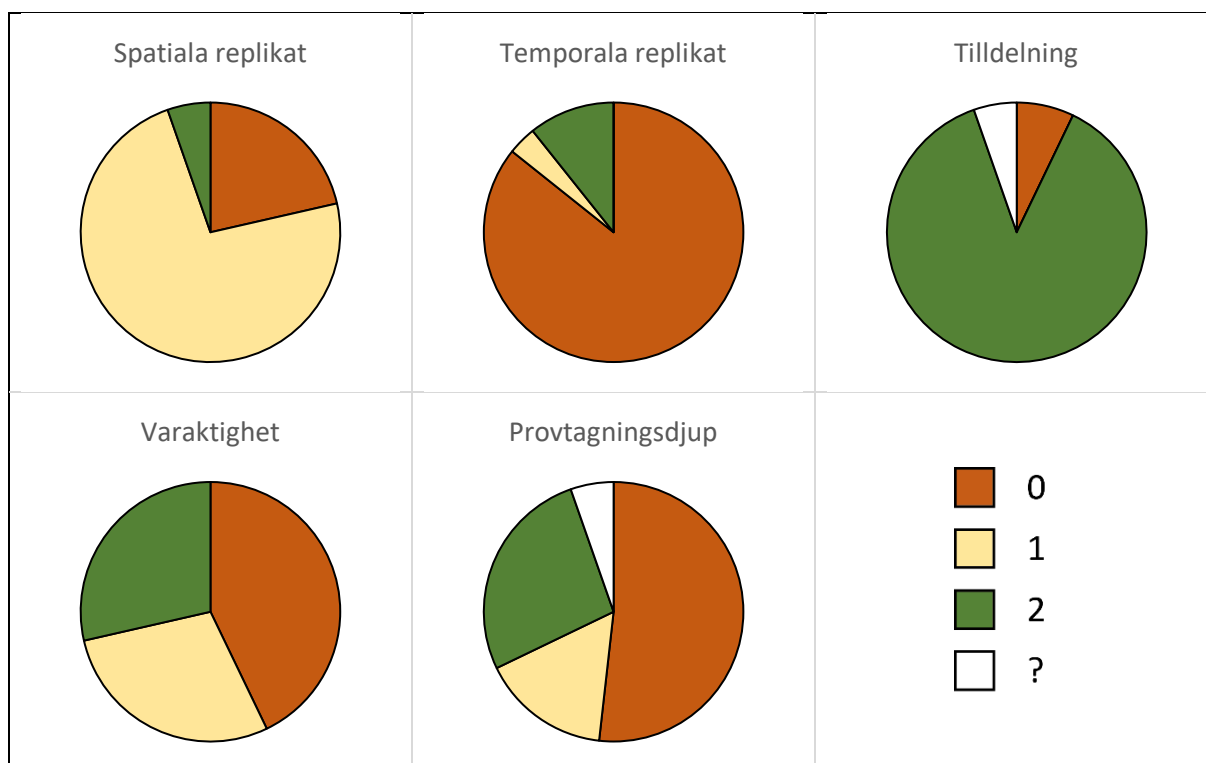
4.3 Kvantitativ analys av koncentrationsdata

Till metaanalyser av koncentrationsdata har data från 51 artiklar och 56 försökslokaler kunnat användas. Vid dessa försökslokaler har 195 och 147 behandlingar kunnat definieras som interventioner respektive kontroller, och totalt finns 272 observationer av en intervention och en jämförbar kontroll. De flesta observationerna (203), har gjorts inom fråga 1 och då framförallt för växtföljder som inkluderar baljväxter (143). Antal observationer inom övriga kategorier visas i Figur 12.

Fördelningen av tillförlitlighetspoäng bland de studier som ingått i metaanalyserna är snarlik den fördelning som gäller för samtliga studier i databasen. En viss skillnad är dock att de studier som ingått i metaanalyserna generellt har något kortare varaktighet och något mindre provtagningsdjup, se Figur 13. I genomsnitt är försökslokalernas sammanlagda tillförlitlighetspoäng 4,50 vilket inte är signifikant annorlunda än medelvärdet för samtliga studier i databasen (försökslokalerna där någon av kvalitetsaspekterna varit oklar ingår inte i beräkningen av genomsnittet).



Figur 12. Antal observationer (och därmed effektstorlekar) som kunnat användas i metaanalyser av koncentrationsdata inom de olika växtföljdskategorierna.



Figur 13. Fördelning av tillförlitlighetspoäng inom fem olika kvalitetsaspekter för de studier som ingått i metaanalyser av koncentrationsdata. Se **Tabell 1** för bedömningsgrunder.

4.3.1 Varierade växtföljder jämfört med upprepad monokultur (Fråga 1)

När samtliga 203 observationer inom fråga 1 vägs samman i en metaanalys syns inte någon statistiskt signifikant skillnad i halten av organiskt kol mellan varierade växtföljder och upprepad monokultur. Det viktade medelvärdet för skillnaden är $-0,042$ g/kg och konfidensintervallet (95%) för medelvärdet är $-0,21 - 0,14$. Däremot finns en liten men statistiskt signifikant skillnad när enbart varierade växtföljder som inkluderar baljväxter vägs samman och jämförs med upprepade monokulturer (kategori 1.1). I det fallet blir det viktade medelvärdet för skillnaden $0,26$ g/kg, det vill säga odling med varierade växtföljder där en baljväxt ingår resulterar i en halt av organiskt kol som i medeltal är $0,26$ g/kg högre än vid odling av en upprepad monokultur. I några av dessa observationer utgörs dock även den upprepade monokulturen av en baljväxt. Om de tas bort från metaanalysen och vi enbart väger samman observationer av varierade växtföljder med baljväxter jämfört med upprepade monokulturer som inte utgörs av en baljväxt blir skillnaden något högre; $0,35$ g/kg med konfidensintervallet $0,08 - 0,62$.

Vid denna jämförelse ingår i de varierade växtföljderna både ettåriga baljväxter och perenna baljväxter. De perenna baljväxterna är inte fleråriga i betydelsen att de får växa utan jordbearbetning flera år i rad, men de är perenna arter. Om enbart varierade växtföljder med perenna baljväxter inkluderas (här klöver- eller lusernarter), blir skillnaden $0,81$ g/kg med konfidensintervallet $0,29 - 1,33$. De ettåriga baljväxterna (till exempel ärtor, bönor, soja) ger inte någon statistiskt signifikant effekt. Skillnaden för de växtföljderna jämfört med en upprepad monokultur (som inte är en baljväxt) är $0,19$ g/kg med konfidensintervallet $-0,11 - 0,50$. Det verkar

därmed främst vara de perenna baljväxterna i varierade växtföljder som kan ha en positiv effekt på kolinlagringen jämfört med upprepade monokulturer. Om vi väger samman jämförelserna mellan varierade växtföljder med baljväxter och upprepade monokulturer som *är* en baljväxt (ettårig) syns inte någon statistiskt signifikant skillnad i halt av organiskt kol. Detta gäller för både ettåriga och perenna baljväxter i de varierade växtföljderna. Därmed inte sagt att dessa alternativ är likvärdiga. Det som går att utläsa är att spridningen i resultaten är så stor att vi inte kan avgöra om det finns någon skillnad eller inte. Beräknade medelvärden och konfidensintervall är sammanställda i Figur 14 och Bilaga 5.

En faktor som kan påverka växtföljdernas effekt på halten av organiskt kol är vilken jordbearbetning, det vill säga plöjningsteknik, som används. I den här översikten har vi delat in jordbearbetningen i tre olika klasser; hög intensitet, medelhög intensitet och ingen jordbearbetning. När varierade växtföljder med baljväxter men utan jordbearbetning jämförs med upprepade monokultur utan jordbearbetning blir skillnaden i halt av organiskt kol i genomsnitt 1,2 mg/kg, med konfidensintervallet 0,78 – 1,6. Däremot ser vi ingen statistiskt signifikant skillnad vid jordbearbetning med medelhög eller hög intensitet. Vi vet inte varför effekten är större i system utan jordbearbetning före sådd, men det kan finnas flera faktorer som tex högre primärproduktion, större biomassa av markorganismer som till exempel arbuskulär mykorrhiza eller lägre tryck av skadegörare. I praktiken visade det sig i många fall vara svårt att avgöra om jordbearbetningen i en viss studie skulle klassas som medelintensiv eller högintensiv. Vi har därför slagit ihop dessa grupper i Figur 14 och Bilaga 5 där resultaten redovisas.

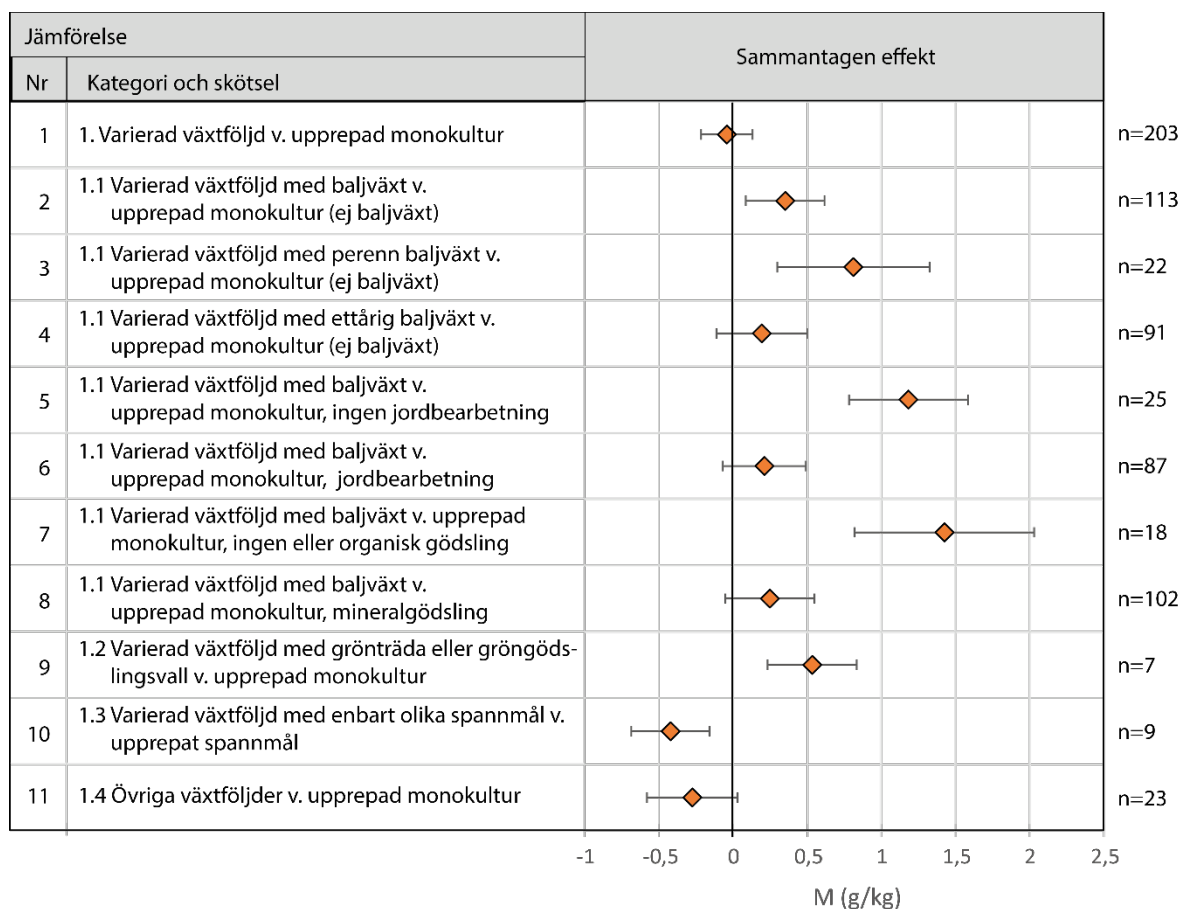
Ytterligare en faktor som kan påverka växtföljdernas effekt på halten av organiskt kol är vilken gödsling som används. Kvävefixerande växter kan nämligen höja primärproduktionen i system med låg gödslingsnivå. När varierade växtföljder med en baljväxt jämförs med en upprepade monokultur blir den sammantagna skillnaden i kolhalt ungefär lika stor i system där ingen gödsling används och i system där organisk gödsling används. Om studierna i båda de systemen slås samman blir den sammantagna skillnaden i kolhalt 1,4 mg/kg, med konfidensintervallet 0,81 – 2,0. Däremot finns det inte någon statistiskt signifikant skillnad i system där mineralgödsling används. Att effekten försvinner i mineralgödslade system är förväntad eftersom primärproduktionen – och därmed tillförsel av kol till marken via skörderester, rötter och rhizodeposition – påverkas mindre av om kvävefixerande växter finns i med i växtföljden.

Vid en sammanvägning av varierade växtföljder med grölträda eller gröngödslingsvall jämfört med odling av en upprepade monokultur (kategori 1.2) är underlaget osäkert. Bland de inkluderade studierna har 27 observationer inom denna kategori kunnat användas i metaanalyser. För flera av dessa råder dock osäkerhet kring vilken sorts träda som faktiskt tillämpats. Författarna har angivit ”fallow”, men i några av studierna är trädan inte specificerad och det kan inte uteslutas att det i de fallen handlar om svartträda (bare fallow), det vill säga att jorden ligger bar helt utan växtlighet under en del av växtföljden. Det är känt att halten av organiskt kol sjunker under sådana förhållanden (Barré et al., 2010). Om endast de växtföljder där trädan är specificerad och helt säkert bestått av grölträda eller gröngödslingsvall inkluderas i sammanvägningen blir halten av organiskt kol i genomsnitt signifikant högre vid de varierade växtföljderna än vid upprepade monokulturer. Det viktade medelvärdet för skillnaden blir då 0,53 g/kg med ett konfidensintervall på 0,23 – 0,84 (se Figur 14 och Bilaga 5). Den upprepade monokulturen har i dessa observationer utgjorts av korn eller majs. Medelvärdet baseras dock på endast 7 observationer hämtade från tre

olika studielokaler, så underlaget är relativt litet. Tyvärr är det också för få studier som angett att ingen jordbearbetning tillämpats för att det ska vara möjligt att undersöka effekten av växtföljder med träda vid enbart sådan skötsel.

Den tredje underkategorin i fråga 1 (kategori 1.3) handlar om varierade växtföljder med enbart spannmål. Endast 10 sådana behandlingar har kunnat jämföras med en upprepad monokultur. Om de vägs samman i en metaanalys finns en statistiskt signifikant negativ effekt på halten av organiskt kol. Odling av de varierade växtföljderna ger i genomsnitt 0,42 g/kg mindre organiskt kol än odling av de upprepade monokulturerna. I de flesta fall utgörs den upprepade grödan här av vete. I ett av fallen utgörs dock den upprepade monokulturen av alfalfa, vilket är en flerårig baljväxt. Dessutom har odlingen i det fallet varit plöjningsfri, och om fleråriga växter får växa ostört många år i rad finns goda förutsättningar för kolinlagring i jorden. Just den här jämförelsen visar också en kraftigt negativ effekt (-1,7 g/kg) av den varierade växtföljden som bestod av majs, havre och korn. Om jämförelsen med en flerårig växt som kontroll utesluts, så att samtliga behandlingar även i kontrollgruppen enbart inkluderar spannmål, blir den negativa effekten av de varierade växtföljderna något mindre. Det ska dock understrykas att underlaget här är litet. Det utgörs av totalt 9 observationer hämtade från endast två olika försökslokaler. Det ska också påpekas att även om det ser ut att finnas en statistiskt signifikant negativ effekt är det inte säkert att den är betydande i praktiken. Den övre gränsen för medelvärdeets konfidensintervall är -0,16 g/kg, och det kan diskuteras om en sådan liten skillnad har någon praktisk betydelse.

Den sista underkategorin i fråga 1 (kategori 1.4) gäller varierade växtföljder som saknar baljväxter och grölträda eller grön gödslingsvall, men som förutom spannmål även kan innehålla andra grödor, som till exempel rotfrukter. Ett exempel på en sådan växtföljd är vete-raps-sockerbeta, som är vanlig i det sydsvenska slättjordbruket. I den här översikten har vi identifierat 23 observationer av denna kategori av växtföljd jämfört med en upprepad monokultur. Om dessa observationer vägs samman i en metaanalys syns inte någon statistiskt signifikant skillnad, och konfidensintervallet är relativt brett (se Figur 14 och Bilaga 5). I flera av observationerna i den här kategorin ingår dock bomull i växtföljderna vilket inte är direkt relevant för svenska förhållanden. Men inte heller när de observationerna tas bort ur sammanvägningen finns någon statistiskt signifikant skillnad.



Figur 14. Resultat av metaanalys av koncentrationsdata inom ramen för Fråga 1. Romberna visar det viktade medelvärdet (M) av effektstorleken vid respektive jämförelse. Effektstorleken är en rå medelvärdeskillnad mellan en studerad växtföljd och en kontroll. De horisontella felstaplarna visar konfidensintervallet (95%) för M. n = antalet observationer inom respektive jämförelse. De studier som ingår i jämförelserna 2–11 är olika delmängder av de som ingår i jämförelse 1. Alla studier som ingår i jämförelse 1 finns dock inte representerade i jämförelserna 2-11, därav en skenbar obalans till höger i diagrammet.

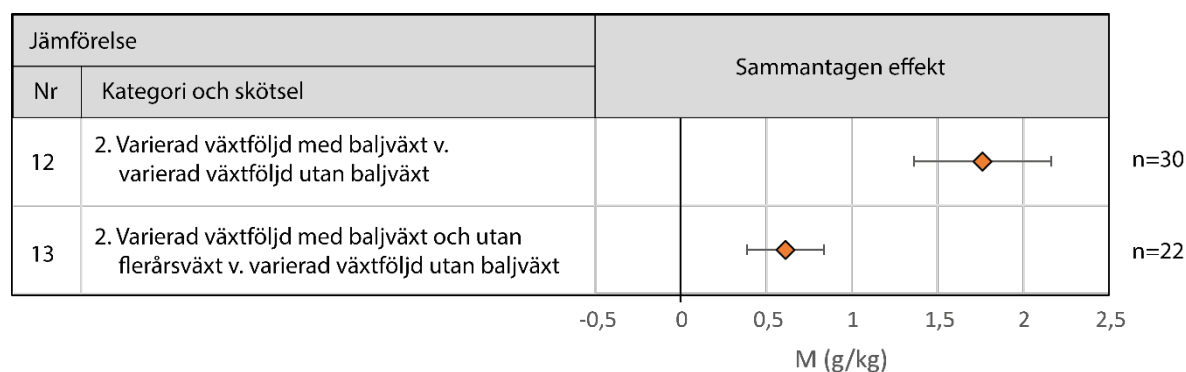
4.3.2 Varierade växtföljder med baljväxter jämfört med varierade växtföljder utan baljväxter (Fråga 2)

Om samtliga 30 observationer inom fråga 2 vägs samman blir halten av organiskt kol i genomsnitt 1,8 g/kg högre i varierade växtföljder som innehåller baljväxter än i varierade växtföljder som saknar baljväxter (Se Figur 15 och Bilaga 5). I alla utom en av dessa observationer har baljväxterna skördats (kategori 2.1). Vi kan därför inte jämföra med hur det blir om baljväxterna istället återbördas i sin helhet till jorden, det vill säga att baljväxterna används som gröngödsel (kategori 2.2). Det finns dock anledning att tro att kolinlagringen kan bli ännu större då.

I några av växtföljderna med baljväxter ingår även flerårsväxter. Ibland är det baljväxten själv som får växa i flera växtsäsonger och därmed definieras som en flerårsväxt i den här översikten, men det förekommer även att andra flerårsväxter ingår, till exempel miskantus, ängssvingel eller timotej. Som framgår av nästa avsnitt har flerårsväxter en tydligt positiv inverkan på kolinlagringen, och bland de 30 observationerna inom fråga 2 är det mycket riktigt de växtföljder som även innehåller flerårsväxter som ger störst kolinlagring i förhållande till varierade växtföljder utan baljväxter. Om

de växtföljder som även innehåller flerårsväxter utesluts från sammanvägningen återstår 22 observationer, och om de vägs samman blir skillnaden i genomsnitt 0,61 g/kg, med konfidensintervallet 0,38 – 0,84. Den sammanvägda effekten av växtföljder med baljväxter blir med andra ord avsevärt lägre när effekten av flerårsväxter filtreras bort, men den är fortfarande tydligt positiv och statistiskt signifikant. Teoretiskt borde effekten av baljväxter bli större i system där ingen gödsling sker än i system där mineralgödsling sker, men med det underlag som finns är detta svårt att utvärdera. När studier med andra flerårsväxter än baljväxter har filtrerats bort återstår endast två jämförande observationer (från samma lokal) där ingen gödsling sker. Om studier med andra flerårsväxter inte filtreras bort är det svårt att avgöra om eventuella skillnader beror på gödslingsmetoderna eller på förekomsten av flerårsväxter.

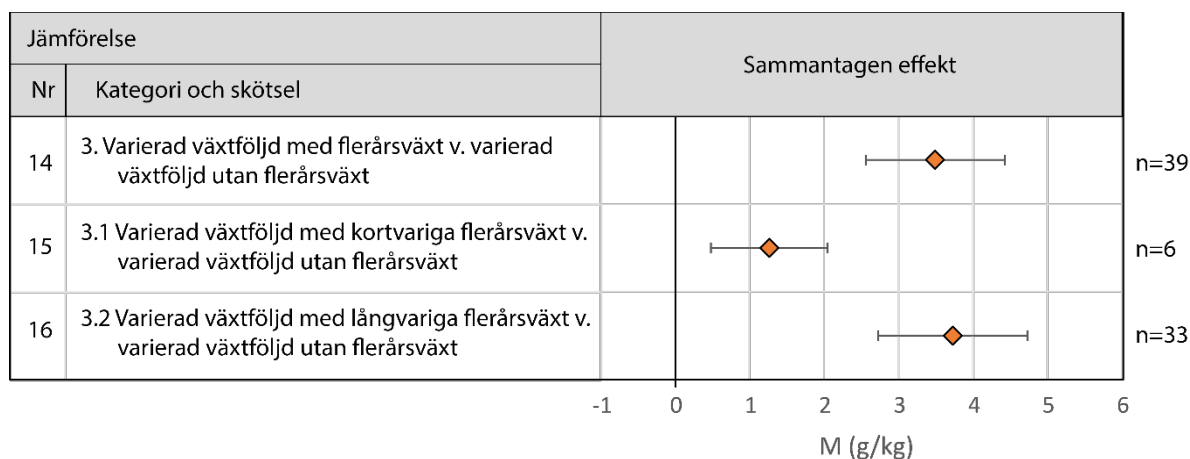
Vid endast ett fåtal av de 22 observationerna har ett plöjningsfritt jordbruk tillämpats, vilket gör att vi inte kan undersöka hur det skötselalternativet påverkar kolinlagringen vid varierade växtföljder med baljväxter.



Figur 15. Resultat av metaanalyser av koncentrationsdata inom ramen för Fråga 2. Romberna visar det viktade medelvärdet (M) av effektstorleken vid respektive jämförelse. Effektstorleken är en rå medelvärdesskillnad mellan en studerad växtföljd och en kontroll. De horisontella felstaplarna visar konfidensintervallet (95%) för M. n = antalet observationer inom respektive jämförelse. De studier som ingår i jämförelse 13 är en delmängd av de som ingår i jämförelse 12.

4.3.3 Varierade växtföljder med flerårsväxter jämfört med varierade växtföljder utan flerårsväxter (Fråga 3)

Totalt 39 observationer har kunnat göras inom ramen för fråga 3. Om samtliga dessa vägs samman blir halten av organiskt kol i genomsnitt 3,5 g/kg högre i varierade växtföljder som innehåller flerårsväxter än i varierade växtföljder som saknar flerårsväxter (Se Figur 16 och Bilaga 5). Konfidensintervallet (95%) för medelvärdet är 2,5 – 4,4. De flesta observationerna är gjorda för växtföljder med långvariga flerårsväxter (kategori 3.2), och om enbart de vägs samman blir medelvärdesskillnaden 3,7 g/kg. För växtföljder med kortvariga flerårsväxter (kategori 3.2) blir medelvärdesskillnaden 1,3 g/kg.



Figur 16. Resultat av metaanalyser av koncentrationsdata inom ramen för Fråga 3. Romberna visar det viktade medelvärdet (M) av effektstorleken vid respektive jämförelse. Effektstorleken är en rå medelvärdeskillnad mellan en studerad växtföljd och en kontroll. De horisontella felstaplarna visar konfidensintervallet (95%) för M. n = antalet observationer inom respektive jämförelse. De studier som ingår i jämförelserna 15–16 är olika delmängder av de som ingår i jämförelse 14.

4.3.4 Sammanvägda resultat i förhållande till studiernas bedömda tillförlitlighet

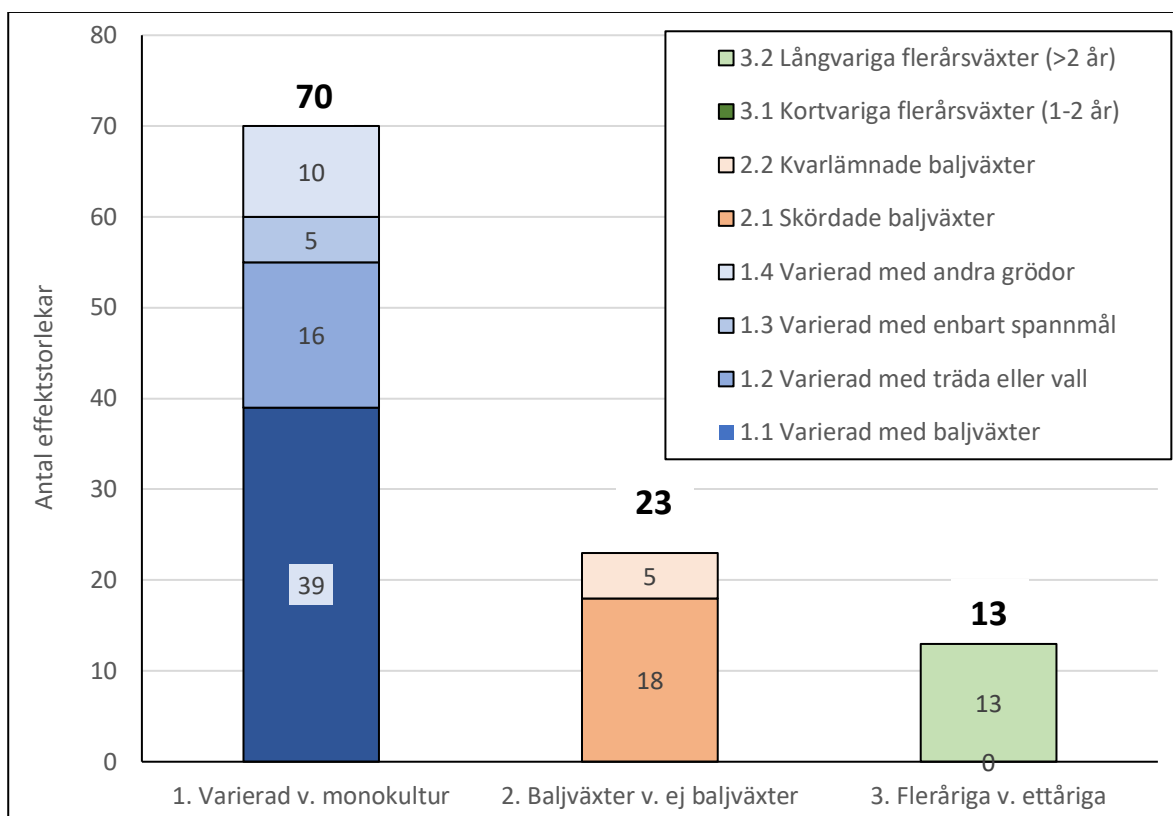
För att undersöka vilken betydelse studiernas bedömda tillförlitlighet har för de sammanvägda resultaten ovan har känslighetsanalyser gjorts. Vid dessa känslighetsanalyser har ovanstående sammanvägda resultat jämförts med de sammanvägda resultat som erhålls om endast de studier som har en högre total tillförlitlighetspoäng än 4 inkluderas. Dessa jämförelser visas i Bilaga 6. I flera fall blir effekten något större när endast de mest tillförlitliga studierna inkluderas, men det är inte några statistiskt signifikanta skillnader. Det går alltså inte att säga att studier med lägre bedömd tillförlitlighet är direkt missvisande.

Vi har även undersökt hur de enskilda kvalitetsaspekterna påverkar de sammanvägda resultaten. I några fall kan vi se att det finns en statistiskt signifikant korrelation mellan uppmätt effekt och studiens varaktighet, där effekten blir större med ökad varaktighet. Även detta visas i Bilaga 6.

Sammanfattningsvis har vi inte kunnat påvisa några generella metodologiska problem som föranleder oss att misstänka allvarliga skevheter (bias) i de inkluderade studierna. Vi bedömer därför att vi överlag kan vara så säkra på de slutsatser vi dragit som det statistiska underlaget tillåter oss att vara.

4.4 Kvantitativ syntes av förrådsdata

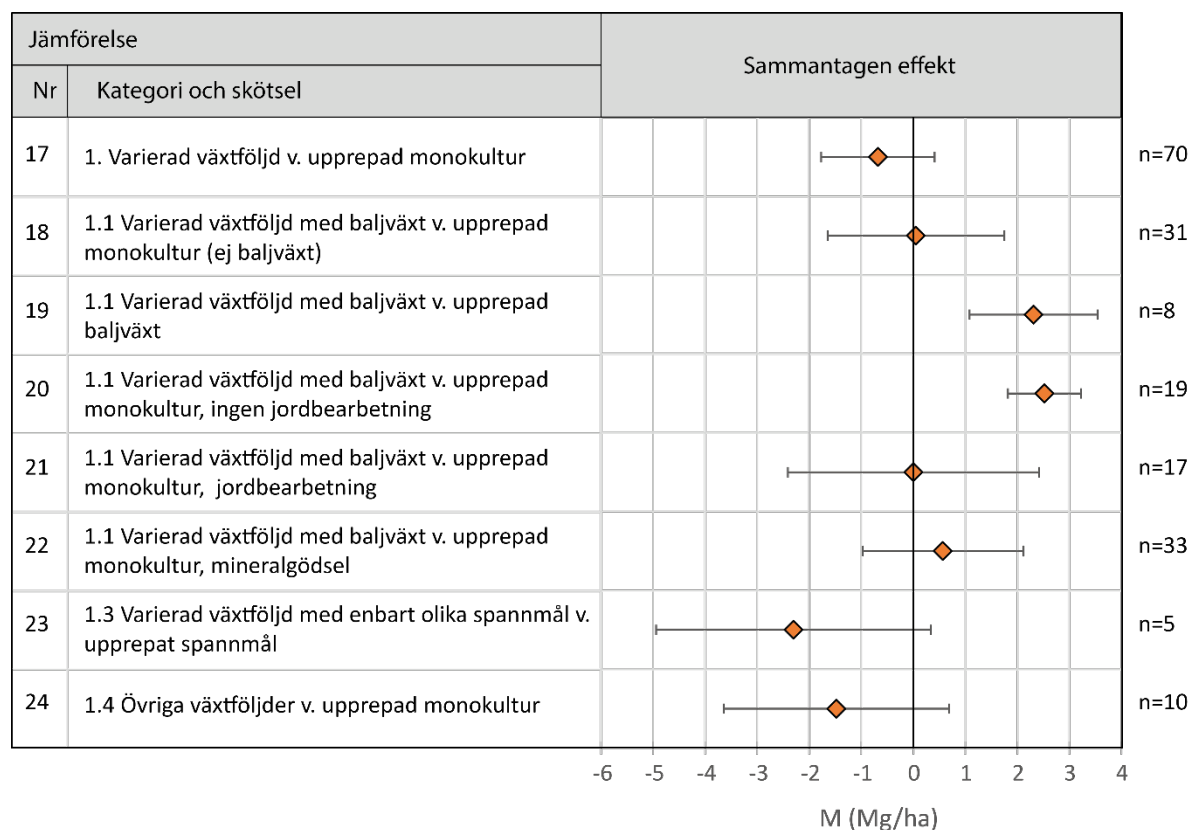
Några artiklar har redovisat mängden organiskt kol i jorden, så kallade förrådsdata, snarare än koncentrationen, och några artiklar har redovisat både och. I den här översikten har vi kunnat använda data från 26 artiklar i metaanalyser av förrådsdata. Dessa data omfattar lika många försökslokaler och 89 olika behandlingar. Totalt har 106 observationer mellan två olika behandlingar kunnat användas. Liksom för koncentrationsdata har de flesta observationerna (70) gjorts inom fråga 1 och då framförallt för växtföljder som inkluderar baljväxter (39). Antal observationer inom övriga kategorier visas i Figur 17.



Figur 17. Antal observationer (och därmed effektstorlekar) som kunnat användas i metaanalyser av förrädsdata inom de olika växtföljdskategorierna.

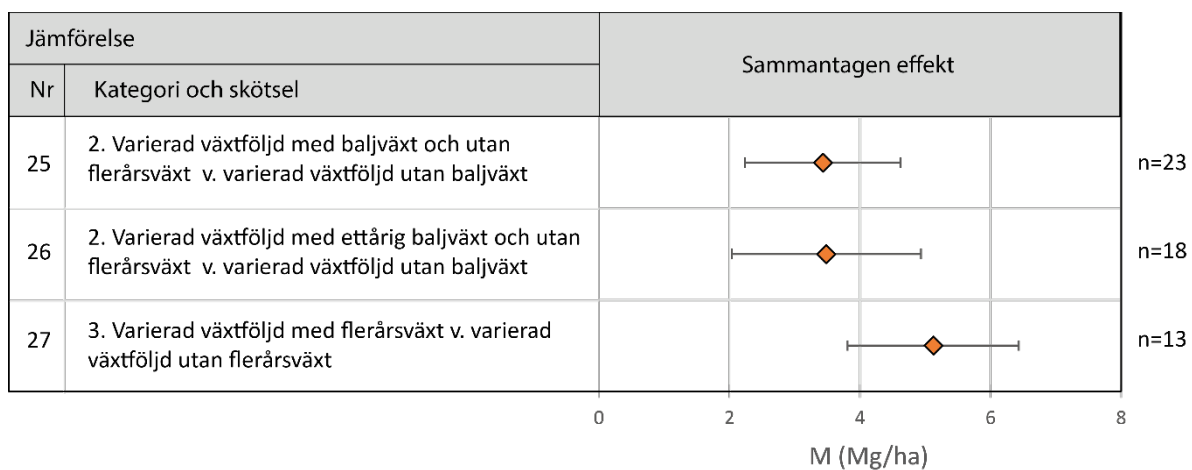
Det statistiska underlaget för förrädsdata är betydligt mindre än för koncentrationsdata men visar i stort sett samma mönster. Resultaten är dock inte lika tydliga vad gäller fråga 1, det vill säga varierade växtföljder jämfört med en upprepad monokultur. Vi kan inte med säkerhet säga att varierade växtföljder med baljväxter (kategori 1.1) ger en större mängd organiskt kol än en upprepad monokultur (se Figur 18, jämförelse 18). Det finns dock en signifikant effekt när enbart de studier där kontrollen är en upprepad baljväxt ingår i beräkningarna (se jämförelse 19). Detta är tvärtemot vad resultaten för koncentrationsdata visar. En möjlig förklaring till de här motstridiga resultaten kan dock vara att det i jämförelse 19 nästan enbart ingår system där ingen jordbearbetning ingår, och i sådana system finns också en tydlig signifikant effekt av varierade växtföljder med baljväxt, till skillnad från system där jordbearbetning förekommer (se jämförelse 20 och 21). Dessutom är det relativt få observationer som ingår i jämförelse 19, så det är vanskligt att dra några generella slutsatser från det resultatet. Vidare finns det endast två observationer (från samma lokal) där den varierade växtföljden innehåller en perenn baljväxt och därför går det inte att jämföra effekten av perenna baljväxter med effekten av ettåriga baljväxter på samma sätt som gjordes för koncentrationsdata. Inom kategori 1.1 har nästan alla studier gjorts i system där mineralgödsling utförts, åtminstone bland de studier där gödslingsmetoderna rapporterats. Vi kan därför inte heller jämföra effekterna vid olika gödslingsstrategier.

För varierade växtföljder med träd (kategori 1.2) är trädan inte närmare specificerad i någon av studierna. Vi kan därför inte säkert veta om det handlar om svartträda eller grönträda och har således inte gjort någon metaanalys för denna kategori. För de övriga kategorierna inom fråga 1, det vill säga varierade växtföljder med enbart spannmål (1.3) och övriga varierade växtföljder (1.4) syns inga statistiskt signifikanta effekter, även om det i båda fallen lutar åt det negativa hållet i likhet med resultaten för koncentrationsdata. I båda dessa fall är antalet observationer relativt litet (5 respektive 10).



Figur 18. Resultat av metaanalyser av förrädsdata inom ramen för Fråga 1. Romberna visar det viktade medelvärdet (M) av effektstorleken vid respektive jämförelse. Effektstorleken är en rå medelvärdeskilnad mellan en studerad växtföljd och en kontroll. De horisontella felstaplarna visar konfidensintervallet (95%) för M. n = antalet observationer inom respektive jämförelse. De studier som ingår i jämförelserna 18–24 är olika delmängder av de som ingår i jämförelse 17.

Däremot är det tydligt att när varierade växtföljder jämförs med varandra (fråga 2 och 3), ger växtföljder som innehåller baljväxter eller flerårsväxter en större mängd organiskt kol i jorden än andra varierade växtföljder. Resultaten av metaanalyserna är sammanställda i Figur 19 och Bilaga 5. På grund av att det statistiska underlaget är relativt litet har vi inte kunnat utvärdera faktorer såsom jordbearbetning och näringstillförsel på samma sätt som för koncentrationsdata.



Figur 19. Resultat av metaanalyser av förrådsdata inom ramen för Fråga 2 och 3. Romberna visar det viktade medelvärdet (M) av effektstorleken vid respektive jämförelse. Effektstorleken är en rå medelvärdeskillnad mellan en studerad växtföljd och en kontroll. De horisontella felstaplarna visar konfidensintervallet (95%) för M. n = antalet observationer inom respektive jämförelse. De studier som ingår i jämförelse 26 är en delmängd av de som ingår i jämförelse 25.

5 Slutsatser

Den systematiska översikten visar att val av växtföljder har betydelse för hur halten av organiskt kol i jord utvecklar sig, åtminstone såtillvida att det finns statistiskt signifikanta skillnader mellan vissa typer av växtföljder. Även om det finns en statistiskt signifikant skillnad kan den dock vara så liten att den i praktiken inte har någon betydelse. Det är svårt att ange någon skarp gräns för vad som är en praktiskt betydande skillnad, men givet att förrådet av kol i jordbruksmark är så stort som det är kan relativt små förändringar i koncentrationen spela en betydande roll för den globala kolbalansen.

5.1 Evidensgraderade slutsatser av den systematiska översikten

Nedanstående sex slutsatser är evidensgraderade. Det innebär att vi har bedömt hur säkra vi kan vara på slutsatserna (se avsnitt 3.7). Enkelt uttryckt baseras bedömningen på hur tillförlitliga resultaten i enskilda studier är, hur många studier som gjorts, och hur samstämmiga studiernas resultat är.

Vi har även gjort en ansats att skilja mellan effekter som är så pass stora att de har en praktisk betydelse och effekter som är så små att de kan betraktas som betydelselösa även om de skulle vara statistiskt signifikanta. Även om det är svårt att ange en skarp gräns för vad som kan anses vara en betydande effekt, har vi utgått från att förändringen av kolhalten behöver vara $\pm 0,2$ g/kg, vilket motsvarar ungefär 1–2 procent av genomsnittlig halt i svensk jordbruksmark. Om vi är säkra på att förändringen är mindre än så anser vi att jämförelsealternativen är likvärdiga.

Slutsats avseende Fråga 1: effekten av varierade växtföljder jämfört med upprepade monokulturer

Slutsats 1. Vi är säkra på att varierade växtföljder sammantaget ger en kolinlagring i marken som är likvärdig med kolinlagringen vid upprepade monokulturer (figur 15, jämförelse 1), men det finns situationer och förhållanden där den inte är likvärdig.

Slutsats 1a. Vid plöjningsfritt jordbruk ger varierade växtföljder som innehåller en baljväxt sammantaget en högre halt av organiskt kol i matjorden än en upprepad monokultur. Vi är säkra på att detta gäller. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 1,2 g/kg [0,78 – 1,6] (figur 15, jämförelse 5).

Slutsats 1b. När jordbearbetning förekommer finns inte någon statistiskt säkerställd skillnad mellan varierade växtföljder som innehåller en baljväxt och en upprepad monokultur. Vi är dock säkra på att den sammantagna effekten av en varierad växtföljd med en baljväxt i vart fall inte är negativ i någon betydande utsträckning. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 0,21 g/kg [-0,06 – 0,50] (figur 15, jämförelse 6).

Slutsats 1c. När ingen gödsling sker eller när organiska gödslingsmedel används, ger varierade växtföljder som innehåller en baljväxt en högre halt av organiskt kol i matjorden än en upprepad monokultur. Vi är säkra på att detta gäller. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 1,4 g/kg [0,81 – 2,0] (figur 15, jämförelse 7).

Slutsats 1d. När mineralgödsling sker finns inte någon statistiskt säkerställd skillnad mellan varierade växtföljder som innehåller en baljväxt och en upprepad monokultur. Vi är dock säkra på att den sammantagna effekten av en varierad växtföljd med en baljväxt i vart fall inte är negativ i någon betydande utsträckning. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 0,25 g/kg [-0,05 – 0,55] (figur 15, jämförelse 8).

Slutsats 1e. Varierade växtföljder där grönråda eller grön gödslingsvall ger sammantaget en högre halt av organiskt kol i jorden än en upprepad monokultur som utgörs av ett spannmål. Vi är säkra på att detta gäller åtminstone under de förutsättningar som gällt vid de fåtal studier som är inkluderade. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 0,53 g/kg [0,23 – 0,84] (figur 15, jämförelse 9).

Slutsats 1f. Varierade växtföljder med enbart olika sorters spannmål ger sammantaget en lägre halt av organiskt kol i jorden än en upprepad monokultur som utgörs av ett spannmål. Skillnaden kan dock vara så liten att den saknar praktisk betydelse. Vi är säkra på att detta gäller åtminstone under de förutsättningar som gällt vid de fåtal studier som är inkluderade. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: -0,42 g/kg [-0,68 – -0,16] (figur 15, jämförelse 10).

Slutsats 1g. Varierade växtföljder som saknar både baljväxter och grönråda eller grön gödslingsvall, men som förutom spannmål även kan innehålla andra grödor såsom rotfrukter eller raps ger sammantaget en lägre halt av organiskt kol i jorden än en upprepad monokultur. Skillnaden kan dock vara så liten att den saknar praktisk betydelse. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: -0,28 g/kg [-0,58 – 0,03] (figur 15, jämförelse 11).

Slutsats avseende Fråga 2: effekten av baljväxter vid varierade växtföljder

Slutsats 2. Vi är säkra på att baljväxter har en positiv effekt på halten organiskt kol i jorden vid varierade växtföljder.

Slutsats 2a. Baljväxter har en positiv effekt på halten av organiskt kol i jorden vid varierade växtföljder. Vi är säkra på att detta gäller. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 1,8 g/kg [1,3 – 2,2] (Figur 16, jämförelse 12).

Slutsats 2b. Baljväxter har en positiv effekt på halten av organiskt kol i jorden vid varierade växtföljder. Vi är säkra på att detta gäller även när baljväxterna (eller andra växter) inte utgör någon flerårsväxt. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 0,61 g/kg [0,38 – 0,84]. (Figur 16, jämförelse 13)

Slutsats avseende Fråga 3: effekten av flerårsväxter vid varierade växtföljder

Slutsats 3. Vi är säkra på att flerårsväxter har en positiv effekt på halten av organiskt kol i jorden vid varierade växtföljder.

Slutsats 3a. Flerårsväxter har en positiv effekt på halten av organiskt kol i jorden vid varierade växtföljder. Vi är säkra på att detta gäller. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 3,5 g/kg [2,5 – 4,4] (Figur 17, jämförelse 14)

Slutsats 3b. Flerårsväxter har en positiv effekt på halten av organiskt kol i jorden vid varierade växtföljder. Vi är säkra på att detta gäller även för enbart kortvariga (≤ 2 år) flerårsväxter. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 1,3 g/kg [0,47 – 2,1] (Figur 17, jämförelse 15).

Slutsats 3c. Flerårsväxter har en positiv effekt på halten av organiskt kol i jorden vid varierade växtföljder. Vi är säkra på att detta gäller även för enbart långvariga (> 2 år) flerårsväxter. Medeleffekt och konfidensintervall 95%: 3,7 g/kg [2,7 – 4,7] (Figur 17, jämförelse 16).

5.2 Övriga slutsatser av den systematiska översikten

Det är förhållandevis få enskilda studier som trots att de pågått 10 år eller längre har kunnat påvisa statistiskt signifikanta skillnader i halt av organiskt kol i jorden mellan olika typer av växtföljder, inklusive upprepade monokulturer. De skillnader vi har rapporterat här framkommer tydligare när många studier vägs samman och det statistiska underlaget därmed blir större. Det innebär att det blir svårt att basera ett eventuellt ersättningssystem på faktisk mängd inlagrad kol. En mer framkomlig väg är att det baseras på en modellerad mängd inlagrad kol, baserad på vilka åtgärder som vidtas av det enskilda jordbruket.

I den här systematiska översikten har vi identifierat ett antal områden där mer forskning kan behövas. Vi har även identifierat några brister i den befintliga forskningen, eller snarare rapporteringen, som framtida forskning bör beakta:

- Vi har kunnat använda relativt få studier som har undersökt skillnaden i halt av organiskt kol i jorden mellan varierade växtföljder med grönträda eller grüngödslingsvall och en upprepad monokultur. Detsamma gäller för varierade växtföljder med enbart olika sorters spannmål jämfört med en upprepad monokultur. I båda dessa fall behövs fler studier för säkrare slutsatser, och vi uppmuntrar därmed till ytterligare forskning inom området.
- På grund av ofullständig rapportering av resultat har endast cirka en femtedel av alla jämförande observationer mellan två olika växtföljder kunnat användas vid sammanvägningar i metaanalyser. Vi vill därför uppmuntra forskare att vid kommande studier rapportera på ett mer transparent och fullständigt sätt. Vi ser gärna att rådata redovisas, men framförallt behövs för varje behandling (växtföljd vid en viss skötselmetod) ett medelvärde och spridningsmått, till exempel varians, och antal analysenheter (som medelvärde och varians baseras på). Det är nödvändigt med en fullständigare rapportering för att kunna bedöma de vetenskapliga artiklarnas tillförlitlighet.
- I många studier finns det också brister i informationen om skötselmetoder avseende jordbearbetning, näringstillförsel och omhändertagande av skörderester, det vill säga sådana faktorer som kan ha stor betydelse för hur de olika växtföljderna påverkar inlagringen av organiskt kol i jorden. Vi uppmuntrar därför forskare att vara mer transparenta i hur skötselmetoder presenteras.

Bilagor

Till denna systematiska översikt hör följande bilagor:

Bilaga 1: Litteratursökning

Bilaga 2: Ej tillgängliga och exkluderade artiklar

Bilaga 3: Beräkningsmetoder

Bilaga 4: Databas med metadata och effektstorlekar (Excelfil)

Bilaga 5: Resultat av metaanalyser (tabeller och figurer)

Bilaga 6: Utvärdering av kritisk granskning

Referenser

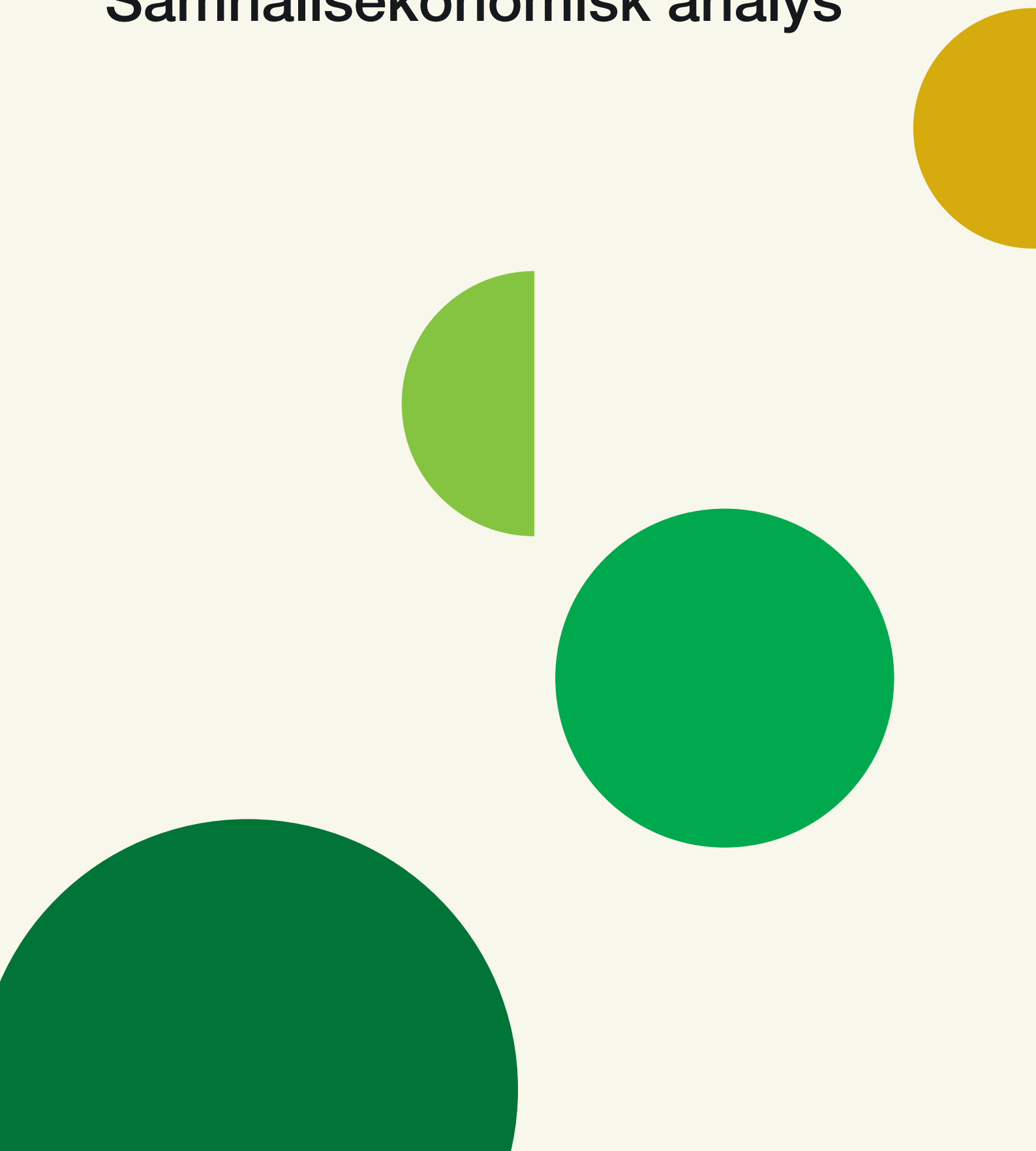
- Barré, P., Eglin, T., Christensen, B. T., Ciais, P., Houot, S., Kätterer, T., van Oort, F., Peylin, P., Poulton, P. R., Romanenkov, V., and Chenu, C., 2010, Quantifying and isolating stable soil organic carbon using long-term bare fallow experiments: *Biogeosciences*, v. 7, no. 11, p. 3839-3850.
- Barrios, E., 2007, Soil biota, ecosystem services and land productivity: *Ecological Economics*, v. 64, no. 2, p. 269-285.
- Betts, R. A., Falloon, P. D., Goldewijk, K. K., and Ramankutty, N., 2007, Biogeophysical effects of land use on climate: Model simulations of radiative forcing and large-scale temperature change: *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 142, no. 2, p. 216-233.
- Bolinder, M., Kätterer, T., Andrén, O., Ericson, L., Parent, L.-E., and Kirchmann, H., 2010, Long-term soil organic carbon and nitrogen dynamics in forage-based crop rotations in Northern Sweden (63–64 N): *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 138, no. 3, p. 335-342.
- Bolinder, M. A., Janzen, H. H., Gregorich, E. G., Angers, D. A., and VandenBygaart, A. J., 2007, An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada: *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 118, no. 1-4, p. 29-42.
- Bolinder, M. A., Kätterer, T., Andrén, O., and Parent, L. E., 2012, Estimating carbon inputs to soil in forage-based crop rotations and modeling the effects on soil carbon dynamics in a Swedish long-term field experiment: *Canadian Journal of Soil Science*, v. 92, no. 6, p. 821-833.
- Brady, M. V., Hedlund, K., Cong, R. G., Hemerik, L., Hotes, S., Machado, S., Mattsson, L., Schulz, E., and Thomsen, I. K., 2015, Valuing Supporting Soil Ecosystem Services in Agriculture: A Natural Capital Approach: *Agronomy Journal*, v. 107, no. 5, p. 1809-1821.
- Bullock, D. G., 1992, CROP-ROTATION: Critical Reviews in Plant Sciences, v. 11, no. 4, p. 309-326.
- Campbell, C. A., Janzen, H. H., Paustian, K., Gregorich, E. G., Sherrod, L., Liang, B. C., and Zentner, R. P., 2005, Carbon storage in soils of the North American Great Plains: Effect of cropping frequency: *Agronomy Journal*, v. 97, no. 2, p. 349-363.
- Christensen, B. T., and Johnston, A. E., 1997, Chapter 18 Soil organic matter and soil quality-Lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted, *Developments in Soil Science*, Volume 25, p. 399-430.
- Christopher, S. F., and Lal, R., 2007, Nitrogen management affects carbon sequestration in North American cropland soils: *Critical Reviews in Plant Sciences*, v. 26, no. 1, p. 45-64.
- Cohen, J., 1968, Weighted kappa: Nominal scale agreement provision for scaled disagreement or partial credit: *Psychological Bulletin*, v. 70, no. 4, p. 213.
- Davidson, E. A., and Janssens, I. A., 2006, Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change: *Nature*, v. 440, no. 7081, p. 165-173.
- European Commission, The Bioeconomy Strategy, Research & Innovation, <http://ec.europa.eu/research/bioeconomy/index.cfm?pg=policy&lib=strategy>, Accessed 12 January 2017, v. 2017-02-01.
- Fernández-Martínez, M., Sardans, J., Chevallier, F., Ciais, P., Obersteiner, M., Vicca, S., Canadell, J. G., Bastos, A., Friedlingstein, P., Sitch, S., Piao, S. L., Janssens, I. A., and Peñuelas, J., 2019, Global trends in carbon sinks and their relationships with CO₂ and temperature: *Nature Climate Change*, v. 9, no. 1, p. 73-79.

- Gan, Y. T., Hamel, C., O'Donovan, J. T., Cutforth, H., Zentner, R. P., Campbell, C. A., Niu, Y. N., and Poppy, L., 2015, Diversifying crop rotations with pulses enhances system productivity: *Scientific Reports*, v. 5.
- Haddaway, N. R., Collins, A., Coughlin, D., and Kirk, S., 2015a, The role of Google Scholar in evidence reviews and its applicability to grey literature searching: *PLOS ONE*, v. 10, no. 9.
- Haddaway, N. R., Hedlund, K., Jackson, L. E., Jørgensen, H. B., Kätterer, T., Lugato, E., Söderström, B., and Thomsen, I. K., 2015b, What are the effects of agricultural management on soil organic carbon (SOC) stocks? A systematic map: *Environmental Evidence*, v. 4, no. 23.
- Haddaway, N. R., Hedlund, K., Jackson, L. E., Kätterer, T., Lugato, E., Thomsen, I. K., Jørgensen, H. B., and Isberg, P.-E., 2017, How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review: *Environmental Evidence*, v. 6, no. 1, p. 30.
- Harzing, A. W., 2007, Publish or Perish: available from <https://harzing.com/resources/publish-or-perish>.
- Hati, K. M., Swarup, A., Dwivedi, A., Misra, A., and Bandyopadhyay, K., 2007, Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a vertisol of central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 119, no. 1, p. 127-134.
- Holland, J., 2004, The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 103, no. 1, p. 1-25.
- Hurisso, T. T., Norton, J. B., and Norton, U., 2013, Soil profile carbon and nitrogen in prairie, perennial grass-legume mixture and wheat-fallow production in the central High Plains, USA: *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 181, p. 179-187.
- Jobbagy, E. G., and Jackson, R. B., 2000, The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation: *Ecological Applications*, v. 10, no. 2, p. 423-436.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., and Rubel, F., 2006, World map of the Köppen-Geiger climate classification updated: *Meteorologische Zeitschrift*, v. 15, no. 3, p. 259-263.
- Kucharik, C. J., Brye, K. R., Norman, J. M., Foley, J. A., Gower, S. T., and Bundy, L. G., 2001, Measurements and modeling of carbon and nitrogen cycling in agroecosystems of southern Wisconsin: Potential for SOC sequestration during the next 50 years: *Ecosystems*, v. 4, no. 3, p. 237-258.
- Lal, R., 2010, Managing Soils and Ecosystems for Mitigating Anthropogenic Carbon Emissions and Advancing Global Food Security: *Bioscience*, v. 60, no. 9, p. 708-721.
- , 2011, Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems: *Food Policy*, v. 36, Supplement 1, p. S33-S39.
- Lal, R., and Follett, R., 2009, Soils and climate change, *in* Lal, R., and Follett, R., eds., *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*, Volume 57: Madison, Wisconsin, SSSA Special Publication.
- Land, M., Haddaway, N. R., Hedlund, K., Jørgensen, H. B., Kätterer, T., and Isberg, P.-E., 2017, How do selected crop rotations affect soil organic carbon in boreo-temperate systems? A systematic review protocol: *Environmental Evidence*, v. 6, no. 1, p. 9.
- Persson, T., Bergkvist, G., and Kätterer, T., 2008, Long-term effects of crop rotations with and without perennial leys on soil carbon stocks and grain yields of winter wheat: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 81, no. 2, p. 193-202.
- Schlesinger, W. H., 1991, *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*, San Diego, California, Academic Press, Inc., 443 p.:
- Singh, A. S., and Masuku, M. B., 2012, An Insight in Statistical Techniques and Design in Agricultural and Applied Research: *World Journal of Agricultural Sciences*, v. 8, no. 6, p. 568-584.

-
- Smith, P., 2004, How long before a change in soil organic carbon can be detected?: *Global Change Biology*, v. 10, no. 11, p. 1878-1883.
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A. B., de Courcelles, V. D., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P. C., Chenu, C., Jastrow, J. D., Lal, R., Lehmann, J., O'Donnell, A. G., Parton, W. J., Whitehead, D., and Zimmermann, M., 2013, The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon: *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 164, p. 80-99.
- UNEP, 2011, *Working towards a Balanced and Inclusive Green Economy: A United Nations System-wide Perspective*.
- West, T. O., and Post, W. M., 2002, Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis: *Soil Science Society of America Journal*, v. 66, no. 6, p. 1930-1946.
- Yang, X., Li, P., Zhang, S., Sun, B., and Xinping, C., 2011, Long - term - fertilization effects on soil organic carbon, physical properties, and wheat yield of a loess soil: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, v. 174, no. 5, p. 775-784.

Del 2

Samhällsekonomisk analys



Del 2. Samhällsekonomisk analys

| | |
|---|-----------|
| Sammanfattning | 46 |
| 1 Introduktion | 47 |
| 2 Problembeskrivning | 49 |
| 2.1 Konceptuell modell/händelsekedja över problemet | 49 |
| 2.2 Samhällsekonomisk problembeskrivning | 51 |
| 2.3 Befintlig förvaltning och dess förmåga att hantera marknadsmisslyckandena | 52 |
| 3 Kostnads-nyttoanalys | 53 |
| 3.1 Åtgärdsbeskrivning | 53 |
| 3.2 Alternativa åtgärder för kolinlagring | 54 |
| 3.3 Fallstudie över den skånska slättbygden | 55 |
| 3.4 Val av referensalternativ | 58 |
| 3.5 Metod: samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys | 59 |
| 3.6 Resultat kostnads-nyttoanalysen | 64 |
| 3.7 Sammanfattning kostnads-nyttoanalys | 69 |
| 4 Styrmedelsanalys | 71 |
| 4.1 Förutsättningar att beakta i valet av styrmedel | 71 |
| 4.2 Styrmedelskategorier och deras lämplighet att få till stånd åtgärden | 72 |
| 4.3 Finansiell ersättning genom omvända auktioner | 75 |
| 4.4 Omvända auktioners förhållande till olika styrmedelskriterier | 80 |
| 4.5 Omvända auktioners hantering av utmaningar | 87 |
| 4.6 Diskussion styrmedelsanalys | 89 |
| Bilagor | 91 |
| Referenser | 92 |

Sammanfattning

Den samhällsekonomiska analysen tar vid där den systematiska översikten slutar. Då översikten visar att vissa typer av ändrade växtföljder har positiva effekter på kolinlagringen och därmed klimatmålen ger den samhällsekonomiska analysen svar på frågan ifall denna åtgärd är samhällsekonomiskt lönsam. Den genomförda kostnads-nyttoanalysen som redovisas i avsnitt 3 kommer fram till att värdet på den miljönytta som den ökade kolinlagringen genererar överstiger de kostnader som den ändrade växtföljden innebär.

Att ändrade växtföljder är samhällsekonomiskt lönsam samtidigt som marknaden inte kommer förmå jordbrukarna att implementera åtgärden till den samhällsekonomiskt optimala nivån innebär att staten kommer att behöva införa styrmedel i syfte att skapa incitament för jordbrukarna att ändra växtföljderna. Vad som är det mest lämpliga styrmedlet för detta avgörs i hög grad av vad som kännetecknar problemet, åtgärden och de som ska utföra åtgärden, dvs. jordbrukarna. Det faktum att det råder stor heterogenitet vad gäller såväl kostnaderna som effekterna av växtföljdsändringarna innebär att styrmedlet behöver vara differentierat för att kunna uppnå kostnadseffektivitet, något som oftast är enklare att erhålla med ekonomiska styrmedel.

Åtgärden genererar positiva externa effekter på miljömålen, vilket talar för att jordbrukarna bör erhålla en ersättning för genomförandet. Närvaron av asymmetrisk information mellan myndigheter och jordbrukare vad gäller de faktiska åtgärdskostnaderna gör att omvänd auktionering kan vara ett lämpligt styrmedel eftersom det har god potential för kostnadseffektivitet samtidigt som det kan uppnå större effekt på målet givet en statsfinansiell budget. Det bör dock understrykas att styrmedelsanalysen i denna rapport bör betraktas som preliminär och att en mer utförlig styrmedelsanalys kommer att behöva genomföras när beslut fattats om åtgärden ska genomföras samt till vilken grad, dvs. hur stor kolinlagring ska uppnås alternativt vilken budget avsätt för åtgärden.

Den samhällsekonomiska analysen har bidragit till att öka kunskaperna kring de kostnader och nyttor som åtgärden ändrade växtföljder ger upphov till. Kunskap och kunskapsbrister rörande omvänd auktionering som styrmedel presenteras i styrmedelsanalysen.

1 Introduktion

Från och med den 1 januari 2018 har Formas i uppdrag att *genom systematisk utvärdering, analyser och sammanställningar av resultat från publicerad forskning ta fram underlag som kan utgöra ett vetenskapligt stöd för utveckling av kostnadseffektiva styrmedel och åtgärder i arbetet med att uppnå det generationsmål för miljöarbetet och de miljö kvalitetsmål som riksdagen har fastställt*. Formas har även fått i uppdrag att *Identifiera styrmedel och åtgärder inom miljöområdet vars effekter det saknas tillräcklig kunskap om*. För att genomföra dessa uppdrag på ett tillfredsställande sätt är genomförandet av samhällsekonomiska analyser centralt.

Formas har som ambition att samtliga systematiska översikter kompletteras med någon typ av samhällsekonomisk analys. I de fall översikten berör en viss åtgärds effekt på ett miljömål eller dess kostnader bidrar samhällsekonomiska analyser med beslutsunderlag för att identifiera kostnadseffektiva åtgärder och styrmedel.

De samhällsekonomiska analyserna erbjuder ett logiskt, strukturerat och systematiskt tillvägagångssätt genom vilket ett allsidigt och transparent beslutsunderlag för olika miljöpolitiska förslag (rörande exempelvis val av kostnadseffektiva åtgärder och styrmedel) kan tas fram och presenteras. Samhällsekonomiska analyser syftar till att besvara ett antal olika typer av frågeställningar:

- I en *konceptuell analys* av miljöproblemet identifieras de beteenden och incitament vilka ligger bakom beslut som orsakar miljöpåverkan samt vilken typ av marknadsmisslyckande¹ som motiverar statlig intervention.
- I en *kostnads-nyttoanalys* undersöks vilka samhällsekonomiska intäkter (nyttor) och kostnader som följer av olika mål, åtgärder eller styrmedel. Denna analys kan därmed bedöma ifall målet, åtgärden eller styrmedlet är samhällsekonomiskt lönsam (dvs. dess nyttor överstiger dess kostnader).
- I en *kostnadseffektivitetsanalys* undersöks vilka kostnader som olika miljöåtgärder innebär samt vilka åtgärder som kan nå ett visst miljömål till den lägsta samhällsekonomiska kostnaden. Den säger med andra ord inget om den samhällsekonomiska lönsamheten av ett visst miljömål (det besvaras av kostnads-nyttoanalysen) utan bedömer enbart kostnaderna.
- I en *styrmedelsanalys* undersöks vilket styrmedel som är lämpligast för att få de kostnadseffektiva åtgärderna genomförda. I en *ex-ante styrmedelsanalys* motiveras samt utvärderas möjliga styrmedel utifrån vilka effekter av styrmedlet som förväntas, medan en *ex-post styrmedelsanalys* utvärderar effekterna av ett befintligt styrmedel i efterhand.
- I en *konsekvensanalys* undersöks vilka konsekvenser ett visst mål, åtgärd eller styrmedel har för olika berörda aktörer.

Utifrån översikten om ändrade växtföljder kan slutsatsen dras att denna typ av åtgärd har en positiv effekt på jordbruksmarkens kolinlagring. Utifrån ett klimatpolitiskt perspektiv bör man därefter bedöma ifall denna åtgärd är samhällsekonomiskt lönsam alternativt kostnadseffektiv. Om åtgärden

¹ Ett marknadsmisslyckande innebär att en fri marknad inte själv ger upphov till samhällsekonomiskt effektiva lösningar.

skulle visa sig vara lönsam, alternativt utgör en kostnadseffektiv åtgärd för att nå ett visst miljömål, är det motiverat att genomföra en styrmedelsanalys i syfte att identifiera vilket styrmedel som är mest lämpat för att få åtgärden genomförd samt hur detta styrmedel bör utformas.

Denna del av rapporten inleds med en samhällsekonomisk problembeskrivning i syfte att identifiera de för frågeställningen relevanta marknadsmisslyckanden och incitamentsstrukturer. Det främsta syftet med denna problembeskrivning är att fungera som underlag och vägledning i den samhällsekonomiska analysen. En förståelse för till exempel rådande marknadsmisslyckanden, incitamentsstrukturer, och kunskapsbrister har stor betydelse i valet av styrmedel.

Syftet med den samhällsekonomiska kostnads-nyttoanalysen är att bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten av olika typer av växtföljder vilka ökar kolinlagringen i jordbruksmark. Denna bedömning utgår från resultaten av den genomförda översikten i rapportens första del. Därefter genomförs en styrmedelsanalys i vilken omvänd auktionering föreslås som lämpligt styrmedel för att få till stånd de mest kostnadseffektiva åtgärderna för kolinlagring genom ändrade växtföljder.

2 Problembeskrivning

Syftet med problembeskrivningen är att utifrån ett helhetsperspektiv beskriva det miljöproblem forskningssammanställningen adresserar samt även motivera valet av frågeställningen. En holistisk bild av problemet kan illustreras genom en händelsekedja vilken beskriver hur problemet uppstår, hur det påverkar den mänskliga välfärden samt vad man i dagsläget gör för att hantera problemet (förvaltningspolitiken).

Den samhällsekonomiska problembeskrivning syftar till att i första hand identifiera eventuella marknadsmisslyckanden samt vilka beteenden (och incitament för dessa) som ger upphov till miljöproblemet i fråga. Den samhällsekonomiska problembeskrivning utgår från att klimatförändringar uppstår som en följd av olika beteenden och beslut i företag och hushåll och att det därför är i dessa beslutssituationer som förvaltningspolitiska styrmedel har bäst verkan. Den samhällsekonomiska beskrivning inleds med att fastställa närvaron av eventuella marknadsmisslyckanden (se Bilaga 10 för beskrivning av olika marknadsmisslyckanden) vilka motiverar någon form av statlig intervention.² Hur det befintliga förvaltningssystemets utformning adresserar eller eventuellt bidrar till problemet diskuteras också.

2.1 Konceptuell modell/händelsekedja över problemet

I detta avsnitt beskrivs en konceptuell modell för klimatförändringarna i syfte att beskriva kolinlagringens betydelse utifrån ett helhetsperspektiv.

Konceptuella modeller är grafiska representationer av orsak och effektsamband inom ett visst system, vilka tillför en förenklad översikt av komplexa processer (Fischenich, 2008).³ Det så kallade DAPSIR (Drivers, Activities, Pressures, State, Impact, Response) ramverket utgör ett exempel på en konceptuell modell som ofta används för att beskriva det miljöproblem man avser analysera (OECD 1993; Turner et al. 1998; EEA 1999; Cooper et al. 2012; Gregory et al. 2013; Zhou et al. 2015; Scharin et al. 2016; Elliot et al. 2017). Detta ramverk, vilket illustreras i figur 1, delar upp systemet i sig utifrån drivkrafter, aktiviteter, belastningsfaktorer, tillstånd, påverkan. Dessutom inkluderar ramverket även själva förvaltningssystemet (i form av målformuleringar, institutioner och styrmedel). DAPSIR hänvisas i rapporten härnäst som händelsekedjan

Klimatförändringar (dvs ett förändrat tillstånd i miljön) uppstår på grund av ett ökat antropogent utsläpp av växthusgaser, vilket i sin tur kan förklaras av olika aktiviteter såsom jordbruksproduktion, energiproduktion, transporter, industriell produktion. Dessa aktiviteter möter den efterfrågan på varor och tjänster vilken förklaras av olika socio-ekonomiska och sociokulturella drivkrafter såsom befolkningsökning, teknisk utveckling och globalisering.⁴ Klimatförändringarna påverkar den mänskliga välfärden på en mängd olika sätt. De orsakar bland annat stora

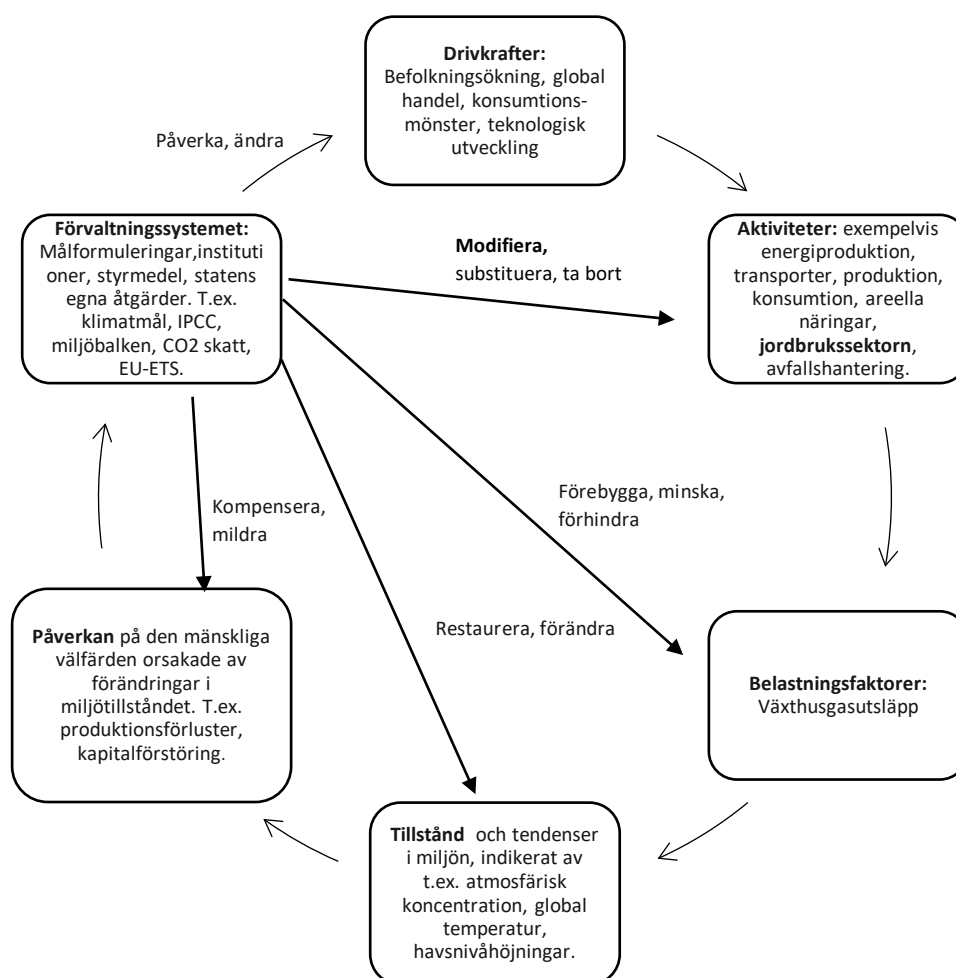
² Interventioner i form av styrmedel och offentliga åtgärder, med syfte att styra mot miljöpolitiska mål, motiveras utifrån ett effektivitetsperspektiv. Det vill säga, dessa styrmedel ska leda till en förbättrad resursallokering vilket innebär att den totala mänskliga välfärden i ett samhälle ökar. Genom att identifiera varför den rådande resursallokeringen inte är optimal kan motiveringar till statlig intervention genom statliga åtgärder och styrmedel erhållas.

³ Konceptuella modeller används oftast inom miljöforskning (Fischenich 2008), bedömning (Margoluis et al. 2009), utbildning (DEHP 2012) och kommunikation (Heemskerck et al. 2003) och kan utföras på många olika sätt.

⁴ Drivkrafter beskrivs oftast mer generellt, men kan behöva beskrivas i mer detalj om de används som utgångspunkt för att ta fram olika scenarier för miljöområdet, eftersom det är utvecklingen av dessa som i slutändan är av betydelse för miljötillståndet.

samhällsekonomiska kostnader i form av produktionsförluster inom främst jordbruket på grund av torka, översvämningar och havsnivåhöjningar.

En begränsning av framtida klimatförändringar kan främst uppnås genom att minska utsläppen av växthusgaser genom interventioner riktad mot de bakomliggande aktiviteterna och drivkrafterna.



Figur 1 Konceptuell modell (händelsekedja) klimat, modifierad från Elliott et al. 2017.

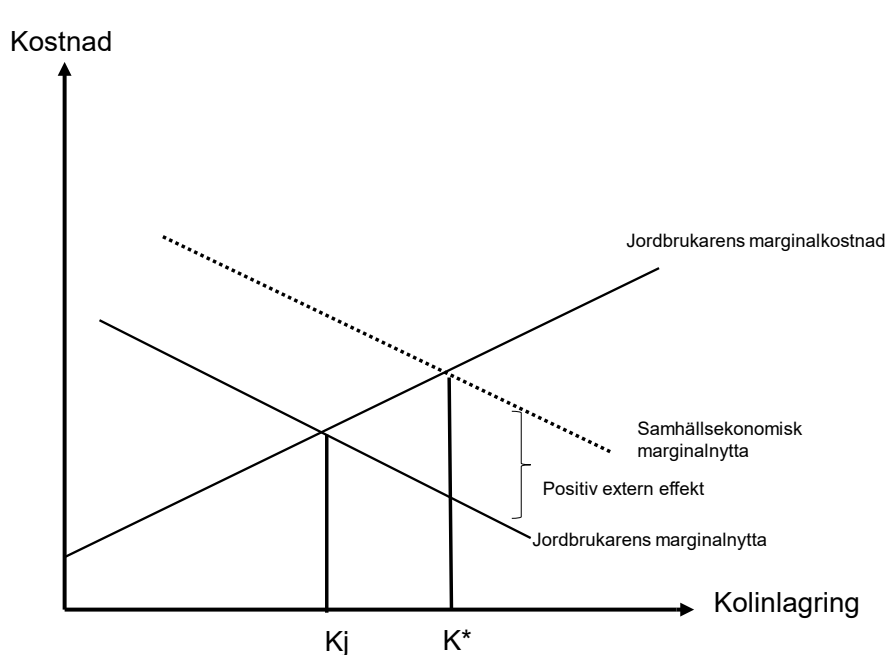
Jordbrukssektorn stod 2019 för 14 procent av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser och det är därför motiverat att bedöma möjliga åtgärder för att minska dess klimatpåverkan. Av jordbrukets utsläpp av växthusgaser stod utsläpp från jordbruksmark för 49 procent, djurens fodermältning för 42 procent och den återstående 9 procenten orsakades av gödselhantering. (Naturvårdsverket 2021)⁵ Eftersom det är svårt att minska vissa av utsläppen som orsakas av jordbruksproduktionen kan åtgärder som ökar kolinlagringen i jordbruksmarken bidra till att begränsa effekterna av utsläppen. Ändrade växtföljder har först fram som en åtgärd som har god potential för att öka kolinlagringen i jordbruksmarken (IVA 2019).

⁵ <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-fran-jordbruk/>

Det finns ett antal olika drivkrafter för jordbrukaren att ändra sina växtföljder på ett sådant sätt som leder till ökad kolinlagring såsom ett minskat behov av mineralgödsel i framtiden, ökade framtida skördar, samt att en ökad kolinlagring kan utgöra en klimatanpassningsåtgärd, dvs ett försäkringsvärde. Mot detta står dock drivkraften att odla det som ger mest företagsekonomisk vinst på kort sikt.

2.2 Samhällsekonomisk problembeskrivning

Kolinlagringens positiva effekter (i form av att det begränsar klimatpåverkan, övergödningen samt även kan ha positiva effekter på biologisk mångfald) bör betraktas som externa utifrån att jordbrukarna inte behöver ta hänsyn till dessa i sitt val av växtföljdsordning. Anledningen till att de är externa beror ofta på att just dessa effekter inte är prissatt på någon marknad och därför erhåller inte heller jordbrukaren några ekonomiska incitament att ändra växtföljden. Som framgår av figuren nedan kommer, i närvaron av positiva externa effekter, den nivå av kolinlagring som uppstår då jordbrukaren väljer den utifrån sitt perspektiv optimala växtföljden (K_j) att ligga under den samhällsekonomiskt optimala (K^*). Detta innebär att en statlig intervention som genom ändrade växtföljder ökar kolinlagringen till den samhällsekonomiskt optimala nivån genererar en välfärdsvinst för samhället som helhet.



Figur 2 Positiva externa effekter av ökad kolinlagring

Det bör tilläggas att det för jordbrukaren även uppstår privata nyttor av ändrade växtföljder i form av minskat framtida gödselbehov, ökad produktivitet av jordbruksmarken, minskade sjukdomar, mindre risker samt i längden starkare förmåga att hantera klimatförändringar (Brady et al. 2019). Denna ökning i naturkapital ökar även markens värde över tiden.⁶

⁶ I de fall markägare och jordbrukare inte är en och samma (jordbrukaren arrenderar marken) kan incitamenten till att ta hänsyn till denna nytta i sitt beslutsfattande skilja sig från de fall där jordbrukaren även äger marken.

Förutsatt att jordbrukaren är medveten om de privata nyttorna kommer detta nödvändigtvis inte leda till att den för samhället optimala nivån uppnås (K^* i vilken samhällets marginalnytta av ändrad växtföljd är lika med dess marginalkostnad) eftersom den externa klimatnyttan för samhället är stor. Dessutom är jordbrukarens diskonteringsränta med största sannolikhet större än samhällets vilket gör att hen nedvärderar framtida privata nyttor. Ifall jordbrukaren ej är medvetna om den privatnytta som en ökad kolinlagring genererar råder det ytterligare ett marknadsmisslyckande i form av informationsbrist.

Närvaron av asymmetrisk information, i det att myndigheter inte känner till jordbrukarens kostnad i lika hög grad som jordbrukaren själv, utgör även det ett marknadsmisslyckande som behöver beaktas, särskilt vad gäller valet och utformningen av styrmedel. Det kan även föreligga asymmetrisk information åt andra hållet i det att jordbrukaren kanske inte har möjlighet att bedöma det samhällsekonomiska värdet av att hen ändrar sin växtföljd.

2.3 Befintlig förvaltning och dess förmåga att hantera marknadsmisslyckandena

Sverige har skrivit på det globala 4 promille-initiativet som lanserades på COP 21, FN:s klimatmöte i Paris 2015. Detta initiativ har satt som målsättning att öka kolinlagringen i jordbruksmark med 4 promille per året i syfte att bromsa ökningen av koldioxid i atmosfären. (IVA 2019). Enligt Jordbruksverket (2018) skulle ett svenskt promillemål för jordbruket på 1–2 promille av den totala jordbruksmarkens kolinnehåll vara ett rimligt mål, vilket skulle kräva att ungefär 500 000 hektar ytterligare odlas med fånggrödor, samt att ytterligare ca 500 000 hektar ställs om från annuella grödor till vall eller andra perenna grödor. Enligt en studie av Kungliga Ingenjörsvetenskapsakademien (IVA, 2019) borde det vara möjligt att till 2045 öka kolinlagringen i jordbruksmark till en årlig inlagring på 1,2–1,5 miljoner ton CO₂e (koldioxidekvivalenter).

En identifiering av befintliga styrmedel inom området vilka kan användas för att skapa incitament för åtgärden eller i värsta fall motverka den är ett viktigt steg i den samhällsekonomiska problembeskrivningen. Det är möjligt att det i dagsläget existerar tillräckligt med styrmedel på området för att få till stånd åtgärden, men att brist på information, tillsyn, eller helt enkelt styrmedlens ambitionsnivå innebär att de inte uppnår den önskade potentialen.

Det förekommer redan idag inom Landsbygdsprogrammet (EU:s gemensamma jordbrukspolitik, pelare 2) stöd vilka indirekt ökar kolinlagringen såsom investeringsstöd för odling av energigrödor (salix, hybridasp och poppel), miljöersättning för vallodling, miljöersättning för minskat kväveläckage samt kompensationsstödet. Det ställs i dagsläget även krav på att gårdar med mer än 5 hektar åkermark i ett stort antal län (Hallands, Skåne, Blekinge, Östergötlands, Jönköpings, Kronobergs, Kalmar, Gotlands och Västra Götalands län) måste ha höst-och vinterbevuxen åkermark enligt Förordningen om miljöhänsyn i jordbruket 1998:915 (IVA, 2019). LRF:s informationskampanj Greppa Näringen utgör ett befintligt styrmedel som skulle kunna användas för att sprida information till jordbrukarna om de privata nyttor en ökad kolinlagring i marken ger upphov till.

3 Kostnads-nyttoanalys

3.1 Åtgärdsbeskrivning

Resultaten från den systematiska översikten i Del 1 visar att valet av växtföljder har en signifikant effekt på kolinlagringen i jordbruksmark. Exempelvis har både baljväxter och flerårsväxter en positiv effekt på kolinlagringen vid varierade växtföljder. Både baljväxter och flerårsväxter har även en positiv effekt i varierade växtföljder jämfört med upprepade monokulturer. I det senare fallet har baljväxterna, särskilt perenna arter, störst effekt i system utan jordbearbetning och i system där ingen gödsling eller gödsling med organiska gödslingsmedel sker. Resultaten visar också att svartträda i en växtföljd har en negativ effekt på kolinlagringen. Specifika resultat är redovisade i Del 1 och Bilaga 5.

I denna kostnads-nyttoanalys har vi betraktat 13 olika grupperingar av växtföljder (inklusive jordbearbetnings system) som tänkbara åtgärder för ökad kolinlagring och beräknat den samhällsekonomiska lönsamheten för dem. De olika växtföljderna framgår av Tabell 3. Observera dock att numreringen av jämförelserna inte är densamma som i Del 1.

I kostnads-nyttoanalysen har vi gjort följande avgränsningar när det gäller beräkning av miljöeffekter och vilka människors välfärd som tas hänsyn till i analysen. För det första avgränsas beräkning av välfärdseffekter (kostnader och nyttor) till att omfatta endast Sveriges befolkning. För det andra avgränsas beräkning av valde miljöeffekter till effekter (t.ex. utsläpp av växthusgaser) som sker innanför Sveriges gränser, den så kallade territoriala principen. Båda avgränsningar är standard för denna typ av kostnads-nyttoanalys.

Slutligen har vi inte beaktat alla potentiella miljöeffekter (externaliteter) av alternativa växtföljder, endast de som har ett direkt samband med förändring i kolhalten i jordbruksmark (kolinlagring, näringsretention och matjordens produktivitet), medan även indirekta effekter finns. Tillsammans är effekterna av intensifieringen av jordbruket på användningen av bekämpningsmedel och gödselmedel samt landskapsförenkling de viktigaste drivkrafterna för den kraftiga nedgången i biologisk mångfald i jordbrukslandskap (Benton, Vickery et al. 2003, Stoate, Báldi et al. 2009, IPBES. 2019). Således kommer växtföljder som har större variation och minskad användning av industriella insatsmedel att gynna biologisk mångfald och tillhörande ekosystem tjänster (Smith, Birkhofer et al. 2014, Sirami, Gross et al. 2019). Att exempelvis inkludera gräsväxter i växtföljden kan därför gynna den biologiska mångfalden ovanför jordytan och tillhörande ekosystemtjänster såsom pollination (Rundlof and Smith 2006, Häussler, Sahlin et al. 2017). Därför kommer analysen troligen att underskatta det samhällsekonomiska värdet av de växtföljder som ökar kolinlagring i jordbruksmark. Vidare, utöver vattenkvaliteten i Östersjön kan åtgärden även förbättra grundvattenkvalitet (Wezel, Zipfer et al. 2016) och vatten- och miljöskydd generellt (Benoit, Garnier et al. 2015). De samhällsekonomiska effekterna av de alternativa växtföljder som analyseras kommer därför troligen att underskatta nyttan till samhället av dessa växtföljder.

3.2 Alternativa åtgärder för kolinlagring

De arealer som har omvandlats till jordbruksmark har förlorat 25-75 procent av sin kolhalt beroende på klimat, jordart och historiska brukningsmetoder (Lal, 2011). Det finns dock en rad olika åtgärder som kan användas för att återställa, stoppa eller minska ytterligare förlust av kol från jordbruksmark. Detta kan uppnås genom att (Haddaway et al., 2017, Haddaway et al., 2015):

- i) minimera men helst eliminera jordbearbetning,
- ii) säkerställa ett marktäcke året om för att undvika bar mark, genom t.ex. användning av fång- eller mellangrödor mellan två huvudgrödor, perenna gräs, etc.
- iii) använda särskilda strategier för tillförsel av näringsämnen (s.k. amendments), särskilt applicering av stallgödsel eller kompost, odling av kvävefixerande grödor (dvs. baljväxter) och/eller försiktig användning av bio- eller mineralgödselmedel, och slutligen
- iv) använda komplexa eller diverse växtföljder (som kan innebära inslag av i-ii).

Utifrån ovanstående kan man konstatera att jordbrukssystem som domineras av ettåriga grödor, konventionell jordbearbetning (dvs. årlig plöjning), och avsaknad av odling av gräs och baljväxter samt avsaknad av applicering av stallgödsel har sämst förutsättningar för att undvika kolförluster från jordbruksmark. Odlingssystem som däremot är integrerad med djurproduktion, i synnerhet idisslare, vilka odlar stora arealer gräsvall till djurfoder och återför näringsämne och biologiska material i form av stallgödsel, har störst potential att bevara kolet. Enligt Tabell 1 kännetecknas stora arealer av Sveriges jordbruksmark av det förstnämnda systemet, dvs. specialiserade växtodling, i synnerhet i slätt- och mellanbygden (Götalands södra slättbygder, Götalands mellanbygder, Götalands norra slättbygder och Svealands slättbygder, Figur 3). Dessa bygder har relativt liten andel av åkermarken täckt av markanvändningar som gynnar kolinlagring såsom gräs eller baljväxter. I skogsbygder (Götalands skogsbygder och Mellersta Sveriges skogsbygder) och Norrland (Nedre Norrland och Övre Norrland) används den relativt lågproduktiva åkermarken främst till grovfoderproduktion till nötdjur och får. Därför täcks merparten av åkerarealen av markanvändningar som gynnar kolinlagring i dessa bygder samtidigt som det finns god tillgång till stallgödsel. Naturbetesmark har däremot bäst förutsättningar för att bevara kolen i marken eftersom varken jordbearbetning eller tillförsel av näringsämnen är tillåten på denna mark.

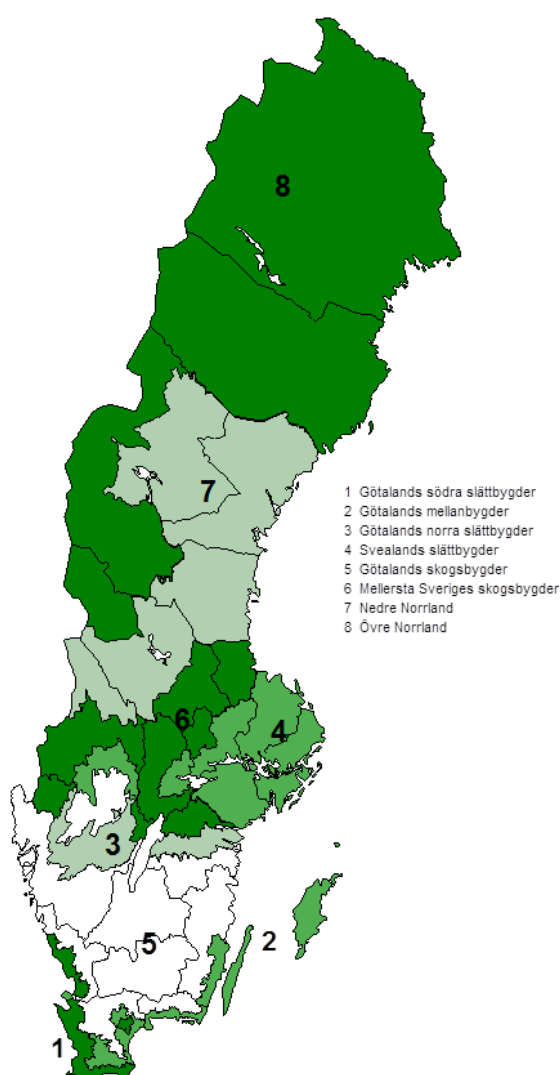
Tabell 1. Användning av Sveriges jordbruksmark i de åtta naturliga produktionsområden

| Sveriges åtta Produktionsområden | Åker- mark (ha) | Natur- betes- mark (ha) | Summa (ha) | Markanvändningar som gynnar kolinlagring på åkermark | | | | |
|---|-----------------------|----------------------------------|---------------|---|-------------------------|------------------------|---------------|-----------------------------|
| | | | | Gräs- vall (ha) | Balj- växter (ha) | Gräs- träda (ha) | Summa (ha) | Andel av åker- marken |
| 1 Götalands södra slättbygder (Gss) | 324 | 19 | 343 | 60 | 5 | 9 | 73 | 21% |
| 2 Götalands mellanbygder (Gmb) | 315 | 107 | 422 | 139 | 5 | 9 | 154 | 36% |
| 3 Götalands norra slättbygder (Gns) | 443 | 41 | 484 | 129 | 16 | 21 | 166 | 34% |
| 4 Svealands slättbygder (Ss) | 596 | 59 | 655 | 211 | 14 | 47 | 273 | 42% |
| 5 Götalands skogsbygder (Gsk) | 461 | 174 | 635 | 329 | 2 | 17 | 349 | 55% |
| 6 Mellersta Sveriges skogsbygder (Ssk) | 185 | 20 | 205 | 114 | 2 | 13 | 129 | 63% |
| 7 Nedre Norrland (Nn) | 148 | 17 | 165 | 118 | 0 | 5 | 123 | 75% |
| 8 Övre Norrland (Nö) | 108 | 15 | 123 | 83 | 0 | 9 | 92 | 74% |
| Summa | 2 580 | 452 | 3 032 | 1 183 | 44 | 132 | 1 358 | |

Källa: (SCB, 2020, tabell 3.1)

3.3 Fallstudie över den skånska slättbygden

Förutsättningar för ökad kolinlagring i jordbruksmark varierar spatalt beroende på matjordens biofysiska egenskaper, klimatzon och historiska brukningsmetoder. Vissa jordar i det svenska jordbruket kan därför redan vara kolmättade medan andra jordar ständigt förlorar kol och har låg kolhalt (Droste et al. 2020). Den genomsnittliga kolinlagringen i åkermarken i den högproduktiva skånska slättbygden (Figur 3) är låg då den ligger under 2 procent (Brady et al., 2019), och fortsätter att minska pga. specialiserade växtodling då endast 21 procent av den totala åkerarealen är täckt av markanvändningar som återställer kolet som gräsvall eller baljväxter (Tabell 1). Vi har därför valt att studera detta område i den samhällsekonomiska analysen eftersom det är här som problemet och förutsättningar för ökad kolinlagring troligen är störst. För att göra en liknande analys för övriga bygder krävs dessutom ytterligare datainsamling och modelleringsarbete, vilket inte var möjligt inom ramen för denna studie. Eftersom naturbetesmark inte påverkas av växtföljd, men är permanenta gräsmarker, är de inte relevanta att studera här.



Figur 2. Sveriges 8 naturliga produktionsområden. Studien omfattar den högproduktiva åkermarken i den skånska delen av Götalands södra slättbygder (1, mörkgrön kartskala i Skåne). Källa: (SCB, 2020).

De grödor som främst odlas i den specialiserade växtodlingen i slättbygden är höstvet, malkorn, höstraps och sockerbeter. Dessa grödor levererar höga skördar och hög bruttovinst⁷ per ha, men använder även betydande mängder mineralgödsel (Tabell 2). Den typiska växtföljden i regionen är höstraps-spannmål-sockerbeter-spannmål. Det är värt att notera att just dessa grödor odlas eftersom de är de mest lönsamma för lantbrukarna att odla på de mest produktiva jordarna. Att ändra denna växtföljd, dvs. att odla mindre än den företagsekonomiska optimala arealen av någon av dessa grödor för att odla en annan gröda, t.ex. vall eller baljväxt, skulle därför resultera i lägre vinst för lantbrukaren (i alla fall på kort sikt). Denna förlorade vinst (alternativkostnaden) är troligtvis den mest betydande kostnaden för lantbrukaren för att ändra växtföljden. Notera också att alla intäkter och kostnader är förväntade värden och därför bortser vi ifrån hur alternativa växtföljder påverkar risk, i synnerhet produktionsrisk relaterad till årliga variationer i vädret.

⁷ Med bruttovinst menar vi bruttomarginal eller täckningsbidrag som beräknas som intäkter från försäljning av skörd minus de rörliga produktionskostnaderna.

Exempelvis kan högre kolinlagring i åkermark minska skördebortfall vid ogynnsam eller extrema väderförhållanden som förväntas vara mer frekvent i framtiden pga. klimatförändring (Droste et al. 2020).

Trots att båda höstraps och sockerbetor genererar högre förväntade bruttovinster än höstvetet odlas en mindre areal av dessa grödor. Detta beror främst på produktions- och marknadsfaktorer som begränsar den optimala arealen av dessa grödor i växtföljden, till exempel risk för växtsjukdomar om samma gröda odlas på samma yta för ofta. Därför antar vi i den kommande analysen att det i första hand är arealen höstvetet som kommer minska för att odla andra grödor i de alternativa växtföljderna.

Tabell 2. Huvudgrödor och deras lönsamhet i specialiserade växtodling i Götalands södra slättbygder

| | Areal | Normal skörd | Normal N | Bruttovinst^a | Underliggande kalkyler |
|----------------------|----------------|---------------------|-----------------|--------------------------------|-------------------------------|
| Gröda | <i>ha</i> | <i>kg/ha</i> | <i>kg/ha</i> | <i>kr/ha</i> | |
| Höstvetet | 92 982 | 7 904 | 188 | 5 371 | <i>Tabell A3</i> |
| Höstraps | 36 690 | 3 588 | 112 | 7 678 | <i>Tabell A4</i> |
| Sockerbetor | 21 391 | 61 200 | 120 | 6 317 | <i>Tabell A5</i> |
| Summa [medel] | 151 063 | | | [6 455] | |

a) Bruttovinst är exklusive jordbruksstöd i form av gårdsstöd som är ca. 2 000 kr per ha och potentiella miljöstödet eftersom dessa är inkomsttransfereringar från staten.

Källor: Arealer är enligt SCB (2020) och produktionsdata enligt AgriWise (2020) där den ekonomiska kalkylen för varje gröda redovisas i Bilaga 8, tabeller A3-A5.

Den genomsnittliga studiens längd som används för skattning av förändring i kolhalten⁸ för de olika växtföljderna varierar i längd från 15 till 51 år (Tabell 3), vilket gör att kolförändringarna inte är direkt jämförbara. För att kunna göra en samhällsekonomisk analys av effekterna av olika växtföljder, räknar vi därför om de totala effekterna på halten kol i jordbruksmark enligt Tabell 3 till en genomsnittlig årlig effekt enligt följande standardformell:

$$\Delta SOC_{\text{årlig}} = \left(\frac{SOC_0 + \Delta SOC}{SOC_0} \right)^{1/n} - 1 \quad (1)$$

där SOC_0 (Soil Organic Carbon) är den genomsnittliga kolhalten i matjorden i början av varje växtföljds studie (%SOC), ΔSOC är den uppmätta genomsnittliga förändringen i kolinlagringen under studien, och n är den genomsnittliga längden av de ingående försöken i år för varje studie.⁹ Vi antar att $SOC_0 = 1,71$ procent för alla växtföljder eftersom det är den genomsnittliga kolhalten i den skånska åkermarken enligt omfattande fältprov i form av markkartering (Brady et al., 2019,

⁸ Med kolhalten menas andel eller procent organisk kol i en viss volym jord. Den mängd kol som lagras i marken (kolinlagringen) beräknas längre fram i rapporten för att värdera klimatnyttan av ökad kolhalt.

⁹ Vi har beräknat på medellängden men eftersom det finns en ganska stor obalans mellan försökens längd skulle det kunna vara motiverat att använda medianlängden. Några få försök är mycket långa som gör att medellängden av varje studie blir högre än medianen. Att använda medianen skulle i så fall förstärka resultaten, dvs. implicera högre årliga kolinlagrings effekter än vi använt.

Table S1). Enligt Ekvation (1) varierar den relativa årliga förändringstakten mellan -0,212 och 0,842 procent SOC för de olika växtföljderna (Tabell 3).

Tabell 3. Den genomsnittliga årligförändringen i matjordens kolhalt (SOC) orsakad av olika växtföljd

| Växtföljds ID | Växtföljds namn ^(a) | Δ SOC ^(b) <i>g kg⁻¹ jord</i> | Studiens | Δ SOC % | SOC | SOC |
|----------------------|-----------------------------------|--|------------------------------------|-------------------|---------------------|---|
| | | | medellängd ^(b) år | | Slutvärde % | årlig förändring ^(d) % per år |
| | | | | | 1,71 ^(c) | |
| SOC för t = 0 | | | | | | |
| Jämf.0 | Referens | -0,020 | 21 | -0,0020 | 1,71 | -0,006% |
| Jämf.1 | Noll_jordbearbetning | 0,501 | 15 | 0,0501 | 1,76 | 0,193% |
| Jämf.2 | Lätt_jordbearbetning | 0,079 | 23 | 0,0079 | 1,72 | 0,020% |
| Jämf.3 | Baljväxt | 0,253 | 17 | 0,0253 | 1,74 | 0,086% |
| Jämf.4 | Noll_jordbearbetning+Baljväxt | 1,053 | 16 | 0,1053 | 1,82 | 0,374% |
| Jämf.5 | Med_jordbearbetning | 0,014 | 15 | 0,0014 | 1,71 | 0,005% |
| Jämf.6 | Konv_jordbearbetning+Baljväxt | 0,328 | 19 | 0,0328 | 1,74 | 0,100% |
| Jämf.7 | Svart_träda | -1,056 | 30 | -0,1056 | 1,60 | -0,212% |
| Jämf.8 | Spannmål | -0,439 | 26 | -0,0439 | 1,67 | -0,100% |
| Jämf.9 | Andra_grödor | 0,395 | 27 | 0,0395 | 1,75 | 0,085% |
| Jämf.10 | Baljväxt | 2,494 | 23 | 0,2494 | 1,96 | 0,594% |
| Jämf.11 | Gräs | 2,939 | 25 | 0,2939 | 2,00 | 0,636% |
| Jämf.12 | Gräs_kort (< 2 år) | 1,291 | 51 | 0,1291 | 1,84 | 0,143% |
| Jämf.13 | Gräs_lång (≥ 2 år) | 3,124 | 20 | 0,3124 | 2,02 | 0,842% |

Källor: (a) Land et al. (2017), (b) Denna rapport (Del 1), (c) Genomsnitt för den skånska slättbygden enligt (Brady et al. 2019), (d) Den genomsnittliga årliga förändringstakten i SOC beräknad med ekvation (1).

3.4 Val av referensalternativ

För att bedöma effekterna av en ändring i växtföljden behövs en referensväxtföljd för hur kolinlagringen skulle utvecklas om man fortsätter med dagens växtföljd. Genom att jämföra det simulerade utfallet av referensväxtföljden med utfallet av en alternativ (jämförelse) växtföljd kan man beräkna den potentiella effekten av ändrad växtföljd på markkolet och därefter de samhällsekonomiska effekterna av denna ändring.

Som referensväxtföljd antar vi en växtföljd som inkluderar höstvet, höstraps och sockerbetor enligt arealerna i Tabell 2 med konventionell jordbearbetning och utan några kolinlagringsåtgärder. I praktiken förekommer en viss odling av baljväxter på den skånska slättbygden. Gräs- eller vallodling är ganska omfattande men endast på lågproduktiv åkermark som används inom djurproduktion. Denna areal utesluter vi från analysen eftersom kolhalten i den lågproduktiva jorden förmodligen redan är relativt hög tack vara vallodling och tillförsel av den organiskt rika stallgödseln från djurproduktionen. Enligt SLU:s långtidsförsök orsakar en växtföljd av endast ett-åriga grödor en ständigt fallande kolhalt (Droste et al., 2020). Eftersom växtföljd Jämf.0 i Tabell 3 efterliknar den normala växtföljden i den skånska slättbygden använder vi den som referensväxtföljden.

3.5 Metod: samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys

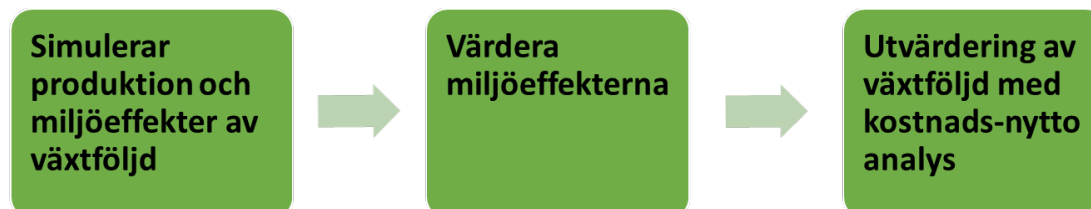
I följande avsnitt beskrivs hur vi har gått till väga för att göra en samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys av alternativa växtföljder i det skånska studieområdet. I analysen använder vi simulering för att beräkna de dynamiska effekterna av förändrad kolhalt på jordbruksmarkens produktivitet (skörd), lantbrukarnas optimala användning av insatsmedlen, i synnerhet mineralgödsel, och slutligen miljöeffekterna av de olika växtföljderna. För övrigt används standardmetodiken för genomförandet av en kostnads-nyttoanalys, dvs. alla kostnader och intäkter/nyttor speglar samhällsekonomiska alternativkostnader/värden, samt att kostnader och nyttor som sker i olika tidsperioder görs jämförbara genom att beräkna deras nuvärde (Mattsson, 2006).

3.5.1 Beräkningsmetod och använda kalkylvärden

En förändrad växtföljd har både direkta och indirekta effekter samt kort- och långsiktiga effekter på jordbruksproduktion, jordbrukets ekonomi och miljön. Detta beror på att kolhalten i marken förändras långsamt till följd av ändrad växtföljd, och därför kommer en stor del av samhällsnyttan realiseras i framtiden medan merparten av kostnaderna drabbar jordbrukarna i nutid. För att simulera en växtföljds påverkan på produktivitet och lönsamhet, och effekt på valde miljövariabler följde vi processen som överskådliggörs i Figur 4 och beskrivs i detalj i Brady et al. (2019).

Eftersom de olika växtföljderna påverkar kolinlagringen i jordbruksmark relativt långsamt, har vi valt att utvärdera de samhällsekonomiska effekterna över en 20 års period. Utvärderingsperioden har som utgångspunkt (basår) 2020 och slutår 2040 för alla simuleringar. Denna period valdes eftersom den är den bortre gränsen för vilken de nuvarande strukturella förhållandena i jordbrukssektorn (dvs. produktion, marknader och politik) kan antas vara gällande, samtidigt som den är tillräckligt lång för att fånga potentiella påtagliga effekter av ändrad växtföljd.

För att kunna likställa kostnader och intäkter som inträffar i olika tidsperioder har vi valt en diskonteringsränta lika med 3,5 procent, vilken är ett vanligt värde vid utvärdering av statligt finansierade projekt i Sverige (Svensson and Hultkrantz, 2014). Den valda diskonteringsränta innebär att nuvärdet av en krona som fås om 20 år endast är värd 50 öre, alltså en kraftig nedvärdering av framtida kostnader och nyttor. Vi testar därför konsekvenserna av båda en 3 procentenheter lägre och 3 procentenheter högre diskonteringsränta i en känslighetsanalys för att avgöra hur stor påverkan valet av diskonteringsränta har på den samhällsekonomiska bedömningen. En lägre ränta ger större vikt till välfärden hos framtida generationer medan en högre ränta prioriterar den nuvarande befolkningen (Arrow et al., 2013). En annan anledning att testa olika räntenivåer är att den samhällsekonomiska diskonteringsräntan normalt är lägre än den som tillämpas av individer (såsom lantbrukare för att utvärdera investeringsbeslut).



Figur 3. Steg i den samhällsekonomiska analysen

3.5.2 Effekterna på jordbrukets produktion och ekonomi

Jordbruksmarkens bördighet (produktivitet) styr till stor del vilka grödor som är mest lönsamma att odla för lantbrukaren. Bördigheten kan dock påverkas över tiden av deras val av odlingsmetoder och växtföljd. En viktig indikator av matjordens tillstånd och därmed bördighet är just kolhalt eftersom den är korrelerad med viktiga biologiska funktioner som underbygger grödornas tillväxt, exempelvis näringsretention, vattenreglering, jordmänsbildning, skydd från sjukdomar, etc. (Lal, 2016).

För att göra en kostnads-nyttoanalys av ändrade växtföljder behövs antagande om hur markanvändningen måste ändras för att simulera de olika växtföljderna över tiden, samt vilka intäkter och kostnader som tillkommer på grund av förändrad markanvändning. Vi antar att endast de rörliga kostnaderna påverkas av ändrat växtföljd såsom arbetstid för fältarbete, mineralgödsel, bekämpningsmedel, fröar och energi. Detta motiverar vi utifrån att de fasta kostnaderna på gården inte påverkas av ändrat växtföljd eftersom de simulerade åtgärderna inte kräver omfattande nyinvesteringar, utan kan genomföras med befintlig maskinpark. Metod som användes för att beräkna intäkterna och kostnaderna för lantbrukare beskrivs i detalj i Bilaga 7.

I Tabell 4 redovisas hur de ekonomisk optimala skördarna, kvävegivorna och bruttovinsterna för de tre huvudgrödorna (höstvet, höstraps och sockerbetor) påverkas efter 20 år av de olika växtföljderna genom simulerade förändringar i halten kol jämfört med referensväxtföljden. För de växtföljder där kolhalten ökar, ökar den optimala skörden samtidigt som den optimala kvävegivan minskar, och därigenom ger högre bruttovinst (Brady et al., 2015). Detta på grund av jordbruksmarkens ökade produktivitet till följd av ett bättre tillstånd förknippade med högre kolhalt. För de växtföljder där kolhalten minskar, gäller det omvända.

Tabell 4. De genomsnittliga produktionseffekterna av de olika växtföljderna jämfört med referens växtföljden

| ID | Δ SOC % | Δ Skörd (kg/ha) | | | Δ Kväve (kg/ha) | | | Δ Bruttovinst (kr/ha) | | |
|----------|-------------------|------------------------|--------|---------|------------------------|--------|---------|------------------------------|--------|---------|
| | | H.vete | H.raps | S.betor | H.vete | H.raps | S.betor | H.vete | H.raps | S.betor |
| Jämf. 1 | 0,0501 | 124 | 188 | 1 605 | -2,8 | 0,0 | -3,1 | 217 | 681 | 1 107 |
| Jämf. 2 | 0,0079 | 16 | 24 | 212 | -0,4 | 0,0 | -0,3 | 28 | 88 | 143 |
| Jämf. 3 | 0,0253 | 58 | 87 | 749 | -1,3 | 0,0 | -1,4 | 101 | 317 | 514 |
| Jämf. 4 | 0,1053 | 236 | 358 | 3 055 | -5,4 | 0,0 | -6,1 | 414 | 1 296 | 2 114 |
| Jämf. 5 | 0,0014 | 7 | 11 | 94 | -0,2 | 0,0 | -0,1 | 12 | 38 | 62 |
| Jämf. 6 | 0,0328 | 67 | 100 | 859 | -1,5 | 0,0 | -1,6 | 116 | 364 | 590 |
| Jämf. 7 | -0,1056 | -132 | -198 | -1 842 | 2,8 | 0,0 | 0,0 | -227 | -716 | -1 160 |
| Jämf. 8 | -0,0439 | -60 | -90 | -840 | 1,3 | 0,0 | 0,0 | -104 | -326 | -529 |
| Jämf. 9 | 0,0395 | 57 | 86 | 734 | -1,3 | 0,0 | -1,3 | 99 | 311 | 504 |
| Jämf. 10 | 0,2494 | 366 | 560 | 4 780 | -8,8 | 0,0 | -9,9 | 649 | 2 028 | 3 318 |
| Jämf. 11 | 0,2939 | 391 | 599 | 5 111 | -9,4 | 0,0 | -10,6 | 694 | 2 168 | 3 550 |
| Jämf. 12 | 0,1291 | 93 | 141 | 1 204 | -2,1 | 0,0 | -2,3 | 162 | 510 | 829 |
| Jämf. 13 | 0,3124 | 508 | 782 | 6 685 | -12,7 | 0,0 | -14,3 | 910 | 2 834 | 4 657 |

Källa: Simulerade resultat

3.5.3 Beräkning av miljöeffekter

I analysen värderar vi två olika miljöeffekter kopplade till förändrad växtföljd; värdet till Sveriges befolkning av i) ett renare hav, dvs. Östersjön, tack vara minskad kväveutlakning från jordbruksmark och ii) minskad klimatpåverkan från jordbruket. I analysen beaktar vi två källor till växthusgasutsläpp från jordbruket, dels förändringen i kolinlagringen i jordbruksmark (mer kol i marken innebär mindre kol i atmosfären och vice versa), dels utsläpp av växthusgaser i framställning av mineralkväve till gödningsmedel.

Kolinlagring i jordbruksmark

Givet förutsättningarna i den skånska slättbygden innehåller matjorden i studieområdet cirka 75,4 ton kol per ha (Bilaga 7, ekvation (A2)). När kol binds i jordbruksmark minskas mängd koldioxid i atmosfären och därmed växthuseffekten. För att omvandla mängd mark-kol till en ekvivalent mängd växthusgaser, s.k. koldioxidekvivalenter eller CO_{2e}, används en konverteringsfaktor baserad på den molekylära vikten av koldioxid i relation till kol: 1 kg kol inlagrad i marken är lika med 3,67 kg CO_{2e} i atmosfären om den frigörs från jordbruksmarken (IPCC, 2007).

Minskat utsläpp av växthusgaser från minskad användning av mineralgödsel

Genom att höja kolinlagringen i jordbruksmark höjs även produktiviteten. Högre produktivitet innebär minskat behov av mineralgödselmedel (kvävegivan) för att uppnå samma eller högre skörd, och därmed högre bruttovinst allt annat lika. Vidare innebar vissa åtgärder för kolinlagring, dvs. Baljväxt, Svart_träda och Gräs-träda, ingen användning av mineralkvävegödsel på dessa ytor (Bilaga 8). Vi antog att minskad användning av mineralkvävegödsel motsvaras av en lika stor minskning i produktion av gödsel. Produktion av kvävegödsel ger upphov till ett utsläpp av växthusgaser lika med ca. 3,5 kg CO_{2e} per kilogram gödsel (Brentrup et al., 2016). Därför innebär minskad användning av mineralgödsel klimatnytta i motsvarande grad.

Mineralkvävegödsel produceras båda i Sverige (t.ex. av Yara i Köping) och importeras. Vi antar att minskad användning av mineralkvävegödsel skulle innebära minskad produktion i Sverige och därmed minskade växthusgasutsläpp av främst koldioxid (CO₂) och lustgas (N₂O) innanför Sveriges gränser.

Vidare uppkommer växthusgasutsläpp även vid användning av kvävegödsel, i form av lustgas när kväve och organiskt material omsätts i markprocesser, men mängden beror delvis på odlingsplatsens egenskaper, till exempel jordart och klimat (Greppa Näringen 2011). Dessutom avges koldioxid genom bränsleförbrukning vid maskinell appliceringen av gödselmedlen. Det krävs därför detaljerade spatiala data för att uppskatta effekten av mindre kvävegödselanvändning på utsläpp av växthusgaser från åkermark. Totalt sett står lustgasutsläppen från jordbruket för merparten av den totala lustgasutsläppen i Sverige.¹⁰ Eftersom kunskapen är otillräcklig om lustgasutsläppens storlek vid olika betingelser, bortser vi ifrån denna effekt i analysen.

Utsläppen av växthusgaser är relativt stora per kg näringsämne även för produktion (dvs. brytning) av fosforgödsel och kalium, men användning per ha är många gånger mindre än för kväve.

¹⁰ <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/skyddande-ozonskikt/lustgasutslapp/>

Vi bortser därför även från dessa effekter i analysen och även för att de inte beaktas i våra befintliga modeller.

Minskat kväveläckage

En förändrad tillförsel av gödselmedel kommer även potentiellt att påverka näringstillförseln till olika vattenförekomster (åar, sjöar och hav) på grund av förändrat näringsläckage från åkrarna. En minskad tillförsel av näringsämnen till åkrarna kommer leda till ett minskat kväveläckage medan en ökad tillförsel genererar ett ökat läckage. För att koppla användningen av kvävegödsel till kväveläckage och därefter till effekter på vatten kvalitén i Östersjön används en modell utvecklad av Simmelsgaard and Djurhuus (1998) som beskrivs i Bilaga 7, ekvation (A3). Den parametreras med data för olika grödornas medelläckage från modellen SOILNDB som utvecklats på SLU och används inom Sveriges miljöövervakningsprogram (Tabell 5).

Tabell 5. Normalt kväveläckage från jordbruksmark i studieområdet för olika grödor

| Gröda | Normal läckage ^b (kg N/ha) |
|-----------------------|--|
| Höstvete | 34 |
| Vårkorn | 39 |
| Höstraps | 50 |
| Socketbetor | 24 |
| Baljväxt ^a | 34 |
| Svart träda | 27 |
| Gräs (träda) | 16 |

(a) Eftersom en utlakningskoefficient inte finns från SOILNDB för baljväxter antog vi medelvärdet över alla grödor. b) Normal läckage motsvaras av parameter \bar{e} i ekvation (A3) i Bilaga 7.

Källa: Medel läckagekoefficienter (kg N/ha) för läckageregion 1a enligt Blombäck et al. (2011, Tabell 4:1).

De simulerade miljöeffekterna år 2040 av de olika växtföljderna jämfört med referensväxtföljden redovisas i Tabell 6. Exempelvis skulle ett byte till växtföljd Noll_jordbearbetning+Baljväxt (Jämf.4) efter 20 år ge minskad användning av kvävegödsel med 13,4 kg/ha, minskat kväveläckage till Östersjön med 0,7 kg/ha och ökat kolinlagring med 306,9 kg C/ha. Tillsammans ger en motsvarande reduktion i tillverkning av kvävegödsel plus högre kolinlagring en minskning av växthusgaser i atmosfären motsvarande 1 173 kg CO_{2e}/ha. Generellt minskar alla alternativa växtföljder de negativa miljöeffekterna av jordbruket jämfört med referensväxtföljden förutom växtföljderna Jämf.7 och Jämf.8. Detta för att växtföljd Jämf.7 innehåller en svart träda (dvs. en träda utan grön täcka) och i växtföljd Jämf.8 odlas endast spannmål, vilket är en enklare växtföljd jämfört med referensväxtföljden som innehåller flera olika typer av grödor.

Tabell 6. Miljöeffekterna jämfört med referensväxtföljden i år 2040

| ID | Växtföljd | Kväve | Kol- | Mineral- | Växthus- |
|---------|-------------------------------|---------|-----------|----------|-------------------------|
| | | läckage | inlagring | gödsel | gaser |
| | | kg N/ha | kg C/ha | kg N/ha | kg CO ₂ e/ha |
| Jämf.1 | Noll_jordbearbetning | -0,3 | 154,8 | -2,2 | -576 |
| Jämf.2 | Lätt_jordbearbetning | 0,0 | 19,4 | -0,3 | -72 |
| Jämf.3 | Baljväxt | -0,3 | 70,4 | -10,3 | -295 |
| Jämf.4 | Noll_jordbearbetning+Baljväxt | -0,7 | 306,9 | -13,4 | -1 173 |
| Jämf.5 | Med_jordbearbetning | 0,0 | 8,3 | -0,1 | -31 |
| Jämf.6 | Konv_jordbearbetning+Baljväxt | -0,3 | 81,0 | -10,5 | -334 |
| Jämf.7 | Svart_träda | -0,2 | -149,4 | -7,8 | 521 |
| Jämf.8 | Spannmål | 0,1 | -69,7 | 0,8 | 259 |
| Jämf.9 | Andra_grödor | -0,1 | 69,0 | -1,0 | -257 |
| Jämf.10 | Baljväxt | -1,1 | 504,8 | -24,7 | -1 939 |
| Jämf.11 | Gräs | -3,3 | 545,2 | -34,1 | -2 120 |
| Jämf.12 | Gräs_kort (< 2 år) | -1,9 | 114,8 | -20,2 | -492 |
| Jämf.13 | Gräs_lång (≥ 2 år) | -4,3 | 748,8 | -45,0 | -2 905 |

Källa: Resultat av modellsimuleringar

3.5.4 Värdering av miljöeffekter

För att värdera den samhällsekonomiska nyttan av en högre kolhalt i jordbruksmark har vi beräknat effekterna på värdet av två kollektiva nyttigheter: förändringen i a) vattenkvalitet i Östersjön till följd av minskat kväveutsläpp och b) klimatnyttan till följd av ökat kolinlagring i jordbruksmark och minskad produktion av mineralgödsel. Värdet av minskat kväveläckage baseras på marginalnyttan av minskat kväveläckage till egentliga Östersjön med ett kg vid befintlig vattenkvalitet som värderas till 126,08 kr per kg N minskad kväveutsläpp (Ahlvik and Ahtiainen, 2014).¹¹ Denna värdering baseras på en betalningsvillighetsstudie från ett statistiskt urval av Sveriges befolkning. Växthusgasutsläpp värderas med utgångspunkt från den svenska koldioxidskatten på fossila bränslen 1,19 kr per kg CO₂e (Regeringskansliet, 2020). Den svenska koldioxidskatten kan även användas som utgångspunkt för att bedöma kostnadseffektiviteten av åtgärden ändrade växtföljder. Ifall åtgärdskostnaden för växtföljder understiger koldioxidskatten är den kostnadseffektiv i jämförelse med andra åtgärder som kommer till stånd på grund av skatten. Detta beror på att koldioxidskatten indikerar marginalkostnaderna av andra åtgärder i andra sektorer med samma syfte. Alltså kommer andra sektorer att minska sina utsläpp så länge det är billigare att minska utsläppet än att betala skatten.

För att ge en indikation av kostnaden till lantbrukaren för att öka kolinlagringen per se, dvs. utan att beakta värdet av de kollektiva nyttigheterna som ingår i den samhällsekonomiska analysen, har vi gjort en avgränsad analys i Bilaga 9 där vi endast beaktar nettokostnaderna för lantbrukarna av

¹¹ Enligt Ahlvik och Ahtiainen (2014) är värdet 11,46 euro/kg N som omräknats till svenska kronor till växelkurs 10,2331 SEK/EURO (medelvärde för november 2020 enligt Riksbankens valutaomräknare) och dagenspenning värde genom justering för 7,51% inflation i Sverige mellan 2014 och 2020 (enligt VFB:s prisomräknare): 126,08 kr/kg N = 11,46 x 10,2331 x 1,0751.

ändrad växtföljd. Eftersom ökad kolinlagring även påverkar jordbruksmarkens produktivitet, kan ändrad växtföljd följaktligen även leda till en nettonytta för lantbrukaren snarare än en kostnad för kolinlagring, som blir fallet för flertal växtföljder.

3.5.5 Förändring av jordbruksmarkens naturkapitalvärde

Om en växtföljd påverkar markens produktivitet kommer den även påverka markens värde som produktionsresurs för samhällets framtida livsmedelsförsörjning. Förändringen i värdet på jordbruksmark som naturkapital (markvärdet) i slutet av utvärderingens period beräknas med hjälp av en annuitetsformel, ekvation (A4), som beskrivs i Bilaga 7. Eftersom alla kostnader och intäkter i den samhällsekonomiska analysen måste uttryckas som nuvärden, kommer förändringen i markvärdet år 2040 också att diskonteras enligt praxis till dess nuvärde i kostnads-nyttoanalysen som beskrivs i nästa avsnitt. Vi därför beräknar skillnaden i markvärdet i början av en simulering med det i slutet av simuleringen, och beräknar därefter dess nuvärde.

3.5.6 Beräkning av nettonuvärdet av välfärdseffekten

För att avgöra en växtföljds samlade påverkan på välfärden i samhället har vi tillämpat principerna för kostnads-nyttoanalys och räknat om alla välfärdseffekter som sker vid olika tidpunkter över de simulerade 20 åren till ett nettonuvärde (Bilaga 7, ekvation (A5)).

3.6 Resultat kostnads-nyttoanalysen

I följande avsnitt sammanställer vi resultaten av kostnads-nyttoanalysen för varje växtföljd. Om en växtföljd ökar den beräknade välfärden i samhället jämfört med en normalt använd växtföljd bedöms den öka den samhällsekonomiska effektiviteten. Dock är det viktigt att komma ihåg att resultaten bygger på en rad antaganden vilka kan ha påverkan på resultaten, i synnerhet val av diskonteringsränta och värderingar av miljöeffekterna. Därför gör vi en känslighetsanalys av dessa parametrar.

3.6.1 Bedömning av samhällsekonomisk lönsamhet av ändrade växtföljder

De flesta alternativa växtföljder ökar den samhällsekonomiska effektiviteten jämfört med referensväxtföljden över den simulerade 20-årsperioden (Tabell 7 kolumnen Δ Nettonyttan). Att lantbrukarna inte använder dessa växtföljder i studieområdet i större utsträckning idag kan förklaras av att nettonuvärdet av deras inkomster från jordbruket (kolumnen *Bruttoninst*) skulle minska om de valde att ändra växtföljden. Trots att ökad kolhalt leder till produktivitetsförbättringar, sker dessa på lång sikt medan kostnaderna för de alternativa växtföljderna med balväxt eller gräs är mycket höga på kort sikt. Detta resultat styrs också i hög grad av diskonteringsräntan, för vilken en känslighetsanalys genomförs i nästa avsnitt.

Däremot visar analysen att de växtföljder som tillämpar reducerad jordbearbetning (Jämf.2, Jämf.4 och Jämf.5) är mer lönsamma för lantbrukaren än referensväxtföljden. Dessa resultat stöds av observationen att många lantbrukare i studieområdet redan idag tillämpar reducerad jordbearbetning (Hydbom et al., 2020). Våra resultat tyder även på att reducerad jordbearbetning

genererar miljönytta till samhället i form av högre kolhalt och minskat behov av mineralgödsel över tiden, vilket minskar jordbrukets utsläpp av växthusgaser och vattenförorenande näringsämnen.

Tabell 7. Resultaten av den samhällsekonomiska analysen jämfört med referensväxtföljden, nettonuvärdet i 2020 i miljoner kronor

| ID | Växtföljd | Kol- inlagring | Vatten- kvalitet | Växthus- gaser | Brutto- vinst | Mark- värdet | ΔNetto- Nyttan |
|----------|-------------------------------|-------------------|---------------------|-------------------|------------------|-----------------|-------------------|
| Jämf. 1 | Noll_jordbearbetning | 1 423 | 34 | 9 | 458 | 988 | 2 912 |
| Jämf. 2 | Lätt_jordbearbetning | 181 | 4 | 1 | 59 | 128 | 374 |
| Jämf. 3 | Baljväxt | 654 | 62 | 88 | 11 | 459 | 1 275 |
| Jämf. 4 | Noll_jordbearbetning+Baljväxt | 2 768 | 109 | 100 | 658 | 1 884 | 5 519 |
| Jämf. 5 | Med_jordbearbetning | 78 | 2 | | 26 | 55 | 161 |
| Jämf. 6 | Konv_jordbearbet.+Baljväxt | 752 | 65 | 89 | 42 | 527 | 1 474 |
| Jämf. 7 | Svart_träda | -1 434 | 93 | 77 | -1 129 | -1 037 | -3 429 |
| Jämf. 8 | Spannmål | -661 | -13 | -3 | -219 | -473 | -1 370 |
| Jämf. 9 | Andra_grödor | 641 | 15 | 4 | 209 | 450 | 1 320 |
| Jämf. 10 | Baljväxt | 4 450 | 186 | 193 | 916 | 2 953 | 8 698 |
| Jämf. 11 | Gräs | 4 784 | 781 | 277 | -542 | 3 159 | 8 459 |
| Jämf. 12 | Gräs_kort (< 2 år) | 1 061 | 483 | 174 | -986 | 740 | 1 472 |
| Jämf. 13 | Gräs_lång (≥ 2 år) | 6 432 | 1 032 | 366 | -714 | 4 138 | 11 254 |

Not: Det bör noteras att vi inte har beaktat de potentiella kostnaderna av att införa ett styrmedel för kolinlagring i jordbruksmark, t.ex. administration och kontroll, snedvridningar pga. ökad beskattning avbefolkningen, osv. som troligen inte är obetydliga.

Alla undersökta växtföljder förutom Svart_träda (dvs. träda utan växtlighet, Jämf.7) och endast Spannmål (Jämf.8) ger ökad netto nytta till samhället tack vara högre kolinlagring jämfört med referensväxtföljden (Jämf.0). Den absolut största ökningen i netto nytta ges av Jämf.13 (Gräs_lång) eftersom den även ger högst kolinlagring. Detta förklaras av att gräs som växer över flera år är en mycket effektiv åtgärd för att återställa tidigare förlorad kol i jordbruksmark. Det är dock en mycket kostsam åtgärd för lantbrukarna på grund av att den inte genererar någon skörd och därmed ingen intäkt. I dagsläget finns ingen avsättning för gräs i slättbygden, men det skulle kunna uppstå i framtiden med ny teknik för biogasrötning. Alternativkostnaden för den areal som tas ur produktion blir därför hela bruttovinsten för höstvetet plus merkostnaderna för gräsodling. Däremot minskar denna kostnad över tiden i takt med att markens produktivitet höjs tack vara ökad kolinlagring. Grästräda har även en relativ stor effekt på att minska utlakning av näringsämnen då ingen konstgödsel påförs detta gräs och gräset ligger i minst två år (se Tabell 6). Över tid minskas även de optimala givorna av mineralgödsel till övriga grödor tack vara markens högre produktivitet (Tabell 5). Gräs i växtföljden genererar därför relativ stor miljönytta i form av renare sjöar och hav, och minskade växthusgasutsläpp tack vara minskad framställning av mineralgödsel och högre kolinlagring i jordbruksmark. Dessa effekter är synnerligen stora i detta scenario eftersom vi antar att 20 procent av jordbruksarealen tas ur produktion och ingen mineralgödsel används på denna areal.

Jämfört med det fleråriga gräset (Jämf.13) ger det ettåriga gräset (Jämf.12) en marginell ökning i netto nytta. Kostnaden i form av utebliven produktion är densamma för lantbrukaren, alltså hög,

men effekten på kolinlagring är betydligt sämre när gräset plöjs ner efter bara ett år. Detta innebär att gräs måste odlas minst två år i rad på samma plats för att vara en effektiv åtgärd för ökad kolinlagring. Notera att alla beräkningar för Bruttovinst för respektive växtföljd inkluderar alternativkostnaden för minskade skördar, t.ex. när gräs odlas uteblir en intäkt för skörd.

Jämfört med gräs är växtföljder med baljväxter mindre kostsamma för lantbrukaren eftersom det finns en marknad för baljväxter, dock är lönsamheten betydligt lägre än för höstvetete i dagsläget, vilket förklarar varför arealen baljväxter är så liten idag trots de positiva effekterna för jordbruket. En annan fördel med baljväxter är att de binder kväve från luften och därför används ingen mineralkvävegödsel på arealer som odlas med baljväxter (Bilaga 8, Tabell A6).

I takt med att kolhalten växer, stiger även markens produktivitet och jordbruksmarkens värde som naturkapital (kolumnen *Mark-värdet* i Tabell 7). Denna nytta är relativt stor eftersom produktiviteten höjs för hela jordbruksmarkens areal. Eftersom jordbruksmarken i hög grad är privatägd bör det även finnas ett privatekonomiskt intresse av att upprätthålla markens naturkapitalvärde om den speglas i markpriserna. För flera växtföljder överstiger ökningen i markens naturkapitalvärde den diskonterade kostnaden till jordbrukarna av de alternativa växtföljderna (i synnerhet Jämf.13). Att lantbrukarna inte tillämpar denna växtföljd i dagsläget kan kanske förklaras av att jordbrukarna har dålig kunskap om hur förändringar i kolhalt påverkar markens produktivitet. Generellt har man även dålig kunskap om hur kolhalten har förändrats över tiden eftersom det är bara på senare år lantbrukare börjat mäta kolhalten genom markkartering, och förändringar är generellt bara mätbara efter 5–10 år. Detta tyder på att informationsinsatser kan vara ett viktigt styrmedel, men förmodligen inte tillräckligt.

Lantbrukarnas egna tidspreferenser spelar naturligtvis även roll i valet av växtföljd. I analysen har vi diskonterat alla framtida nyttor och kostnader med diskonteringsränta av 3,5 procent, som antags spegla samhällets preferenser och prioriteringar. Eftersom framtida generationer också är en del av samhället är det sannolikt att denna diskonteringsränta är lägre än den som gäller för lantbrukare, då privata individer vanligtvis lägger mindre vikt på framtiden. En högre privat diskonteringsränta skulle förklara varför förändringen i markvärdet inte utgör ett tillräckligt incitament för lantbrukare att ändra växtföljd, vilket undersöks i nästa avsnitt.

3.6.2 Statsfinansiella kostnader

För att överskådliggöra de potentiella statsfinansiella kostnaderna för att öka kolinlagring i jordbruksmark sammanställer vi i Tabell 9 i Bilaga 9 den minimala kompensationen som skulle krävas av jordbrukare för att ändra till en viss alternativ växtföljd. För att göra dessa uppskattningar har vi utgått ifrån de simulerade förändringarna i jordbrukarnas vinster jämfört med referensväxtföljd. Rent teoretiskt bör den beräknade kompensationen göra jordbrukarna likgiltig mellan valet av en viss växtföljd och referensväxtföljden då de skulle erhålla samma inkomst med kompensationen inräknad.

I Tabell 9 görs en totalkostnadsberäkning per år och växtföljd över den 20-åriga projektperioden. Dessa belopp underbygger nuvärdeskalkylerna för förändringar i jordbrukarnas vinster som redovisas i kolumn Bruttovinst i Tabell 7, dvs. de icke-diskonterade årliga förändringarna i bruttovinsten. I enlighet med resonemanget ovan betyder positiva belopp att jordbrukarna tjänar privatekonomiskt i det relevanta året från en viss växtföljd och negativa belopp att de gör en förlust

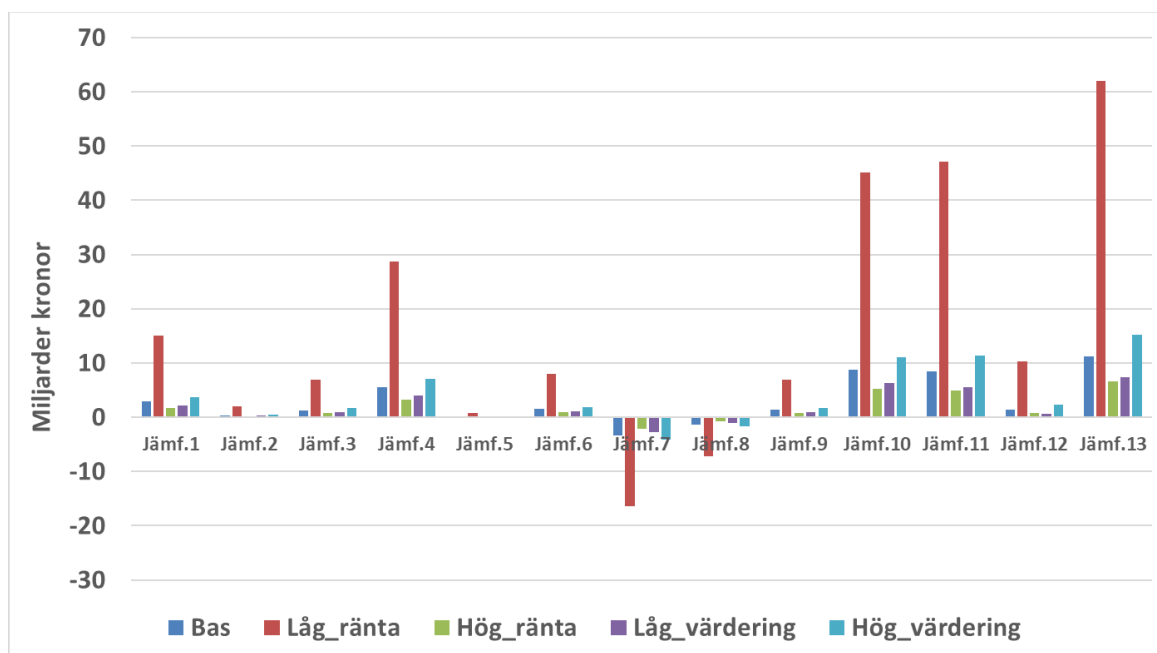
och skulle därför kräva en lika stor kompensation för att frivilligt byta till växtföljden i fråga. Det som är särskilt intressant att notera är att de flesta växtföljder som orsakar förluster initialt övergår så småningom till att generera högre vinster. Exempelvis ger Jämf. 13 förluster från 2021 till 2033 men därefter en vinst. Detta beror på kolinlagringseffekter på jordbruksmarkens produktivitet. Slutsatsen blir då att staten skulle behöva erbjuda en ersättning under de första åren för att få jordbrukarna att ändra växtföljd, för att systemet skulle så småningom bära sig själv. Följaktligen skulle ett sådant stöd kunna betraktas som ett investeringsstöd i form av investering i naturkapital.

I Tabell 10 i Bilaga 9 omräknas de totala kostnaderna som redovisas i Tabell 9 till genomsnittliga kostnader per hektar. Intressant att notera är att alla negativa belopp (dvs. kostnader för jordbrukarna) ligger väl innanför dagens nivåer av jordbruksstöd. Exempelvis ligger den s.k. gårdsstödet, ett generellt inkomststöd till jordbrukare, på ca. 2 000 kr/ha. I framtiden har den Europeiska Kommissionen målet att en stor del av dessa stöd ska leverera miljö- och klimatnytta till samhället enligt ”Farm to Fork Strategy” (EC 2020).

3.6.3 Känslighetsanalys

För den samhällsekonomiska analysen har det varit nödvändigt att göra antaganden om värdet (dvs. priset) av de kollektiva nyttigheterna förknippade med kolinlagring i jordbruksmark och samhällets diskonteringsränta. Jämfört med värdering av produktionseffekterna som underbyggs av objektiva marknadspriser och statistik över jordbrukets produktivitet i studieområdet, är de antagna värdena för de kollektiva nyttorna tämligen osäkra. Vi genomför därför en känslighetsanalys för att testa hur förändringar i de osäkra parametrarna påverkar bedömningen av den samhällsekonomiska lönsamheten av de olika växtföljderna. Vi har testat hur de beräknade välfärdsförändringarna påverkas av en tre procentenheter lägre diskonteringsränta (Låg_ränta) och en tre procentenheter högre diskonteringsränta (Hög_ränta), samt 50 procent lägre värdering (Låg_värden) respektive 50 procent högre värdering (Hög_värden) av de undersökta kollektiva nyttigheterna, klimatnytta och vattenkvalité i Östersjön (Figur 6).

Riktningarna på de beräknade netto nyttorna påverkas i de flesta fall inte av de testade förändringarna i diskonteringsränta och miljövärderingarna, förutom för växtföljden Jämf.12, det kortvariga gräset (Figur 6), då en låg värdering av de kollektiva nyttigheterna skulle ge negativ påverkan på välfärd jämfört med referensen. Att de flesta bedömningar är stabila kan förklaras av att värdet av de beräknade kollektiva nyttorna är stora i jämförelse med de privata kostnaderna för lantbrukare (dvs. de negativa bruttovinsterna). Exempelvis är nuvärdet av miljöeffekterna (Kolinlagring + Vatten-kvalitet + Växthus-gaser) för växtföljd Jämf.13, 7 830 miljoner kronor enligt Tabell 7, vilket är mer än 10 gånger så mycket som den negativa bruttovinsten eller kostnaden för lantbrukarna, -714 miljoner kronor. Därför är de samhällsekonomiska bedömningarna av de alternativa växtföljderna okänsliga till relativa stora förändringarna i de underliggande antagandena om värdet av de kollektiva nyttigheterna.

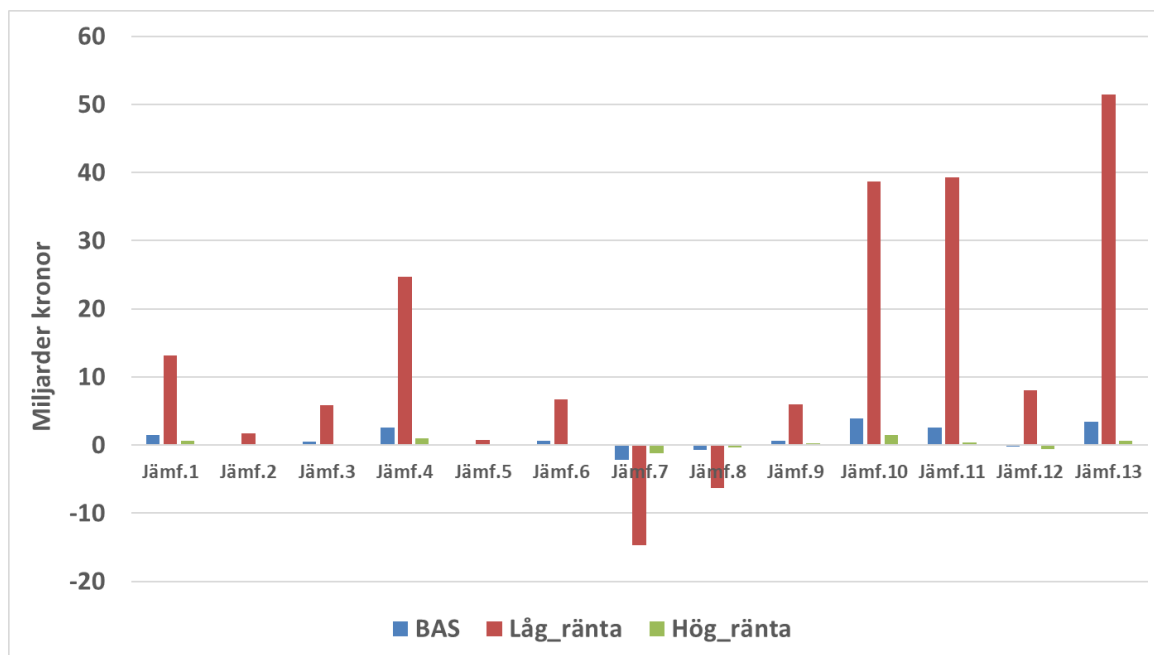


Figur 4. Känsligheten av den samhällsekonomiska analysen (Bas) till antagande om diskonteringsränta (Låg_ränta, Hög_ränta) och värderingen av kollektiva nyttigheter (Låg_värdering, Hög_värdering). Staplarna är nettonuvärdet av varje växtföljds-scenario över 20 år givet de olika antagandena.

Det är särskilt viktigt i en samhällsekonomisk analys att vara medveten om hur valet av diskonteringsräntan påverkar resultaten, eftersom det inte finns ett rent objektiva sätt att välja denna parameter, men den kan vara helt avgörande för bedömningen av de samhällsekonomiska effekterna. I grund och botten speglar diskonteringsräntan samhällets prioritering när det gäller fördelning av nyttor och kostnader mellan generationer. Desto högre ränta desto lägre hänsyn till framtida generationer. Det har länge pågått en diskussion om en lämplig diskonteringsränta när det gäller åtgärder för att motverka klimatförändring. Det kan vara motiverat ur ett rättviseperspektiv att tillämpa en mycket lägre diskonteringsränta för klimatförändringar än den på 3,5 procent som svenska myndigheter ofta använder. Detta eftersom klimatförändringar innebär väldigt stora kostnader långt in i framtiden (Sterner et al., 2019). En lägre diskonteringsränta (Låg_ränta) lika med 0,5 procent skulle dramatiskt förstärka de beräknade välfärdseffekterna av de alternativa växtföljder som ökar kolinlagringen (t.ex. Jämf.11 och 13 i Figur 5), medan en högre ränta lika med 6,5 procent (Hög_ränta) halverar de beräknade välfärdseffekterna.

Eftersom lantbrukare är de aktörer som förvaltar jordbruksmark och avgör vilken växtföljd som ska tillämpas tittar vi närmare på de två poster som påverkar deras privatekonomi, Bruttovinst och markvärdet. Nuvärdet av dessa privata nyttor påverkas av valet av diskonteringsränta. I Figur 6 jämför vi utfallet för lantbrukarna när vi summerar nettonuvärdet av bruttovinsten och förändrat markvärde givet de olika diskonteringsräntorna. Diskonteringsräntan har en avgörande effekt på resultaten från lantbrukarnas perspektiv. En mer rimlig diskonteringsränta från deras perspektiv vore en högre ränta jämfört med den som antagits för samhället, alltså räntescenariot Hög_ränta. En högre ränta minskar dramatiskt nyttan av ändrade växtföljder till lantbrukarna, i synnerhet övergår nettonuvärdet till lantbrukarna av de växtföljder innehållande gräs (Jämf.11–13) till negativ

nytta (dvs. kostnad). Detta beror på att en högre diskonteringsränta kraftigt minskar nyttan av högre produktivitet för lantbrukaren i framtiden, vilken speglas i förändrat markvärde. Detta styrker tesen att om lantbrukare prioriterar dagens vinster över den framtida produktionen på ett starkare sätt än samhället, kommer de ha svaga ekonomiskt incitament att ändra till en växtföljd som ökar kolinlagringen, trots att det skulle vara samhällsekonomiskt motiverat.



Figur 5. Känsligheten av nettoeffekten av de alternativa växtföljderna på lantbrukarnas privatekonomi givet de olika antagande om diskonteringsränta (BAS = 3,5%, Låg_ränta= 0,5%, Hög_ränta=6,5%). Staplarna är nettonuvärdet när bruttovinsten summeras med förändrat markvärde givet de olika diskonteringsräntorna och växtföljds-scenari över 20 år.

3.7 Sammanfattning kostnads-nyttoanalys

Den samhällsekonomiska analysen visar att flera av de studerade växtföljderna skulle öka den samhällsekonomiska effektiviteten jämfört med en referensväxtföljd som speglar en normal växtföljd med konventionell jordbearbetning i specialiserade växtodling i den skånska slättbygden. Nyttorna överstiger kostnaderna för växtföljder som innebär reducerad jordbearbetning, odling av baljväxter och/eller fleråriga gräs. Dessa växtföljder har en relativ stor påverkan på kolinlagring och genererar därför hög nytta i form av kollektiva nyttigheter till samhället. Arealen som ingår i studien representerar ca 151 000 ha eller 6 procent av den svenska åkermarken. Det finns dock betydligt större arealer i de svenska slätt- och mellanbygden som kan vara relevanta för ökad kolinlagring i åkermark genom alternativa växtföljder. Enligt vår sammanställning i Tabell 1 finns totalt 1 012 miljoner ha i dessa bygder (dvs. Götalands södra slättbygder, Götalands mellanbygder, Götalands norra slättbygder och Svealands slättbygder) som odlas med ettåriga grödor och där alternativa växtföljder potentiellt kan öka kolinlagringen. Eftersom den areal vi har studerat här är den mest produktiva och lönsamma åkermark i Sverige, har den troligtvis också de högsta kostnaderna för jordbrukarna för att ändra växtföljd. Däremot är potentialen för ökad kolinlagringen, och tillhörande nyttorna, troligen också störst eftersom den genomsnittliga

kolhalten idag är mycket låg pga. historiska förluster (Avsnitt 3.3). Därför tror vi att ökad kolinlagring genom alternativa växtföljder också skulle kunna vara samhällsekonomiskt lönsamt i bygder där gårdar har liknande produktion och markanvändning som studieområdet.

I analysen beaktar vi värdet av tre kollektiva nyttigheter som påverkas av kolinlagringen i jordbruksmark varav klimatnyttan av att binda kol i jordbruksmark är den mest uppenbara. Mindre uppenbart är att kolinlagringen är positiv korrelerad med markens bördighet, och därmed markens värde som naturkapital i form av dess betydelse för livsmedelsproduktion i Sverige. Bevarande av bördig jordbruksmark bidrar till att säkerställa landets framtida livsmedelsförsörjning, vilken också är en kollektiv nytta. Slutligen har en högre kolhalt i jordbruksmarken betydelse för användning av mineralgödsel, då högre produktivitet minskar den optimala användningen av mineralgödsel. Minskad användning av mineralgödsel minskar kväveutlakning från jordbruksmark vilket är bra för vattenkvaliteten i sjöar och hav, men det innebär också minskade utsläpp av växthusgaser vid tillverkning av mineralgödsel. Dessutom innebär växtföljder med inslag av baljväxter eller gräs att ingen mineralgödsel används på dessa ytor, vilket har stor påverkan på den totala användningen av mineralgödsel och ökningen i den samhällsekonomiska effektiviteten som dessa växtföljder medför.

Generellt innebär de alternativa växtföljder lägre vinster för lantbrukare, men dessa övervägs för samhället av de positiva miljöeffekterna. Vi beräknar effekterna över 20 år och använder en diskonteringsränta lika med 3,5 procent enligt svensk praxis för statlig förvaltning. Känslighetsanalysen visar att storleken på välfärdseffekterna men inte riktningen, i hög grad påverkas av nivån på diskonteringsräntan. I synnerhet innebär en högre diskonteringsränta att nettoytan av de alternativa växtföljderna för lantbrukarna blir negativt. Troligtvis krävs därför någon form av styrmedel för att lantbrukare frivilligt ska välja alternativa växtföljder som ökar kolinlagring i jordbruksmark.

4 Styrmedelsanalys

I detta avsnitt analyseras vilken typ av styrmedel som skulle kunna vara lämpligt att implementera i syfte att få till stånd de önskade växtföljderna inom jordbruket till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad. Det ingår i Formas uppdrag att ”identifiera styrmedel och åtgärder som det saknas tillräcklig kunskap om” och en styrmedelsanalys som genomförs i den här rapporten bedöms svara på detta uppdrag, eftersom det bidrar till att identifiera kunskapsluckor genom att gå igenom det rådande kunskapsläget för olika typer av styrmedel.

Inledningsvis redovisas en rad olika aspekter av åtgärden som är av betydelse för valet av styrmedel. Därefter ges en övergripande beskrivning av de olika styrmedelskategorierna samt hur väl dessa kan hantera de olika aspekterna kopplat till åtgärden i fråga. Det styrmedel som bedöms som lämpligt för att skapa incitament till jordbrukare att ändra sina växtföljder är omvänd auktionering, vilket är ett sätt att utforma differentierade ersättningskontrakt mellan myndigheter och jordbrukare i närvaron av asymmetrisk information. Detta styrmedel beskrivs i avsnitt 4.3. Därefter görs en bedömning av omvänd auktionering utifrån olika värderingskriterier. Dessutom analyseras hur väl styrmedlet kan hantera några av de utmaningar som identifierades i den inledande problembeskrivningen (t.ex. hantering av målkonflikter, osäkerheter). Det bör dock understrykas att denna styrmedelsanalys bör ses som preliminär och att en mer utförlig ex-ante styrmedelsanalys av omvänd auktionering kommer att vara nödvändig i ett senare skede då beslut kring utformningen av åtgärden, samt vilket mål som ska uppnås tagits.

4.1 Förutsättningar att beakta i valet av styrmedel

Som nämnts tidigare genererar åtgärden ändrade växtföljder genom dess effekt på kolinlagringen positiva externa effekter på klimatet, övergödning samt biologisk mångfald, vilket har ett värde för samhället i stort (se kostnads-nyttoanalysen). Dessa bidrag av ändrade växtföljder till olika samhällsnyttor talar för finansiella ersättningar till de jordbrukare som genomför åtgärden. Förutom dessa samhällsnyttor kan jordbrukarna erhålla privata nyttor av ändrade växtföljderna, såsom ökad markproduktivitet på längre sikt. Privata nyttor kan även inkludera att jordbrukaren ser ett värde i att bidra till de miljövärden som åtgärden genererar med avseende på klimat, övergödning och biologisk mångfald. Det finns empiriska belägg för att en sådan privatnytta av att bidra till samhällsvärden påverkar hur jordbrukare agerar under olika styrmedel (Weaver 1996; Söderqvist 2003; Brown et al. 2021). I en studie av Vukina et al. (2008) där man undersökte en omvänd auktionering för naturbevarande åtgärder i North Carolina fann man, å andra sidan, att jordbrukare inte sätter något privat värde på dessa kollektiva nyttor.

Eftersom jordbrukare har bättre kunskap än myndigheter om sina kostnader samt privata nyttor av olika växtföljder är informationen asymmetrisk vilket ett styrmedel måste kunna hantera.

Informationen kan även vara asymmetrisk vad gäller kunskapen om den kollektiva nyttan av åtgärden, i vilket fall myndigheten har mer kunskap än jordbrukarna.

Att jordbrukare agerar på en världsmarknad med sina produkter och därmed är pristagare är viktigt att beakta i valet av styrmedel då detta kan innebära läckageeffekter¹² om man implementerar ett styrmedel som innebär ökade kostnader för jordbrukaren. Att åtgärden kan genomföras av ett stort antal geografiskt utspridda mindre aktörer behöver man ta hänsyn till vid valet och utformningen av styrmedel eftersom det påverkar dess transaktionskostnader. Att såväl åtgärds-kostnader samt miljönyttor variera mellan olika jordbrukare måste beaktas i valet av styrmedel eftersom det ställer krav på någon form av differentiering av styrmedel (med avseende på åtgärden) om kostnadseffektivitet ska uppnås.

4.2 Styrmedelskategorier och deras lämplighet att få till stånd åtgärden

Först beskrivs kortfattat de olika styrmedelskategorierna (se Bilaga 11 för utförligare beskrivning av de olika kategorierna), följt av en diskussion kring vilken typ av styrmedel som kan vara lämpligast för att få till stånd ändrade växtföljder.

För att skapa incitament för ändrade växtföljder kan olika typer av styrmedel¹³ införas på internationell, regional eller nationell nivå. Styrmedel kan delas upp i följande huvudkategorier¹⁴:

- Administrativa: reningskrav, förbud, teknologiska krav etc.
- Ekonomiska: skatter, subventioner, ersättningar, avgifter, handel med utsläppsrätter, pantsystem, etc.
- Informativa: utbildning, informationskampanjer etc.

Vilket styrmedel som är lämpligast varierar från fall till fall och beror bland annat på variationer i åtgärdernas marginalkostnader samt marginalnyttor (Sterner & Coria 2012; Weitzman 1974), samt karaktären på det miljöproblem som adresseras (t.ex. närvaro av tröskeeffekter), vad som kännetecknar aktörerna som ska genomföra åtgärden (t.ex. om de agerar på en världsmarknad). I många fall kan det vara motiverat att kombinera olika typer av styrmedel för att uppnå den önskade effekten på ett kostnadseffektivt sätt (t.ex. subventioner i kombination med informationskampanjer).

4.2.1 Administrativa styrmedel

Eftersom effekterna på kolinlagring av ändrade växtföljder varierar geografiskt samt att kostnaderna skiljer sig åt är reglering som styrmedel mindre lämplig. Detta beror på att kostnadseffektivitet blir svårt att uppnå såvida inte myndigheterna har fullständig information kring såväl kostnader som effekter samt att regleringen differentieras, det vill säga kraven på vad som ska genomföras skiljer sig mellan jordbrukare. Eftersom det råder asymmetrisk information i det att myndigheter inte känner till jordbrukarnas faktiska kostnader, samt de privata nyttigheterna, av att ändra växtföljden kommer det bli svårt att uppnå en kostnadseffektiv allokering av åtgärden med administrativa styrmedel.

¹² T.ex. om den inhemska jordbruksproduktionen minskar och ersätts av produktion i andra länder vilka orsakar mer miljöskada kan det uppstå läckageeffekter.

¹³ Definitionen på ett miljöpolitiskt styrmedel är att det skapar incitament för olika aktörer (företag, hushåll, individer) att vidta åtgärder/förändra beteende på ett sätt som leder till en effekt på miljömålet.

¹⁴ I vissa fall brukar forskning och utveckling betraktas som ett styrmedel trots att de inte skapar några direkta incitament till åtgärder vilka har effekt på miljömålen.

Administrativa styrmedel innebär dessutom ofta höga tillsynskostnader eftersom antalet aktörer som ska genomföra åtgärden är många och därmed kan kontrollen av efterlevnad bli resurskrävande för staten. Dessutom kan det vara svårt att få acceptans från jordbrukarna att bära hela kostnaden för en åtgärd som genererar nytta till hela samhället, dvs det man inom nationalekonomin kallar en positiv externalitet. Brist på acceptans samt svårigheter att utöva tillsyn leder sannolikt till låg efterlevnad vilket innebär att administrativa styrmedel inte är särskilt lämpliga för att få till stånd ändrade växtföljder.

4.2.2 Information som styrmedel

Ändrade växtföljder kan innebära olika typer av privat nytta för jordbrukaren på längre sikt, bland annat i form av minskat gödslingsbehov (Brady et al. 2019). Eftersom jordbrukaren inte alltid behöver vara medveten om dessa nytta kan information från myndigheter eller intresseorganisation om dessa skapa incitament för jordbrukaren att till viss grad genomföra åtgärden. Informationskampanjer som exempelvis LRF:s ”Greppa näringen” kan informera jordbrukaren om de ekonomiska vinsterna som uppstår på längre sikt av en ökad kolinlagring i marken (Nordin & Höjgård 2017). Denna information kan ha större effekt ifall jordbrukaren även äger marken än i de fall jordbrukaren är arrendator, eftersom de senare troligtvis har mindre ekonomiska incitament att öka markens produktivitet, och därmed markvärdet på lång sikt. Även administrativa och ekonomiska styrmedel måste i de flesta fall kompletteras med informationsinsatser vad gäller till exempel lagkrav eller jordbrukarens möjligheter att söka ersättning för ändrade växtföljder. Information kan dock knappast på egen hand få jordbrukarna att ta hänsyn till de kollektiva nyttorna av en ändrad växtföljd.

4.2.3 Ekonomiska styrmedel

Till skillnad från regleringar är det med ekonomiska styrmedel upp till de berörda aktörerna att välja mellan att utföra åtgärden för en viss ersättning eller att inte utföra åtgärden. Alternativt att utföra åtgärden eller betala en viss avgift, t.ex. i form av skatt eller pris på handelsrätt. Generellt sett bör ersättningar enbart användas när åtgärden leder till positiva externaliteter på samhället medan kostnader (skatt, avgift) läggs på beteenden som påverkar samhället negativt, såsom utsläpp av föroreningar, buller etc.

Om vi utgår från att ändrade växtföljder genererar positiva externaliteter i form av klimatnytta samt minskad övergödning, bör åtgärds-kostnaden inte läggas på jordbrukaren.¹⁵ När åtgärden i fråga genererar en positiv externalitet är det mer motiverat att internalisera denna positiva effekt för samhället i jordbrukarnas beslutsunderlag genom någon form av finansiell ersättning till de jordbrukare som ändrar växtföljden (Bartkowski et al. 2021).¹⁶ En finansiell ersättning har för avsikt att genom ekonomiska incitament påverka jordbrukaren på ett sådant sätt att han finner det privatekonomiskt motiverat att ändra sina växtföljder. Med utgångspunkt från figur 1 i avsnitt 2.1

¹⁵ Man skulle kunna argumentera för att jordbrukarnas rådande val av växtföljder genererar negativa externaliteter (OECD 2010). Detta skulle innebära att man anser att samhället har rätten till en viss kolinlagringsnivå och att de jordbrukare vars växtföljdsval leder till en sämre kolinlagring orsakar en samhällsekonomisk kostnad. Men eftersom man från samhällets sida inte uttryckt några krav på en viss kolinlagring på jordbruksmark utgår vi från att jordbrukarna besitter äganderätten över sina växtföljder vilket innebär att en ökad kolinlagring utgör en positiv extern effekt av ändrade växtföljder.

¹⁶ Vid en negativ externalitet är avgift/tax att föredra i enlighet med förorenaren betalar principen.

innebär det att man internaliserar den positiva externa effekten ändrade växtföljder har på samhället i övrigt på ett sådan sätt att jordbrukarens och samhällets marginalnyttor sammanfaller, vilket i sin tur leder till att den samhällsekonomiskt optimala kolinlagringsnivån uppnås.

Ersättningarna för ändrade växtföljder kan betalas ut antingen genom uniforma eller individuella kontrakt. Uniforma kontrakt innebär att ersättningen är densamma för samtliga jordbrukare. Ett vanligt exempel på uniforma kontrakt är att de baseras på en viss åtgärds mängd (dvs. åtgärdsbaserade ersättningar) vilket i detta fall skulle kunna vara hektar jordbruksmark med en viss växtföljdsändring. Om effekten av en viss typ av växtföljd skiljer sig geografiskt kommer dessa kontrakt inte ge incitament för att implementera de mest kostnadseffektiva åtgärderna eftersom de baseras på åtgärden och inte dess effekt. Detta beror på att det kan förekomma jordbrukare för vilka ersättningen inte täcker deras faktiska kostnader och därför väljer att inte delta trots att deras åtgärder mycket väl kan vara kostnadseffektiva. Under dessa kontrakt genomförs därför inte den åtgärds kombination som ger den lägsta totala åtgärds kostnaden för att uppnå en viss nivå av kolinlagring. Som en konsekvens av detta kommer uniforma ersättningar baserade på åtgärden inte utgöra kostnadseffektiva styrmedel (Bardsley et al. 2002).

Merparten av dagens ersättningar för miljöåtgärder inom jordbruket är åtgärdsbaserade (Burton & Schwarz 2013) och har visat sig haft begränsad effekt på de uppsatta målen samt uppnår inte kostnadseffektiva lösningar i de fall som effekten av en viss åtgärd varierar spatialt (Dicks et al. 2014; Watzold et al. 2016; Pe'er et al. 2019; Dupraz & Guyomard 2019, Rabinowicz & Jörgensen 2021).

För att uppnå kostnadseffektivitet behöver ersättningen baseras på den mängd kolinlagring som uppnås av åtgärden (dvs resultatbaserad ersättning). Detta är enbart möjligt ifall myndigheten kan bedöma effekten på kolinlagring av olika växtföljder. Ersättningen skulle ges per kg kolinlagring och vara densamma för alla jordbrukare (dvs. uniform med avseende på effekt) men samtidigt innebära att jordbrukare erhåller olika ersättningar för samma förändring i växtföljd. Detta leder till en kostnadseffektiv allokering av åtgärden, eftersom de jordbrukare vars marginalkostnad för att öka kolinlagringen med en enhet är lägre än ersättningen kommer att ha ekonomiska incitament att genomföra åtgärden.

Att utforma styrmedel som syftar till att förmå jordbrukarna att ändra växtföljd innebär en utmaning då myndigheter har begränsad information om jordbrukarnas kostnader samt privata nyttigheter av en ändrad växtföljd (dvs. asymmetrisk information råder). Denna informationsbrist innebär en risk att jordbrukaren överdriver sina kostnader i syfte att erhålla en ersättning vilken överstiger den faktiska åtgärds kostnaden (Wichmann et al. 2017). Även om ersättningen baseras på kolinlagringseffekten kommer den inte vara statsfinansierat budgeteffektiv eftersom vissa jordbrukare hade nöjt sig med en lägre ersättningsnivå för att genomföra åtgärden vilket innebär att staten inte erhåller den maximala effekten på kolinlagring givet en viss budget, det vill säga styrmedlet är inte budgeteffektivt.

Vid individuella kontrakt, å andra sidan, baseras ersättningarna på den uppskattade effekten en förändring av växtföljden har på kolinlagringen samt det reservationspris (dvs den minsta ersättning som jordbrukaren skulle acceptera för att genomföra åtgärden) jordbrukaren har för att genomföra åtgärden. Reservationspriset baseras på jordbrukarens uppskattning av sina åtgärds kostnader samt sin värdering av de privata nyttor som den ändrade växtföljden genererar.

Ett styrmedel som på senare tid implementerats i allt högre grad med hög potential för att uppnå såväl samhällsekonomisk som statsfinansiell kostnadseffektivitet i närvaron av asymmetrisk information genom upprättandet av individuella kontrakt är omvänd auktionering, vilken beskrivs nedan.

4.3 Finansiell ersättning genom omvända auktioner

Ett styrmedel som kan användas för att fastställa ersättningen för individuella åtgärdskontrakt är omvänd auktionering.¹⁷ Syftet med en omvänd auktion är att låta ansökningar om ersättning för ändrade växtföljder konkurrera med varandra eller andra åtgärder vilka ökar kolinlagringen. Vid omvänd auktionering erbjuder säljare (i det här fallet jordbrukare) ett genomförande av en viss åtgärd (ändrad växtföljd).

En jordbrukares beslut om huruvida han ska lägga in ett anbud för auktioneringen inkluderar beslut om att ändra växtföljd, beslut att ingå ett kontrakt med ansvarig myndighet samt beslut om vilken ersättningsnivå som ska begäras (Rolfe et al. 2018). Dessa beslut styrs huvudsakligen av hur jordbrukaren bedömer sannolikheten av att erhålla den önskade ersättningen samt hans värdering av eventuella privata nyttor kopplade till växtföljdsändringen, t.ex. en framtida ökning av skördar. I en studie över omvänd auktionering i North Carolina finner Vukina et al. (2008) att a) jordbrukare baserar sina ersättningskrav utifrån åtgärdens miljöeffekter och b) jordbrukare värderar de miljöeffekter som har positiv påverkan på markens produktivitet (t.ex. minskad jorderosion), medan de inte sätter något värde på kollektiva nyttor såsom förbättrad luftkvalitet eller bevarat vilddjursliv.

Konkurrensen mellan olika åtgärdsutförare skapar incitament för jordbrukaren att avslöja sina verkliga åtgärdskostnader för myndigheten samt gör det möjligt för den reglerade myndigheten att erhålla en större miljönytta given budget än andra typer av ersättningsmekanismer (Iftekhar et al. 2012). Auktionen utformas så att den budgivare som har den lägsta genomförandekostnaden också lägger det lägsta ersättningskravet. Köparen, t.ex. en myndighet, rangordnar åtgärderna utifrån den ersättning som säljaren kräver samt den effekt på kolinlagringen åtgärden (ändrad växtföljd) bedöms ha. Detta möjliggör för myndigheten att välja en kostnadseffektiv åtgärds kombination genom att bevilja ersättningar till de åtgärder som har lägst kostnad per effekt. En omvänd auktion synliggör även variationer i åtgärds kostnader, det vill säga ger köparen information om åtgärdens faktiska kostnader. Detta leder även till att de statsfinansiella kostnaderna för myndigheten för åtgärden minimeras, vilket i sin tur frigör finansieringsmedel för ytterligare åtgärder. Omvänd auktionering ökar därmed potentialen att implementera kostnadseffektiva åtgärder till lägsta möjliga statsfinansiella kostnad (Valcu-Lisman et al. 2017). Det vill säga, önskad nivå av kolinlagring uppnås till lägsta möjliga samhällsekonomisk kostnad med minsta möjliga transferering av resurser från stat till jordbrukare. Mer att läsa om auktionsteori finns i till exempel Milgrom (1989, 2004), Klemperer (1999, 2004), Menezes & Monteiro (2005), Greenhalgh et al. (2008), Boxall et al. (2013) Hellerstein, Higgins & Roberts (2015) samt Valcu-Lisman (2017).

Omvänd auktionering är ett vanligt förekommande förfaringsätt inom offentlig upphandling av olika typer av varor och tjänster. Metoden har även tillämpats i allt större omfattning när det gäller

¹⁷ Det förekommer även omvänd auktioner med uniforma ersättningar (dvs oavsett anbud erhåller markägare samma ersättningsnivå (som t.ex. kan baseras på den lägsta budet som avisades) men dessa har visat sig vara mindre effektiva (Cason & Gangadharan, 2004, 2005).

inköp av miljö tjänster (Ferraro 2008). Auktionsmetoder har använts i USA bland annat för avställning av produktiv jordbruksmark i Conservation Reserve Program (CRP), för att minska närsaltsbelastningen på sjöar och vattendrag i Ohio (Miami River Credit Trading Program samt The Tiffin Watershed BMP Auction Project) och i ett pilotförsök för att få till stånd vattenkvalitetsförbättrande åtgärder (Conestoga Catchment program). ”Ducks Unlimited” (en icke-vinstdrivande naturskyddsorganisation) har i Kanada använt sig av omvänd auktionering för att få markägare att bevara gräsmarker och våtmarker (Brown et al. 2011). Kanada använde sig även av detta styrmedel för att återskapa våtmarker (Hill et al. 2011). I Australien har omvända auktioner använts för skyddet av biodiversitet (Bush Tender samt Ecotender), att minska näringsförluster, samt för att minska salthalten i grundvatten (Ferraro 2008). I Bolivia och Peru har omvända auktioner tillämpats i syfte att förmå jordbrukare genomföra olika naturskyddsåtgärder (Narloch et al. 2013). I Storbritannien har omvänd auktionering varit framgångsrik för att få jordbrukare att genomföra åtgärder som förbättrat vattenkvaliteten i floden Fowey (DEFRA 2016). Omvänd auktionering har på senare tid även lyfts som ett möjligt styrmedel för att skapa incitament till lagring av biogen koldioxid (bio-CCS) i den så kallade Vägvalutredningen (SOU 2020).

4.3.1 Omvänd auktion och asymmetrisk information

Som nämnts tidigare har de reglerande myndigheterna begränsad information rörande jordbrukarens faktiska kostnad för att ändra växtföljden, dvs. asymmetrisk information, vilket innebär en utmaning för hur man effektivt ska fördela ersättningar för åtgärden mellan olika jordbrukare. Även om myndigheten skulle ha information om jordbrukarens åtgärds kostnader kommer jordbrukarens värdering av de privata samt kollektiva nyttigheterna ha betydelse för till vilken ersättning han är villig att genomföra åtgärden och information kring hur stor denna värdering kommer myndigheten knappast att ha. Den informationsasymmetri mellan reglerande myndighet och jordbrukarna utgör kanske det främsta problemet som ett styrmedel måste kunna hantera. (Latacz-Lohmann & Hamsvoort 1997, 1998).

Omvänd auktionering hanterar denna utmaning genom att skapa incitament för jordbrukarna att avslöja sin faktiska kostnad samtidigt som den uppmuntrar genomförandet av åtgärden (Hellerstein, Higgins & Roberts 2015; Wichmann et al. 2017). Den samhällsekonomiska vinsten av omvänd auktionering ökar med graden av asymmetrisk information, dvs ju mindre kunskap myndigheter har om jordbrukarnas kostnader desto större vinst, samt med graden av heterogenitet vad gäller jordbrukarnas kostnader, dvs ju större heterogenitet desto större vinst (Ferraro 2008).

Eftersom åtgärden ska utföras av ett stort antal mindre aktörer samt att effekten av åtgärden varierar beroende på var den genomförs behövs en av parterna accepterad modell som bedömer åtgärdernas effekt på kolinlagringen eftersom det i dagsläget inte är möjligt att mäta hur jordbruksmarkens kolhalt förändras på lång sikt av ändrade växtföljder (Bartkowski et al. 2021). Det är i de flesta fall den ansvariga myndigheten som ansvarar för en sådan modell och därmed tar det juridiska ansvaret för effekten medan jordbrukaren endast är ansvarig för att genomföra åtgärden. Detta innebär att kostnadseffektivitet baseras på åtgärdens effekt i kombination med den ersättningsnivån som jordbrukaren ansöker om. Förutom att säkerställa en kostnadseffektiv lösning innebär användandet av modell att transaktionskostnaderna för auktioneringen minimeras, bland annat på grund av att kolinlagringseffekterna inte behöver mätas på plats utan det räcker med att kontrollera markanvändningen. Dessutom kan ekonomiska och naturvetenskapliga osäkerheter

samt eventuella sidoeffekter av olika åtgärder lättare hanteras. I och med att myndigheten ansvarar för modellen bär myndigheten dessutom risken för att den beräknade effekten av åtgärder inte motsvaras av det faktiska utfallet.

Det faktum att effekten av åtgärden (dvs. mängd kolinlagring som uppnås vid förändrad kolinlagring) inte kan mätas utan måste bedömas utifrån modellberäkningar innebär även det informationsproblem eftersom jordbrukarna inte vet hur myndigheterna kommer bedöma nyttan av att de ändrar växtföljden. Detta skulle dock kunna åtgärdas genom att myndigheterna ger jordbrukarna insyn i hur en modellbaserad bedömning av miljöeffekten görs.

Om det initialt föreligger bristande information kring såväl privata som kollektiva kostnader och nyttor kan det i de inledande auktioneringsomgångarna vara önskvärt med ett högt antal deltagande jordbrukare för att kunna bedöma kostnader samt styrmedlets potential för att öka kolinlagringen (Pannell 2008). Eftersom jordbrukare konkurrerar med varandra om ersättningar genom auktioneringsförfarandet minskar den asymmetriska informationen i och med att jordbrukarna avslöjar sina faktiska kostnader för ändrade växtföljder.

För att omvänd auktionering ska fungera väl är det viktigt att det finns tillräckligt många potentiella säljare av åtgärder för att dessa inte ska kunna samarbeta i syfte att påverka ersättningsnivån (Ferraro 2008). Antalet jordbrukare i Sverige utgör en tillräckligt stor och heterogen grupp för att undvika denna möjlighet till påverkan. Wichmann et al. (2017) kommer fram till att omvända auktioner är mest effektiva i ekonomier med starka institutioner, välfungerade marknader och stabila priser. Hur många jordbrukare som erhåller ersättning i slutändan beror på målet och eller tillgänglig budget. Med ambitiösa mål, alternativt en tillräckligt stor budget, kommer en stor andel att erhålla ersättning för ändrad växtföljd.

4.3.2 Utformning av auktionering

Vid utformningen av auktionering måste myndigheten i ett första steg formulera auktionens syfte, definiera vilken åtgärd auktioneringen riktas mot samt informera berörda parter om auktioneringens regelverk (Hellerstein, Higgins & Roberts 2015). Det handlar främst om att utforma styrmedlet så att önskade incitament uppstår medan oönskade undviks. Det finns många val att göra i utformningen av den omvända auktionering vilka kan ha stor betydelse för hur effektivt styrmedlet i slutändan är. Vid utformningen av en omvänd auktionering kan myndigheten välja:

- Öppna eller dolda anbud.
- Individuella (diskriminerande) eller uniforma (kvot eller referenspris) ersättningar.
- Mål- eller budgetbaserad auktionering.
- En eller flera auktioneringsomgångar.
- Om flera auktioneringsomgångar: löpande eller separata omgångar.
- Användandet av ett ersättningstak.
- Hur mycket information som ges till jordbrukarna vad gäller åtgärdens kollektiva miljönytta.
- Eventuella aktivitetsbaserade regler (t.ex. minst antal hektar för ändrade växtföljd för att få lämna anbud). (Iftekahar 2012; Boxall et al. 2013)

En omvänd auktionering inleds med att jordbrukare lämnar in sina anbud på ersättningskrav simultant och med eller utan insyn (dvs. öppna eller dolda anbud) från andra jordbrukare. Den reglerande myndigheten har en given budget alternativt givet mål vilket innebär att samtliga jordbrukare inte kan erhålla ersättning. För att bedöma vilka som ska få ersättning rangordnar myndigheten samtliga förslag utifrån kostnadseffektiviteten, vilken bestäms utifrån ersättningskravet samt den bedömda effekten på kolinlagring. De anbud som ger störst effekt på kolinlagring per krona erhåller ersättning. Detta skapar incitament för jordbrukarna att kräva ersättning som ligger i nivå med deras faktiska kostnader eftersom det ökar deras möjligheter till att erhålla ersättning vilket förklarar styrmedlets starka potential för att uppnå kostnadseffektivitet (Wichmann et al. 2017). Själva auktioneringen bör enligt Hellerstein, Higgins och Roberts (2015) vara dold i det att ersättningsbudet som läggs från jordbrukare är dolt för alla utom myndigheten. Anledningen till att hålla anbuden dolda är att motverka strategiska anbud eller samarbete mellan jordbrukare i syfte att höja ersättningsnivån.

För att signalera till jordbrukare vad som är rimliga ersättningsnivåer samt för att minska möjligheterna till strategiskt beteende kan auktionsansvarig myndighet inför ett tak på ersättningsnivå inför varje auktionering. Exempelvis kan myndigheten sätta en maximal möjlig ersättning per hektar jordbruksmark med ändrad växtföljd vilket baseras på myndighetens maximala betalningsvilja för åtgärden i fråga. Ersättningstaket kan exempelvis baseras på den svenska koldioxidskattensnivån vilket innebär att inga förändringar i kolinlagringen som har högre marginalkostnader än skatten finansieras. Även om ett ersättningstak kan förhindra att jordbrukare överkompenseras kan ett tak påverka effektiviteten av auktionering negativt i och med att det kan skapa incitament till utförare med låga kostnader att begära högre ersättningar än vad de skulle gjort utan taket (Hellerstein, Higgins & Roberts 2015).

Överlag, verkar auktioner med individuella ersättningar vara effektivare än de som genererar uniforma ersättningar (Cason & Gangadharan 2004; Schilizzi & Latacz-Lohmann 2007). Men över tiden kan denna fördel minska med antalet auktionsomgångar eftersom erfarenheten bland deltagare ökar vilket leder till att de kan lägga mer strategiska bud (Hailu & Schilizzi 2014). I de flesta tillämpningar av omvänd auktionering har buden varit dolda och ersättningen individuell i det att vinnarna erhåller den ersättning de ansökt om (Boxall et al. 2013).

Den omvända auktionen kan vara antingen budgetbegränsad eller målbegränsad. I den förra accepteras ansökningar tills den givna budgeten har tagit slut medan man i den senare accepterar anbud ända tills ett visst förutbestämt mål uppnåtts (t.ex. antal hektar med ändrade växtföljder eller mängd kolinlagring i jordbruksmarker). De flesta auktionering är budgetbegränsade vilket är det ideala när det föreligger statsfinansiella restriktioner. Boxall et al. (2017) fann att målbaserade auktioner (vilka inkluderar ett ersättningstak) är mer effektiva än budgetbaserade vilket skilda sig från vad Schilizzi och Latacz-Lohmann (2007) kom fram till i sin studie. Detta skulle kunna förklaras av andra skillnader i utformningen av det studerade auktioneringsutförandet.

Det finns en risk vid omvänd auktionering att de som söker ersättningar samarbetar i syfte att påverka ersättningsnivån till sin egen fördel. Studier av Lindahl (2013) visar dock att även om inget förhinder för samarbete mellan deltagarna påläggs uppstår sällan ett sådant samarbete. Detta skulle delvis kunna förklaras av att ett samarbete försvåras ifall, såsom var fallet vid Lindahls experiment, budgeten samt antal omgångar som auktionering utfördes var okänd för ansökarna. Dessutom var budgivningen sluten vilket också bidrog till att försvåra samarbetet. Vid utformningen av en

omvänd auktionering bör man därför sträva efter att skapa de förutsättningar som försvårar samarbete mellan de olika anbudsgivarna (Naturvårdsverket 2010).

Eftersom effekter på kolinlagring enbart uppstår på längre sikt krävs det att kontrakt om ersättning är långsiktiga i det att de är utformade så att åtgärderna genomförs under en längre tidsperiod. Dessa långsiktiga kontrakt vilka begränsar jordbrukarens valmöjligheter under en längre tid kan komma att kräva en högre ersättningsnivå i jämförelse med kortare tidskontrakt eftersom osäkerheter kring alternativkostnaden av andra växtföljder ökar med tiden.

Ifall det skulle förekomma ett positivt samband mellan jordbrukarens åtgärds kostnader och den miljömässiga effekten finns risk för att ett auktioneringsförfarande leder till snedvridet urval eftersom jordbrukare som anser sig ha höga kostnader inte deltar i budgivning då de anser sina chanser att erhålla ersättning små trots att deras åtgärder mycket väl kan vara kostnadseffektiva. För att åtgärda detta skulle myndigheter kan delge jordbrukare information kring den modellberäknade effekten ändrade växtföljder har på deras mark i syfte att minska deras osäkerhet kring samhällets värdering av att åtgärden implementeras på deras mark. Om jordbrukare erhåller information rörande de faktiska miljöeffekterna av åtgärden i fråga finns det dock en risk att de vars åtgärder har stor miljöeffekt ökar sina ersättningskrav (Hellerstein, Higgins & Roberts 2015). Detta innebär att vissa jordbrukare begär en ersättning som överstiger deras faktiska kostnader vilket leder till att myndigheterna får mindre effekt per krona.

Enligt en studie av Cason, Gangadharan och Duke (2003) erhålls fler konkurrerande anbud ifall de som söker ersättning inte vet om den samhällsekonomiska nyttan av deras anbud. Å andra sidan kan en ökad information om miljöeffekterna stärka jordbrukarnas engagemang och förstärka incitamenten att genomföra åtgärder vilka genererar kollektiva såväl som privata nyttor (Brown et al. 2021). Messer et al. (2013) finner i sina studier att det, vid individuella ersättningar, kan vara effektivast om myndigheten förser de ansökande med en begränsad mängd information rörande miljönyttan så att strategiskt beteende för att manipulera marknaden begränsas. En sådan transparens från myndighetens sida innebär troligtvis även ökad acceptans för styrmedlet.

Oavsett om myndigheten väljer att delge information om effekten eller ej så kommer jordbrukarna genom sociala nätverk med andra jordbrukare över tiden lära sig vad som kännetecknar de anbud vilka erhåller ersättning och därmed anpassa sina anbud därefter vilket auktioneringens budgeteffektivitet (Shoemaker 2008; Claassen Cattaneo & Johansson, 2008). Något som Cason & Gangadharan (2004) menar att myndigheten kan motverka detta genom att inte upprepa auktioner alltför ofta. Enligt författarna är en av fördelarna med omvänd auktionering att den kan minska informationsasymmetrin mellan jordbrukare och myndigheter och därmed begränsa möjligheterna till opportunistiskt beteenden.

Vilka av ovan beskrivna utformningsalternativ som är lämpligast kommer att variera från fall till fall beroende på saker såsom målformulering, typ av åtgärder, vilka som ska genomföra dem, samt informationsfördelningen. Det är dessutom av stor vikt att på förhand ha en viss förståelse över vilka faktorer som förklarar jordbrukarnas kostnadsfunktion för ändrade växtföljder för att kunna utforma auktioneringsförfarandet på bästa sätt (Boxall et al. 2013). Viss information kring detta erhöles av den genomförda kostnadsanalysen som beskrevs i avsnitt 3 (kostnads-nyttoanalysen). Hur själva auktioneringsförfarandet kan variera diskuteras mer utförligt i Menezes och Monteiro (2005) samt Krishna (2010). De flesta studier förordar dolda bud, individuella ersättningar, flera

auktioneringsomgångar, samt begränsad information till jordbrukarna vad gäller åtgärdens miljönytta (Cason & Gangadharan 2005; Iftekahar, 2012).

Innan mer konkreta besluts kring mål och åtgärder finns på plats går det inte på förhand att bedöma vilka alternativ av utformningar som är det bästa vad gäller ändrade växtföljder inom svenskt jordbruk. En mer fördjupad analys och diskussion kring utformningen kommer därför att krävas om beslut fattas att implementera omvänd auktionering för att öka kolinlagringen i jordbruksmark.

Som framkommit i detta avsnitt kännetecknas utformningen av omvänd auktionering av en stor komplexitet. Detta innebär att det oftast saknas teoretiska modeller som på förhand kan bedöma utfallet av olika typer av utformningar. Innan en fullskalig implementering av en omvänd auktionering genomförs behövs ett pilotförsök i ett avgränsat jordbruksområde, i syfte att erhålla lärdomar. Man kan även utföra ekonomiska studier (se t.ex. Lindahl 2013) för att erhålla information kring hur utfallet kan bli av olika alternativa utformningar.

4.4 Omvända auktioners förhållande till olika styrmedelskriterier

Bedömning av ett visst styrmedels lämplighet att adressera ett visst problem görs utifrån ett antal olika utvärderingskriterier (Box 1), såsom måluppfyllelse, kostnadseffektivitet, dynamisk effektivitet, transaktionskostnader, fördelningseffekter och genomförbarhet (se t.ex. Goulder & Parry 2008; Sterner & Coria 2012). En rangordning över dessa olika kriterier bör inte göras utan beror på såväl det specifika miljöproblemet som karaktären på åtgärderna mot vilket styrmedlet riktar sig. Generellt kan man dock säga att styrmedel som har hög måluppfyllelse och är kostnadseffektiva är attraktiva ur samhällsekonomisk synpunkt, men huruvida det är måluppfyllelse eller kostnadseffektivitet som bör premieras skiljer sig beroende på miljöproblemet i fråga.

Box 1: Kriterier för styrmedelsutvärdering

Måluppfyllelse (additionalitet) – i vilken grad leder styrmedlet till att miljömålet i fråga uppnås?

Kostnadseffektivitet – leder styrmedlet till att målet nås till lägsta möjliga kostnad?

Dynamisk effektivitet – leder styrmedlet till incitament för teknikutveckling?

Transaktionskostnader – Vilka kostnader (administrativa, juridiska, tillsyn etc.) genereras av själva styrmedlet?

Fördelningseffekter – hur påverkas olika sektorer eller aktörsgrupper av styrmedlet?

Genomförbarhet - krävs omfattande omställningar eller stora infrastruktursatsningar? Kan man förvänta sig stort politiskt motstånd eller långa förhandlingsprocesser? Har Sverige rådighet över styrmedlet eller behöver det beslutas på internationell nivå?

4.4.1 Måluppfyllelse

Hur stor effekt ett styrmedel har på miljötillståndet beror till stor del på följande faktorer:

- Målformuleringen
- Styrmedlets potential, dvs hur stor del av påverkan som styrmedlet riktar sig mot.
- Efterlevnaden av styrmedlet, vilket är kopplat till incitamentsstrukturen samt acceptansen för styrmedlet.

Bedömningen av måluppfyllelse utgår från formuleringen av målet vilket bör hållas i åtanke såväl när man formulerar ett mål samt när man granskar en bedömning av måluppfyllelse. Det kommer vara enklare att bedöma måluppfyllelse för ett mål som uttrycks i hektar jordbruksmark med ändrad växtföljd än om målet uttrycks i en viss mängd kolinlagring (t.ex kg kol per hektar) i jordbruksmark.

Vikten av måluppfyllelse varierar beroende på dels målformulering (t.ex. maximal kolinlagring genom ändrade växtföljder) men även på själva miljöproblemet, dvs utsläpp av växthusgaser. Vad gäller ökad kolinlagring kommer det inte vara av någon avgörande betydelse för de globala klimatförändringarna i vilken grad kolinlagringen i svenska jordbruksmark kan öka. Om målet däremot formuleras med avseende på potentialen för kolinlagring i svenska jordbruksmark kan ändrade växtföljder vara av signifikant betydelse. Huruvida auktioneringen är budget- eller mål begränsad är av avgörande betydelse för måluppfyllelse eftersom den senare innebär att det specifika målet för åtgärden uppfylls medan den förra inte i förväg kan garantera ifall den givna budgeten räcker för att nå ett visst mål.

Med omvända auktioner råder det osäkerhet kring måluppfyllelse eftersom det på förhand är svårt att bedöma hur stor andel av jordbrukarna som är villiga att ansöka om ersättning för ändrade växtföljder samt hur stor effekt på kolinlagring som kan uppnås. Detta kommer till hög grad bero på hur stor budget som avsätts för att få åtgärden till stånd.¹⁸ Man kan därför genom budgetökningar driva mot en ökad måluppfyllelse. Det kan också förekomma osäkerheter kring vilken effekt på miljömålet åtgärden har, men just den osäkerheten har den genomförda systematiska översikten minskat genom att visa på hur stark evidensen är. Det faktum att styrmedlet vänder sig mot ett stort antal mindre aktörer, vilka kännetecknas av hög grad av heterogenitet vad gäller kostnader och nyttor av åtgärden, snarare än ett fåtal stora kan försvåra bedömningen av vilken effekt som auktionering i slutändan får på kolinlagringen.

Med omvänd auktionering föreligger det alltid en risk att inte tillräcklig många jordbrukare ansöker om ersättning vilket påverkar måluppfyllelsen. Detta kan bero på en rad faktorer såsom osäkerhet kring de långsiktiga ekonomiska kostnaderna av att genomföra åtgärden, osäkerhet kring konkurrensen samt sannolikheten att erhålla ersättning (Rolfe et al. 2018).

Hur stort deltagande som krävs varierar beroende på en mängd faktorer såsom målnivå, myndighetens budget till ersättningar, jordbrukarnas åtgärds kostnader, antal auktionersomgångar. För att skapa sig en uppfattning kring vad som avgör ifall jordbrukare kommer att delta i auktionering eller inte behöver myndigheter förstå jordbrukarnas incitamentsstrukturer i förhållande till olika aspekter rörande kostnader, privata nyttor samt risker

¹⁸ Ifall man istället för ersättning använder sig av reglering som styrmedel (t.ex. krav på växtföljder) är potentialen för måluppfyllelse större (förutsatt att efterlevnaden av kraven är hög).

(Rolfe et al. 2017). Ifall ett mål vad gäller kolinlagring sätts som innebär att merparten av jordbrukarna behöver ändra sin växtföljd är det inte säkert att en omvända auktion utgör det optimala styrmedlet eftersom det bygger på frivillighet och därmed inte kan garantera att tillräckligt många jordbrukare lägger in anbud.

I en bedömning av styrmedlet måluppfyllelse är det även av vikt att bedöma ett styrmedels additionalitet. Det handlar om hur många jordbrukare som faktiskt ändrar sina växtföljder på grund av styrmedlet. Det finns alltid en risk att jordbrukare som ändå tänker ändra sin växtföljd (eller redan har) deltar i en auktion med förhoppningen att erhålla ersättning. Då man anser att det finns en bristande additionalitet av styrmedlets effekt på målet, eftersom effekten på målet skulle ha skett även i frånvaron av styrmedlet. Detta kan på förhand inte uteslutas och är oftast ett problem med alla typer av ersättningssystem. Att jordbrukare som ändå skulle ändrat växtföljder erhåller ersättning för det innebär i sig inte högre samhällsekonomiska kostnader (eftersom det rör sig om en ren transferering av finansiella resurser från stat till jordbrukare) eller mindre kostnadseffektivitet men att myndigheter får mindre effekt på kolinlagringen av en given budget. Omvänd auktionering med individuella ersättningar kan dock innebära att dessa jordbrukare erhåller en lägre ersättning i jämförelse med uniforma ersättningssystem.

Hur stora effekterna av ett ersättningssystem i slutändan blir på kolinlagringen beror även på i vilken grad kontrakten efterlevs av de jordbrukare som erhåller ersättningen. Efterlevnaden av ersättning faller ifall en jordbrukare bryter kontraktet genom att ta emot finansiell ersättning utan att genomföra åtgärden. Incitamentet för att bryta kontrakten avgörs av följande tre faktorer:

- Den ekonomiska vinsten av att inte efterleva kontraktet. Det vill säga ersättningssumman som kan stoppas i egen ficka genom att ej utföra åtgärden.
- Sannolikheten att kontraktsbrottet upptäcks, vilket beror av hur omfattande tillsynen är.
- Konsekvenserna om kontraktsbrottet upptäcks. Det vill säga hur stor bestraffningen blir i form av till exempel åtal, böter, fängelse och skam.

Incitamenten för kontraktsbrott ökar med vinsten av att bryta kontraktet och minskar med en ökad sannolikhet för upptäckt samt ju större konsekvenserna är för brottet. Vinsten av att bryta kontraktet avgörs av såväl kostnaderna för jordbrukaren av att genomföra åtgärden som av själva ersättningsnivån. Ju större dessa två är desto starkare incitament att bryta kontraktet.

Möjligheten till måluppfyllelse påverkas även av närvaron av osäkerheter vad gäller växtföljdernas effekt på kolinlagringen (vilket motiverar den genomförda systematiska översikten). Ju större osäkerhet det råder kring denna effekt desto svårare blir det att på förhand bedöma styrmedlets potential för måluppfyllelse ifall målet är formulerat för kolinlagring snarare än till exempel hektar växtföljd.

Det bör även tilläggas att även själva acceptansen bland jordbrukaren för såväl åtgärden som styrmedlet kan påverka deras vilja att bryta kontraktet.¹⁹

¹⁹ Kontroll av efterlevnad (tillsyn) och bestraffning är de främsta medel som staten har för att påverka graden av efterlevnad. Är tillsyn kostsam (vilket är troligt i fallet med många små utförare) kan myndigheter minska incitamenten till kontraktsbrott genom att öka konsekvenserna/bestrafningen av detta.

4.4.2 Kostnadseffektivitet

Kostnadseffektivitet innebär att ett visst miljömål uppnås till lägsta möjliga samhällsekonomisk kostnad, alternativt att man för en given samhällsekonomisk kostnad erhåller största möjliga miljöförbättringen. För att uppnå kostnadseffektivitet skulle det underlätta med ett styrmedel som inte är begränsat till enbart växtföljder inom jordbruket utan omfattar samtliga källor samt möjliga åtgärder för att uppnå målet om begränsad klimatpåverkan.

Kostnadseffektivitet kan bedömas utifrån olika typer av mål och det är viktigt att vara tydlig med vilket mål som åtgärdens kostnadseffektivitet mäts. Det kan röra sig om kostnadseffektivitet rörande:

- Klimatmålet som helhet.
- Kolinlagring som åtgärd.
- Kolinlagring inom jordbruk.
- Ändrade växtföljder inom jordbruk.
- Klimatåtgärder inom jordbruk (t.ex. jämförelse mot åtgärder som reducerar utsläpp från stallgödsel, bränsleförbrukning, energiförbrukning)

Eftersom vi avser bedöma omvände auktionering i jämförelse med alternativa styrmedel för att få till stånd den av översikten beskrivna åtgärden ändrad växtföljd kommer kostnadseffektiviteten analyseras med avseende på ökad kolinlagring inom jordbruk som mål. Enligt IVA (2019) utgör kolinlagring i jordbruksmark en av de mest kostnadseffektiva åtgärderna för att minska klimatpåverkan, de redovisar dock inga empiriska belägg för detta påstående.

Fördelen med omvänd auktionering, jämfört med andra styrmedel, är att den minskar jordbrukarnas informationsfördel vad gäller de egna kostnaderna av att ändra växtföljderna samtidigt som incitament skapas för att genomföra åtgärder (Wichmann et al. 2017). Omvänd auktionering förmår även hantera den privata nytta jordbrukaren kan uppleva av att ändra växtföljden. Detta ökar potentialen för kostnadseffektivitet (dvs. lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad för att uppnå ett visst mål) samt innebär besparingar av statsfinanser (dvs. största möjliga effekt på kolinlagring givet myndighetens budget). Med en uniform ersättning som baseras på kg inlagrad kol i jordbruksmarken skulle kostnadseffektivitet kunna uppnås men de statsfinansiella kostnaderna för en sådan ersättning skulle bli större vilket innebär att för en given budget skulle den totala effekten på kolinlagring bli lägre än under auktionering.

Om kostnadseffektiviteten bedöms utifrån att erhålla största möjliga kolinlagring givet åtgärden ändrade växtföljder har styrmedlet omvänd auktionering hög potential att åstadkomma detta eftersom det möjliggör för ansvarig myndighet att välja ut de växtföljder och lantbrukare vilka (utifrån myndighetens beräkningsmodeller) ger störst effekt med avseende på kostnaden (Hellerstein, Higgins & Roberts 2015; Latacz-Lohmann & Schilizzi 2005; Hill et al. 2011; Iftekhar, Hailu & Lindner 2012). Styrmedlet hanterar därmed den spatiala heterogenitet som kännetecknar kostnaderna och nyttorna av ändrade växtföljder.

Förutom att omvänd auktionering kännetecknas av kostnadseffektivitet (vilket även en uniform ersättning baserad på kolinlagringseffekten kan uppnå) innebär den även besparingar av statliga finanser i det att man, till skillnad från uniforma ersättningar, maximerar effekten av en given budget. En studie av Connor et al. (2008) över effektiviteten av *The Catchment Care Australian*

Conservation visar att omvänd auktionering leder till betydande kostnadsbesparingar i jämförelse men det tidigare ersättningssystemet. Omvänd auktionering för att få till stånd åtgärder inom jordbruket för att minska fosforläckaget i Pennsylvania, USA (*Conestoga watershed*) gav 7 gånger mer effekt för varje spenderad dollar än det tidigare använda ersättningssystem (Selman et al. 2008) Även DEFRA (2016) kommer utifrån empiriska studier fram till att omvänd auktionering ger större effekt (upp till 40 %) för en given budget än andra typer av ersättningssystem.

4.4.3 Dynamisk effektivitet

Med dynamisk effektivitet avses styrmedlets förmåga att skapa incitament till teknologisk utveckling på området vilket i förlängningen innebär en minskning av åtgärdskostnaderna. I vilken grad omvänd auktionering skapar incitament för teknikutveckling av åtgärder för att öka markens kolinlagring beror i stor grad på utformningen av auktioneringen. En svaghet med individuella ersättningar (till skillnad från uniforma i form av t.ex. en enhetlig ersättning per mängd inlagrad kol) är att den ekonomiska vinsten av att utveckla nya och billigare åtgärder i huvudsak tillfaller staten snarare än jordbrukaren. Därmed kan uniforma ersättningar eller införandet av pristak vara att föredra ifall man anser att det är viktigare att uppmuntra teknologisk effektivitet än att uppnå största möjliga kolinlagring givet en budget.

Ifall det är tydligt för jordbrukarna hur kolinlagringseffekt bedöms kan de själva utveckla alternativa åtgärder vilka har samma effekt men vilka de är beredd att utföra för en lägre ersättning. Detta skulle stärka de ekonomiska incitamenten för innovation och teknologisk utveckling kopplat till ökad kolinlagring inom jordbruket.

Även om omvänd auktionering inledningsvis begränsar sig till ändrade växtföljder, utesluter inte detta att man på längre sikt öppnar upp för jordbrukarna att själva lägga fram förslag vilka har en positiv och vetenskapligt verifierbar effekt på kolinlagringen. På så sätt skapas ekonomiska incitament för att upptäcka och utveckla nya och mer kostnadseffektiva kolinlagringsåtgärder. En annan möjlighet vore att öppna upp auktioneringen för till exempel skogsbrukare i syfte att skapa incitament hos de senare att utveckla kolinlagringsmetoder i skogslandskapet.

4.4.4 Transaktionskostnader

Vid bedömning av ett styrmedels potential för att uppnå den önskade kolinlagringen till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad måste styrmedlets transaktionskostnader beaktas. Transaktionskostnader avser alla kostnader förknippade med att införa och upprätthålla ett styrmedel som inte direkt hänförs till kostnaden för själva åtgärden, dvs. kostnaderna av förändrade växtföljden vilka beskrivs i avsnitt 3.6. Dessa kostnader kan delas in i fyra huvudkategorier: informativa, administrativa, juridiska och tillsynskostnader (McCann et al. 2005). Generellt sett fördelar sig dessa på rättsväsendet, myndigheter, åtgärdsgenomförare, och intressenter av olika slag.

Det finns tre huvudargument till att inkludera transaktionskostnader i analysen av ett styrmedelsförslag:

- Transaktionskostnader påverkar styrmedlets möjlighet att nå målet till lägsta möjliga kostnad. Det betyder att när hänsyn tas till transaktionskostnader ökar totalkostnaden av

att nå målet i jämförelse med exempelvis en kostnads-nyttoanalys eller kostnadseffektivitetsanalys vilka i de flesta fall enbart beaktar åtgärdskostnaderna.

- Om målet bestäms utifrån värdet på miljönyttan, d.v.s. effekten av de åtgärder som styrmedlet riktas mot, kommer det optimala miljömålet vara mindre ambitiöst när transaktionskostnaderna inkluderas i analysen.
- Genom att analysera transaktionskostnader kan styrmedlet utformas på ett sätt som minimerar dessa kostnader. Detta skulle kunna röra sig om regelförenkling, anpassad tillsyn av efterlevnad.

Samtliga styrmedel innebär transaktionskostnader vilket gör att det kan vara skillnaden mellan olika möjliga styrmedels transaktionskostnader som kan vara mest intressant att bedöma ifall ett beslut om att åtgärden bör genomföras tagits.

Enligt Bulow och Klemperer (1996) ger auktioner lägre transaktionskostnader jämfört med exempelvis förhandlingar. Däremot skulle uniforma åtgärdsbaserade ersättningar innebära lägre administrationskostnader, för såväl för jordbrukare som för myndigheten, än omvänd auktionering, men på bekostnad av en sämre kostnadseffektivitet, vilken ökar med graden av heterogenitet (Palm-Forster et al. 2016). Även om auktionering, i och med sin komplexitet, innebär ökade administrativa kostnader uppvägs dessa enligt Armsworth et al. (2012) i de flesta fall av dess högre kostnadseffektivitet. Conner et al. (2008) finner att de administrativa kostnaderna för en omvänd auktionering med syfte att förmå markägare i Australien att genomföra naturbevarande åtgärder (*Catchment Care Australien conservation auction*) var i paritet med eller något högre än det tidigare använda ersättningssystemet.

Hur många enskilda jordbrukare som omfattas och hur stort varje kontrakt är, påverkar också transaktionskostnaderna. Standardiseringsmöjligheter och höga transaktionsvolymen ger vanligtvis lägre transaktionskostnader per transaktion (Coase 1960; Williamsson 1985; North 1990; Stavins 1995; McCann & Easter 1999). För omvänd auktionering är det främst administrativa kostnader kopplade till att söka, organisera, upprätta kontrakt samt därefter genomförandet av dessa åtgärdskontrakt som kan påverka hur många av potentiella utförare som väjer att ansöka om ersättningar (Hanley et al. 2012; Palm-Forster et al. 2016; Whitten et al. 2017).

Om merparten av de berörda aktörerna (jordbrukarna) uppfattar de administrativa kostnaderna av anbudsansökan som höga och därför avstår från att lägga in ett anbud kan kostnadseffektiviteten av omvänd auktionering vara mindre än geografiskt riktade uniforma ersättningar om de senare innebär ett högre deltagande (Palm-Forster et al. 2016). Det är därför viktigt att vid utformningen av auktioneringen sträva efter att underlätta ansökningsprocessen i högsta möjliga grad för jordbrukarna så att inte effektiviteten av styrmedlet urholkas av för höga administrationskostnader för de sökande.

4.4.5 Fördelningseffekter av styrmedel

Det är valet av styrmedlet (t.ex. skatt, ersättning, lagkrav eller information) som i slutändan fastställer fördelningen av åtgärdskostnaderna mellan olika grupper i samhället. Eftersom fördelningseffekter är av betydelse för acceptansen och trovärdigheten, och därmed

genomförbarheten, för den bedrivna miljöpolitiken är det viktigt att adressera förväntade fördelningseffekter av omvänd auktionering.

En statligt finansierad ersättning belastar skattebetalarna men gynnar jordbrukarna. Eftersom det är frivilligt att ansöka om stödet är det möjligt att jordbrukarna erhåller en ersättning som är högre än vad de vore villiga att acceptera för att genomföra åtgärden. Ersättningar som baseras på omvända auktioner kan därför vara en attraktiv styrmedelsutformning för jordbrukssektorn som skapar incitament för kostnadseffektivitet samt lägre kostnader för staten jämfört med andra styrmedel.

Ersättningarna till jordbrukarna måste finansieras på något sätt och det vanligaste sättet är genom skatteintäkter. Eftersom man inom svensk finanspolitik inte öronmärker skatteintäkter är det högst sannolikt att ersättningen finansieras genom snedvridande skatteintäkter då dessa utgör den största intäktskällan. Detta innebär i sin tur att så kallade samhällsekonomiska dödviktsförluster genereras vilka bör inkluderas i beräkningarna i överensstämmelse med ASEK-rekommendationerna²⁰ (se Jordbruksverket 2016 för exempel på hur detta kan göras i praktiken²¹). I slutändan blir det alltså skattebetalarna som får bära kostnaderna för att åtgärden genomförs samt samhället i stort på grund av de dödviktsförluster som finansiering ger upphov till. Det gäller oavsett om ersättningarna delas ut genom omvänd auktionering eller andra typer av ersättningssystem.

4.4.6 Genomförbarhet av styrmedlet

Genomförbarheten av finansiell ersättning för ändrade växtföljder genom omvänd auktionering bedöms vara hög. Den främsta förklaringen till detta är att styrmedlet inte slår finansiellt mot specifika samhällsgrupper, då det är skattekollektivet som bär åtgärdskostnaden, samt att det inte innebär ett tvång. Eftersom auktionering genererar kostnadseffektiva lösningar till minsta möjliga statsfinansiella kostnad borde även det tala för hög acceptans för styrmedlet. Att åtgärden som styrmedlet riktas mot även har positiva effekter på andra mål än klimatmålet borde stärka acceptansen och därmed genomförbarheten.

Det är dock viktigt för acceptansen att auktioneringen utformas på ett sådant sätt att de administrativa kostnaderna för jordbrukarna, och till viss grad även för myndigheterna hålls nere samt att processen för auktioneringsförfarandet är transparent och tydligt med avseende på vad som styr huruvida en jordbrukare erhåller ersättning eller ej. Ifall inte jordbrukarna förstår varför vissa av dem erhåller ersättningar medan andra inte erhåller kan styrmedlet lätt uppfattas som orättvist (Narloch et al. 2013). Det kan av detta skäl vara motiverat att förmedla information till jordbrukarna om hur myndigheten utifrån modeller bedömer och värderar miljöeffekten av att de ändrar sin växtföljd.

Det finns goda förutsättningar för att finansiera ersättningarna till ändrade växtföljder via medel från EU:s gemensamma jordbrukspolitik och då i synnerhet Landsbygdsprogrammet. Anledning

²⁰ ASEK (Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden) rekommenderar vilka kalkylvärden som ska användas för samhällsekonomiska analyser inom transportsektorn. ASEK-arbetet är kopplat till en myndighetsövergripande samrådsgrupp som består av representanter för Trafikverket, Transportstyrelsen, Sjöfartsverket, Naturvårdsverket, Energimyndigheten, Boverket, Stockholms Läns Landsting/SL samt Trafikanalys (adjungerad). ASEK-arbetet stöds av ett vetenskapligt råd bestående av vetenskaplig expertis inom ämnesområdena nationalekonomi, miljöekonomi, regionalekonomi och transportanalys. [ASEK, Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden - Trafikverket](#)

²¹ Jordbruksverkets multiplicerar det nödvändiga skatteuttaget med 1.3 för att beräkna dess samhällsekonomiska kostnad för den dödviktsförlust som uppstår i och med skattefinansierade ersättningar.

till detta är att programmet har som mål att ”utveckla lantbruk och landsbygder för att skapa en attraktiv landsbygd. Stöden i landsbygdsprogrammet ska bidra till prioriterade mål inom miljö och klimat, konkurrenskraft inom jordbruk, trädgård, rennäring och skogsbruk samt utveckling av nya jobb på landsbygden” (Jordbruksverket 2021a). Under sjuårsperioden 2014–2020, var drygt 60 procent av landsbygdsprogrammet 37 miljarder kronor budgeterade för miljö- och klimatåtgärder. Det finns även förslag på att från 2023 ersättningar för kolinlagring ska kunna erhållas direkt via gårdsstödet, dvs. pelare 1 av EU:s gemensamma jordbrukspolitik (Jordbruksverket 2021b)

4.5 Omvända auktioners hantering av utmaningar

I detta avsnitt analyseras i vilken grad omvänd auktionering som styrmedel förmår hantera olika typer av utmaningar kopplade till hur möjligheterna för en specifik miljöpolitik att uppnå de satta miljömålen (se Bilaga 12 för en beskrivning av dessa utmaningar).

4.5.1 Osäkerheter kopplade till omvänd auktionering

Styrmedel kan skilja sig vad gäller deras förmåga att hantera olika typer av osäkerheter kopplade till åtgärden i fråga. Som nämnts tidigare föreligger från myndigheters sida vissa osäkerheter rörande de kostnader och nyttor som jordbrukaren har av att ändra sin växtföljd. För jordbrukaren kan det råda osäkerhet kring hur myndigheten värderar genomförandet av åtgärden. Detta utgör, som nämnts tidigare, i sig en marknadsmisslyckande i form av asymmetrisk information.

Finansiella ersättningar i form av omvända auktioner har som sin kanske främsta styrka att de minskar myndighetens osäkerheter vad gäller utförarnas åtgärds-kostnader. Detta beror på att de skapar incitament till utförarna att uppge sin faktiska kostnad för att genomföra åtgärden i syfte att öka möjligheten till att erhålla så länge deras marginalkostnad ersättningsnivån. Den information rörande markägarnas villighet att genomföra åtgärder för olika ersättningsnivåer (det vill säga utbudskurvan för åtgärderna) som myndigheterna erhåller genom omvänd auktionering minskar osäkerheter av åtgärds-kostnader och bidrar med viktigt beslutsunderlag till beslutsfattare i miljömålsarbetet (Jack et al. 2008). Att det finns ett stort antal jordbrukare som har rätt att söka ersättning är nödvändigt för att detta ska gälla eftersom ifall jordbrukarna var få och stora så skulle de kunna organisera sig i syfte att påverka ersättningsnivån.

För att hantera framtida osäkerheter samt eventuella icke-linjära samband behöver styrmedel vara flexibla och adaptiva (Kinzig et al. 2006; Tschakert & Dietrich 2010). Omvända auktioner som upprepas över tiden är relativt enkla att modifiera och anpassa till ny kunskap och erbjuder därför, i jämförelse med många andra styrmedel, en hög grad av flexibilitet.

4.5.2 Målkonflikter och synergieffekter av styrmedlet

Omvänd auktionering som styrmedel innebär inga tydliga målkonflikter vad gäller eventuell påverkan på andra miljö- eller samhällsmål. Detta beror huvudsakligen på att det rör sig om en finansiell ersättning som, till skillnad från till exempel skatter och regleringar, inte påverkar jordbrukarna negativt. Möjligtvis kan man tänka sig att styrmedlet står i konflikt med mål om regelförenkling eftersom styrmedlet innebär administrativa kostnader för jordbrukarna, men å andra sidan är det frivilligt att delta. Ifall åtgärden minskar skörd per hektar kan det vara

nödvändigt att mer åkermark måste tas i bruk för att inte påverka den nationella produktionsnivån, något som, beroende på vilken annan mark som tas i anspråk, skulle kunna innebära negativa effekter på biologisk mångfald.

När det gäller positiva synergieffekter av åtgärden i sig, dvs ändrade växtföljder, har omvänd auktionering en fördel i och med att hänsyn till positiva effekter på andra miljömål, t.ex. biologisk mångfald och ingen övergödning, kan tas med i bedömningen av de olika anbuden (Iftekhar et al. 2012).

4.5.3 Vertikal och horisontell integration av styrmedlet

Det föreslagna nationella styrmedlet måste förhålla sig till överstatligastyrmedel såsom EU:s gemensamma jordbrukspolitik (Common Agricultural Policy, (CAP), EU-direktiv vars implementering strävar efter en viss kategori av styrmedel (t.ex. vattendirektivets efterfrågan av prispolitik) eller internationella överenskommelser såsom WTO, IMO eller EU:s statsstödsregler. Därför behöver den omvända auktioneringen vara vertikalt integrerat med andra styrmedel och inte stå i konflikt med olika regionala eller internationella direktiv, överenskommelser eller dylikt. Som nämnts tidigare finns det redan i dagsläget möjligheter att under EU:s gemensamma jordbrukspolitik införa olika typer av miljöersättningar.

Omvänd auktionering skulle kunna finansieras via landsbygdsutvecklingsprogrammet och det finns redan idag möjligheter att inom EU:s gemensamma jordbrukspolitik införa resultatbaserade styrmedel riktade mot en ökad kolinlagring i jordbruksmark. Eftersom ersättningens syfte är att få till stånd en önskad positiv miljöeffekt bör det kunna undantas från EU:s statsstödsregler, i likhet med andra befintliga miljöersättningar.

Eftersom ersättningen även leder till positiva effekter på andra miljömål (*Ett rikt växt- och djurliv, Ingen övergödning* samt EU:s Nitratdirektiv) bör den omvända auktioneringen utformas så att även dessa effekter tas med i bedömningen av de inkomna ansökningarna. På så sätt uppnås horisontell integrering av styrmedel.

4.5.4 Trovärdighet och acceptans

En vetenskapligt förankrad klimatpolitik, i form av olika mål, åtgärder och styrmedel, åtnjuter med stor sannolikhet en högre grad av trovärdighet än om den skulle uppfattas vara frikopplad från vetenskap. Det är därför av vikt att det vid statliga interventioner i form av val av åtgärder och styrmedel tydligt framkommer hur valet av dessa baseras på vetenskapliga rön. Transparenta och vetenskapligt underbyggda samhällsekonomiska analyser som beslutsunderlag för klimatpolitiska interventioner är också av betydelse för att stärka trovärdigheten.

Den systematiska översikt som presenteras i denna rapport och som påvisar effekten av den föreslagna åtgärden på kolinlagring i kombination med de samhällsekonomiska analyserna som påvisar åtgärdens samhällsekonomiska lönsamhet, samt föreslår lämpligt styrmedel baserat på vetenskapliga studier bör därför kunna leda till en god trovärdighet och acceptans för genomförandet av omvända auktioner.

Som nämnts tidigare kan det vara motiverat för myndigheterna att förmedla information till jordbrukarna rörande bedömningen av åtgärdernas nytta. Även om det kan leda till strategiska bud, vilka har en negativ effekt på budgeteffektivitet, kan detta vägas upp av att detta troligtvis ökar acceptansen för styrmedlet bland jordbrukarna.

Omvänd auktionering som styrmedel har, som visats ovan, hög potential för att en ökad kolinlagring genom ändrade växtföljder erhålls på ett kostnadseffektivt sätt samtidigt som de statsfinansiella utgifterna minimeras. Detta borde borga för en hög acceptans från allmänhetens sida för styrmedlet eftersom det bedöms ge god effekt per skattefinansierad krona. Det är dock viktigt att en eventuell implementering av detta styrmedel föregås av en gedigen ex-ante styrmedelsanalys.

4.6 Diskussion styrmedelsanalys

För att skapa incitament till jordbrukarna att ändra växtföljder i syfte att öka kolinlagringen behövs ett styrmedel eftersom det samhällsekonomiska värdet av nyttan överstiger dess kostnader (vilket resultatet av kostnads-nyttoanalysen i avsnitt 3 visar). Eftersom jordbrukarna utgör en stor heterogen grupp samt att effekterna av åtgärder varierar kommer administrativa styrmedel ha svårt att uppnå en kostnadseffektiv allokering av åtgärder. Informationsinsatser rörande jordbrukarnas egna nyttor av kolinlagring kan på lång sikt bidra till en viss ökning av kolinlagring men inte i den mängd som är samhällsekonomiskt optimal enligt vår samhällsekonomiska analys. Vid stora skillnader i åtgärds kostnader samt många aktörer som ska genomföra åtgärderna är ekonomiska styrmedel att föredra eftersom de har större potential för att få till stånd kostnadseffektiva lösningar. Det faktum att kolinlagring genererar en positiv effekt för samhället som stort innebär att finansiella ersättningar till jordbrukarna för att genomföra åtgärden är mest logiskt. Det kan dock vara viktigt att komplettera ersättningarna med information till jordbrukarna rörande de privata nyttorna av att öka kolinlagringen genom ändrade växtföljder, eftersom det kan leda till lägre ersättningskrav och därmed ökad budgeteffektivitet.

Nyttan och kostnaderna för ändrad växtföljd varierar mellan olika jordbrukare, vilket innebär att uniforma ersättningar inte kommer att vara kostnadseffektiva. För att uppnå kostnadseffektivitet krävs därför att ersättningarna är differentierade med hänsyn till effekten på kolinlagringen. Detta betyder att de ersättningarna är resultatbaserade till skillnad från åtgärdsbaserade. Eftersom det förekommer asymmetrisk information mellan myndigheter och jordbrukare krävs ett styrmedel som hanterar detta. Denna rapport rekommenderar styrmedlet omvänd auktionering som lämpligt för att skapa få till stånd ändrad växtföljd på ett kostnadseffektivt sätt under de ovan beskrivna förutsättningarna. Genom att använda sig omvänd auktionering för att avgör vilka jordbrukare som erhåller ersättning för att genomföra åtgärderna kan de statsfinansiella utgifterna hållas nere samtidigt som största möjliga effekt på kolinlagring erhålls given budget (alternativt att önskad mängd kolinlagring erhålles till lägsta samhällsekonomiska kostnad). Dessutom är styrmedlet flexibelt i det att de uppmätta effekterna av implementerade åtgärderna kan användas för att modifiera den underliggande modellen vilket förstärker kostnadseffektiviteten på lång sikt.

För att kunna bedöma hur auktionering i slutändan ska utformas behövs det bestämmas hur mycket kolinlagring, eller ändrade växtföljder, som önskas uppnås alternativt bestämma storleken på de finansiella resurser som avsätts för ersättning.

Slutligen bör det understrykas att en mer ambitiös styrmedelsanalys kommer att behöva utföras ifall det tas ett beslut om att få jordbrukare att ändra växtföljder genom omvänd auktionering. Först när mål och budget kopplade till åtgärden är bestämda kan man på allvar bedöma omvänd auktionerings lämplighet som styrmedel samt hur denna bör designas för att vara så effektiv som möjligt.

Bilagor

Till denna samhällsekonomiska analys hör följande bilagor:

Bilaga 7: Metod för att beräkna intäkter och kostnader för lantbrukare

Bilaga 8: Ekonomiska kalkyler för olika jordbruksgrödor

Bilaga 9: Lantbrukarnas nettokostnader för att öka kolinlagringen i jordbruksmark

Bilaga 10: Marknadsmislyckanden

Bilaga 11: Styrmedelskategorier

Bilaga 12: Utmaningar i hanteringen av miljöproblemet

Referenser

- AgriWise. 2020. Agriwise: Data Book for Production Planning and Regional Enterprise Budgets. Jordbruksverket.
- Ahlvik, L., and H. Ahtiainen. 2014. Marginal benefits of reducing nutrient loads to the Baltic Sea. MTT Agrifood Research Finland & City of Helsinki, EU Life+ project CITYWATER - Benchmarking water protection in cities, Helsinki.
- Armitage, D., Berkes, F., & Doubleday, N. 2010. Adaptive co-management: Collaboration, learning, and multi-level governance. Vancouver, BC: UBC Press.
- Armsworth, P. R., S. Acs, M. Dallimer, K. J. Gaston, N. Hanley & P. Wilson. 2012. The cost of policy simplification in conservation incentive programs. *Ecology Letters*, 15(5): 406-414.
- Arrow, K., M. Cropper, C. Gollier, B. Groom, G. Heal, R. Newell, W. Nordhaus, R. Pindyck, W. Pizer, P. Portney, T. Sterner, R. S. J. Tol, and M. Weitzman. 2013. Determining Benefits and Costs for Future Generations. *Science* **341**:349-350.
- Bardsley, P., V. Chaudri, G. Stoneham, and L. Strappazzon, 2002, *New Directions in Environmental Policy Agenda*, vol. 9: 211-221.
- Bartkowski, B., N. Droste, M. Ließ, W. Sidemo-Holm, U. Weller & M. V. Brady. 2021. Payments by modelled results: A novel design for agri-environmental schemes. *Land Use Policy*, 102: 105230.
- Benoit, M., et al. 2015. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 213: 131-141.
- Benton, T. G., et al. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in ecology & evolution* **18**(4): 182-188.
- Blombäck, K., H. Johnsson, A. Lindsjö, K. Mårtensson, K. Persson, and F. Schmieder. 2011. Leaching of nutrients from Swedish arable land (In Swedish: Läckage av näringsämnen från svensk åkermark för år 2009 beräknat med PLC5-metodik). Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping.
- Boonstra, W. J. 2016. Conceptualizing power to study social-ecological interactions. *Ecology and Society*, 21(1), 21. <https://doi.org/10.5751/ES-07966-210121>
- Boxall, P.C., Perger, O. & Weber, M. 2013. Reverse auctions for agri-environmental improvements: Bid selection rules and pricing for beneficial management practice adoption. *Canadian Public Policy* 39(s2): 23-36.
- Boxall, P. C., Perger, O., Packman, K. & Weber, M. 2017. An experimental examination of target. based conservation auctions. *Land Use Policy*, 63, 592-600.
- Brady, M. V., J. Hristov, F. Wilhelmsson, and K. Hedlund. 2019. Roadmap for Valuing Soil Ecosystem Services to Inform Multi-Level Decision-Making in Agriculture. *Sustainability* 11:5285.
- Brandt, M., H. Ejhed, and L. Rapp. 2008. Nutrient loads to the Baltic Sea and West Sea in 2006 (In Swedish: Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2006). Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

- Brentrup, F., A. Hoxha, and B. Christensen. 2016. Carbon footprint analysis of mineral fertilizer production in Europe and other world regions. Conference paper <https://www.researchgate.net/publication/312553933>.
- Brown, L. K., Troutt, E., Edwards, C., Gray, B. & Hu, W. 2011. A uniform price auction for conservation easements in the Canadian prairies. *Environmental and Resource Economics*, 50, 49-60.
- Brown C, Kovács E, Herzon I, Villamayor-Tomas S, Albizua A, Galanaki A, Grammatikopoulou I, McCracken D, Olsson JA, Zinngrebe Y. 2021. Simplistic understandings of farmer motivations could undermine the environmental potential of the common agricultural policy. *Land Use Policy*. 101:Article 105136. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105136>
- Brännlund R. och Kriström B., 2012. Miljöekonomi. Studentlitteratur.
- Bulow, J. & Klemperer, P. 1996. "Auctions versus Negotiations." *American Economic Review* 86(1): 180-194.
- Burton, R.J.F., Schwarz, G., 2013. Result-oriented agri-environmental schemes in Europe and their potential for promoting behavioural change. *Land Use Policy* 30, 628–641. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.05.002>.
- Cason TN, Gangadharan L. 2004. Auction design for voluntary conservation programs. *Am J Agric Econ*. 86:1217–1222
- Cason TN, Gangadharan L. 2005 A laboratory comparison of uniform and discriminative price auctions for reducing non-point source pollution. *Land Econ* 81:51–70
- Cason TN, Gangadharan L, Duke C. 2003. A laboratory study of auctions for reducing non-point source pollution. *J Environ Econ Manag* 46:446–471
- Claassen, R., A. Cattaneo, and R. Johansson. 2008. "Cost- Effective Design of Agri-Environmental Payment Programs: U.S. Experience in Theory and Practice." *Ecological Economics* 65: 737-52.
- Coase, R. 1960. The Problem of Social Choice. *Journal of Law and Economics* 3 (October), 1–44.
- Connor J, Ward J, Bryan B. 2008. Exploring the cost effectiveness of land conservation auctions and payment policies. *Aust J Agric Resour Econ* 51:303–319
- Cooper, P. 2012. Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecological Economics*. 94 (10) 106-115. DOI:10.1016/j.ecolecon.2013.07.010
- DEFRA, 2016. Defra's payments for ecosystem services pilot project 2012-15: Review of key findings
- DEHP (Department of Environment and Heritage Protection), 2012. Pictures Worth a Thousand Words: A Guide to Pictorial Conceptual Modelling. Department of Environment and Heritage Protection, Brisbane
- Dicks, L.V., Hodge, I., Randall, N.P., Scharlemann, J.P.W., Siriwardena, G.M., Smith, H. G., Smith, R.K., Sutherland, W.J. 2014. A transparent process for "evidence- informed" policy making. *Conserv. Lett.* 7, 119–125. <https://doi.org/10.1111/ conl.12046>.

- Droste, N., W. May, Y. Clough, G. Börjesson, M. Brady, & K. Hedlund. 2020. Soil carbon insures arable crop production against increasing adverse weather due to climate change. *Environmental Research Letters* **Accepted Manuscript**.
- Dupraz, P., Guyomard, H. 2019. Environment and climate in the common agricultural policy. *EuroChoices* 18, 18–25. <https://doi.org/10.1111/1746-692X.12219>.
- EC. 2020. Farm to Fork Strategy. Brussels: European Commission. Available: https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/safety/docs/f2f_action-plan_2020_strategy-info_en.pdf.
- EEA. 1999. Environmental indicators: typology and overview. Technical report No 25. European Environment Agency, Copenhagen.
- Elliott, M. 2011. Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures – a numbered guide. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 651-655.
- Elliott, M. 2014. Integrated marine science and management: wading through the morass. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1/2): 1-4.
- Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J. P., Borja, A., Cormier, R., de Jonge, V. N., Turner, R. K. 2017. “And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!” – A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin* 118, 27-40.
- Ferraro, J. 2008. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics* 65, 810-821.
- Fischenich, C., 2008. The Application of Conceptual Models to Ecosystem Restoration. U.S. Army Corps of Engineers, Environmental Advisory Board Washington D.C.
- Goulder, L.H., & Parry, W.H. 2008. Instrument choice in environmental policy, *Review of Environmental Economics and Policy*, 2(2). 152—174.
- Greenhalgh, S., Taylor, M., Selman, M & J. Guiling. 2008. Reverse auctions: are they a cost-effective alternative to traditional agricultural conservation spending? Selected paper prepared for presentation at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Orlando, FL, July 27-29, 2008.
- Gregory, A.J., Atkins, J.P., Burdon, D. and M. Elliott. 2013. A problem structuring method for ecosystem-based management: The DPSIR modelling process, *European Journal of Operational Research*, Volume 227, Issue 3, 16 June 2013, Pages 558-569
- Greppa Näringen. 2011. Klimatpåverkan från växtodling. Hämtas från: <https://adm.greppa.nu/download/18.4c6ca46b16724f1cf99d6a72/1542714104228/klimatpaverkan-fran-vaxtodlingen-faktablad-2011.pdf> (Nedladdad 2021-03-25).
- Haddaway, N. R., K. Hedlund, L. E. Jackson, T. Kätterer, E. Lugato, I. K. Thomsen, H. B. Jørgensen, and B. Söderström. 2015. What are the effects of agricultural management on soil organic carbon in boreo-temperate systems? *Environmental Evidence* 4:1-29.
- Haddaway, N. R., K. Hedlund, L. E. Jackson, T. Kätterer, E. Lugato, I. K. Thomsen, H. B. Jørgensen, and P.-E. Isberg. 2017. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence* 6:30.

- Hailu, A., and S. Schilizzi. 2004. "Are Auctions More Efficient Than Fixed Price Schemes When Offerers Learn?" *Australian Journal of Management* 29(2):147-68
- Hanley, N., Banerjee, S., Lennox, G. D. & Armsworth, P. R. 2012. How should we incentivize private landowners to 'produce' more biodiversity? *Oxford Review of Economic Policy*, 28, 93-113.
- Hedlund, K., MBrady, H. I. Hanson, J. Hristov, J. A. Olsson, H. G. Smith, and F. Wilhelmsson. 2017. *Värdering av ekosystemtjänster inom jordbruket – för effektivt beslutsfattande*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Hellerstein, D., N. Higgins, and M. Roberts. 2015. *Options for Improving Conservation Programs: Insights from Auction Theory and Economic Experiments*. No. ERR- 181, U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service, January 2015.
- Heemskerk, M., Wilson, K., Pavao-Zuckerman, M., 2003. Conceptual models as tools for communication across disciplines. In: *Conservation Ecology Series 7 (article 8)*.
- Hill MRJ, McMaster DG, Harrison T, Hershmillier A, Plews T. 2011. A reverse auction for wetland restoration in the Assiniboine River Watershed, Saskatchewan. *Can J Agric Econ* 59:245–258
- Hydbom, S., J. Alkan Olsson, and P. A. Olsson. 2020. The use of conservation tillage in an agro-intensive region: results from a survey of farmers in Scania, Sweden. *Renewable Agriculture and Food Systems* 35:59-68.
- Häussler, J., et al. 2017. Pollinator population size and pollination ecosystem service responses to enhancing floral and nesting resources. *Ecology and Evolution* 7(6): 1898-1908.
- Iftekhar, S., A. Hailu, and B. Lindner. 2012. Combinatorial auctions for procuring agri-environmental services: a review of some design issues. *Australasian Journal of Environmental Management* 19(2):79–90.
- IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany, IPBES secretariat: 56.
- IPCC. 2007. *IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- IVA. 2019. Så Klarar det Svenska Jordbruket klimatmålen: en delrapport från IVA-projektet Vägval för klimatet. Tema: Klimat-Resurser-Ekonomi. Oktober 2019. Kungliga IngenjörsvetenskapsAkademien.
- Jack K, Leimona B, Ferraro P. 2008. A revealed preference approach to estimating supply curves for ecosystem services: use of auctions to set payments for soil erosion control in Indonesia. *Conserv Biol* 23(2):359–367
- Jordbruksverket. 2008. *Reducerad jordbearbetning*. Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2010. *Reducerad jordbearbetning på rätt sätt – en vinst för miljön!*, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2016. *Bra vällersättning och kompensationsstöd? – Hur kan olika utformningar påverka jordbruket, miljö och samhällsekonomin?* Utvärderingsrapport 2016:6

- Jordbruksverket. 2018. Hur kan den svenska jordbrukssektorn bidra till att vi når det nationella klimatmålet? Jordbruksverket rapport 2018:1.
- Jordbruksverket. 2021a. <https://nya.jordbruksverket.se/stod/programmen-som-finansierar-stoden/landsbygdsprogrammet#h-Malmedprogrammet>, 2021-03-11.
- Jordbruksverket. 2021b. Eco-schemes inom områdena miljö, klimat och djurvälstånd. Skrivelse till Regeringskansliet.
- Kinzig, A.P., P. Ryan, M. Etienne, H. Allyson, T. Elmqvist and B.H. Walker. 2006. Resilience and Regime Shifts: Assessing Cascading Effects. *Ecology and Society* [online] 11(1): 20, 22pp.
- Klemperer, P. 1999. "Auction Theory: A Guide to the Literature" *Journal of Economic Surveys* 13(3): 227-286.
- Klemperer, P. 2004. *Auctions: Theory and practice*. Toulouse Lectures in Economics. Princeton and Oxford: Princeton University Press
- Knight, F. H. 1921. *Risk, Uncertainty, and Profit*. Boston, MA: Hart, Schaffner and Marx; Houghton Mifflin Company
- Krishna, V. 2010. *Auction Theory: Second Edition*. London: Academic Press.
- Lal, R. 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy* **36, Supplement 1**:S33-S39.
- Lal, R. 2016. Soil health and carbon management. *Food and Energy Security* **5**:212-222.
- Land, M., N. R. Haddaway, K. Hedlund, H. B. Jørgensen, T. Kätterer, and P.-E. Isberg. 2017. How do selected crop rotations affect soil organic carbon in boreo-temperate systems? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* **6**:9.
- Latacz-Lohmann U, Van der Hamsvoort C. 1997. Auctioning conservation contracts: a theoretical analysis and an application. *Am J Agric Econ* 79:407–418
- Latacz-Lohmann U, Van der Hamsvoort C. 1998. Auctions as a means of creating a market for public goods from agriculture. *J Agric Econ* 49:334–345
- Laukkanen, M., and C. Nauges. 2011. Environmental and Production Cost Impacts of No-till in Finland: Estimates from Observed Behavior. *Land Economics* **87**:508-527.
- Lindahl, T. 2013. Beijer Discussion Paper 240: Reducing non-point source pollution through auctions: Some lessons learned from a laboratory experiment. *Beijer Discussion Paper Series*.
- Margoluis, R., Stem, C., Salafsky, N., Brown, M., 2009. Using conceptual models as a planning and evaluation tool in conservation. *Eval. Program Plann.* 32, 138–147.
- Mattsson, B. 2006. Kostnadsnyttoanalys för nybörjare. Räddningsverket (<https://rib.msb.se/filer/pdf/20954.pdf>), Karlstad.
- Maxim, L., Spangenberg, J.H., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecol. Econ.* 69, 12–23.
- McCann, L., & Easter W.K. 1999. Transaction Costs of Policies to Reduce Agricultural Phosphorous Pollution in the Minnesota River. *Land Economics* 75(3), 402—414.
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A. & Kuperan K. V. 2005. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics* 52, 527–542.

- Meier H.E.M, Andersson H, Arheimer B et al., 2012. Comparing reconstructed past variations and future projections of the Baltic Sea ecosystem—first results from multi-model ensemble simulations. *Environ. Res. Lett.*, 7, 034005.
- Menezes Falvio, M.; Monteiro, Paulo, K. 2005. *An Introduction to Auction Theory*. New York: Oxford University Press.
- Messer, K., J. Duke, and L. Lynch. 2013. “Applying Experiments to Land Economics: Public Information and Auction Efficiency in Ecosystem Service Markets,” in *Oxford Handbook of Land Economics*, J. Dune and J Wu, eds. Oxford: Oxford University Press.
- Milgrom, Paul R. 1989. “Auctions and Bidding: A Primer.” *Journal of Economic Perspectives* 3(3): 3 - 22.
- Milgrom, Paul. 2004. *Putting Auction theory to work*. Churchill Lectures in Economics. Cambridge; New York and Melbourne: Cambridge University Press
- Mont O., K. Power, E. Heiskanen & H. Kuusi. 2013. Nordiskt policy sammandrag. Förbättra nordiskt beslutsfattande genom att skingra myter om hållbar konsumtion.
- Narloch, U., Pascual, U., Drucker, A.G. 2013. How to achieve fairness in payments for ecosystem services? Insights from agrobiodiversity conservation auctions, *Land Use Policy* (35), 107-118, ISSN 0264-8377, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.05.002>.
- Naturvårdsverket, 2010. Vidareutveckling av förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor. Rapport 6345.
- Naturvårdsverket, 2012. Styrmedel för att nå miljökvalitetsmålen – En kartläggning, Rapport 6415, oktober 2012.
- Nordin, M. & S. Höjgård 2017. An evaluation of extension services in Sweden. *Agricultural Economics*, 48(1): 51-60.
- North, D. C. 1990. *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge University Press.
- OECD. 1993. *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews*. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.
- OECD. 2010. *Environmental cross compliance in agriculture*. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.
- Palm-Forster, L.H., Swinton, S.M., Lupi, F. & Shupp, R.S. 2016. Too Burdensome to Bid: Transaction Costs and Pay-for-Performance Conservation, 2016 Allied Social Sciences Association (ASSA) Annual Meeting, January 3-5, 2016, San Francisco, California 212816, Agricultural and Applied Economics Association. <<https://ideas.repec.org/p/ags/assa16/212816.html>>
- Pannell, D.J. 2008. “Public Benefits, Private Benefits, and Policy Intervention for Land-Use Change for Environmental Benefits.” *Land Economics* 84: 225-40.
- Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Moreira, F., Sirami, C., Schindler, S., Müller, R., Bontzorlos, V., Clough, D., Bez'ak, P., Bonn, A., Hansjürgens, B., Lomba, A., M'ockel, S., Passoni, G., Schleyer, C., Schmidt, J., Lakner, S., 2019. A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science* 365, 449–451. <https://doi.org/10.1126/science.aax3146>.

- Polasky, S., Carpenter, S. R., Folke, C. och Keeler, B. 2011. Decision-Making Under Great Uncertainty: Environmental Management in an Era of Global Change. *Trends in Ecology & Evolution*. 26.
- Rabinowicz, E. & Jörgensen, C. 2021. Möjliga klimatåtgärder och styrmedel i ett framtida landsbygdsprogram. Utvärderingsrapport 2021:1. Jordbruksverket.
- Regeringskansliet. 2020. Sweden's carbon tax [Online]. Available at: <https://www.government.se/government-policy/taxes-and-tariffs/swedens-carbon-tax/> (Accessed: 18 dec 2020).
- Renn, O., Klinke, A. & van Asselt, M. 2011. Coping with Complexity, Uncertainty and Ambiguity in Risk Governance: A Synthesis, *AMBIO* (2011) 40: 231. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0134-0>
- Rolfe, J, Schilizzi, S, Boxall, P, Latacz-Lohmann, U, Iftekhar, S, Star, M, & O'Connor, P. 2018. Identifying the causes of low participation rates in conservation tenders. *International Review of Environmental and Resource Economics*.
- Rundlof, M. and H. G. Smith. 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43(6): 1121-1127.
- SCB. 2020. Jordbrukstatistik sammanställning 2020 (Agricultural statistics 2020). Statistics Sweden, Örebro.
- Scharin, H., Ericsson, S., Elliott, M., Turner, R. K., Niiranen, S., Blenckner, T., Hyytiäinen, K., Ahlvik, L., Ahtiainen, H., Artell, J., Hasselström, L., Söderqvist, T. och Rockström, J., 2016. Processes for the sustainable stewardship of marine environments. *Ecological Economics*, 128. pp. 55-67. doi: 10.1016/j.ecolecon.2016.04.010
- Scharin, H. 2018. Samhällsekonomiska analysers roll i miljömålsarbetet. *Anthesis Rapport* 2018:12
- Schilizzi, S., and U. Latacz-Lohmann. 2007. "Assessing the Performance of Conservation Auctions: An Experimental Study," *Land Economics* 83(4):497-515.
- Selman, M., Greenhalgh, S., Taylor, M., & J. Guiling. 2008. Paying for Environmental Performance: Potential Cost Savings Using a Reverse Auction in Program Sign-up (No. Environmental Markets: Farm Bill Conservation Programs No.5), WRI Policy Note, World Resources Institute
- Simmelsgaard, S. E., and J. Djurhuus. 1998. An empirical model for estimating nitrate leaching as affected by crop type and the long-term N fertilizer rate. *Soil Use and Management* 14:37-43.
- Sirami, C., et al. 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(33): 16442-16447.
- Smith, H. G., et al. 2014. Beyond dispersal: the roles of animal movement in modern agricultural landscapes. *Animal Movement Across Scales*, Oxford University Press: 51 - 70.
- Soane, B. D., B. C. Ball, J. Arvidsson, G. Basch, F. Moreno, & J. Roger-Estrade. 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research* 118:66-87.
- SOU 2020:2. 2020. Vägen till en klimatpositiv framtid: Betänkande av Klimatpolitiska vägvalsutredningen.

- Stavins, R. N. 1995. Transaction Costs and Tradeable Permits. *Journal of Environmental Economics and Management* 29, 133–148.
- Sterner, T., & Coria J. 2012. *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*, RFF Press, Washington, DC
- Sterner, T., E. B. Barbier, I. Bateman, I. van den Bijgaart, A.-S. Crépin, O. Edenhofer, C. Fischer, W. Habla, J. Hassler, O. Johansson-Stenman, A. Lange, S. Polasky, J. Rockström, H. G. Smith, W. Stirling A. 2007. Risk, precaution and science: towards a more constructive policy debate. *EMBO, Rep* 8:309–315
- Stirling A. 2010. Keep it complex. *Nature* 468:1029–1031
- Stoate, C., et al. (2009). "Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review." *Journal of environmental management* 91(1): 22-46.
- Svensson, M., and L. Hultkrantz. 2014. Ekonomiska utvärderingar i svensk offentlig sektor – likheter och skillnader. *Ekonomisk debatt* 43:40-50.
- Söderqvist, T., 2003, Are Farmers Pro-social? Determinants of the Willingness to Participate in a Swedish Catchment-Based Wetland Creation Program, *Ecological Economics*, vol. 47:105-120.
- Tschakert, P., & Dietrich, K. A. 2010. Anticipatory learning for climate change adaptation and resilience. *Ecology and Society*, 15, 11
- Turner R.K. , Lorenzoni I., m.fl 1998. Coastal management for sustainable development: analysing environmental and socio-economic changes on the UK coast, *Geographical Journal* 164:269-281.
- Valcu-Lisman, A.M., Gassman, P.W., Arrit, R., Campbell, T., & D.E. Herzmann. 2017. Cost-effectiveness of reverse auctions for watershed nutrient reductions in the presence of climate variability: an empirical approach for the Boone River watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*. 72(3). 280 – 295.
- Vedung, E. & Van der Doelen, F.C.J. 1998. *Public Information Programs in the Policy Process: Choice, Effects, and Evaluation*, I Bemelmans-Videc, Marie-Lousie – Rist, Ray C – Vedung, Evert (eds), *Carrots, sticks & sermons: Policy instruments and their evaluation*, New Brunswick, London, Transaction.
- Vetenskapliga Rådet för Hållbar Utveckling. 2018. *Möjligheter och begränsningar med samhällsekonomiska analyser*.
- Vukina T, Zheng X, Marra M, Levy A. 2008. Do farmers value the environment? Evidence from a conservation reserve program auction. *Int J Ind Organ* 26(6):1323–1332
- Watzold, F., Drechsler, M., Johst, K., Mewes, M., Sturm, A., 2016. A novel, spatiotemporally explicit ecological-economic modeling procedure for the design of cost-effective agri-environment schemes to conserve biodiversity. *Am. J. Agric. Econ.* 98, 489–512. <https://doi.org/10.1093/ajae/aav058>.
- Weaver, R.D., 1996, Pro-social Behavior: Private Contributions to Agriculture's Impact on the Environment, *Land Economics*, vol. 72:231-247.
- Weitzman, M., 1974. Prices vs quantities. *The Review of Economic Studies* 41, 477-491.

- Wezel, A., et al. 2016. Result-oriented approaches to the management of drinking water catchments in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Planning and Management* 59(2): 183-202.
- Wichmann, B., Boxall, P., Wilson, S. et al. 2017. Auctioning Risky Conservation Contracts. *Environ Resource Econ* 68, 1111–1144 (2017). <https://doi.org/10.1007/s10640-016-0063-x>
- Williamsson, O. E. 1985. *The Economic Institutions of Capitalism: Firms, Markets, Relational Contracting*. Free Press, New York.
- Whitten, S. M., Wunscher, T. & Shogren, J. F. 2017. Conservation tenders in developed and developing countries – status quo, challenges and prospects. *Land Use Policy*, 63, 552-560.
- Zhou, G., Singh, J., Wu, J., Sinha, R., Laurenti, R., & B. Frostell. 2015. Evaluating low-carbon city initiatives from the DPSIR framework perspective., *Habitat International*, vol. 50, pp. 289–299.

Formas är ett statligt forskningsråd för hållbar utveckling. Vi finansierar forskning och innovation, utvecklar strategier, gör analyser och utvärderar. Våra verksamhetsområden finns inom miljö, areella näringar och samhällsbyggande. Vi genomför forskningssammanställningar som syftar till att underlätta för Sverige att nå våra miljömål. Därutöver kommunicerar vi om forskning och forskningsresultat.