

Samodling och varierade växtföljder leder till högre biologisk mångfald av flora och fauna

En systematisk översikt och en vetenskaplig analys av mångfalden av grödor i svenska odlingslandskap



Samodling och varierade växtföljder leder till högre biologisk mångfald av flora och fauna

Sakkunniga

Henrik G. Smith (ordförande), professor i zooekologi, Lunds universitet och FRIAS fellow vid Freiburgs universitet

Carolina Rodriguez, postdoktor, Lunds universitet

Johanna Yourstone, postdoktor, Lunds universitet och Aberdeens universitet

Peter Olsson, forskare, Lunds universitet

Ullrika Sahlin, docent, Lunds universitet

Charlie Nicholson, postdoktor, Lunds universitet

Romain Carrié, forskare, Lunds universitet

Formas

Tanja I. Näslund (projektledare), Formas,
tanja.naslund@formas.se

Arvid Bring (biträdande projektledare), Formas

Christel Hellberg (biträdande projektledare), Formas

Sten Anttila (analytiker), Formas

Matilda Svensson (informationsspecialist), Formas

Externa granskare

Anna Berlin, lektor, Sveriges lantbruksuniversitet

George Carlsson, professor i hållbara odlingssystem, Sveriges lantbruksuniversitet

Tomas Roslin, professor i ekologi, Sveriges lantbruksuniversitet och Helsingfors universitet

Rapporten citeras som

Smith, HG. & Näslund, TI. et al. 2025. Samodling och varierade växtföljder leder till högre biologisk mångfald av flora och fauna. En systematisk översikt och en vetenskaplig analys av mångfalden av grödor i svenska odlingslandskap.

Formas rapport F2:2025. <https://doi.org/10.65059/formas2025.005>

F2:2025

ISBN: 978-91-540-6240-9

Diarienummer: 2022-02483

DOI: <https://doi.org/10.65059/formas2025.005>

Formgivning: In The Cold/Kreativism

Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande, Formas

www.formas.se

Stockholm, April 2026

Förord

För att Sverige ska kunna nå miljömålen krävs insatser inom jordbruk och naturvård som är både långsiktigt hållbara och grundade i solid vetenskaplig kunskap. Ett sådant område är jordbrukets roll i att bevara och stärka den biologiska mångfalden.

Denna forskningssammanställning ger en systematisk överblick över det vetenskapliga kunskapsläget kring mångfalden av grödor och dess effekter på biologisk mångfald av vilda organismer. Den belyser både vad vi vet, vad vi ännu inte vet och pekar ut viktiga kunskapsluckor som bör fyllas för att framtida beslut ska kunna fattas med större precision.

Formas arbetar för att forskningsbaserad kunskap ska vara tillgänglig och användbar i samhällets omställning mot hållbar utveckling. Genom systematiska forskningssammanställningar och analyser vill vi bidra till att komplexa frågor kan hanteras med större insikt och helhetsperspektiv.

Vi hoppas att denna rapport blir ett värdefullt stöd i arbetet med att bevara och stärka den biologiska mångfalden i odlingslandskapet och därmed gynna naturen, människan och framtiden.

Emma Gretzer

Generaldirektör, Formas

Inledning

Under det senaste seklet har det svenska odlingslandskapet genomgått en omfattande förändring. Från ett mosaikartat landskap med varierade grödor, småskaliga strukturer och inslag av naturliga habitat, har utvecklingen gått mot ett mer homogent och produktionsinriktat system.

Samtidigt växer insikten om att jordbruket inte bara är en produktionssektor, utan också spelar en viktig roll för bevarandet av ekosystemtjänster och biologisk mångfald. Ett sätt att främja detta skulle kunna vara att öka mångfalden av grödor, genom att samodla olika grödor inom ett område eller över tid. Men hur påverkas då den biologiska mångfalden av vilda organismer i odlingslandskapet?

Denna rapport sammanfattar aktuell forskning om betydelsen av mångfalden av grödor i odlingslandskap och dess påverkan på den biologisk mångfalden av vilda organismer. Den visar att det finns goda skäl att främja variation i odlingslandskapet men också att det behövs mer kunskap för att förstå effekterna av mångfalden i olika sammanhang.

En vetenskaplig sakkunniggrupp har bistått Formas i arbetet med att granska och sammanställa alla tillgängliga empiriska studier i frågan. Den systematiska översikten har genomgått en oberoende vetenskaplig granskning och Rådet för evidensbaserad miljöanalys har fastställt slutsatserna.

Jag vill tacka Formas för det väl genomförda arbetet med sammanställningen. Jag vill också rikta ett särskilt tack till den externa sakkunniggruppen och till de intressenter som bidragit med sin kunskap.

Anne-Sophie Crépin

Ordförande, Rådet för evidensbaserad miljöanalys

Innehåll

1 Huvudresultat och dess betydelse för policy, förvaltning och forskning	6
1.1 Sammanfattning	6
1.2 Evidensgraderade slutsatser	9
1.3 Syfte	11
1.4 Berörda miljökvalitetsmål	11
1.5 Målgrupper	12
1.6 Bakgrund till ämnet i översikten	12
1.7 Därför behövs den här systematiska översikten	15
1.8 Resultat	16
1.9 Resultatens betydelse för policy och förvaltning	21
1.10 Resultatens betydelse för forskning	22
1.11 Avslutande kommentarer	23
1.12 Samhällsekonomisk analys	23
1.13 Ordlista	24
2 Fördjupade resultat och metoder	25
2.1 Fördjupad bakgrund	25
2.2 Frågans ursprung och utvärderingsfrågor	28
2.3 Metod för den systematiska översikten	31
2.4 Metod för analys av mångfalden av grödor i svenska odlingslandskap	41
2.5 Resultat systematisk översikt	45
2.6 Evidensgraderade slutsatser	64
2.7 Resultat från analysen över mångfald av grödor i Sverige	69
2.8 Diskussion inklusive begränsningar i översikten	75
3 Referenser	82
4 Bilagor	91

Innehåll i huvudrapport och fördjupad rapport

I delen ”Huvudresultat och dess betydelse för policy, förvaltning och forskning” beskrivs slutsatserna från den systematiska översikten och de huvudsakliga resultaten som slutsatserna bygger på. Även vad översiktens resultat har för betydelse för policy, förvaltning och forskning beskrivs i den delen. Huvudsakliga resultat från analysen av de svenska odlingslandskapen utifrån de olika databaserna beskrivs också.

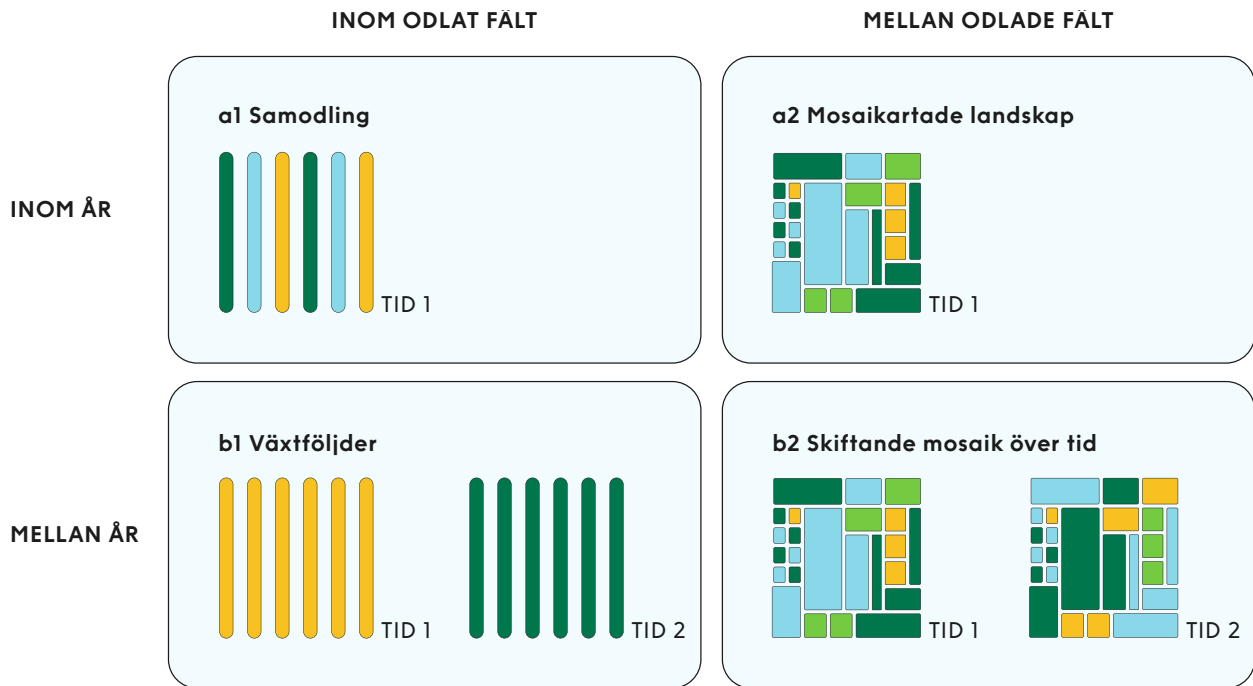
I delen ”Fördjupade metoder och resultat” återfinns detaljer kring hur den systematiska översikten och analysen av de svenska odlingslandskapen har genomförts. Här beskrivs även samtliga resultat och hur projektgruppen har resonerat kring hur säkra vi är på slutsatserna utifrån resultaten.

1 Huvudresultat och dess betydelse för policy, förvaltning och forskning

1.1 Sammanfattning

Syftet med en systematisk översikt är att väga samman alla resultat från publicerad forskning som undersökt samma fråga genom att använda en vedertagen metodik. I den här systematiska översikten har vi analyserat hur mångfalden av vilda organismer i odlingslandskap påverkas av mångfalden av grödor. Vi har relaterat mångfalden av grödor, både rumsligt och tidsmässigt och över olika skalor, till olika aspekter av mångfalden av vilda arter, så som deras artrikedom (antalet arter inom ett område), artjämnhet (hur jämnt fördelat antalet individer inom ett område är mellan olika arter) och artdiversitet (ett sammanvägt mått av artrikedom och artjämnhet). Med mångfald av grödor avser vi variation av grödor i tid och rum, vilket till exempel har kvantifierats som antalet arter eller med olika diversitetsindex. Sambandet mellan mångfalden av grödor och mångfalden av vilda organismer kan bero på om variationen av grödor förekommer i tid eller rum och om den förekommer inom eller mellan odlade fält i odlingslandskapet. Därför har vi specifikt studerat fyra sätt som mångfalden av grödor kan variera: (a1) inom ett odlat fält ett visst år (samodling jämfört med monokultur eller mindre grad av samodling), (a2) i odlingslandskapet ett visst år (det vill säga odlingslandskap med högre jämfört med lägre mångfald av grödor, mosaikartade landskap), (b1) inom ett odlat fält mellan år (växtföljder med mer jämfört med mindre variation av grödor mellan år), (b2) i odlingslandskapet mellan år (mer jämfört med mindre skiftande mosaik av grödor i odlingslandskapet mellan år), se figur 1.

Figur 1. Schematisk illustration av de olika sätt som mångfald av grödor kan variera i tid och rum som analyserats: (a1) inom det odlade fältet inom samma år (samodling jämfört med monokultur eller mindre grad av samodling), (a2) i odlingslandskapet inom samma år (odlingslandskap med högre eller lägre mångfald av grödor), (b1) inom det odlade fältet mellan år (mer eller mindre varierade växtföljder mellan år) och (b2) i odlingslandskapet mellan år (odlingslandskap med mer eller mindre skiftande mosaik av grödor mellan år).



Från de totalt 158 inkluderade vetenskapliga artiklarna konstaterar vi att:

- En högre mångfald av grödor inom ett odlat fält (samodling, a1) gynnar artrikedom och artdiversitet av leddjur och artrikedom av nedbrytare. Dessutom missgynnas artdiversitet av skadedjur. Analyserna indikerar även att artrikedom av naturliga fiender (predatorer av skadedjur) gynnas medan artdiversiteten av växter, framförallt ogräs, missgynnas av en högre mångfald av grödor inom det odlade fältet. Vi är osäkra på om artdiversitet av pollinatörer, nedbrytare och naturliga fiender gynnas av en högre mångfald av grödor inom det odlade fältet.
- En högre mångfald av grödor i odlingslandskapet inom år (mosaikartade landskap, a2) gynnar artrikedom av vilda organismer. Data bygger på relativt få studier och vi är mindre säkra på slutsatsen. Mer forskning behövs för att veta mer säkert hur mångfalden av grödor i odlingslandskap påverkar den biologiska mångfalden av vilda organismer.
- En högre mångfald av grödor i växtföljderna inom ett odlat fält (mer varierade växtföljder, b1) bidrar till en högre artrikedom och artdiversitet av leddjur och naturliga fiender. Data indikerar även att artdiversitet av skadedjur och växter, framförallt ogräs, gynnas.
- Inga studier har identifierats som undersökt växtföljder i odlingslandskapet (skiftande mosaik av grödor i odlingslandskapet, b2) och påverkan på biologisk mångfald.

Sammantaget detekteras den största effekten av mångfald av grödor på biologisk mångfald av vilda organismer när variationen av grödor förekommer inom ett odlat fält. Resultaten varierar beroende på vilken aspekt av den biologiska mångfalden (artrikedom, artjämnhet eller artdiversitet) som studerats, vilket dock delvis kan bero på att de olika mångfalidsmått har rapporterats i olika stor utsträckning, där exempelvis artjämnhet endast har rapporterats i några få studier.

För samodling inom odlade fält visar våra analyser att det finns en risk att effekter på biologisk mångfald inte tydligt är separerade mellan högre mångfald av grödor och vilken typ av gröda som odlas. Vilket innebär att även vissa grödor ytterligare kan bidra till en högre mångfald av vilda organismer. Detta är något som bör uppmärksammas i framtida studier.

Utöver den systematiska sammanställningen av vetenskapliga studier har vi utvärderat variationen av mångfalden av grödor i Sverige genom analys av data från olika databaser. Detta har vi gjort för att undersöka om det finns potential att öka mångfalden av grödor i Sverige i enlighet med de metoder som det vetenskapliga underlaget visar har effekt på den biologiska mångfalden. Samodling sker idag på en liten andel av jordbruksarealen i Sverige, vilket antyder att det finns en potential att öka samodling för att gynna biologisk mångfald. Mångfalden av grödor i växtföljden var högre i jordbruksdominerade områden och ökade med arean som den mättes på. Variabiliteten i mångfalden av grödor i växtföljden i odlingslandskap var störst inom mindre odlingslandskap i jordbruksdominerade områden. Det fanns en stark koppling mellan mångfalden av grödor i tid och rum. Detta antyder att mer varierade växtföljder medför variation i landskapet och att det finns en potential att öka mångfalden av grödor i växtföljder för att gynna biologisk mångfald.

Utifrån ett svenskt perspektiv är odling av fler olika grödor inom ett fält, liksom mer varierade växtföljder relevanta. Samtidigt visar sammanställningen på brister i faktaunderlaget, där till exempel bristande antal studier medför att vi vet mindre om hur en högre mångfald av grödor i odlingslandskapet påverkar den biologiska mångfalden. Det saknas också studier som analyserat effekter av biologisk mångfald på olika skalor i odlingslandskapet i en och samma studie. Det saknas också underlag för att bedöma om en högre mångfald av grödor påverkar hotade eller minskande arter.

Vad en systematisk översikt och hur sker granskningen av den?

Att genomföra en systematisk översikt innebär att man identifierar, samlar in och sammanställer forskningsresultat från alla publicerade studier som undersöker samma fråga. Resultaten i studierna granskas för att avgöra hur tillförlitliga resultaten är, det vill säga om experimenten har utförts på ett korrekt sätt eller om det finns risk att resultatet är missvisande. Slutligen så vägs resultaten ihop för att få fram vad forskningen sammantaget visar i frågan. De sammanvägda resultaten utgör sedan grunden för de slutsatser som formuleras. Utifrån hur robust det vetenskapliga underlaget är så formuleras slutsatserna på olika sätt.

Innan en systematisk översikt påbörjas skrivs en genomförandeplan i vilket man redovisar hur man tänker genomföra den systematiska översikten. I den beskrivs bland annat vilka frågor man vill undersöka, vilka urvalskriterier som gäller för att inkludera artiklar och vilka databaser man tänker söka efter vetenskaplig litteratur i. Både genomförandeplanen och den systematiska översikten granskas av externa experter. De externa granskare som anlitas är experter inom sakfrågan och/eller metodiken för hur en systematisk översikt ska genomföras. Efter granskningen revideras genomförandeplanen och översikten i den mån det behövs och därefter fastslås slutsatserna av rådet för evidensbaserad miljöanalys.

I den systematiska översikten redovisas allt underlag och vilka bedömningar som gjorts vilket ger läsaren möjligheten att själv bedöma slutsatsernas trovärdighet.

1.2 Evidensgraderade slutsatser

Slutsatsernas formulering utifrån hur robust det vetenskapliga underlaget är

Beroende på hur robust det vetenskapliga underlaget är så formulerar vi slutsatserna på olika sätt. Hur robust det vetenskapliga underlaget är bedöms exempelvis utifrån hur många studier det finns, hur samstämmiga resultaten är mellan studierna och om studierna är korrekt utförda.

När vi uttrycker i en slutsats att vi är **mycket säkra** bedömer vi att underlaget är robust och att framtida forskningsresultat sannolikt inte kommer påverka det sammanvägda resultatet.

När vi uttrycker att vi är **säkra** betyder det att vi har identifierats vissa brister i underlaget, men att bristerna inte bedöms försvaga det sammanvägda resultatet.

När vi säger att vi är **mindre säkra** beror det på att vi har identifierat brister i underlaget som kan försvaga slutsatsen, det sammanvägda resultatet kan därför vara missvisande.

När vi använder oss av ordet **osäkra** i en slutsats så har vi identifierat allvarliga brister i det vetenskapliga underlaget, det finns en betydande risk att det sammanvägda resultatet är missvisande.

I de båda nedre fallen är resultaten osäkra och det kan behövas mer forskning för att svara på frågan.

1.2.1 Slutsatser avseende effekter på biologisk mångfald av samodling (a1)

- Vi är **mycket säkra** på att artrikedom och artdiversitet gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.
- Vi är **mycket säkra** på att artrikedom av leddjur gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.
- Vi är **säkra** på att
 - artdiversitet av leddjur gynnas,
 - artrikedom av nedbrytare gynnas,
 - artdiversitet av skadedjur missgynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.
- Vi är **mindre säkra** på att
 - artrikedom av naturliga fiender (predatorer av skadedjur) gynnas,
 - artdiversitet av växter (framförallt ogräs) missgynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.
- Vi är **osäkra** på att
 - artdiversitet av naturliga fiender (predatorer av skadedjur) gynnas,
 - artdiversitet av pollinatörer gynnas,
 - artdiversitet av nedbrytare gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

För övriga jämförelser och utfallsmått går det inte att avgöra effekten av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält på biologisk mångfald av vilda organismer. Inga av de övriga sammanvägda effekterna är statistiskt signifikanta och inkluderade studier visar till viss del motstridiga resultat.

1.2.2 Slutsatser avseende effekter på biologisk mångfald i odlingslandskap med högre mångfald av grödor (a2)

- Vi är **mindre säkra** på att artrikedom gynnas av högre mångfald av grödor i odlingslandskap.

För övriga jämförelser och utfallsmått går det inte att avgöra effekten av högre mångfald av grödor i odlingslandskapet på biologisk mångfald av vilda organismer. Inga av de övriga sammanvägda effekterna är statistiskt signifikanta och inkluderade studier visar till viss del motstridiga resultat.

1.2.3 Slutsatser avseende effekter på biologisk mångfald av mer varierade växtföljder (b1)

- Vi är **mycket säkra** på att artdiversitet gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.
- Vi är **mindre säkra** på att artrikedom gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.
- Vi är **mycket säkra** på att artdiversitet av leddjur gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.
- Vi är **säkra** på att
 - artrikedom av leddjur gynnas,
 - artdiversitet och artrikedom av naturliga fiender (predatorer av skadedjur) gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.
- Vi är **mindre säkra** på att
 - artdiversitet av skadedjur gynnas,
 - artdiversitet av växter (framförallt ogräs) gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.

För övriga jämförelser och utfallsmått går det inte att avgöra effekten av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält på biologisk mångfalden av vilda organismer. Inga av de övriga sammanvägda effekterna är statistiskt signifikanta och inkluderade studier visar till viss del på motstridiga resultat.

1.3 Syfte

Syftet med den systematiska översikten är att utifrån vetenskapligt publicerade studier analysera om högre mångfald av grödor på olika rumsliga och tidsmässiga skalor bidrar till en högre mångfald av såväl växter som djur i odlingsområden.

Syftet med analysen av mångfalden av grödor i svenska odlingslandskap är att utreda hur variationen av grödor på olika skalor ser ut idag. Det för att visa på behov och möjligheter att använda policy eller rådgivning för att genom förändrad mångfald av grödor påverka biologisk mångfald. Detta möjliggör en koppling mellan den systematiska översiktens resultat och de beslut som svenska lantbrukare kan fatta för att ändra mångfalden av grödor i tid och rum.

1.4 Berörda miljökvalitetsmål

De svenska miljökvalitetsmål som den systematiska översikten bidrar med vetenskaplig kunskap till är *Ett rikt odlingslandskap* och *Ett rikt växt- och djurliv*.

1.5 Målgrupper

Målgrupper för vår systematiska översikt är Jordbruksverket, Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten och Riksanstaltsstyrelsen. Dessa myndigheter har ett gemensamt regeringsuppdrag om EU:s gemensamma jordbrukspolitik (Common Agricultural Policy, CAP) och arbetar aktivt med det svenska miljömålssystemet. Andra målgrupper är Hushållningssällskapet och andra aktörer som har rådgivning till lantbruksföretag om biologisk mångfald inom programmet ”Greppa näringen”. Ytterligare målgrupper är Lantbrukarnas riksförbund (LRF), lantbrukarna själva och forskare, samt Länsstyrelsen och Länsstyrelsernas organisation för regional utveckling och samverkan i miljösystemet (RUS).

1.6 Bakgrund till ämnet i översikten

1.6.1 Biologisk mångfald och indikatorer

Biologisk mångfald är variationsrikedomen i gener, arter och ekosystem (Konventionen om biologisk mångfald (CBD Sekretariat, 2016)). Av praktiska orsaker baseras analyser på insamlade data om förekomst eller antal individer av olika arter, som sedan kan uttryckas i form av olika indikatorer av biologisk mångfald (Magurran, 2021). Mångfalden kan mätas som antal arter på en specifik plats (artrikedom), hur jämt antalet individer av olika arter är fördelade (artjämnhet) eller olika kombinationer av dessa mått (artdiversitet) (Sahlin et al., 2020). Informationen kan sammanställas som till exempel taxonomisk (artidentitet), fylogenetisk (arters släktskap) eller funktionell (arters ekologiska funktioner) mångfald (Magurran & McGill, 2011). Valet av indikator begränsas ofta av vad som går att mäta av praktiska orsaker, eftersom det är omöjligt att följa upp alla olika artgrupper i en och samma studie och vissa artgrupper är lättare att mäta än andra. Vilken organismgrupp man väljer att studera har också betydelse eftersom en viss taxonomisk grupp inte behöver spegla mångfalden av en annan taxonomisk grupp (Sahlin et al., 2020; Wolters et al., 2006).

Valet av indikatorer har betydelse för studier av mångfald av grödor. En mångfald av grödor i tid och rum kan leda till att fler arter kan samexistera, men också påverka arter utifrån vilka egenskaper olika arter har och därmed den funktionella mångfalden (Wood et al., 2015). Därmed kan mångfald av grödor påverka både bevarandet av arter som sådana i odlingslandskapet och ekosystemtjänster som biologisk kontroll av skadegörare. För att fånga dessa olika aspekter, har vi sammanställt studier som analyserat effekter på artantal, artjämnhet och artdiversitet för olika taxonomiska grupper, samt specifik funktionell mångfald eller mångfald av de viktiga funktionella grupperna skadegörare, pollinatörer och nedbrytare.

1.6.2 Biologisk mångfald och mångfald av grödor

Jordbruket beskrivs ofta som en av de största orsakerna till förlusten av biologisk mångfald (IPBES, 2019). Globalt handlar detta om både expansion av jordbruk på bekostnad av oexploaterad natur och förlust av aktiva jordbruk på grund av nedläggningar i regioner med svag lönsamhet. I många delar av världen, inklusive Europa och Sverige, har den biologiska mångfalden även minskat i befintliga odlingsområden (Rigal et al., 2023). Orsakerna till detta är många men en bidragande faktor är intensifieringen av jordbruket. Intensifieringen kan till exempel innebära att mer mark omvandlas till odlingsmark eller att mer konstgödning och bekämpningsmedel används för att öka avkastningen (Stoate et al., 2009). Det leder till minskad ekologisk variation som exempelvis förlust av naturliga habitat i landskapet så som åkerrennar (den smala odlingsfria zonen runt åkrar), naturbetesmarker och ogräs i åkrar (Benton et al., 2003; Tschardt et al., 2005).

Jordbrukets intensifiering har också inneburit förenklade odlingssystem som ofta bygger på att färre grödor används i växtföljden och/eller att färre grödor odlas på åkrarna, vilket kan minska den ekologiska variationen och resurstillgången för vilda organismer. Att öka mångfalden av grödor, både under året och mellan åren, har därför föreslagits som åtgärder för att återställa jordbruksområdets biologiska mångfald (Brannan et al., 2023). Genom att ändra hur man odlar kan även odlingsområden som saknar naturliga habitat bli mer varierade. Diversifieringsåtgärder, såsom mer varierade växtföljder, samodling och sortblandningar, skapar ett mosaikliknande landskap som kan bidra till att fler arter har tillgång till resurser under hela säsongen.

En mångfald av grödor kan gynna biologisk mångfald av flera orsaker. För det första leder högre mångfald av grödor till en större variation av habitat vilket gör att fler arter kan samexistera i landskapet (Khan et al., 2023). Å andra sidan kan en högre diversitet av grödor medföra negativa effekter på biologisk mångfald eftersom ytan för varje enskild gröda minskar. Detta kan påverka arter som är beroende av specifika grödor negativt, vilket kan vara relevant för att bevara specialiserade arter som till exempel vissa jordbruksfåglar (Donald et al., 2001). För det andra kan en högre mångfald av grödor leda till så kallad landskapskomplementering (Dunning et al., 1992; Fahrig et al., 2011), det vill säga en kontinuerlig resurstillgång för arter som använder resurser i olika grödor vid samma eller olika tidpunkter. Ett exempel är sociala bin som behöver resurstillgång över hela säsongen och kan gynnas av att det finns grödor som blommar vid olika tidpunkter på säsongen (Fijen et al., 2025; Nicholson et al., 2021). På liknande sätt kan mångfald av grödor under en säsong underlätta för nyttiga arter som till exempel pollinatörer och naturliga fiender (predatorer av skadedjur) att röra sig mellan fält (Jaworski et al., 2023), vilket stabiliserar ekosystemfunktioner. För det tredje kan en mångfald av grödor ge bättre förutsättningar för arter att klara störningar som sådd, skörd och markbearbetning om dessa sker på olika tidpunkter för olika grödor i odlingslandskapet. Arter som påverkas när ett fält markbearbetas eller skördas kan överleva på intilliggande fält som skördas vid en annan tidpunkt och därefter återkolonisera dessa fält (Vasseur et al., 2013).

En högre mångfald av grödor kan också påverka den biologiska mångfalden i flera olika led. Högre mångfald av grödor kan direkt påverka förekomsten av ogräs i det odlade fältet (Sharma et al., 2021). Det finns studier som har visat att mer varierade växtföljder kraftigt kan minska förekomsten av ogräs (Weisberger et al., 2019). Detta kan i sin tur missgynna den mångfald som är beroende av förekomsten av ogräs (Bretagnolle & Gaba, 2015). Högre mångfald av grödor kan också direkt påverka antalet skadegörare och dess predatorer (Redlich et al., 2018). Att öka mångfald av grödor, särskilt genom att inkludera baljväxter och täckgrödor, kan förhindra näringsläckage ur jorden, förbättra jordstrukturen och markens bördighet (Baldwin-Kordick et al., 2022; Li et al., 2025; Yang et al., 2024). Detta kan i sin tur leda till ett minskat beroendet av mineralgödsel (jämför med diskussion i Smith et al., 2023) och bekämpningsmedel (Nicholson & Williams, 2021), vilket i sin tur indirekt kan påverka den biologiska mångfald positivt (Carrié et al., 2024; Geiger et al., 2010). Mer varierade odlingssystem kan också påverka mångfalden i jorden. Till exempel har växtföljder som inkluderar baljväxter eller täckgrödor visat sig öka den mikrobiella mångfalden i jorden, men effekterna kan bero på valet av grödor som kompletterar den dominerande grödan än på mångfalden av grödor i sig (Wooliver et al., 2022). Hur detta påverkar lantbrukarens ekonomi och livsmedelsproduktion beror på balansen mellan kostnader av att implementera högre mångfald av grödor och vinster i form av mindre beroende av mineralgödsel och bekämpningsmedel.

1.6.3 Biologisk mångfald, mångfald av grödor och skala

Kopplingen mellan biologisk mångfald av vilda organismer och mångfald av grödor är en fråga om skalor i tid och rum. Valet av skala är därför kritiskt när man vill studera effekter av mångfald av grödor på biologisk mångfald (jämför diskussionen i Arroyo-Rodríguez et al., 2023; Jackson & Fahrig, 2015).

Huruvida arter påverkas av vad som sker i ett odlat fält eller över ett större odlingsområde beror på arternas ekologiska karaktäristika, framför allt hur rörliga de är i både dagliga förflyttningar och spridning. Därför kommer mångfalden av grödor att påverka organismer olika beroende på vilken skala man mäter mångfalden av grödor på. För organismer med begränsad rörlighet kommer variationen av grödor inom det odlade fältet ha störst betydelse, medan mångfald av grödor mellan odlade fält kommer ha större betydelse för rörliga organismer.

En hög biologisk mångfald på en liten skala, till exempel inom ett odlat fält, behöver inte motsvaras av en hög mångfald på en större skala. Därför behöver inte åtgärder som ökar den biologiska mångfalden på en lokal skala leda till en ökad biologisk mångfald på ett större odlingsområde (Schneider et al., 2014). På vilken skala den biologiska mångfalden har mätts har betydelse för hur informationen ska tolkas i relation till de värden man vill bevara. Vill man uppnå en hög lokal biologisk mångfald för ekosystemtjänster eller är det en hög regional biologisk mångfald för bevarande av arter som man vill uppnå?

1.6.4 En mångfald av grödor beror på lantbrukares beslut

Lantbrukare fattar beslut om vilka grödor som ska odlas var och när. Här är det väsentligt att förstå att lantbrukares val av växtföljd, i kombination med vilken yta odlingen sker på, är det som leder till variationen av grödor i tid och rum. Kopplingen mellan beslut av vad som ska odlas över tid genom val av växtföljd, landskapets karaktär som exempelvis fältstorlek, och hur detta leder till mångfald av grödor på olika rumsliga och tidsmässiga skalor är därför fundamentalt för att tolka resultat om hur mångfald av grödor påverkar biologisk mångfald (jämför diskussion i Aramburu Merlos & Hijmans, 2020). Dessa beslut styrs av agronomiska faktorer som till exempel vilka grödor som är bäst att odla på ett givet fält och hur skörden påverkas av att odla olika grödor i följd (växtföljder). Beslut styrs också av ekonomiska faktorer som exempelvis fördelar med en stor skörd av en viss gröda, statligt stöd till viss odling och policyer med krav på variation i grödor, till exempel tidigare "förgröningskraven" i den gemensamma jordbrukspolitiken.

För att öka gröddiversiteten kan man fokusera på förändringar i både tid och rum. Under en växtsäsong på ett visst fält kan en lantbrukare välja att odla en gröda i taget. För att öka mångfalden av grödor inom det odlade fältet kan lantbrukaren istället använda sig av samodling av grödor. På fältet kan lantbrukaren också öka mångfalden i växtföljden, så att den till exempel omfattar fler grödor. Givet lantbrukets förutsättningar kan möjligheten att påverka mångfalden av grödor på gården variera kraftigt vilket är viktigt att ta hänsyn till när man använder forskningsresultat för att informera praxis och policy. Högre mångfald av grödor kan innebära högre kostnader för lantbrukaren och därmed lägre lönsamhet och/eller ett högre pris för slutkonsumenten. I en global och hårt konkurrensutsatt livsmedelsmarknad kan det vara svårt att på kort sikt konkurrera med högre priser.

1.7 Därför behövs den här systematiska översikten

Idealt ska valet av åtgärder, villkor eller miljöersättningar inom EUs gemensamma jordbrukspolitik som används för att främja den biologiska mångfalden inom jordbruket vara underbyggda av vetenskaplig evidens (Sutherland, 2022). En studie som publicerades 2014 visade att det vetenskapliga underlaget vad gäller mångfald av grödor som instrument att öka biologisk mångfald var svagt (Dicks et al., 2014).

En systematisk översikt identifierar och sammanställer alla forskningsresultat i en specifik fråga och kan användas som ett beslutsstöd när en specifik åtgärd övervägs att införas (Pullin & Stewart, 2006). Ett sätt att stärka evidensbasen är därför att genomföra en systematisk översikt. Även om det går att väga samman olika forskningsresultat i en systematisk översikt kan det vara svårt att sammanfatta resultaten på ett sätt så att kunskapsunderlaget blir användbart vid konkreta beslut om åtgärder (Shackelford et al., 2021). Det beror på att ett generellt problem med forskningsstudier inom miljöområdet är att sammanhanget som studier genomförs i är väldigt heterogena. Studier som genomförts på olika ställen skiljer sig åt avseende temperatur, jordtyp, nederbörd, artsammansättningar med mera. Studier kan också ha genomförts i olika brukningssystem (konventionell eller ekologisk odling), på växtodlingsgårdar eller gårdar dominerade av animalieproduktion. Eller så har den åtgärd man vill få mer kunskap om implementerats på olika sätt. Det innebär att även om antalet studier som undersökt en viss åtgärd kan vara många finns det ofta inte tillräckligt med studier som har undersökt effekter av åtgärden i just den miljön där man vill införa åtgärden eller på precis det sätt man vill genomföra den. Förutom att studier om mångfald av grödor utförs i olika geografiska regioner och i olika bruknings- och odlingssystem (exempelvis samodling eller växtföljder) så genomförs de även på en rad olika skalor i tid och rum. För biologisk mångfald tillkommer dessutom komplexiteten att den kan mätas med olika indikatorer och även den på olika rumsliga och tidsmässiga skalor.

Olika metoder har tidigare använts för att hantera heterogenitet mellan studier, exempelvis genom att gruppera resultaten på olika sätt (Gurevitch et al., 2018) eller genom expertdiskussioner där man försökt enats om hur man ska tolka de heterogena resultaten (Dicks et al., 2014). Båda tillvägagångssätten har sina brister. Beroende på hur grupperingen av data sker så kan den bli för knapphändig om den delas in i allt för snäva grupper. Medan en gruppering av data på en för övergripande nivå kan leda till slutsatser som har liten relevans för specifika beslut. Expertbedömningar kan å andra sidan brista i objektivitet.

Antalet systematiska översikter som undersökt frågan om mångfald av grödor och biologisk mångfald har ökat avsevärt under de senaste åren. Dock har dessa systematiska översikter även inkluderat andra aspekter av heterogenitet i landskapet, som exempelvis förekomst av mer eller mindre naturliga habitat, eller grupperat resultaten i så övergripande kategorier att resultaten blir för ospecifika för att vara informativa för de specifika beslut en lantbrukare behöver ta.

I denna systematiska översikt har vi därför specifikt undersökt hur den biologiska mångfalden av djur och växter påverkas vid odling av en mångfald av grödor på olika rumsliga och tidsmässiga skalor i fyra kombinationer.

I översikten har vi vägt samman forskningsresultat redovisade med artrikedom, artjämnhet och artdiversitet som är mått på hur variabla organismsamhällen är, vilket ofta är en god indikation på effekter på både bevarande som sådant och ekosystemtjänster. Studier som endast redovisat abundans (antalet individer av en art) är inkluderade i översikten men resultaten ingår inte i de sammanvägda resultaten. Analyser av arters abundans kräver ofta insikt i vilken roll olika arter spelar i ett ekosystem för att vara meningsfulla vilket inte var möjligt att ta reda på inom ramen för denna översikt.

Sammantaget så har vi specifikt undersökt om högre mångfald av grödor bidrar till mer biologiska mångfald av vilda växter och djur genom att sammanställa forskningsresultat i en systematisk översikt. Utöver den systematiska översikten har vi även undersökt hur mångfalden av grödor ser ut i svenska odlingsområden med analyser av data från olika databaser. Därefter har vi jämfört om de åtgärder som forskningen pekar ut som effektiva åtgärder för att främja den biologiska mångfalden är de som används i Sverige.

1.8 Resultat

1.8.1 Resultat från denna systematiska översikt

Totalt inkluderade vi 158 artiklar som rapporterar biodiversitetsmått så som artrikedom, artjämnhet eller artdiversitet, se bilaga 1. Utöver dessa inkluderades 334 artiklar i översikten som enbart redovisar abundans (antalet individer av en art), se bilaga 2. Data på abundans är inte inkluderat i analysen av effekter på biologisk mångfald.

Det är dubbelt så många studier som undersökt effekten av mångfald av grödor på biologisk mångfald inom ett år jämfört med studier som löper över flera år. De flesta studierna har undersökt effekter av mångfald av grödor inom ett odlat fält och endast ett begränsat antal studier har studerat effekter av mångfald av grödor i odlingslandskapet.

Studierna var utförda på nästan alla kontinenter där merparten av studierna var från Amerika, Asien och Europa. Majoriteten av studierna har fokuserat på artdiversitet, ett fåtal studier har undersökt genetisk, fylogenetisk eller funktionell diversitet, se bilaga 3. Studierna har fokuserat huvudsakligen på leddjur och växter, framförallt ogräs, och i viss mån marklevande organismer och i liten utsträckning ryggradsdjur.

Utifrån de sammanvägda resultaten från studier som undersökt samodling (a1) är vi mycket säkra på att artrikedom och artdiversitet av vilda organismer är högre med högre mångfald av grödor i odlade fält. Vi är mycket säkra på att artrikedom av leddjur gynnas av en högre mångfald av grödor. Vi är säkra på att artdiversitet av skadedjur missgynnas. Vi är säkra på att artdiversitet av leddjur och artrikedom av nedbrytare gynnas av högre mångfald av grödor. Det finns även data som indikerar att artdiversitet av växter (framförallt ogräs) missgynnas och artrikedom av naturliga fiender (predatorer av skadedjur) gynnas men dessa slutsatser är vi mindre säkra på. Vi är osäkra på om artdiversitet av naturliga fiender, pollinatörer och nedbrytare gynnas av en högre mångfald av grödor.

Utifrån de sammanvägda resultaten från studier som analyserat odlingslandskap med olika mångfald av grödor inom samma år (a2) detekterar vi en högre artrikedom i odlingslandskap med högre mångfald av grödor men vi är mindre säkra på den slutsatsen.

Utifrån de sammanvägda resultaten från studier som analyserat växtföljder med mer eller mindre varierade växtföljder inom ett odlat fält (b1) är vi mycket säkra på att artrikedom gynnas av mer varierade växtföljder. Vi är mindre säkra på att artrikedom gynnas av mer varierade växtföljder. Vi är mycket säkra på att artrikedom av leddjur gynnas av mer varierade växtföljder. Vi är säkra på att artrikedom av leddjur och artrikedom samt artrikedom av naturliga fiender (predatorer av skadedjur) gynnas av mer varierade växtföljder. Vi är mindre säkra på att artrikedom av skadedjur och växter (framförallt ogräs) gynnas av mer varierade växtföljder.

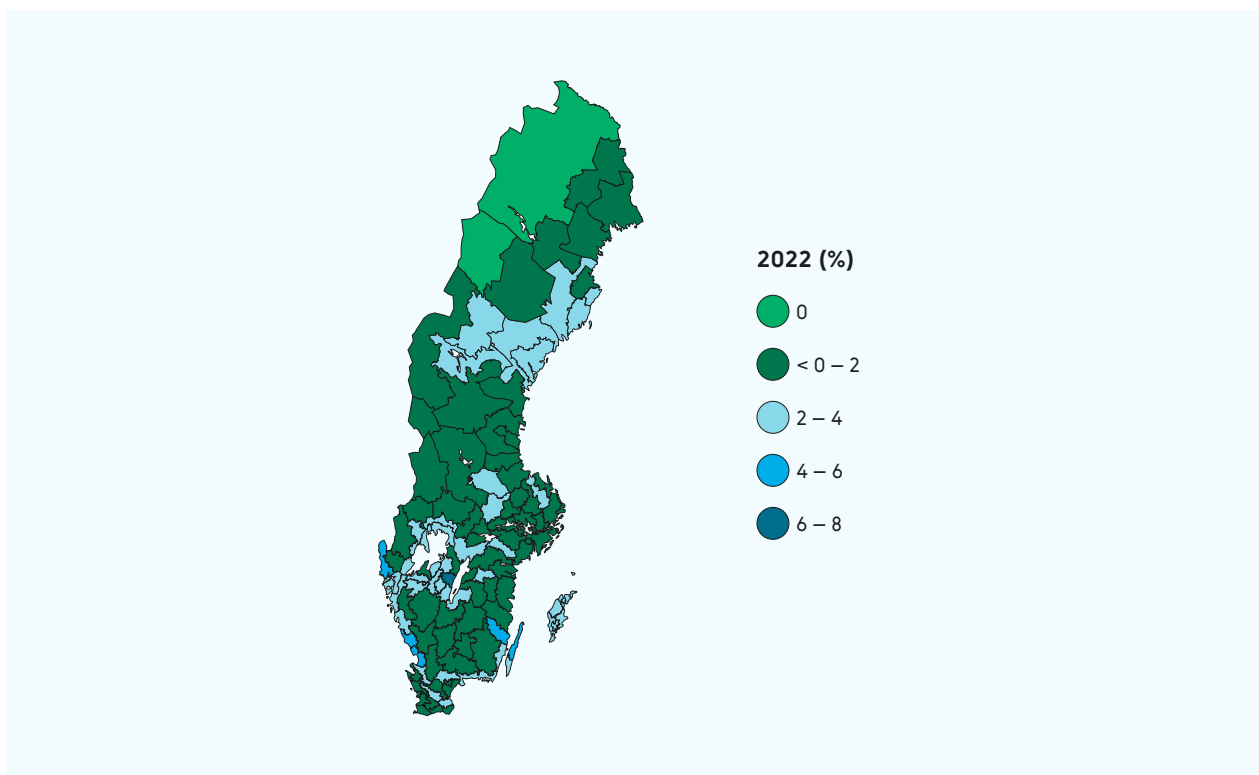
Inga studier har utvärderat effekter på biologisk mångfald av mer skiftande mosaik av grödor i odlingslandskapet (b2). Forskning behövs således för att veta om mer varierade växtföljder i odlingslandskapet påverkar biologisk mångfald.

1.8.2 Resultat från den vetenskapliga analysen av mångfalden av grödor i det svenska odlingslandskapet

För att undersöka hur mångfalden av grödor ser ut i Sverige genomförde vi en analys av data från Blockdatabasen, som är en databas administrerad av Jordbruksverket, där grödor som odlas registreras varje år. Vi undersökte mångfalden av grödor på olika rumsliga och tidsmässiga skalor och analyserade förekomst av samodling, antal grödor och mångfalden av grödor. Vi undersökte även hur dessa mått varierade över tid (mellan åren 2015 och 2022) och geografiskt.

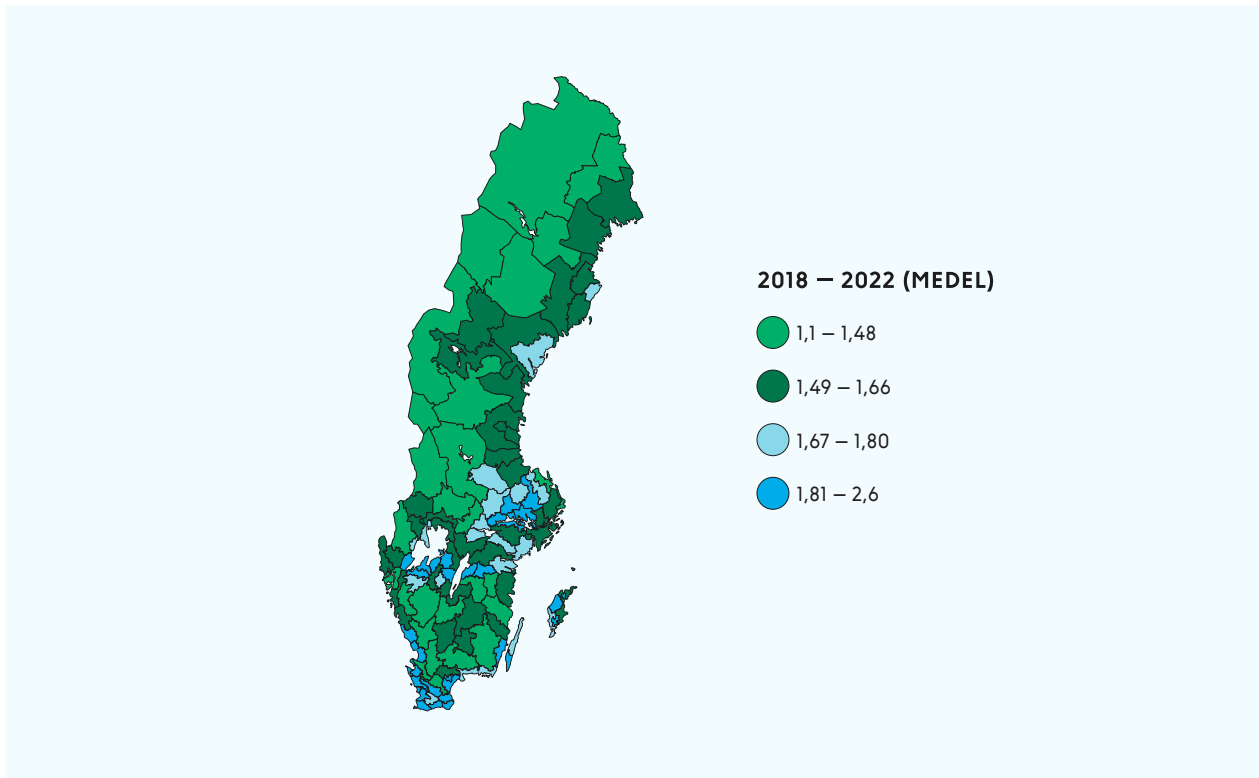
Samodling, så som den representeras i Blockdatabasen, var ovanligt i Sverige. Cirka 10 procent av lantbrukarna och mellan 2 till 2,8 procent av jordbruksmarken som fått stöd i Sverige har samodlats under perioden 2015-2022. Andelen samodling per skördeområde som fått stöd varierade mellan noll och drygt sex procent över Sverige, se figur 2.

Figur 2. Andel (procent) av åkerarealen som samodlats med blandningar av grödor per skördeområde år 2022. Uppgifter bygger på data från Blockdatabasen som administreras av Jordbruksverket.



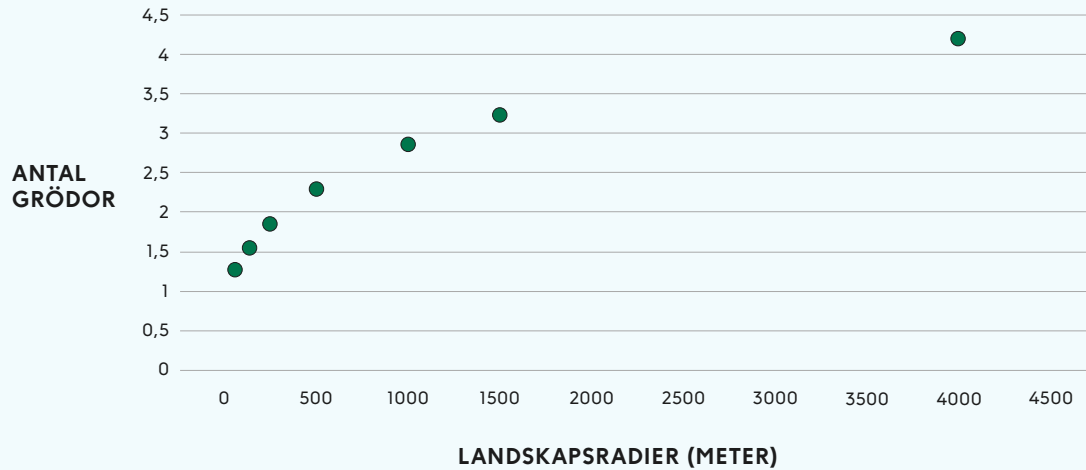
Vi fann stor variation i hur växtföljder i genomsnitt varierade mellan skördeområden, se figur 3. Mångfalden av grödor i växtföljder var högre i slättbygder och kustnära områden.

Figur 3. Genomsnittligt antalet grödor i växtföljd under fem år för olika skördeområden mellan 2018 och 2022.



Mångfalden av grödor på odlingslandskapsnivå varierade kraftigt beroende på vilken storlek på landskapet vi analyserade. För att analysera mångfalden av grödor delades landskapet upp i cirkulära områden, se figur 9. Till exempel var antalet grödor i cirkulära odlingslandskap i genomsnitt drygt en när radien var 60 meter och ökade till i genomsnitt över fyra när radien ökade till 4000 meter, se figur 4.

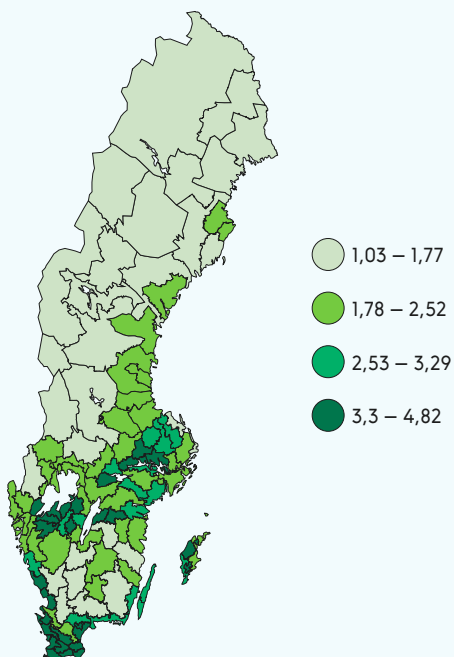
Figur 4. Genomsnittligt antal grödor i ett cirkulärt odlingslandskap i förhållande till landskapsradie i Sverige 2022.



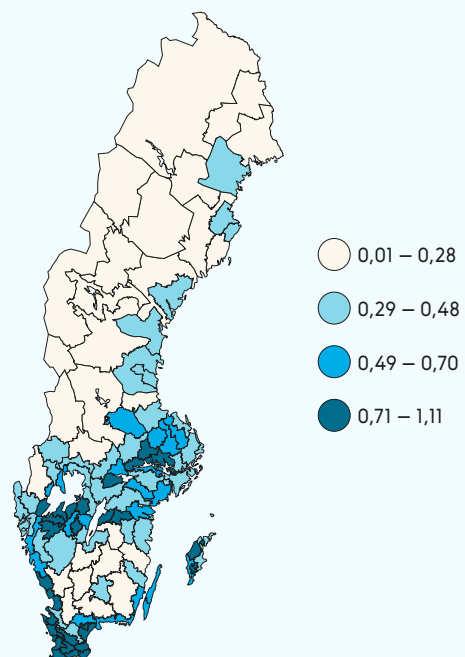
Mångfalden av grödor i odlingslandskap varierade geografiskt, med betydligt högre variation av grödor i slättbygder i södra Sverige, se figur 5. Sammantaget så var mångfalden av grödor i odlingslandskap låg över stora delar av Sverige.

Figur 5. Genomsnittlig mångfald av grödor uttryckt som antal grödor och ett index för mångfald (Shannons index) inom cirkulära landskap med en radie på 500 m.

ANTAL GRÖDOR, 2022 (MEDEL)

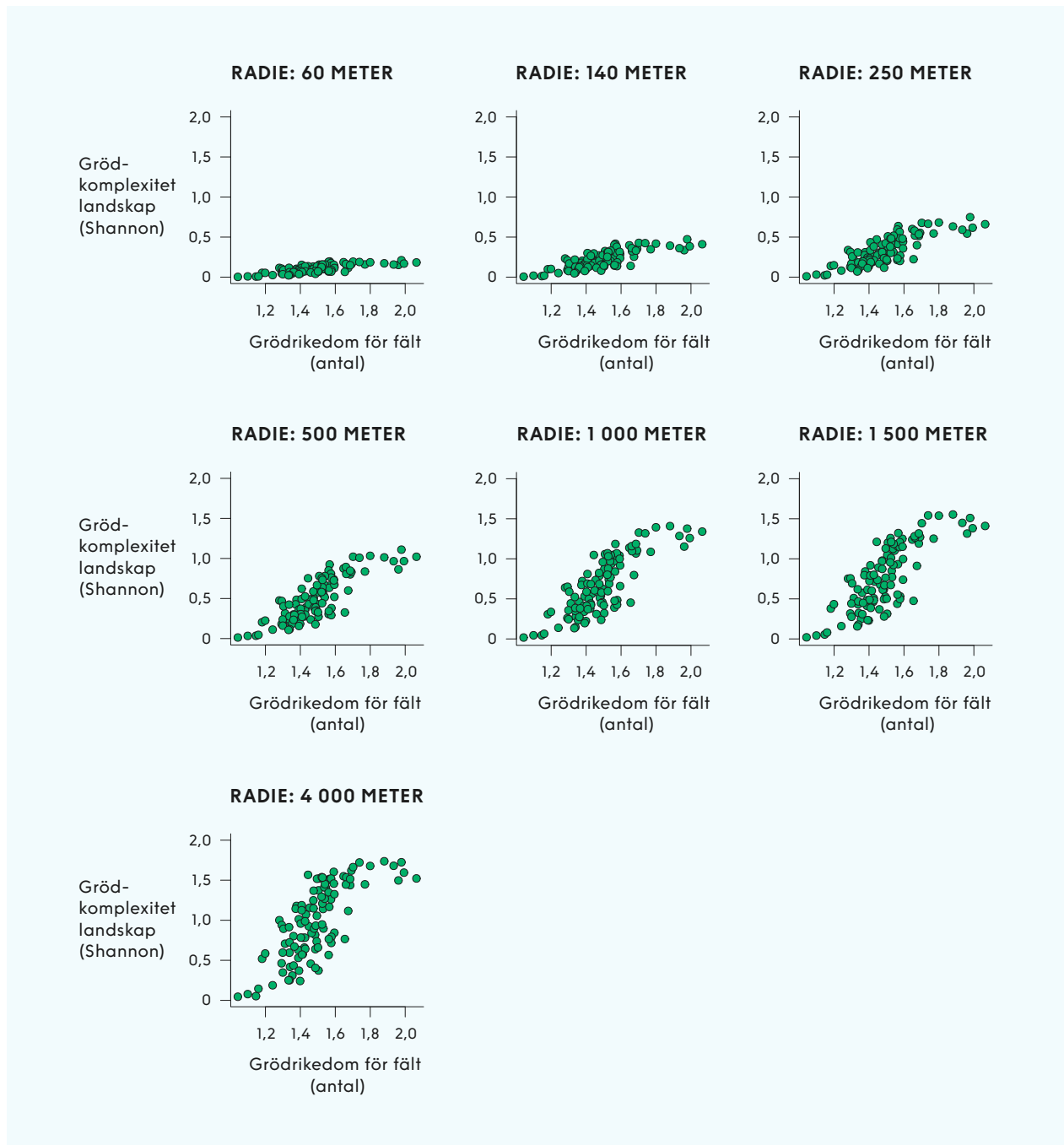


INDEX, 2022 (MEDEL)



Variationen i antalet grödor på landskapsnivå var till stor del ett resultat av hur varierade växtföljderna var, se figur 6. På små skalor var sambandet extremt starkt, men svagare på större skalor.

Figur 6. Antalet grödor i landskap av olika radie i relation till det genomsnittliga antalet grödor i växtföljden, för landskap med olika radier. Data från 2022.



1.9 Resultatens betydelse för policy och förvaltning

Att minska förlusten av och återställa biologisk mångfald i europeiska och svenska odlingslandskap är centrala policymål som relaterar till implementeringen av Konventionen för biologisk mångfald, Naturrestaureringsförordningen, EUs Strategi för biologisk mångfald för 2030 (European Commission, 2020) och de svenska Miljömålen. Trots att odlingslandskapets biologiska mångfald varit i centrum för politikutveckling under lång tid har man inte helt lyckats vända den negativa utvecklingen (Kleijn et al., 2011; Pe'er et al., 2019; Smith et al., 2016; Stjernman et al., 2025). Ett ofta föreslaget och delvis använt instrument är att öka mångfalden av grödor i odlingslandskapet. Detta instrument kan också användas i odlingslandskap som har brist på habitat som gynnar den biologiska mångfalden, som exempelvis odlingslandskap med liten förekomst av åkerrenar (den smala odlingsfria zonen runt åkrar) eller naturbetesmarker.

I denna systematiska översikt har vi delat upp variationen av grödor i två olika skalor, tid och rum. På den rumsliga skalan skiljer vi på när mångfalden av grödor varierar inom ett fält eller på odlingslandskapsnivå. På den tidsmässiga skalan skiljer vi på om mångfalden av grödor är inom ett visst år eller uppträder mellan år. Dessa två skalor innebär att vi analyserade högre eller lägre grad av samodling, högre eller lägre mångfald av grödor i odlingslandskapet, mer eller mindre varierade växtföljder och mer eller mindre skiftande mosaik av grödor i odlingslandskap mellan år. Vi fann positiva effekter på den biologiska mångfalden av en högre mångfald av grödor inom odlade fält både avseende samodling och mer varierade växtföljder. Samodling och mer varierade växtföljder gynnade framförallt leddjur, nedbrytare och naturliga fiender (predatorer av skadedjur) och missgynnade skadedjur. Våra resultat har implikationer för bevarande av jordbrukslandskapets mångfald i allmänhet, men också för biologisk mångfald som gynnar ekosystemtjänsten biologisk kontroll av skadegörare.

Evidensbasen domineras av studier som handlar om olika former av samodling, en odlingsform som används i begränsad omfattning i Sverige. Värdet av forskningen vi sammanställt för den svenska kontexten innebär att vi identifierat en odlingsform som har vetenskapliga belägg att gynna biologisk mångfald och som det finns utrymme för att utveckla i Sverige. Dock så begränsas samodling i dagsläget av praktiska faktorer. Ska samodling bli ett instrument för att gynna biologisk mångfald i svenska odlingslandskap behövs forskning kring dess ekonomiska bärkraft och innovation av rationella metoder som kan användas i storskalig växtproduktion. Vi fann även tydliga positiva effekter på den biologiska mångfalden av mer varierade växtföljder. Vår kartläggning av växtföljder i Sverige indikerar en potential att öka mångfalden i växtföljder, men en policy för komplexa växtföljder måste dels bygga på agronomiska realiteter för lantbrukare, dels kunskap om vilka aspekter i komplexa växtföljder (mångfalden som sådan eller införandet av specifika grödor i växtföljden) som ger upphov till vinster i mångfalden.

Vi är mindre säkra på om mångfalden av grödor i odlingslandskapet påverkar mångfalden av vilda organismer, eftersom den effekt vi fann på artrikedom var känslig för uteslutning av avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet. Antalet studier som undersökt detta var emellertid få, vilket till viss del berodde på att studier på landskapsnivå inte fokuserat på mångfald av grödor i sig utan på fältstorlek, som är kopplat till mängden obrukad kantzon (ett mer eller mindre naturligt habitat). Det fanns också högkvalitativa studier som identifierat effekter på odlingslandskapsnivå som inte kunde inkluderas i vår analys, på grund av hur resultaten redovisats (Sirami et al., 2019) eller att de åtgärder som studerats inte ingick i våra urvalskriterier (Alignier et al., 2020). Vidare är en begränsning i forskningen vi sammanställt att de flesta studier fokuserat på lokal biologisk mångfald vilket gör det svårt att bedöma om det fanns effekter av så kallad nischdifferentiering, det vill säga att olika grödor innehåller olika artsamhällen. Vi fann dock i vår analys av mångfalden i Sverige att mer varierade växtföljder är tätt kopplade till mångfald av grödor i odlingslandskapet, se figur 6. Det är värt att notera att den täta kopplingen mellan mer varierade växtföljder och mångfald av grödor i odlingslandskapet gör att en policy för att gynna mer varierade växtföljder överlag kommer att öka mångfalden av grödor i odlingslandskapet och vice versa.

Få studier överlag har bedömt effekterna av mångfald av grödor på större skalor, som till exempel i hela odlingslandskap, vilket gör det svårt att bedöma konsekvenser för sällsynta och minskande arter. En slutsats av detta är att det saknas tillräckligt med vetenskapligt stöd för att använda ökad mångfald av grödor i ett odlingslandskapsperspektiv som metod att gynna biologisk mångfald ur ett strikt bevarandeperspektiv. Därför indikerar vår systematiska sammanställning ett behov av ytterligare forskning på odlingslandskapsnivå för att utreda konsekvenser för sällsynta och minskande arter.

Både vad gäller EU:s Gemensamma jordbrukspolitik och Naturrestaureringsförordningen används fåglars biologiska mångfald – the Farmland Bird Index (FBI) – som en indikator för en effekt för åtgärder (Regeringskansliet, 2023). Man kan argumentera att vår sammanställning har svag koppling till detta eftersom antalet studier på fåglar där biodiversitetsmått är redovisat är litet och inte räcker för en separat analys. Dessutom bygger FBI indikatorn på förekomsten (abundansen) av vanliga fåglar, inte på ett mångfaldsmått så som artdiversitet, vilket innebär att en sammanställning av abundans skulle behövas för att öka policyrelevansen av översikten i detta avseende.

Vi vill också poängtera att vår tillförlitlighetsanalys av de enskilda studieresultaten visade att det finns en osäkerhet kring om typ av gröda som odlas påverkar effekten på biologisk mångfald vid samodling och odling av mer varierade växtföljder. Detta är något som bör uppmärksammas i framtida studier så att mer specifika rekommendationer och policyer kan formuleras.

1.10 Resultatens betydelse för forskning

Av de cirka femhundra artiklar som inkluderades utifrån våra urvalskriterier så användes en tredjedel av artiklarna i sammanvägningen av resultaten, se figur 8. Den främsta orsaken till att resultaten inte användes i sammanvägningen var att artiklarna enbart redovisade abundans (antalet individer) av en specifik art eller artgrupp. Att endast studera hur antalet individer påverkas av olika odlingsmetoder är inte lika informativt som biodiversitetsmått när man vill utvärdera förändringar av den biologiska mångfalden i ett ekosystem. För att studera förändringar i sammansättningen av arter inom ett ekosystem krävs diversitetsmått så som artrikedom, artjämnhet och artdiversitet.

Många av de inkluderade studierna mäter förändringar i biologisk mångfald på en lokal fältnivå. Det saknas i stort studier som genomfört mätningar av mångfalden på odlingslandskapsnivå, det vill säga studier som utvärderat hur den biologiska mångfalden påverkas av mångfald av grödor på odlingslandskapsnivå. Att utifrån befintliga data beräkna hur en mångfald av grödor kan bidra till den biologiska mångfalden på odlingslandskapsnivå kan också ge mer kunskap.

Det saknas också till stor del rapportering av icke-taxonomiska mått, så som genetisk, funktionell och fylogenetisk diversitet, då de flesta effekter har uppmätts som diversitet för olika taxonomiska grupper.

Det är problematiskt att många studier saknar tillräcklig redovisning av resultaten så att effektstorlekar och spridningsmått kan extraheras. Många studier redovisar dessutom enbart data i figurer som kräver manuell extraktion av resultaten. Detta skapar en heterogenitet i vilken information som kan extraheras och osäkerhet kring hur väl extraherade effekter speglar de faktiska resultaten i studierna. Det är ett betydande problem att all forskningsdata inte går att använda och att tillförlitligheten i resultaten inte alltid kan bedömas.

Sammantaget, för att framtida studier ska kunna tillföra ny information behöver de redovisa data så att resultaten går att använda för sekundära analyser. Det innebär dels att de har en studiedesign som tillåter att biodiversitetsmått så som artrikedom, artjämnhet och artdiversitet kan insamlas, dels att resultatredovisningen förbättras väsentligt och att faktiska värden redovisas i tabeller. Även studier som redovisar data från hela odlingslandskapet skulle bidra med kunskap, både till policy och till lantbrukarna själva.

1.11 Avslutande kommentarer

Denna systematiska översikt bidrar med kunskap om effekter av mångfald av grödor på biologisk mångfald utifrån variationen av grödor i tid och rum.

Vi identifierade ett stort antal relevanta studier och kunde visa på tydliga positiva effekter av högre mångfald av grödor på biologisk mångfald. Genom att vi delade upp resultaten utifrån vilken rumslig och tidsmässig skala som odlingen genomfördes på fick vi fram svar på vilka odlingsformer som gynnar den biologiska mångfalden. Å andra sidan, genom att vi delade upp resultaten utifrån vilket mått på biologisk mångfald som redovisats i studierna kunde vi inte säkerställa väl underbyggda slutsatser på alla de frågor vi ville besvara i översikten. I vissa fall saknas det tillräckligt med studier för att få fram ett svar, specifikt avseende effekter på odlingslandskapsnivå som är ett område där ytterligare forskningsinsatser behövs för att täcka alla dimensioner av mångfald av grödor. För de identifierade kunskapsluckorna har vi för avsikt att göra ett komplement till översikten genom att låta en expertpanel göra en bedömning av kunskapsläget utifrån beprövad erfarenhet. Vår sammanställning utgör ett viktigt underlag inför beslut om åtgärder för att gynna biologisk mångfald i svenska odlingslandskap.

1.12 Samhällsekonomisk analys

Översikten kommer kompletteras med en samhällsekonomisk analys för att belysa potentiella samhällsnyttor och jordbrukarnas kostnader om de ökar mångfalden av grödor i Sverige. Den samhällsekonomiska analysen bidrar till att besvara frågan om en ökning av mångfalden av grödor ger ökad samhällsnytta och om det därmed behövs styrmedel för att främja detta. Den samhällsekonomiska rapporten kommer även att redogöra för faktorer som påverkar jordbrukarnas beslut att öka variationen av grödor i sin odling. Därutöver beskrivs nuvarande styrmedel kortfattat.

1.13 Ordlista

BEGREPP	Definition
Abundans	Antalet individer av en art eller artgrupp
Agronomiska faktorer	Faktorer som påverkar jordbrukets produktion
Artdiversitet	Ett sammanvägt mått av artrikedom och artjämnhet
Artjämnhet	Hur jämnt fördelat antalet individer inom ett område är mellan olika arter
Artrikedom	Antalet arter inom ett område
Blandodling	Samtidig odling av minst två grödor blandade på samma fält, inte uppdelade i rader, se tabell 1
Brukningssystem	Konventionell odling eller ekologisk odling
Diversifierade odlingssystem	Fler typer av grödor och med inslag av andra naturtyper exempelvis
Fenologi	Läran om årstidsväxlingar
Funktionell diversitet	Mångfald med hänsyn till vilka funktionella egenskaper och därmed roller arterna har
Fylogenetisk diversitet	Mångfald med hänsyn till hur besläktade arter är
Förväxlingsfaktor (confounding variables)	Okänd faktor som påverkar effekten i stället för åtgärden
Grödrikedom	Antal grödor inom ett område
Intensiva odlingssystem	Odling av en gröda på stora områden där annan typ av natur eller växtlighet saknas
Kontext	Sammanhang, här till exempel typ av landskap eller jordmån
Moderator	Påverkansfaktor
Morfologi	Anatomi
Naturbetesmarker	Naturbetesmarker är permanenta betade gräsmarker som inte plöjs, sås in, gödslas eller bearbetas
Naturliga fiender	Predatorer av eller parasitoider som angriper skadedjur
Odlingssystem	Olika former av odling exempelvis samodling eller växtföljder
Samodling	Två eller fler grödor som samexisterar inom ett fält, se tabell 1 för olika former av samodling
Saprotrofa taxa	Nedbrytare
Taxonomisk diversitet	Diversitet relaterad till artidentitet
Taxonomisk grupp	Grupp av besläktade arter
Validitet	Hur väl ett test eller mätmetod mäter det som man vill mäta
Åkerkant	Yttersta delen av åkern mot åkerren eller annat habitat
Åkerholmar	Permanent ej odlade biotoper ute i åkrar
Åkerrenar	Den smala odlingsfria zonen runt åkrar

2 Fördjupade resultat och metoder

I denna del återfinns detaljer kring hur den systematiska översikten och analysen av mångfalden av grödor i Sverige har genomförts, samtliga resultat och hur projektgruppen har resonerat kring hur säkra vi är på slutsatserna (evidensgraderingen) utifrån resultaten.

2.1 Fördjupad bakgrund

2.1.1 Förändringar av odlingslandskapets mångfald

Jordbrukets intensifiering har medfört en förlust av ekologisk heterogenitet, vilket medfört negativa konsekvenser för odlingslandskapets biologiska mångfald (Benton et al., 2003; Stoate et al., 2009). Olika metoder för att öka skörden, så som markbearbetning och användning av bekämpningsmedel och mineralgödsel, kan påverka den biologiska mångfalden negativt både direkt och indirekt. Växtskyddsmedel kan påverka andra organismer än de avsedda både i och utanför åkern, men även en avsedd effekt som minskad förekomst av ogräs kan indirekt påverka annan mångfald som utnyttjar ogräset som föda. Besprutning mot skadegörare kan minska födotillgången för organismer högre upp i näringskedjan som fåglar. Dessutom har mer eller mindre naturliga habitat, så som obrukade åkerrennar och åkerholmar succesivt försvunnit, för att möjliggöra ett mer rationellt skött jordbruk. Strukturella förändringar av jordbruket, inte minst regional specialisering mot växtodling eller animalieproduktion, har medfört att inslaget av naturliga betes- och ängsmarker minskat i många landskap. Trots olika försök att vända förlusten av biologisk mångfald i odlingslandskapen, till exempel genom policyer inom den gemensamma jordbrukspolitiken, har den inte återhämtat sig och fortsätter minska på många ställen (Kleijn et al., 2011; Pe'er et al., 2014).

Odlingslandskapens omvandling har, med stor variation över olika tidsperioder, regioner och skalor, också påverkat mångfalden av grödor negativt (Aguilar et al., 2015; Ramankutty et al., 2018; Schaak et al., 2023; Zhuo et al., 2024). Denna utveckling har drivits på av en kombination av marknadskrafter, teknisk utveckling och policyer (i Europa framför allt från den gemensamma jordbrukspolitiken), men också bromsats och modifierats av diverse miljöåtgärder (till exempel olika miljöstöd).

Att generellt minska intensiteten i odlingen med resulterande skördeförluster eller att återställa naturliga biodiversitetsrika hag- och ängsmarker är ofta inte kompatibelt med existerande odlingssystem. För att i stället öka den ekologiska heterogeniteten och därmed den biologiska mångfalden i odlingslandskap har det föreslagits att det odlas olika grödor samtidigt inom ett visst område eller att mer varierade växtföljder används. Mångfald av grödor har också föreslagits som metod för att bekämpa skadegörare. Eftersom denna typ av åtgärder kan kräva anpassningar av odlingssystemen, ökade brukningskostnader eller minskad ekonomisk avkastning bör åtgärderna bygga på god evidens när det gäller effekter på biologisk mångfald.

2.1.2 Tidigare forskningssammanställningar

Det finns ett flertal synteser som har utvärderat om mångfald av grödor i odlingslandskapet bidrar till mer biologisk mångfald (Beillouin et al., 2021; Estrada-Carmona et al., 2022; Sánchez et al., 2021; Tamburini et al., 2020), se bilaga 4. Ingen av dessa synteser har dock utvärderat hur variationen av grödor i sig påverkar biologisk mångfald. De har inte heller renodlat effekterna av mångfalden av grödor utifrån hur denna kan variera i tid och rum. En tidigare publicerad systematisk översikt har inkluderat mer eller mindre naturliga habitat i definitionen av heterogenitet och inte klargjort på vilken skala den biologiska mångfalden har mätts (Estrada-Carmona et al., 2022). Andra synteser redovisar begränsat med data förutom för jordbruk med vedartade perenner (Sánchez et al., 2021). Flera av studierna är sammanställningar av andra artiklars metaanalyser vilket begränsar användbarheten eftersom man är beroende av de ursprungliga meta-analysernas definitioner och karaktärisering. Vissa av studierna har inte separerat på olika komponenter av mångfald som abundans, artrikedom och artjämnhet, vilket begränsar möjligheterna att tolka resultat (Beillouin et al., 2021; Tamburini et al., 2020). Sammantaget visar detta på behovet av en systematisk översikt som specifikt utvärderar effekter av mångfald av grödor på biologisk mångfald i odlingslandskapet där resultaten är uppdelade på så sätt att de går att använda för beslut.

2.1.3 Vad är biologisk mångfald?

För att bidra med ett beslutsunderlag som är användbart inom jordbruket och dess förvaltning måste ett flertal saker definieras så som (1) vad är biologisk mångfald, (2) vad är mångfald av grödor och (3) vad är kontexten som studien utförs i.

Biologisk mångfald är multidimensionellt och kan därför mätas med många olika indikatorer (Magurran, 2021). Vad som representerar bevarad eller förbättrad biologisk mångfald är därför svårt att definiera.

Biologisk mångfald representerar en rad olika positiva värden (Dasgupta, 2021; Pascual et al., 2023) som i olika grad kan fångas i indikatorer, där valet av indikatorer kan ge delvis olika resultat (Cadotte et al., 2011; Le Bagousse-Pinguet et al., 2019; Naeem et al., 2016). För det första finns det ett värde i sig att bevara arter, vilket kan fångas i indikatorer som fokuserar på antalet arter. Dock är det viktigt att komma ihåg att valet av skala som den biologiska mångfalden mäts på kan ha betydelse för hur väl en indikator speglar olika bevarandemål (Socolar et al., 2016). För det andra finns det ett värde att bevara arter för att tillfredsställa olika mänskliga behov, det vill säga ekosystemtjänster eller naturens bidrag till människor. Dessa värden kan vara knutna till förekomsten av vissa arter (Gaston, 2010; Winfree et al., 2015), men också påverkas av mångfalden av så kallade funktionella egenskaper (Cadotte et al., 2011; Wood et al., 2015). Dessa kan till exempel handla om egenskaper för att sprida sig, fysiologiska egenskaper som påverkar vilken föda djur använder eller hur bra växter kan motstå torka. Hög funktionell mångfald kan också bidra till motståndskraft mot miljöförändringar, eftersom arter med olika egenskaper reagerar olika på dessa (Elmqvist et al., 2003; Mori et al., 2013). Fylogenetisk mångfald används ibland som ett indirekt mått för funktionell mångfald, eftersom arter som är nära besläktade tenderar att ha mer lika egenskaper (Flynn et al., 2011; Tucker et al., 2018). Därför kan både förändringar i taxonomisk mångfald och förändringar i fylogenetisk/funktionell mångfald bidra till förståelse för hur organismsamhällen svarar på förändringar i jordbruket och vilka konsekvenser detta får för dels bevarande, dels olika ekosystemtjänster, som till exempel biologisk kontroll av skadegörare och pollination av grödor.

Information om mångfald av arter kan sammanfattas i indikatorer på olika sätt. Vi fokuserar i denna översikt på mångfalden av arter men samma resonemang gäller andra former av mångfald. Ett sätt är att mäta artrikedom vilket innebär att man mäter hur många arter det finns i ett område. Ett annat sätt är att mäta artjämnhet vilket innebär att man mäter hur jämnt fördelat antalet individer är inom ett område mellan olika arter. Biologisk mångfald redovisas även med olika mått på artdiversitet som är sammanvägda mått av artrikedom och artjämnhet. Det finns många sådana mått varav Shannons och Simpsons biodiversitetsindex är vanligt förekommande (Magurran & McGill, 2011; Sahlin et al., 2020). Det finns också olika så kallade multivariata statistiska tekniker för att avgöra hur sammansättningen av organismsamhällen påverkas men resultaten är svårare att tolka och kräver normalt analys av vilka arter som påverkas och vad det innebär ekologiskt för att det ska vara meningsfullt.

Ett mindre komplext mått är abundans som mäter antalet individer av en specifik art i ett område. Abundans är informativt om man vill få svar på om en viss art påverkas av en åtgärd men som mått på hur organismsamhällen påverkas av åtgärder överlag är effekter på artrikedom, artjämnhet och artdiversitet mer informativa.

2.1.4 Vad är mångfald av grödor?

När mångfald av grödor diskuteras som en åtgärd för att gynna biologisk mångfald är den inte alltid tydligt definierad. Eftersom effekten av åtgärden kan vara skalberoende och variera i tid och rum har vi delat upp variationen av grödor inom och mellan år, respektive inom och mellan fält.

Inom ett fält kan antingen en eller flera grödor odlas. Vi har definierat samodling som att två eller fler grödor samexisterar inom ett fält under åtminstone en del av sin tillväxtcykel. Det finns många olika sätt att samodla och de olika formerna redovisas i tabell 1. På odlingslandskapsnivå kan olika antal grödor odlas på olika fält och skapa olika grader av mosaiker i odlingslandskapet. Grödornas mångfald uttrycks som till exempel antal grödor eller något diversitetsmått, som också tar hänsyn till grödornas fördelning.

Inom ett fält kan mångfalden av grödor variera över tiden beroende på hur varierad växtföljden är. En låg variation av grödor i tiden innebär att samma gröda odlas år efter år, medan en hög variation av grödor innebär att ett antal olika grödor odlas i sekvens över åren. Om man skalar upp detta till odlingslandskapsnivå innebär en mer varierad växtföljd att man har en mosaik av grödor i odlingslandskapet som varierar i rumslig placering från år till år.

Mångfalden av grödor kan, i likhet med biologisk mångfald, beskrivas med olika indikatorer som antalet grödor, jämnheten av grödor eller diversiteten av grödor. Indikatorerna kan påverkas av på vilken skala mångfalden av grödor mäts (jämför diskussion i Aramburu Merlos & Hijmans, 2020) och spegla både grödans sammansättning (hur mycket det finns av varje gröda) och konfiguration (hur sammanflätade de olika grödorna är) (jämför diskussion i Martin et al., 2019). Grödornas integration (sammanflätning) med varandra kan till exempel bero på fältstorlek (Alignier et al., 2020). Vidare kan grödans diversitet, liknande diversitet för biologisk mångfald, beskrivas i relation till sorter, arter eller funktionella grupper (jämför diskussion i Stjernman et al., 2019). I den här översikten har vi använt de indikatorer för mångfalden av grödor som författarna till de inkluderade studierna valt, och jämfört grupper med högre mångfald av grödor mot grupper med lägre mångfald av grödor. Vi har inte använt oss av studier som använt fältstorlek som ett indirekt mått för mångfald av grödor. Vi har inte heller använt studier som utvärderat olika procentuella variationer i sammansättningen av grödor eller nivå av sammanflätning.

En viktig fråga är om en effekt av mångfald av grödor på biologisk mångfald beror av mångfalden som sådan eller på sammansättningen av grödor. Det är viktigt att försöka särskilja effekten av grödors identitet och variabiliteten i grödor eftersom detta har olika konsekvens för hur resultaten kan informera praktik och policy. Om mångfalden av grödor i sig är avgörande bör grödor odlas i mer varierade växtföljder eller kombineras (samodlas) med varandra för att gynna biologisk mångfald, men om grödans identitet är viktig är enbart mängden av en viss grödan det centrala (jämför resonemang om effekt av biologisk mångfald eller arters identitet på ekosystemfunktion i Loreau et al., 2022). Vi har i vår genomgång av studierna försökt identifiera om grödans identitet kan påverka effekten. På samma sätt har vi försökt identifiera om studier på odlingslandskapsnivå påverkats av samvariation mellan mångfald av grödor och andra variabler som fältstorlek.

2.1.5 Kontexten

Effekterna av många åtgärder på den biologiska mångfalden inom jordbruket är beroende av vilken kontext (miljö) de utförs i (Tscharnkte et al., 2005). Detta innebär att resultat från en kontext inte alltid kan överföras till en annan kontext. Effekten av mångfald av grödor på den biologiska mångfalden kan skilja sig åt beroende på olika lokala förhållanden, odlingssystem (till exempel produktion av vegetabiliska grödor kontra blandat jordbruk), landskapssammanhang, regionala förutsättningar (till exempel skogslandskap kontra slätter), klimat, jordart eller jordmån.

2.2 Frågans ursprung och utvärderingsfrågor

2.2.1 Frågans ursprung

Formas anordnade den 10:e februari 2020 en workshop för att få in frågor som saknade forskningsbaserade kunskapsunderlag från beslutsfattare. Vid denna workshop deltog representanter för Boverket, Sveriges lantbruksuniversitet, Lunds universitet, Länsstyrelsen och Länsstyrelsernas organisation för regional utveckling och samverkan i miljösystemet (RUS), Karlstads universitet, Skogforsk, Naturvårdsverket, Stockholms universitet, Södertörns högskola, Göteborgs universitet, Strålsäkerhetsmyndigheten, Centrum för Biologisk Mångfald, Statistiska centralbyrån, Kungliga tekniska högskolan och Beijerinstitutet. Frågan för översikten lyftes under workshopen av deltagarna.

2.2.2 Vilka som lämnat synpunkter på frågeställning

De som lämnat synpunkter och preciserat frågeställningen är representanter från Jordbruksverket, Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet och Länsstyrelserna.

2.2.3 Frågeställningar

De frågor vi undersöker i denna systematiska översikt är:

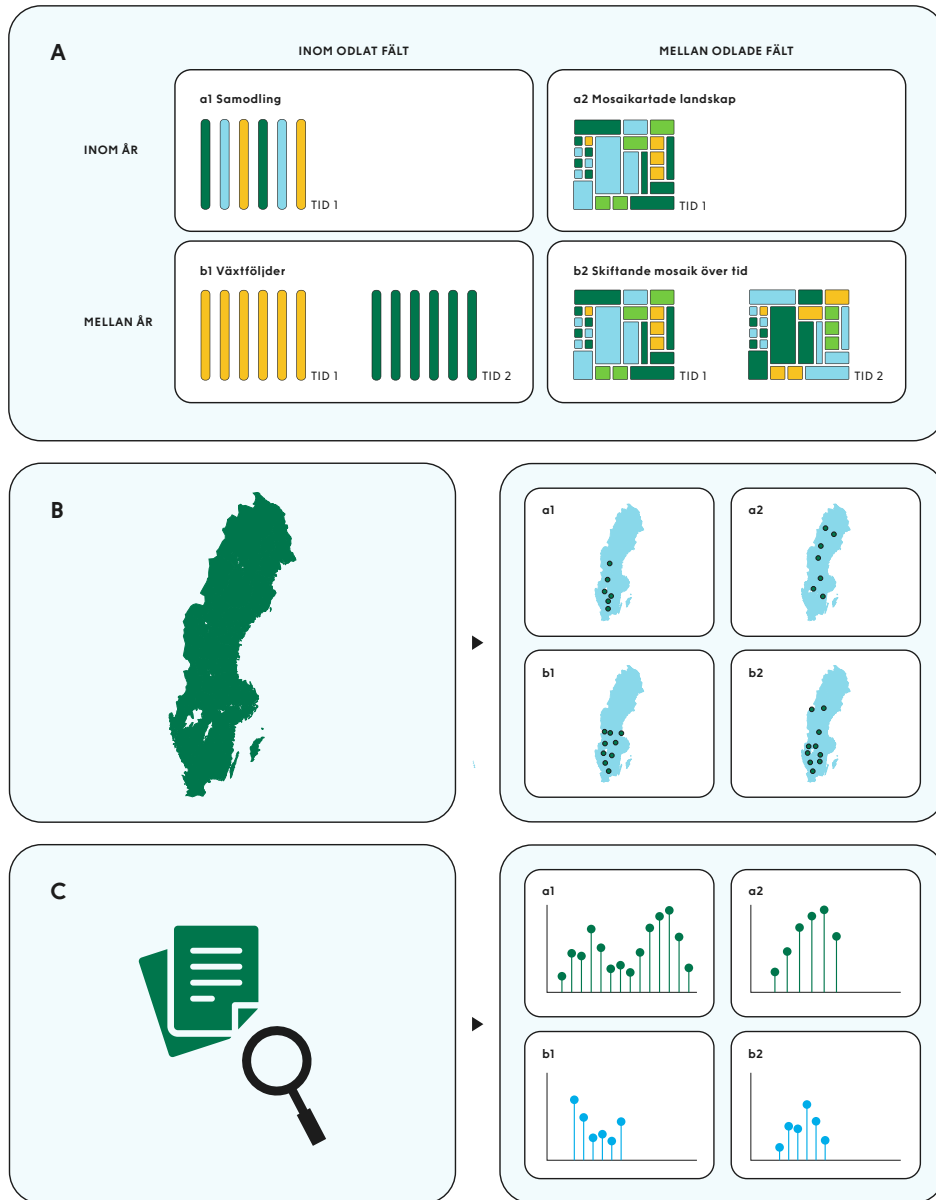
1. Vilka effekter har den rumsliga och tidsmässiga mångfalden av grödor på mångfalden av växter och djur i jordbrukslandskap?
2. Vilken rumslig och tidsmässig skala av mångfalden av grödor har störst betydelse för biologisk mångfald av växter och djur?
3. Vilken typ av mångfald av grödor har störst påverkan på den biologiska mångfalden?
4. Vilka är effekterna av rumslig och tidsmässig mångfald av grödor på mångfalden av specifika taxonomiska grupper?
5. Beror resultaten på hur och på vilken skala den biologiska mångfalden är definierad?

2.2.4 Rapportens olika delar

I denna rapport har vi, se figur 7:

- a. tagit fram en konceptuell modell för hur mångfalden av grödor varierar i tid och rum,
- b. analyserat mångfalden av grödor i svenska odlingslandskap,
- c. sammanställt data från vetenskapliga publikationer som studerat mångfald av grödor och effekter på biologisk mångfald i en systematisk översikt.

Figur 7. Schematisk illustration över de olika delarna av projektet och hur de hänger ihop. (a) uppdelning av mångfald av grödor i tid och rum, (b) analys av hur mångfalden av grödor ser ut i det svenska odlingslandskapet uppdelat utifrån tid och rum, (c) indelning av effekter på biologisk mångfald från vetenskapliga publikationer utifrån rapporterad mångfald av grödor i tid och rum och utvärderad i en systematisk översikt.



2.2.5 Mångfalden av grödor i Sverige

Vi har undersökt de val som lantbrukare har gjort när det gäller växtföljder och mångfald av grödor relaterat till kontext som geografisk region och gårdstyp. Vi har också undersökt hur lantbrukares beslut bidrar till konsekvenser över tid och rum till exempel förhållandet mellan växtföljd och mångfald av grödor och mellan mångfald av grödor på gårds- och odlingslandskapsnivå. Analyserna är rumsligt specifika och på både gårds- och odlingslandskapsnivå. Vår analys utvidgar de analyser som nyligen gjorts i Sverige (Schaak et al., 2023; Sjulgård et al., 2022) genom att i en rumsligt explicit analys undersöka variationen över tid och rum i mångfalden av grödor, hur dessa dimensioner samvarierar och genom att analysera effekten av vilken skala som mångfalden av grödor analyseras på.

2.3 Metod för den systematiska översikten

2.3.1 Specificerad frågeställning (PICO)

Population: Åkermark eller odlad jordbruksmark

Intervention: Experiment eller observationsstudier med:

- a. rumslig mångfald av grödor inom fält, som exempelvis blandodling, radodling och bandodling, och på odlingslandskapsnivå,
- b. mer varierad växtföljd inom fält eller på odlingslandskapsnivå.

Kontroll: Kontroll- eller referenshabitat med:

- a. monokultur eller lägre rumslig mångfald av grödor inom fält och på odlingslandskapsnivå,
- b. brist på växtföljd, det vill säga en enda gröda som odlas kontinuerligt, eller mindre varierad växtföljd.

Utfall: Artrikedom, artjämnhet, artdiversitet, abundans

2.3.2 Urvalskriterier

Följande urvalskriterier användes för att bedöma om de identifierade forskningsstudierna skulle inkluderas eller inte. För att en studie ska bli inkluderad måste alla kriterier för inkludering vara uppfyllda.

Kriterier för inkludering

- Kontrollerade experiment eller observationsstudier.
- Kvantitativa studier om effekterna av mångfald av grödor på ett av följande mått på biologisk mångfald: artrikedom, artjämnhet, artdiversitet, abundans.
- Grödor som odlas för användning eller konsumtion av människor eller boskap, inklusive livsmedel, foder, fibrer, bränslen samt jordförbättringar och träda.
- Studier med responsvariabler för biologisk mångfald som mäter:
 - frön eller fröbanker,
 - larver eller ägg,
 - genetisk, fylogenetisk eller funktionell biodiversitet.
- Följande kontroller eller referenshabitat kommer att ingå:
 - Högre rumslig mångfald av grödor jämfört med lägre rumslig mångfald av grödor som exempelvis monokultur.
 - Högre rumslig mångfald av grödor jämfört med lägre rumslig mångfald av grödor inom fält och odlingslandskapsnivå.
 - Tidsmässig mångfald av grödor (växtföljd) jämfört med brist på växtföljd, det vill säga en enda gröda som odlas kontinuerligt.
 - Högre tidsmässig mångfald av grödor jämfört med lägre tidsmässig mångfald av grödor inom fält och odlingslandskapsnivå.
- Studier publicerade i vetenskapliga tidskrifter och skrivna på engelska eller svenska.

Exklusionskriterier

- Simulering eller scenariobaserade modelleringsstudier.
- Kvalitativa studier.
- Studier av skadad, förorenad eller störd mark eller på mark som återställts eller återställts från skador orsakade av naturliga eller störningar som till exempel brand, markens salthalt, tungmetaller.
- System där grödan odlas i vatten.
- Permanent betesmark eller grässlätt och när det inte går att separera mångfald av grödor från effekter från betesskötseln.
- Studier som utförts i växthus eller i krukor.
- Studier i dammar, bäckar eller flodmiljöer.
- Före-efter-studier eller tidstrendstudier utan ordentliga kontroller eller referenshabitat.
- Om mångfalden av grödor helt och hållet förväxlas med jordbruksmetoderna utesluts den såvida inte skillnaden i skötsel är en integrerad del av interventionen för grödans mångfald.
- Mångfaldsmått som mäter genetisk modifiering, varianter eller kultivarer.
- Följande kontroller eller referenshabitat exkluderas:
 - Monokultur eller kontinuerlig odling av en gröda som inte ingår i interventionen.
 - Naturliga betesmarker som till exempel ängar, betesmarker.

2.3.3 Genomförandeplan

Innan arbetet med den systematiska översikten påbörjades skrevs en genomförandeplan. I den beskrev vi vilka frågor vi ville besvara i översikten, vart och hur vi tänkte söka efter litteratur, vilka avgränsningar som skulle göras och hur vi planerade att bedöma hur tillförlitliga resultaten i de inkluderade studierna var. Genomförandeplanen granskades av tre oberoende externa experter, aktiva forskare inom ämnet mångfald av grödor och biologisk mångfald eller som har kompetens inom systematisk översiktsmetodik. Efter granskningen publicerades genomförandeplanen på Formas hemsida (Smith & Näslund, 2025). Granskarnas förslag till förbättringar införlivades i arbetet med den systematiska översikten i de fall det var relevant och möjligt. Under arbetet med den systematiska översikten har vi följt genomförandeplanen med undantag att vi inte har inkluderat studier som studerat effekter på mikroorganismer och svampar i jorden på grund av den stora mängden av artiklar. Enligt granskarnas förslag lade vi till "cropping system" i söksträngen. Detta gjordes i en av databaserna (Web of Science). Tillägg av "cropping system" medförde att sju ytterligare artiklar granskades i fulltext jämfört med den ursprungliga sökstrategin.

2.3.4 Litteratursökning

Sökstrategin arbetades fram i samarbete mellan en informationsspecialist och de sakkunniga i projektet. Sökstrategin testades mot 12 relevanta studier, se bilaga 5. Om någon av de relevanta studierna inte fångades in av sökningen ändrades söksträngarna tills samtliga av de relevanta artiklarna fångades in. När sökstrategin var utformad utfördes sökningarna i fyra bibliografiska databaser av informationsspecialisten. Söksträngarna anpassades till den specifika syntax som varje databas har. Sökningarna begränsades inte med avseende på publiceringsdatum, språk eller dokumenttyp. Dokumentation om söksträngarna återfinns i bilaga 6. Innan färdigställandet av den systematiska översikten genomfördes en förnyad litteratursökning för att säkerställa att nyutkommen forskning inkluderades.

Den initiala sökningen utfördes den 3 juli 2023 och den uppdaterade sökning genomfördes den 13 september 2024 för att säkerställa att samtliga studier publicerade till och med sista december 2023 inkluderades.

Totalt identifierades 34 674 publikationer och av dessa var 18 224 dubletter.

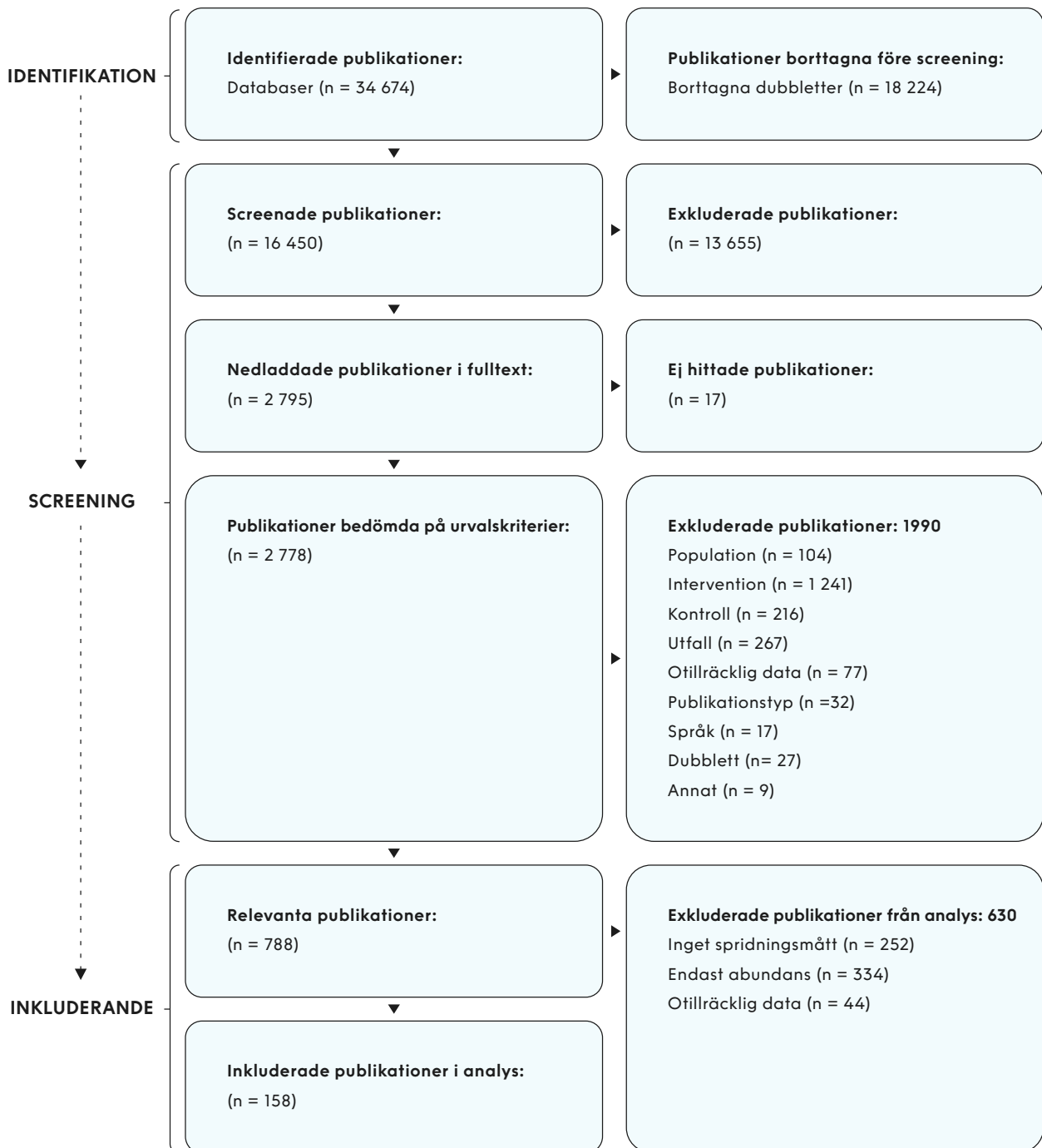
För dubblettrensning användes programmet DedupEndNote (Lobbestael, 2024) och referenshanteringssystemet EndNote där vi följde Bramers metod för dubblettkontroll (Bramer et al., 2016). I EndNote gallrades de språk och publikationstyper som inte uppfyllde kriterierna bort. Den enda begränsningen gällande publikationsår var att artiklar skulle vara utgivna innan år 2024.

2.3.5 Urvalsprocess

Titlar och sammanfattningar i artiklarna från litteratursökningen granskades och bedömdes av minst två projektmedlemmar från Formas. Detta gjordes oberoende av varandra utifrån de kriterier för inkludering som fastställts av projektets sakkunniga. Om minst en person ansåg att urvalskriterierna hade uppfyllts så beställdes artikeln i fulltext för vidare granskning. Om båda var överens om att kriterierna för inkludering inte var uppfyllda så exkluderades studien.

I nästa steg granskades artiklarna i fulltext av de sakkunniga. Om en sakkunnig var författare eller medförfattare till en artikel ingick hen inte i granskningen av artikeln. Artiklarna granskades till en början av två sakkunniga för att säkerställa enhetliga beslut. Denna process pågick tills en överenskommelsegrad på mer än 80 procent uppnåddes mellan de sakkunniga. Därefter granskades artiklarna endast av en sakkunnig. Om en sakkunnig var osäker på om en artikel uppfyllde kriterierna för inkludering diskuterades artikeln i hela sakkunniggruppen innan beslut fattades. Dokumentationen av urvalsprocessen är i enlighet med internationella konventioner (PRISMA), se figur 8. Listor över inkluderade och exkluderade artiklar på fulltextnivå, inklusive skäl till exkludering, finns i bilaga 1 respektive bilaga 2.

Figur 8. Flödesschema över urvalsprocessen.



2.3.6 Dataextraktion

I ett första steg sammanställdes alla studier som uppfyllde kriterierna för inkludering i en datamatrix i Excel. I denna matrix infördes bibliografiska data och typ av utfall så som artrikedom, artjämnhet, artdiversitet eller annan typ av mångfald så som abundans, samt om det var möjligt att extrahera utfallsdata från studierna. I de fallen det inte var möjligt att extrahera utfallsdata var mätvärden, estimat eller effektstorlek med tillhörande spridningsmått inte angivna i studien, figurer eller eventuella bilagor.

I nästa steg så extraherades ytterligare data från studier som innehöll extraherbara utfallsmått för mångfald, det vill säga artrikedom, artjämnhet eller olika typer av index för artdiversitet. Utöver det extraherades geografisk plats och tid för studien, rumslig och tidsmässig skala och undersökt mått på mångfald av grödor samt för inhämtning av utfallsdata, huruvida studien var experimentell eller baserad på observationer, om studien var förlagd i uttalat ekologisk eller konventionell odling, vilken typ av utfallsmått och organismer som undersökts, vilka ekosystemfunktioner de undersökta organismerna har, vilka grödor som studien undersöker, eventuella ytterligare faktorer som undersökts i interaktion med mångfald av grödor, mätvärden inklusive typ av mätvärden (medelvärde etc.) och spridningsmått (SE, SD etc.). För specifika fall, till exempel i vingårdar, utgjorde kontrollen naturlig täckgröda eller spontan vegetation. Alla metoder och tekniker som extraherades var utifrån hur författarna till artiklarna redovisade dem. En detaljerad redovisning av typ av data som extraherats finns in bilaga 7 och all extraherad data finns i bilaga 8.

2.3.7 Syntes

De resultat från datamatrixen som behövs för att besvara frågorna i översikten har sammanställts i tabeller, kvantitativa metaanalyser och i narrativa synteser.

2.3.8 Kategorisering av grödvariation

Vi karakteriserade studier i relation till mångfald av grödor i tid och rum (Fig. 1). Det innebar att vi särskilde grödvariation inom det odlade fältet inom samma år (samodling jämfört med monokultur eller mindre grad av samodling) (a1), i odlingslandskapet inom samma år (odlingslandskap med högre eller lägre mångfald av grödor) (a2), inom det odlade fält mellan år (mer eller mindre varierade växtföljder mellan år) (b1) och i odlingslandskapet mellan år (odlingslandskap med mer eller mindre skiftande mosaik av grödor mellan år) (b2). Dessa typer av variation är i teorin tydligt separerade, men krävde i vissa fall bedömningar, som i kritiska fall diskuterades inom teamet. För två studier där det var svårt att avgöra om det handlade om bandodling eller separata fält, gjorde vi en bedömning att kategorin var a2 eftersom bandodling inte jämfördes med monokultur, utan jämförelsen avsåg olika antal grödor i odlingslandskapet.

2.3.9 Responsvariabler

De huvudsakliga responsvariablerna var resultat relaterade till biologisk mångfald mätta som artrikedom, artdiversitet eller artjämnhet. Även om data samlades in för flera dimensioner av mångfald (taxonomisk, funktionell, fylogenetisk, genetisk) begränsades analyserna till taxonomiska utfall på grund av att lite data finns på de icke-taxonomiska måtten.

2.3.10 Dataanalys

Vi använde i första hand data i form av par av medelvärden, regressionskoefficienter eller direkt rapporterade effektstorlekar. All databehandling och analys genomfördes i R (v.4.5.0) (R Core Team, 2024). R-koden som används i översikten utvecklades av expertgruppen och är publicerad på Zenodo (Rodriguez, 2025).

Alla spridningsmått omvandlades först till standardavvikelser; varianser lika med noll ersattes med det minsta icke-nollvärdet inom respektive studiegrupp (Borenstein et al., 2009). Standardiserad medelvärdesskillnad (Hedges' g) och motsvarande urvalsvarianser beräknades med hjälp av funktionen *escalc* i *metafor*-paketet (Viechtbauer, 2010).

Regressionskoefficienter omvandlades där det var möjligt till Hedges' g , se bilaga 9. För att hantera icke-oberoende mellan effektstorlekar, till exempel vid upprepade mätningar eller delade kontroller inom studier, baserades analysen på en skräddarsydd sammanvägningsmetod, Modell 1. Inom varje studieenhet (kombinationer av study_ID, lokalitet och taxonomisk grupp) sammanvägdes effektstorlekar med flernivåmodeller med slumpmässiga effekter, multi-level random effects model (Nakagawa et al., 2023). När observationer delade kontroller inkluderades en särskild slumpterm och när de inte gjorde det användes en slumpterm på studienivå (study_ID). De sammanvägda skattningarna slogs därefter ihop mellan studier med en ytterligare slumpterm för studieidentitet.

För att pröva robustheten i resultaten genomfördes analysen med två alternativa modellstrukturer, en där upprepade mätningar inom studier vägdes samman med hjälp av *metafor*-funktionen *aggregate.escalc* (Viechtbauer, 2010) och en flernivåmodell med slumpmässiga effekter specificerade på både studienivå (study_ID) och observationsnivå. Fullständiga detaljer för Modell 2 och 3 finns i bilaga 9. Alla resultat som presenteras i huvudtexten bygger på Modell 1.

Fåglar och däggdjur slogs samman till en kategori medan alla andra taxonomiska grupper så som leddjur, växter, marklevande maskar och nematoder behölls enligt rapporteringen. Studier som rapporterade både breda utfall, som till exempel "alla leddjur" och specifika taxon som till exempel bin och jordlöpare, användes och båda nivåerna inkluderades i sina respektive analyser, det vill säga i den övergripande analysen och i analyserna uppdelade efter taxonomiska grupper.

2.3.11 Känslighetsanalys

Varje studieresultat bedömes för tillförlitlighet, det vill säga risk för missvisande resultat, inom flera domäner och klassificerades som låg, medel eller hög risk för missvisande resultat, se bilaga 10. Tre domäner ansågs vara avgörande för validiteten: rapporteringsbias, skillnader i odlingsmetoder och statistisk robusthet. För att testa den statistiska robustheten upprepade vi analyserna efter att ha tagit bort avvikande resultat (outliers) och avvikande resultat tillsammans med resultat som bedömdes ha en hög risk för missvisande resultat/låg tillförlitlighet (Nakagawa et al., 2017). Resultaten ansågs vara robusta när avvikande resultat och dessa tillsammans med resultat med hög risk för missvisande resultat, det vill säga resultat med låg tillförlitlighet, inte förändrade vare sig riktning eller signifikans för effekterna.

2.3.12 Granskning av studieresultatens tillförlitlighet

För att identifiera potentiella specifika metodologiska felkällor på studienivå som kan påverka de skattade sambanden mellan mångfald av grödor och effekter på biologisk mångfald använde de sakkunniga ett antal frågor från CEE Critical Appraisal Tool (CEE-CAT) från Collaboration for Environmental Evidence (CEE, 2023). Bedömningen utfördes av en sakkunnig. Om experten var författare eller medförfattare till en viss artikel var hen inte en del av bedömningen. Om experten var osäker på sin bedömning diskuterades den i hela sakkunniggruppen. Resultatet av tillförlitlighetsgranskningen användes i känslighetsanalyserna och för evidensgraderingen av slutsatser.

Tillförlitlighetsbedömningen strukturerades utifrån sex kriterier anpassade från CEE-CAT, se bilaga 10:

1. BACI/CI-design, det vill säga om studien använde ett Before–After Control–Impact eller Control–Impact.
2. Grödidentitet kontra grödvariation: beskriver om effekter av mångfalden av grödor kunde separeras från grödans identitet. Till exempel när samodling av a+b endast jämförs med monokultur a eller b eller när studier av växtföljd saknar reciproka sekvenser.
3. Landskapsfaktorer: om studien kontrollerade för andra variabler i landskapet som kunde påverkat resultatet som till exempel landskapskomplexitet och fältstorlek.
4. Skillnader i odlingsmetoder: som fångar systematiska skillnader i till exempel bekämpnings- eller jordbearbetningsregimer mellan behandling och kontroll.
5. Statistisk robusthet: som bedömer risken av otillräckliga statistiska metoder.
6. Rapporteringsbias: som anger selektiv rapportering av signifikanta resultat.

Alla relevanta resultat från inkluderade studier vägdes samman i syntesen, även de med låg tillförlitlighet, för att säkerställa en heltäckande evidensbas. Resultaten från tillförlitlighetsbedömningarna användes i känslighetsanalyser för att testa resultatets robusthet. Vi tog också hänsyn till resultatens tillförlitlighet vid evidensgraderingen av slutsatserna.

2.3.13 Modererande faktorer

Analyser av modererande faktorer genomfördes för att testa om heterogenitet i effektstorlekar kunde förklaras av ekologiska eller designrelaterade faktorer. För varje skala av mångfald av grödor (a1–b2) och biodiversitetsutfall anpassades separata metaregressioner där en modererande faktor i taget inkluderades. Biodiversitetsmätningar förenklades till bredare kategorier som särskilde provtagning på fält respektive odlingslandskapsnivå samt om mångfalden mättes i en eller fler grödor. Odlingssystem, det vill säga typ av variation av grödor, standardiserades genom att relaterade metoder grupperades som till exempel alla undertyper av samodling grupperades till "samodling". Risk för sammanblandning av grödans identitet med grödvariationen som sådan ("Crop identity confounding") kodades som ja eller nej, där hög risk markerades som "ja".

Modererande faktorer identifieras i förväg baserat på ekologiska övervägande och studiedesign.

1. Klimatzoner tilldelades enligt Köppens klassificering baserat på studiernas koordinater så som tropiskt, torrt, tempererat och kontinentalt. Polart exkluderades (Peel et al., 2007).
2. Variationen av grödor harmoniserades enligt kategorier baserade på tidigare metaanalyser och översiktsartiklar, som exempelvis samodling och dess underkategorier som bandsamodling, se tabell 1.
3. Biodiversitetsmätningar grupperades efter rumslik skala så som fält, angränsande habitat, landskap med ytterligare uppdelning mellan enskilda respektive flera provpunkter eller grödor.
4. Potentiella missvisande designrelaterade resultat på grund av att grödans identitet sammanblandas med grödvariationen som sådan (crop identity confounding), okontrollerade landskapsfaktorer samt bristande överensstämmelse i tidsmässig eller rumslik skala behölls som modererande faktorer i metaregressioner. Detta eftersom de representerar systematiska skillnader i studiedesign snarare än sanna validitetsrisker.

En ytterligare möjlig moderator är brukningssystem, det vill säga konventionell eller ekologisk odling. Denna information extraherades från de inkluderade studierna i den mån det var rapporterat och klassificerades i datamaterialet som konventionellt, ekologiskt, blandat eller oklart rapporterat. Denna påverkansfaktor uteslöts ur analyserna eftersom flertalet studier inte tydligt redovisat vilket brukningssystem som studerats.

Tabell 1. Inkluderade odlingssystem för mångfald av grödor i metaanalyserna. Definitioner är baserade på Beilouin et al. (2021); Brooker et al. (2015); Hass et al. (2018); Hufnagel et al. (2020).

ODLINGSSYSTEM	Definition
Jordbruk med vedartade perenner	Ett markanvändningssystem som avsiktligt integrerar vedartade perenner (träd eller buskar) med jordbruksgrödor på samma mark i ett rumsligt eller tidsmässigt arrangemang.
Alléodling	Plantering av rader av träd och/eller buskar för att skapa "gränder" där jordbruksgrödor odlas samtidigt. Träd kan inkludera frukt-och nötträd.
Skuggodling	Ett jordbrukssystem med skiktade träd- och grödor (ofta i tropikerna) där de primära grödorna är skuggtåliga perenner (t.ex. kaffe, kakao) som skördas periodiskt.
Andra samodlingssystem med vedartade perenner	Jordbrukssystem som involverar samodling med vedartade perenner men som inte följer de regelbundna radarrangemangen eller specifika skötselkriterier som är associerade med "alléodling" eller "skuggat perennsystem".
Samodling	Odling av två eller fler grödor tillsammans på samma fält så att de samexisterar under åtminstone en del av sin tillväxtcykel.
Radsamodling	En form av samodling där huvudgrödan och den kompletterande grödan odlas i varannan rad.
Bandsamodling	En form av samodling där olika grödor odlas sida vid sida i distinkta remsor (det vill säga två eller fler sammanhängande rader av huvudgrödan och den kompletterande grödan).
Blandsamodling	En form av samodling utan distinkta radarrangemang – dvs. samtidig odling av minst två grödarter blandade på samma fält (inte uppdelade i rader).
Översädd/undersädd	En samodlingsteknik där en andra gröda sås in i en befintlig gröda, så att två grödor växer samtidigt under en del av säsongen.
Marktäckande samodling mellan rader	En specifik typ av täckgröda för perenna odlingar. Markytan mellan huvudgrödorna (t.ex. vingårdar, fruktodlingar) sås med växter som inte ska skördas.
Blommande och push–pull–växter	Växter eller blommor som sås inom fältet för att beteendestyrkt manipulera skadeinsekter och deras naturliga fiender, där "push"-signaler används för att stöta bort skadegörare från grödan och "pull"-signaler för att locka dem till en fälla eller refugzon för borttagning.
Täckgrödor (mellan/fånggrödor)	Plantering av en sekundär "täckgröda" (ofta en icke-skördad gröngödslings- eller fånggröda) före, mellan eller efter huvudgrödan, primärt för att skydda jord eller förbättra jordens fertilitet utanför huvudodlingsperioden.
Växtföljd	Den sekventiella odlingen av två eller fler olika grödor på samma fält under på varandra följande säsonger eller år (istället för att odla en enda gröda upprepade gånger på samma mark).
Olika mosaiker av grödor	Jordbrukslandskap där flera typer av grödor odlas i en lapptäcksliknande konfiguration, vilket skapar en finfördelad rumslig heterogenitet.

2.3.14 Publikationsbias

Vi undersökte om resultaten kunde påverkas av att fler studier med statistiskt signifikanta resultat publicerats jämfört med studier med icke-statistiskt signifikanta resultat, det vill säga publikationsbias, se bilaga 10, genom att kombinera statistiska tester med visuella kontroller (Nakagawa et al., 2015). Vi testade också om effektstorlekarna förändrades systematiskt över tid (Koricheva & Kulinskaya, 2019) och identifierade avvikande värden (Viechtbauer & Cheung, 2010), se bilaga 10.

2.3.15 Kunskapsluckor

Kunskapsluckor definieras utifrån var det saknas forskningsdata för att svara på de frågor vi önskade besvara i översikten.

2.3.16 Evidensgradering

Slutsatser har formulerats baserat på resultaten från de kvantitativa metaanalyserna. Vi har även evidensgraderat slutsatserna, det vill säga vi beskriver hur säkra vi är på slutsatserna baserat på:

- hur många studier det finns,
- om det finns studier som genomförts av olika forskargrupper på olika platser,
- tillförlitlighetsbedömningen som är en bedömning av om enskilda studieresultat kan vara missvisande,
- känslighetsanalyser, det vill säga påverkan på den sammanvägda effektstorleken av avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet/hög risk för missvisande resultat,
- överförbarheten av resultaten till den svenska kontexten,
- samstämmigheten mellan studierna.

Evidensgraderingen har utförts gemensamt i projektgruppen. Ju robustare resultatet är desto mindre sannolikt är det att resultatet kommer att påverkas av nya forskningsresultat inom överskådlig framtid.

Beroende på hur robust det vetenskapliga underlaget är så formulerar vi slutsatserna på olika sätt, se faktaruta "Slutsatsernas formulering utifrån hur robust det vetenskapliga underlaget är".

När studier saknas, tillgängliga resultat har låg tillförlitlighet eller där resultat med liknande tillförlitlighet visar motstridiga resultat är det vetenskapliga underlaget otillräckligt för att dra slutsatser.

2.3.17 Granskningsprocess

Formas anlitar externa experter som granskare av översikten. De har haft värdefulla synpunkter som förbättrat översikten. Vi har inte alltid möjlighet att tillgodose alla ändringsförslag så de externa granskarna står därför inte nödvändigtvis bakom samtliga texter i översikten.

2.3.18 Bindningar och jäv

Sakkunniga och externa granskare har i enlighet med Formas krav lämnat deklarationer om bindningar och jäv. Formas har bedömt att de förhållanden som redovisats där är förenliga med myndighetens krav på saklighet och opartiskhet.

2.4 Metod för analys av mångfalden av grödor i svenska odlingslandskap

2.4.1 Genomförande

Vi använde Blockdatabasen för att analysera mångfalden av grödor i svenska landskap. Blockdatabasen administreras av Jordbruksverket som en del av EU:s stödsystem för jordbruk. EU har som krav att varje land använder "Integrated Administration and Control System" (IACS) (EC, 1992) för att administrera, övervaka och bidra till den gemensam jordbrukspolitiken (Common Agricultural Policy, CAP). Blockdatabasen, som är en del av IACS, innehåller på årsbasis information om jordbruksföretags-ID, vilka grödor de brukar och var de finns. En annan databas, Jordbruksverkets djurregister som också är en del av IACS, innehåller information på årsbasis om vilka jordbruksföretags-ID som haft djur, hur många och av vilket slag. Dessa datakällor har använts för att kartlägga vilka och var grödor har odlats under perioden 2001 till 2022. Från 2023 ändrades blockdatabasen till att innehålla fler rapporterade grödor varför vi valde att endast inkludera data fram till år 2023. Från de sammanställda kartorna har mångfalden av grödor samt förekomst av samodling analyserats på fältnivå, på odlingslandskapsnivå, temporalt på odlingslandskapsnivå och på lantbruksnivå. Dessutom har förekomst av samodling inom fält, som definierats som en naturligt avgränsad odlingsenhet oftast omgivet av obrukad åkerren, analyserats.

2.4.2 Programvaror

För att analysera mångfald av grödor i tid och rum har Geografiskt Informationssystem (GIS), inom program R version 4.4.1 R Core Team använts. R biblioteken *exactextractr* version 0.10.0 (Bastou, 2023), *sf* version 1.1-18 (Pebesma, 2018; Pebesma & Bivand, 2023), *sp* version 2.1.4 (Bivand et al., 2013; Pebesma & Bivand, 2005) och *terra* version 1.7-23 (Hijmans, 2024) har använts. QGIS version 3.26.3 har använts för att visualisera och figurer har skapats med R biblioteket *ggplot2* version 3.5.1 (Wickham, 2016). Många av beräkningarna var mycket omfattande och datakrävande, varför parallell programmering fick användas med hjälp av R biblioteket *parallel* version 4.4.1 (R Core Team, 2024).

2.4.3 Data om odlade grödor och djur

Blockdatabasen innehåller information för varje jordbruksfält och finns för perioden 2001–2014 men är inte angivet exakt var i landskapet det ligger. Databasen innehåller information om antalet fält, odlade grödor, fältens arealer och företags-ID för respektive jordbruksblock. Varje jordbruksblock kan innehålla ett eller flera fält som totalt kan täcka en yta som är mindre än blocket. Den rumsliga informationen hämtas från blockdatabasen, men fältens exakta placering inom jordbruksblocken är då okänd. Data från de tidigare åren av denna period gäller ansökningsdata medan de senare åren i perioden gäller data för de arealer som har fått ekonomiskt stöd från Jordbruksverket.

Från och med 2015 innehåller blockdatabasen exakta angivelser för vart varje fält finns i Sverige, inklusive dess areal, odlade gröda och företags-ID eftersom denna information idag är en del av ansökningssystemet i SAM Internet. Data från och med 2015 gäller arealer som har fått ekonomiskt stöd från Jordbruksverket via den gemensamma jordbrukspolitiken.

Exakta koordinater för fälten finns till viss del tillgänglig även för åren 2001–2014 som en del i en frivillig datainsamling från tidigare versioner av SAM Internet. Under denna period har andelen fält med exakta angivelser för position ökat från att omfatta endast någon enstaka procent av fälten 2001 till ca 95 procent 2014.

Utöver de begränsningarna gällande vart fälten finns i landskapen har det funnits en begränsning vid 4 hektar per ansökande företag åtminstone sedan 2015 vilket gör att data inte täcker fält odlade av för arealmässigt små företag.

Årliga djurdata från 2017 till 2021 har erhållits från Jordbruksverkets djurregister uppdelat per djurslag, antal och företags-ID. Data har kopplats till brukningsenheter med hjälp av företags-ID.

2.4.4 Kartläggning av jordbruksföretag, grödor och fält

För att minska osäkerheten av den exakta positionen av enskilda fält under åren 2001 till 2014 har vi på årlig basis kombinerat två typer av data, utan och med rumsligt explicit information för varje fält. Det har vi gjort genom att matcha block-ID, gröda, areal och företags-ID. Företags-ID behövdes för perioden 2001–2008 eftersom ett jordbruksblock under denna period kunde innehålla fält från mer än ett företag. Efter denna matchning har de arealer med rumsligt explicit fältinformation ersatt motsvarande delar av datasetet utan rumsligt explicit fältinformation. Med hjälp av proceduren kunde många fälts placering inom jordbruksblocken fastställas.

Sammanslagningen av de två olika typerna av ekonomiska stöddata var ibland problematisk vilket gjorde att en del data inte kunde matchas. Till exempel kunde ekonomiska stöddata från 2001–2014 innehålla data där flera jordbruksblock delvis överlappade varandra eller att flera företag var angivna för samma yta och gröda eller att den sammanslagna arealen av fälten inom ett jordbruksblock översteg jordbruksblockets totala areal. Bland de ekonomiska stöddata med rumsligt explicit information förekom ansökningar på samma fält under samma år men av olika lantbrukare och ibland med olika grödor. En del av problemen beror troligen på att kraven för ansökningar har ändrats. Flera av dessa tvetydigheter har vi kunnat åtgärda genom att matcha de företag, grödor och arealer som beviljats ekonomiskt stöd, i sådana fall har den överlappande ytan som inte beviljats stöd tagits bort.

För analys av samodling har även fält med grödor rapporterad som ekologisk fokusareal i form av undersådd vall identifierades med hjälp av en separat (icke spatial årliga) databas som är en del av IACS systemet. Databasen erhöles från Jordbruksverket och innehöll information om underlag för beslutat stöd för ekologisk fokusareal från Jordbruksverket. Informationen länkades rumsligt med hjälp av företags-ID, block ID, grödkod och fält areal till den rumsligt explicita fält informationen.

Vi har använt det sammanslagna stöddataset för perioden 2001 till 2014 och stöddata i originalformat 2015–2022. Data som är rumsligt explicit osäker har tagits bort vilket inkluderar block med mer än ett fält samt block med ett enskilt fält vars areal understiger 10 procent av blockets areal.

De rumsligt explicita data har projicerats till ett raster med en upplösning om 10 x 10 meter, med samma rutnät och koordinatsystem (EPSG:3006 - SWEREF99 TM) som används i Svenskt Marktäckedata (Naturvårdsverket, 2019). Raster för gröda, jordbrukare och fält ID skapades för varje enskilt år mellan 2001 och 2021. Som krav för att tilldela en enskild rastercell värden för ett fält skulle fältet täcka cellens yta med mer än 50 procent. Rasterna har sedan använts för att extrahera information och analysera mångfalden av grödor per odlingsenhet (temporalt), fält (temporalt), på odlingslandskapsnivå (både spatialt och temporalt) samt förekomst av samodling på årsbasis. Analyserna har sammanställts på skördeområdesnivå (SCB, 2020).

2.4.5 Mångfald av grödor

Mångfald av grödor beräknades som grödriktedom (antalet grödor) och Shannon-index, som kombinerar antalet grödor och jämnheten i deras arealfördelning, beroende på analysnivå. Diversitet beräknades på en klassificering av grödtyper enligt (Schaak et al., 2023), men tillägg att vår och höstsådda grödor separerades, se bilaga 11.

2.4.6 Analys av samodling (a1)

Vi har identifierat de typer av samodling som kombinerar två eller fler grödor inom ansökningssystemen för jordbruksstöd som har använts i Sverige sedan 1999, se bilaga 11 och 12. Vi utgick från grödkodslistor från 1999 till 2022 som Jordbruksverket tillhandahållit. Förutom de i grödkodslistorerna angivna grödblandningarna, har det från 2015 till 2022 varit möjligt att använda insådd av vall i kombination med andra (huvud)grödor som ett ekologiskt fokusområde, ett krav för gårdsstöds-ersättning i EU:s gemensamma jordbrukspolitik 2015 till 2022 (Johnsson & Törnquist, 2021).

Eftersom inte all data är rumsligt explicit förrän 2015 analyserades endast perioden 2015 till 2022. Endast odlade fält med samodlade grödor som avsågs att skördas, se bilaga 11, och fält med grödor med undersådd vall i form av en ekologisk fokusareal inkluderades. Raster med samodlade grödor under perioden omvandlades till binära raster där ett innebar samodling och noll övriga odling och marktäckning.

För att analysera förekomst av samodling på mindre geografiska områden extraherades dels samodlings, dels brukar-ID, dels fält-ID rastera inom varje av Statistiska Centralbyråns skördeområden (SCB, 2020). Extraherade brukar-ID matchades med data om djurhållning och andelen företag med samodling, nötkreatur eller tamsvin identifierades.

2.4.8 Analys av gröddiversitet på odlingslandskapsnivå (a2)

Mångfald av grödor inom odlingslandskap analyserade inom cirkulära landskapsutsnitt som anordnades i en kontinuerlig hexagonalt mönster, se figur 9. De studerade arealerna har haft olika former, men motsvarande area av en cirkel har använts för att beräkna radier.

För att analysera mångfald av grödor inom landskap extraherades dels brukar-ID, dels fält-ID, och grödkodsrastera för varje cirkulärt landskapen under varje år från 2015 till 2022. Grödriktedom och Shannon index beräknades per odlingslandskap.

För varje skördeområde beräknades genomsnittlig diversitets mått.

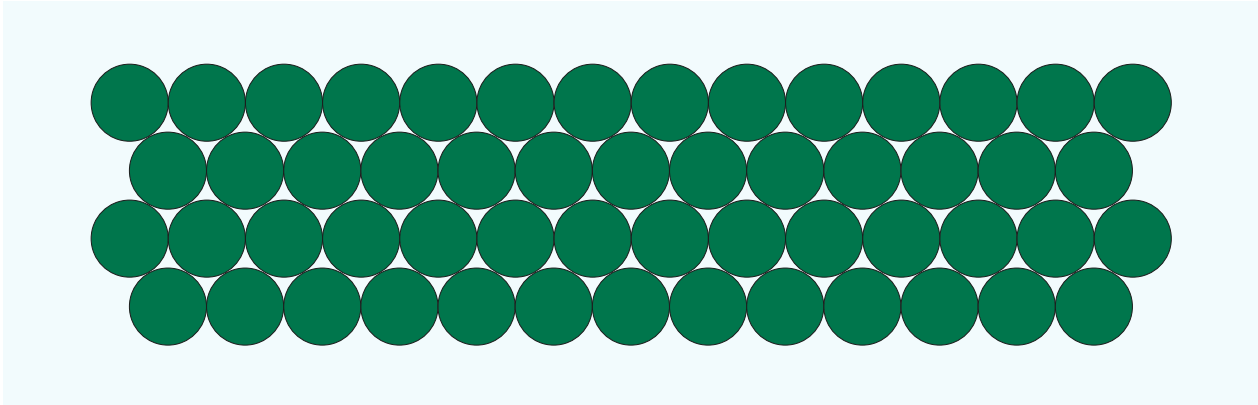
2.4.7 Analys av varierade växtföljder (b1)

Analys av mångfald av grödor per fält gjordes temporalt. Analysen utgick från den rumsliga utbredningen av varje enskilt fält i 2022 års data. Varje fält kartlades bakåt i tiden ett år i taget med hjälp av dess rumsliga utbredning 2022. En vektor med grödkoder skapades för varje år från 2001 till 2022. Många fält har inte rumsligt haft samma utbredning över tid. De har slagits samman och delats upp i omgångar. Med hjälp av de årliga rastera med index för varje enskilt fält kartlades sådana förändringar. Ett fält som delades upp bakåt i tidsserien, antingen en eller flera gånger, delades upp i subfält. För fält med subfält kartlades grödor och areal för varje subfält genom hela tidsserien.

Grödriktedom och Shannon index beräknades per fält för rullande femårsintervall. För fält som delats in i subfält beräknades viktade indikatorer där arealen av varje subfält användes som vikter. Ytor mindre än 100 kvadratmeter uteslöts från beräkningarna då de i allmänhet utgörs av fältkanter som kan variera något mellan olika år.

För att analysera förekomst av mångfalden av grödor på fältnivå på mindre geografiska områden extraherades mångfaldsindikatorer inom varje av Statistiska Centralbyråns skördeområden (SCB, 2020).

Figur 9. Mångfald av grödor inom odlingslandskap beräknades för cirkulära landskap som anordnats i en kontinuerlig hexagonal mönster.



2.4.9 Analys av mångfald av grödor på företagsnivå

För varje företag identifierades brukningscentrum med hjälp av block och IACS data. Inom IACS data finns block-ID som motsvarar brukningscentrum för varje företags-ID. För varje företag identifierades positionen av dess fält. Eftersom en del företag har avlägset belägna fält, som kan vara mer än 1000 km bort, användes en avgränsning på 5 km från varje företags brukningscentra. Med hjälp av block-ID identifierades brukningscentrums blocket och dess rumsliga centroid beräknades. Utgående från centroiden identifierades alla fält som till minst 50 procent rumsligt återfanns inom 5 km radien. De identifierade fälten tabulerades till grödsort och areal. Varje gård matchades också med data om djur. Mångfalden av grödor per företag analyserades som grödriktighet och Shannon index.

Företag tilldelades skördeområde baserat på om deras brukningscentrums centroid fanns inom skördeområdet. För varje skördeområde beräknades genomsnittlig företagsdiversitetsmått.

2.5 Resultat systematisk översikt

Litteratursökningen resulterade i 16 450 potentiellt relevanta artiklar. Utav dessa uppfyllde 788 artiklar kriterierna för inkludering varav 158 artiklar rapporterade biodiversitetsmått så som artrikedom, artjämnhet och artdiversitet, se figur 8.

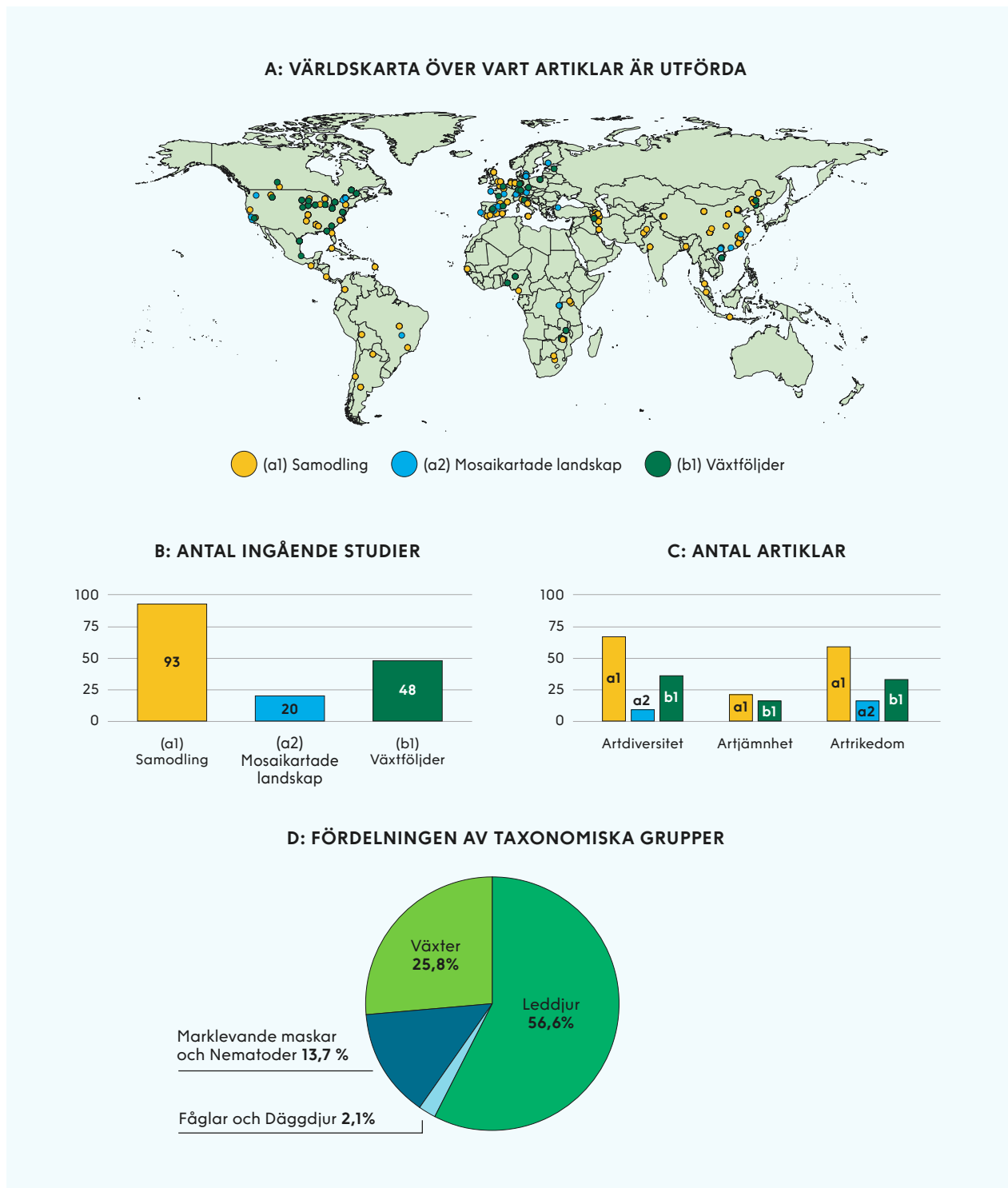
334 artiklar av de 788 artiklarna rapporterade endast abundans utan att rapportera ytterligare biodiversitetsmått. Dessa studier är inkluderade utifrån våra urvalskriterier men ingår inte i sammanvägningen av resultat. Detta på grund av att förändringar av biologisk mångfald inom ett ekosystem i form av sammansättningen av arter, kräver diversitetsmått, så som artrikedom, artjämnhet och artdiversitet. Mångfaldsmått innehåller som sådan meningsfull information medan abundans kräver ytterligare analyser för att vara meningsfulla. Detta eftersom höga antal kan bero på att vanliga eller sällsynta organismer ökar i antal och sker samtidigt med minskningar av mångfaldsindex. Att endast studera hur antalet individer påverkas av olika odlingsmetoder är därmed inte lika informativt som biodiversitetsmått.

Övriga relevanta studier som inte inkluderats i sammanvägningen av resultat i metaanalyser saknar framförallt data i artiklarna, speciellt saknas data för spridningsmått, se figur 8.

2.5.1 Beskrivning av det vetenskapliga underlaget

De 158 inkluderade artiklarna var utförda på nästan alla kontinenter med flest studier från Amerika (56 artiklar), Asien (47 artiklar) och Europa (43 artiklar). 12 studier var utförda i Afrika, se figur 10 och tabell 2.

Figur 10. Ursprung och studerade variabler i inkluderade artiklar. a) Världskarta över vart artiklar är utförda. Varje prick motsvarar en artikel och färgerna anger vilken variant av mångfald av grödor i tid och rum som studerats. b) Antal ingående studier som utvärderat de olika formerna av variationer av grödor (a1, b1 och a2). c) Antal artiklar som utvärderat olika biodiversitetsmått för respektive skala av mångfald av grödor. d) Fördelningen av taxonomiska grupper som studerats i de ingående studierna. Leddjur, fåglar och däggdjur, marklevande maskar och nematoder, och växter (framförallt ogräs) var dominerade taxa. Ett fåtal studier inkluderade blandade taxa (1,5 procent) eller kategoriserades som "andra djur" (0,2 procent) vilka inte redovisas i figuren.



Tabell 2. Fördelningen av ingående artiklar utifrån de kontinenter där studien utförts.

KONTINENT	Antal artiklar	Procent
Afrika	12	7,6
Amerika	56	35,7
Asien	47	29,30
Europa	43	27,4

Vissa artiklar innefattade studier i flera länder, speciellt de som var utförda i Europa, medan en studie var interkontinental.

Leddjur representerar den största taxonomiska gruppen med 57 procent av alla effektstorlekar ($n = 1\,167$). Funktionellt, utgörs leddjuren främst av naturliga fiender ($n = 589$) och pollinatörer ($n = 126$). Därefter ingår växter med 26 procent av alla effektstorlekar, huvudsakligen klassificerade som ogräs ($n = 407$). Marklevande maskar och nematoder, utgjorde 14 procent av alla effektstorlekar ($n = 283$), främst funktionellt klassificerade som nedbrytare, se figur 10. Några studier inkluderade blandade taxa ($n = 31$) vilka inte ingick i metaanalyserna på grund av att den gruppen bestod av en blandning av flera taxonomiska grupper, samt två studier ($n = 5$) som klassificerades som "andra djur", främst reptiler och groddjur.

Vi har inkluderat vetenskapliga publikationer från 1997 till 2023 med 83 procent av studierna publicerade efter 2010, se bilaga 1.

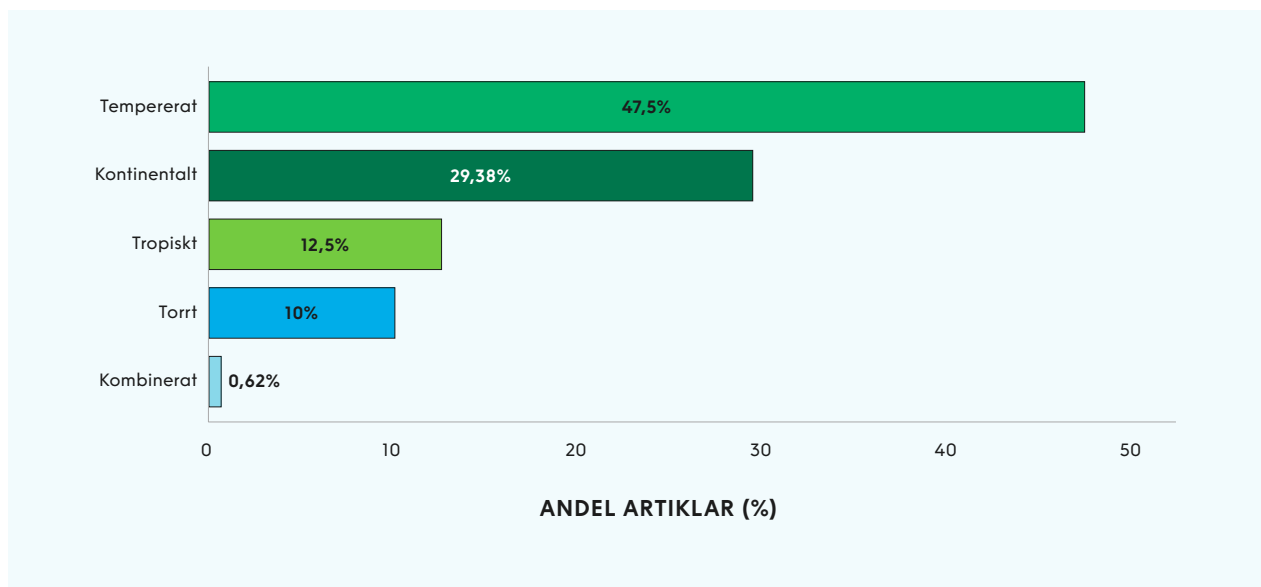
Totalt har vi inkluderat 2062 rapporterade effektstorlekar från de inkluderade studierna. Taxonomisk diversitet inom a1 var det som var mest studerat (1369 effekter) medan genetisk (16 effekter), funktionell (15 effekter) och fylogenetisk diversitet (10 effekter) förekom i mindre utsträckning, se bilaga 3. Inom a2 utvärderade endast en studie funktionell eller fylogenetisk diversitet, medan taxonomisk diversitet utvärderades i 74 studier. Även inom b1 dominerade taxonomisk diversitet som utfallsmått (558 effekter) där endast fyra studier studerat funktionell diversitet (16 effekter). Den begränsade förekomsten av icke-taxonomiska mått över de olika skalorna visar på en tydlig kunskapslucka i litteraturen, se bilaga 3.

Drygt hälften av de inkluderade studierna (58 procent, 93 artiklar) utvärderade någon form av samodling inom ett odlat fält (a1, figur 1) och dess effekter på biologisk mångfald. Ungefär 30 procent (48 artiklar) av de inkluderade artiklarna utvärderade varierade växtföljder inom ett odlat fält (b1, figur 1) och effekter på biologisk mångfald. Ett lägre antal artiklar (20 artiklar) utvärderade mosaikartade odlingslandskap (a2, figur 1), det vill säga odling av olika grödor på angränsade fält i odlingslandskapet och effekter på den biologiska mångfalden. Inga studier utvärderade varierade växtföljder över tid utifrån ett odlingslandskapsperspektiv (b2, figur 1).

För samodling (a1) var de vanligaste odlingsformerna olika typer av radmellanliggande marktäckning (24 procent) och samodling i rader (varannan rad) (15 procent), följt av samodling i band (flera rader av samma gröda) (13 procent) och täckgrödor (12 procent). Andra metoder såsom olika typer av jordbruk med vedartade perenner och andra samodlingssystem förekom också. När det gäller mosaikartade odlingslandskap (a2) var olika varianter av mosaiker av grödor (90 procent) den mest frekvent använda odlingsformen följt av blandsamodling. För växtföljder (b1) var växtföljd (79 procent) och täckgrödor (21 procent) de dominerande odlingsformerna. Se tabell 1 för definitioner av de olika odlingsformerna.

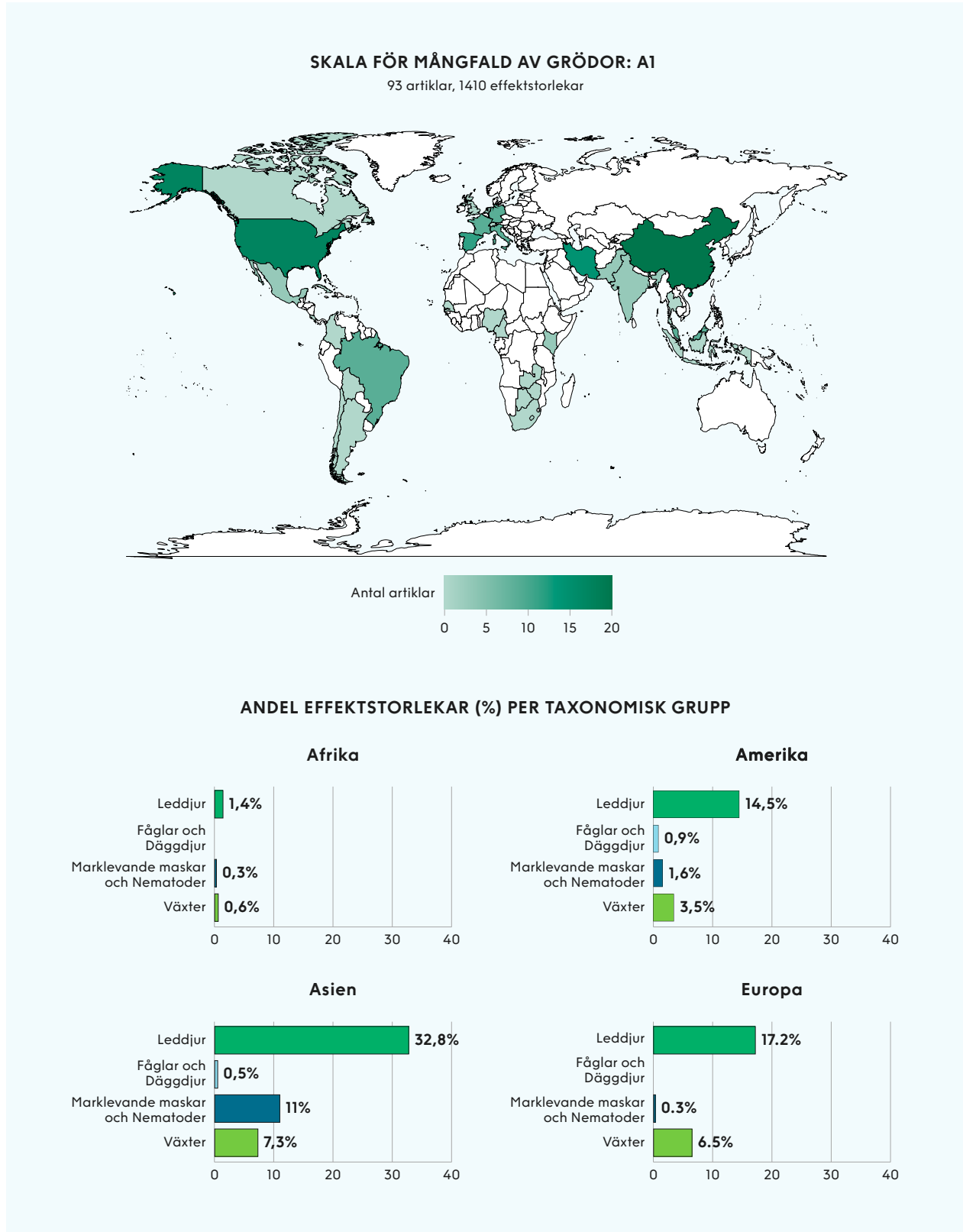
De flesta studierna var utförda i tempererade zoner (47 procent) följt av kontinentala (30 procent), tropiska (13 procent) och torrt (10 procent) klimat klassificerat enligt Köppen-Geiger, se figur 11.

Figur 11. Fördelning av artiklar efter klimattyp enligt Köppen-klassificeringen.



2.5.2 Effekter på biologisk mångfald av samodling (a1)

Figur 12. Fördelningen av resultat som ingår i metaanalysen med fokus på både de geografiska platserna för studierna och fördelningen av effektstorlekar kategoriserade efter taxonomiska grupper över olika kontinenter.



Drygt hälften av de inkluderade studierna utvärderade samodling i någon form. De flesta studierna var utförda i Asien, följt av USA. Ett fåtal studier var utförda i västra Europa (Tyskland, Frankrike, Spanien och Italien). Inga studier var utförda i Sverige eller Norden. Den absoluta majoriteten av studierna hade utvärderat effekter av samodling på leddjur, följt av växter (framförallt ogräs) och marklevande maskar och nematoder, se figur 12.

Den övergripande metaanalysen, där *samtliga arter* ingår i analysen, visar på en statistiskt signifikant högre artdiversitet (0,50 [0,16; 0,85]) och artrikedom (0,50 [0,19; 0,80]) i samodlade fält jämfört med fält med lägre mångfald av grödor. Inga statistiskt signifikanta skillnader detekteras vad gäller artjämnhet (0,68 [-0,15; 1,52]) mellan jämförelsealternativen, se tabell 3 och figur 13. Dessa effekter var även robusta när känslighetsanalyser utfördes utan avvikande värden och utan både avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet, se tabell 3 och bilaga 10 och 13.

När vi delar upp resultaten utifrån taxonomiska grupper ser vi att *leddjur* har en statistiskt signifikant högre artrikedom (0,51 [0,20; 0,82]) i samodlade fält jämfört med fält med lägre mångfald av grödor. En effekt som kvarstår när avvikande värden och när både dessa och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen, se bilaga 10 och 13. En statistiskt signifikant högre artdiversitet av leddjur (0,28 [0,01; 0,55]) (60 studier, 403 effekter) detekteras även när avvikande värden exkluderas från analysen vid samodling jämfört med fält med lägre mångfald av grödor, se bilaga 10 och 13. Den effekten kvarstår när både avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas (0,42 [0,04; 0,80]) (50 studier, 338 effekter), se tabell 3 och bilaga 10 och 13. Vi finner inga statistiska signifikanta skillnader i artjämnhet (0,54 [-0,09; 1,16]) mellan jämförelsealternativen.

Samodling bidrar till en lägre artdiversitet av *växter*, oftast klassificerat som ogräs, (-0,28 [-0,56; -0,01]) i jämförelse med fält med lägre mångfald av grödor. Den effekten kvarstår när avvikande värden exkluderas (-0,31 [-0,58; -0,04]) (11 studier, 114 effekter) men inte när både dessa och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen (-0,18 [-0,49; 0,12]) (8 studier, 100 effekter). Vi detekterar inga statistiskt signifikanta skillnader i artrikedom (-0,07 [-0,74; 0,60]) eller artjämnhet (-0,08 [-0,48; 0,32]) mellan jämförelsealternativen.

För *marklevande maskar och nematoder* detekteras inga statistiska signifikanta skillnader på artdiversitet (0,44 [-0,51; 1,39]), artrikedom (0,37 [-0,03; 0,77]) eller artjämnhet (-0,36 [-4,34; 3,62]) när samodlade fält jämförs med fält med lägre mångfald av grödor.

För *fåglar och däggdjur* detekteras ingen statistiskt signifikant skillnad i artdiversitet (-0,32 [-0,87; 0,23]) eller artrikedom 0,30 [-0,56; 1,16]) mellan jämförelsealternativen.

När vi delar upp resultaten utifrån funktionella grupper finner vi att *naturliga fiender* har en statistiskt signifikant högre artrikedom (0,75 [0,07; 1,44]) vid samodling jämfört med fält med lägre mångfald av grödor. Effekten kvarstår när avvikande värden tas bort från analysen (0,53 [0,02; 1,03]) (19 studier, 94 effekter) men inte när både dessa och studier med låg tillförlitlighet exkluderas (0,29 [-0,08; 0,65]) (16 studier, 81 effekter). Även en statistiskt signifikant högre artdiversitet (0,88 [0,07; 1,68]) detekteras vid samodling, en effekt som tappar den statistiska signifikansen både när avvikande värden exkluderas och när dessa och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen (0,54 [-0,11; 1,18]) (22 studier, 193 effekter) respektive (0,51 [-0,24; 1,27]) (19 studier, 167 effekter). Inga statistiska signifikanta skillnader detekteras på artjämnhet (2,76 [-1,20; 6,71]) mellan jämförelsealternativen.

För *pollinatörer* detekterar vi en statistiskt signifikant högre artdiversitet (0,22 [0,05; 0,38]) vid samodling jämfört med fält med lägre mångfald av grödor. Inga avvikande värden eller resultat med låg tillförlitlighet detekterades. Inga statistiskt signifikanta skillnader detekteras på artrikedom (1,24 [-0,11; 2,60]) mellan jämförelsealternativen.

För *skadedjur* detekterar vi även en statistiskt signifikant lägre artdiversitet ($-0,52 [-0,74; -0,31]$) vid samodling jämfört med fält med lägre mångfald av grödor. En effekt som kvarstår när resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen, se bilaga 10 och 13. Inga avvikande värden detekterades. Det fanns inga skillnader i artrikedom ($-0,52 [-1,35; 0,30]$) eller artjämnhet ($0,11 [-0,59; 0,80]$) mellan jämförelsealternativen, se tabell 3.

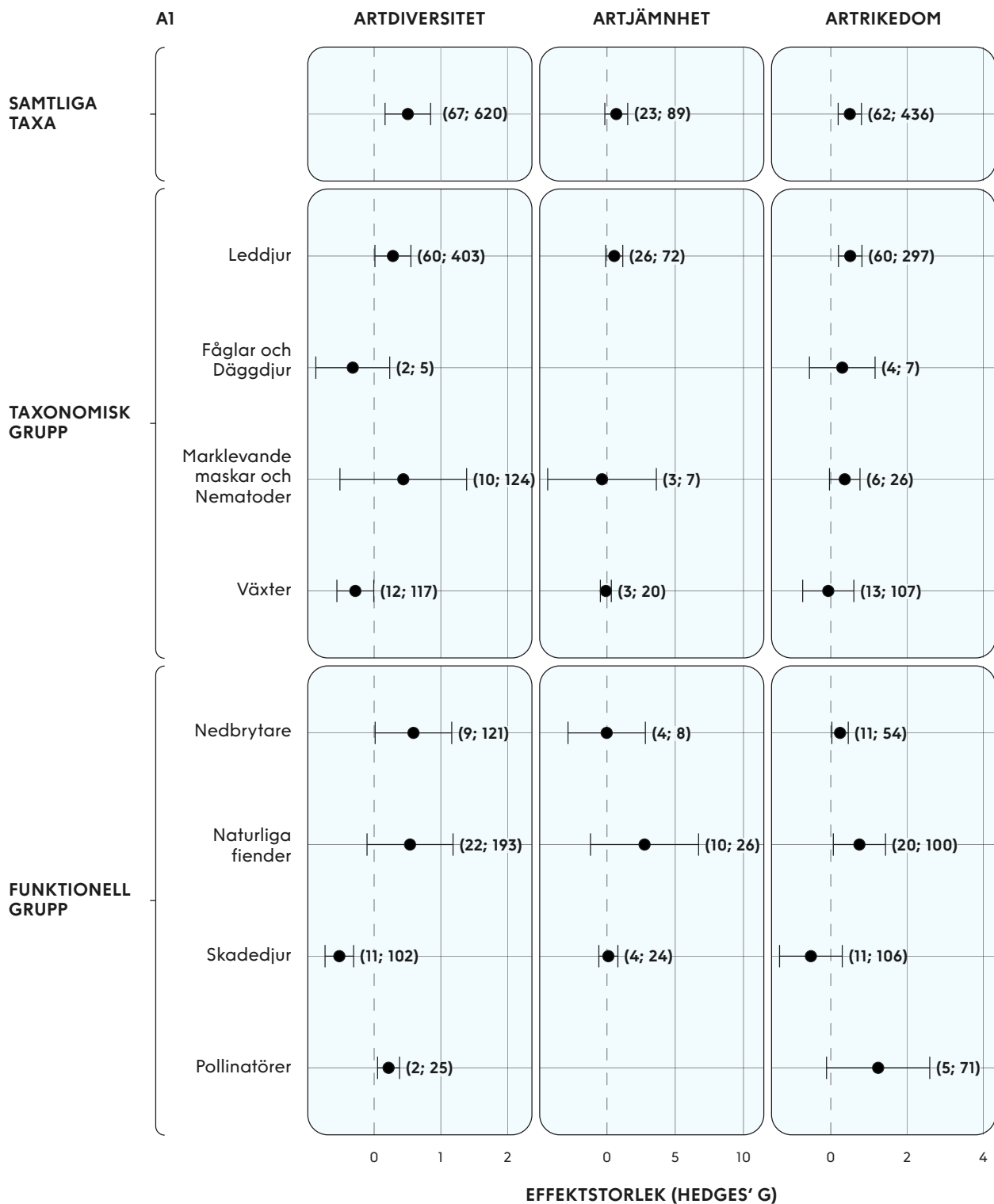
För *nedbrytare* detekterar vi en statistiskt signifikant högre artrikedom ($0,24 [0,03; 0,46]$) vid samodling i jämförelse med fält med lägre mångfald av grödor. En effekt som kvarstår när resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen, se bilaga 10 och 13. Inga statistiskt signifikanta skillnader detekterades för artjämnhet ($-0,02 [-2,85; 2,82]$) mellan jämförelsealternativen. För artdiversitet detekterades ingen statistiskt signifikant skillnad mellan jämförelsealternativen när alla resultat vägdes samman ($0,36 [-0,47; 1,20]$). Däremot detekteras en statistiskt signifikant högre artdiversitet av nedbrytare ($0,59 [0,02; 1,16]$) (9 studier, 121 effekter) vid samodling när avvikande värden exkluderas från analysen. En effekt som tappade sin statistiska signifikans när både avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen ($0,64 [-0,03; 1,32]$) (8 studier, 120 effekter), se bilaga 10 och 13.

Tabell 3. Sammanställning över detekterade effektstorlekar när samodling jämförs med fält med lägre mångfald av grödor. Effektstorlekarna uttrycks som standardiserade medelvärdeskillnaden (Hedges' g) med nedre och övre 95-procentiga konfidensgränser. **Gröna siffror** betyder att samodling bidrar till en högre biologisk mångfald medan **röda siffror** betyder att samodling bidrar till lägre biologisk mångfald jämfört med fält med lägre mångfald av grödor. **Svarta siffror** innebär att ingen statistiskt signifikant skillnad detekteras mellan samodlade fält och fält med lägre mångfald av grödor. Siffrorna som redovisas är på analyser där samtliga resultat ingår.

^a betyder att resultaten är fortsatt statistiskt signifikanta när avvikande värden exkluderas från analysen. ^b betyder att resultaten är fortsatt statistiskt signifikanta när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. ^c betyder att resultaten är fortsatt statistiskt signifikanta när resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. ^x betyder att ett statistiskt signifikant resultat erhålls när avvikande värden exkluderas från analysen. ^y betyder att ett statistiskt signifikant resultat erhålls när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen, se bilaga 10 och 13.

GRUPPINDELNING	ART/FUNKTIONELL GRUPP	Artdiversitet Hedges' g [95% KI]	Artjämnhet Hedges' g [95% KI]	Artrikedom Hedges' g [95% KI]
Samtliga taxa	Alla arter	0,50 [0,16; 0,85]^{a,b} 67 studier, 620 effekter	0,68 [-0,15; 1,52] 23 studier, 89 effekter	0,50 [0,19; 0,80]^{a,b} 62 studier, 436 effekter
Taxonomisk grupp	Leddjur	0,31 [-0,15; 0,76] ^{x,y} 66 studier, 427 effekter	0,54 [-0,09; 1,16] 26 studier, 72 effekter	0,51 [0,20; 0,82]^{a,b} 60 studier, 297 effekter
	Fåglar/Däggdjur	(-0,32 [-0,87; 0,23]) 2 studier, 5 effekter	Data saknas	0,30 [-0,56; 1,16] 4 studier, 7 effekter
	Marklevande maskar/ Nematoder	0,44 [-0,51; 1,39] 10 studier, 124 effekter	-0,36 [-4,34; 3,62] 3 studier, 7 effekter	0,37 [-0,03; 0,77] 6 studier, 26 effekter
	Växter (framförallt ogräs)	-0,28 [-0,56; -0,01]^a 12 studier, 117 effekter	-0,08 [-0,48; 0,32] 3 studier, 20 effekter	-0,07 [-0,74; 0,60] 13 studier, 107 effekter
Funktionell grupp	Nedbrytare	0,36 [-0,47; 1,20] ^x 10 studier, 125 effekter	-0,02 [-2,85; 2,82] 4 studier, 8 effekter	0,24 [0,03; 0,46]^c 11 studier, 54 effekter
	Naturliga fiender	0,88 [0,07; 1,68] 24 studier, 195 effekter	2,76 [-1,20; 6,71] 10 studier, 26 effekter	0,75 [0,07; 1,44]^a 20 studier, 100 effekter
	Skadedjur	-0,52 [-0,74; -0,31]^c 11 studier, 102 effekter	0,11 [-0,59; 0,80] 4 studier, 24 effekter	-0,52 [-1,35; 0,30] 11 studier, 106 effekter
	Pollinatörer	0,22 [0,05; 0,38] 2 studier, 25 effekter	Data saknas	1,24 [-0,11; 2,60] 5 studier, 71 effekter

Figur 13. Skattade effektstorlekar från metaanalyser för alla arter, per taxonomiska grupper och för olika funktionella grupper. Samtliga data är inkluderade i de sammanvägda effektstorlekarna förutom för artdiversitet av leddjur, naturliga fiender och nedbrytare där resultaten redovisas utan avvikande värden. Uppskattningarna baseras på Hedges' g, uttryckt som medelvärdesskillnaden i förhållande till den poolade standardavvikelsen, med nedre och övre 95-procentiga konfidensgränser för Hedges' g. Den streckade linjen motsvarar "ingen effektlinje", om konfidensintervallet korsar den streckade linjen 0 betyder det att ingen statistisk signifikant skillnad detekteras mellan jämförelsealternativen. Antal studier och effekter som ingår i de sammanvägda effektstorlekarna redovisas inom parentes.



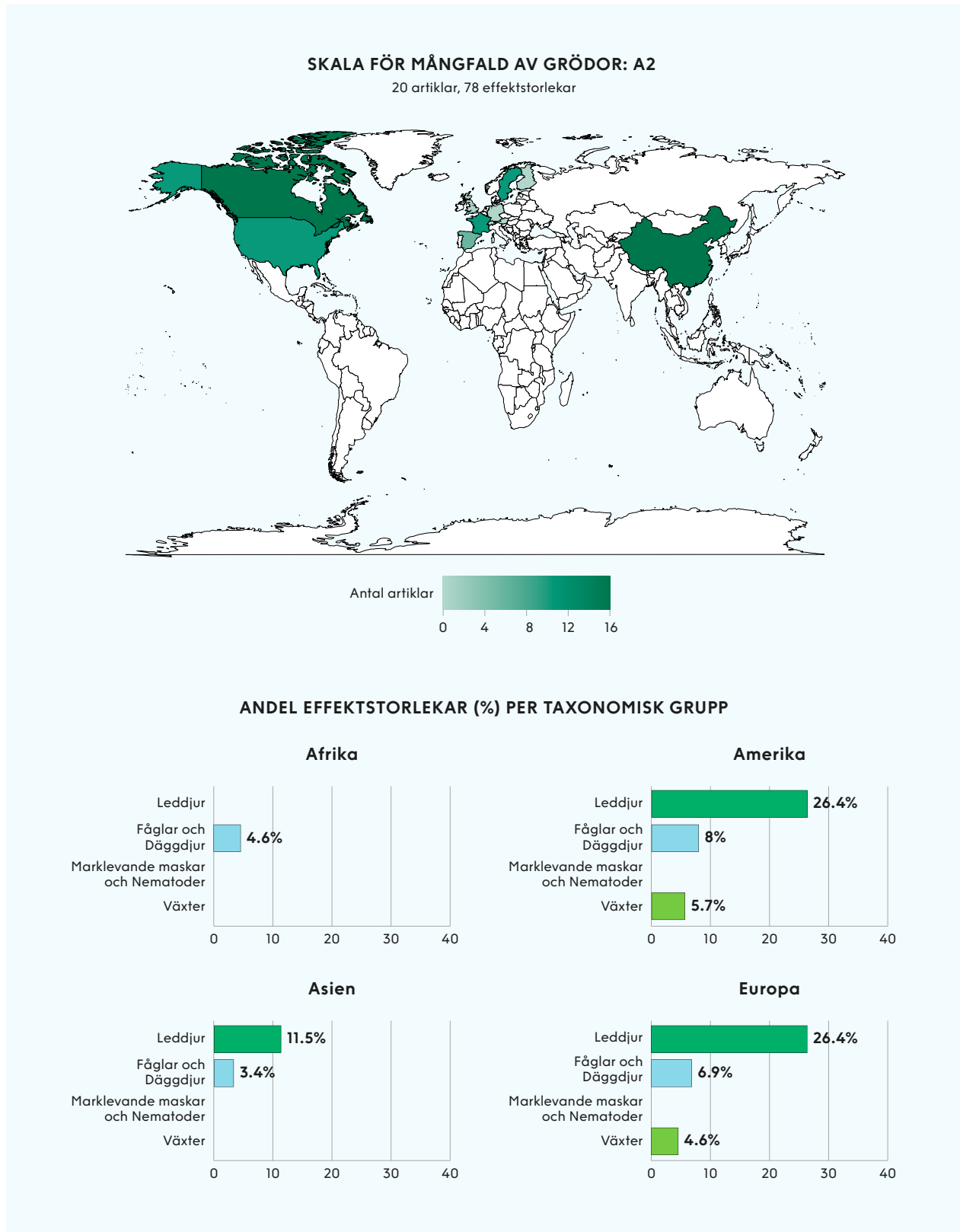
Sammantaget visar analyserna att samodling bidrar till:

- högre artrikedom och artdiversitet av leddjur,
- högre artrikedom av naturliga fiender,
- högre artrikedom av nedbrytare,
- lägre artdiversitet av växter (framför allt ogräs),
- lägre artdiversitet av skadedjur.

De ovan redovisade taxa är för de resultat som vi har en tilltro till. De effekter på taxa vi är osäkra på listas inte ovan, på grund av att det finns få studier eller där resultatet inte är robust vid känslighetsanalyser, se bilaga 10 och 13.

2.5.3 Effekter på biologisk mångfald av mosaikartade odlingslandskap med högre mångfald av grödor (a2)

Figur 14. Fördelningen av resultat som ingår i metaanalysen med fokus på både de geografiska platserna för studierna och fördelningen av effektstorlekar kategoriserade efter taxonomiska grupper över olika kontinenter.



Cirka 12 procent (20 studier) av de inkluderade studierna utvärderade odlingslandskap med högre eller lägre mångfald av grödor och effekter på biologisk mångfald. De flesta studierna var utförda i Kanada och Kina, följt av Sverige, USA och Frankrike. Ett mindre antal studier var utförda i Spanien och Kina, följt av Finland och Tyskland. Majoriteten av studier hade utvärderat effekter av mångfald av grödor på leddjur, följt av fåglar, växter (framför allt ogräs), däggdjur och marklevande maskar och nematoder, se figur 14.

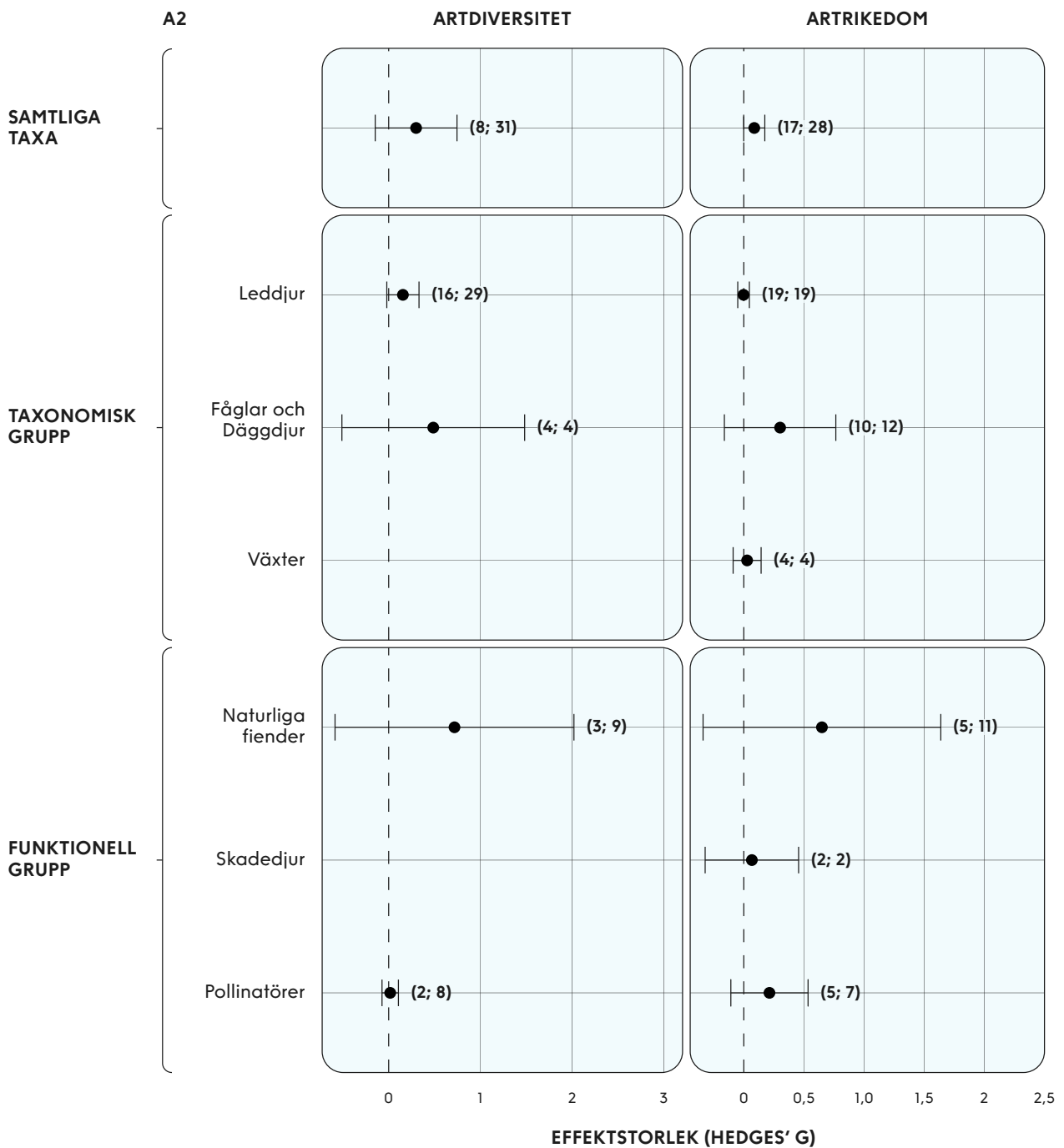
Den övergripande metaanalysen, där *samtliga arter* ingår i analysen, visar på en statistiskt signifikant högre artrikedom (0,24 [0,00; 0,48], $p=0.049$) i odlingslandskap med högre mångfald av grödor jämfört med odlingslandskap med lägre mångfald av grödor. En effekt som tappade den statistiska signifikansen när avvikande värden (0,09 [0,00; 0,17], $p=0.052$) (17 studier, 28 effekter) och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet (0,10 [-0,01; 0,21]) (13 studier, 24 effekter) exkluderas från analysen, se tabell 4 och bilaga 10 och 14.

Inga statistiska signifikanta skillnader detekteras för artdiversitet mellan odlingslandskap med högre och lägre mångfald av grödor, se tabell 4 och figur 15. Inga statistiska signifikanta skillnader detekteras när resultaten delas upp utifrån taxonomiska eller funktionella grupper, se tabell 4.

Tabell 4. Sammanställning över detekterade effektstorlekar när mosaikartade odlingslandskap med fler eller färre fält med olika grödor jämförs. Effektstorlekarna uttrycks som standardiserade medelvärdeskilnad (Hedges' g) med nedre och övre 95-procentiga konfidensgränser. **Gröna siffror** betyder att högre mångfald av grödor i odlingslandskapet bidrar till en högre biologisk mångfald. **Svarta siffror** innebär att inga statistiskt signifikanta skillnader detekterats mellan odlingslandskap med fler jämfört med färre fält med olika grödor. Siffrorna som redovisas är på analyser där samtliga resultat ingår.

GRUPPINDELNING	ART/FUNKTIONELL GRUPP	Artdiversitet	Artjämnhet	Artrikedom
Samtliga taxa	Alla arter	0,30 [-0,15; 0,75] 8 studier, 31 effekter	Data saknas	0,24 [0,00; 0,48] 18 studier, 29 effekter
	Leddjur	0,16 [-0,02; 0,33] 16 studier, 29 effekter	Data saknas	0,00 [-0,05; 0,05] 19 studier, 19 effekter
Taxonomisk grupp	Fåglar/Däggdjur	0,49 [-0,51; 1,48] 4 studier, 4 effekter	Data saknas	0,30 [-0,16; 0,77] 10 studier, 12 effekter
	Växter (framförallt ogräs)	Data saknas	Data saknas	0,03 [-0,09; 0,14] 4 studier, 4 effekter
	Naturliga fiender	0,72 [-0,58; 2,02] 3 studier, 9 effekter	Data saknas	0,65 [-0,34; 1,64] 5 studier, 11 effekter
Funktionell grupp	Skadedjur	Data saknas	Data saknas	0,07 [-0,32; 0,46] 2 studier, 2 effekter
	Pollinatörer	0,02 [-0,07; 0,11] 2 studier, 8 effekter	Data saknas	0,21 [-0,11; 0,53] 5 studier, 7 effekter

Figur 15. Skattade effektstorlekar från metaanalyser för alla arter, per taxonomiska grupper, och för olika funktionella grupper. De sammanvägda effektstorlekarna är baserade på samtliga data förutom för artrikedom för samtliga taxa där resultatet redovisas utan avvikande värden. Uppskattningarna baseras på Hedges' g, uttryckt som medelvärdesskillnaden i förhållande till den poolade standardavvikelsen, med nedre och övre 95-procentiga konfidensgränser för Hedges' g. Den streckade linjen motsvarar "ingen effektlinje", om konfidensintervallet korsar den streckade linjen 0 betyder det att ingen statistisk signifikant skillnad detekteras mellan jämförelsealternativen. Antal studier och effekter som ingår i de sammanvägda effektstorlekarna redovisas inom parentes.

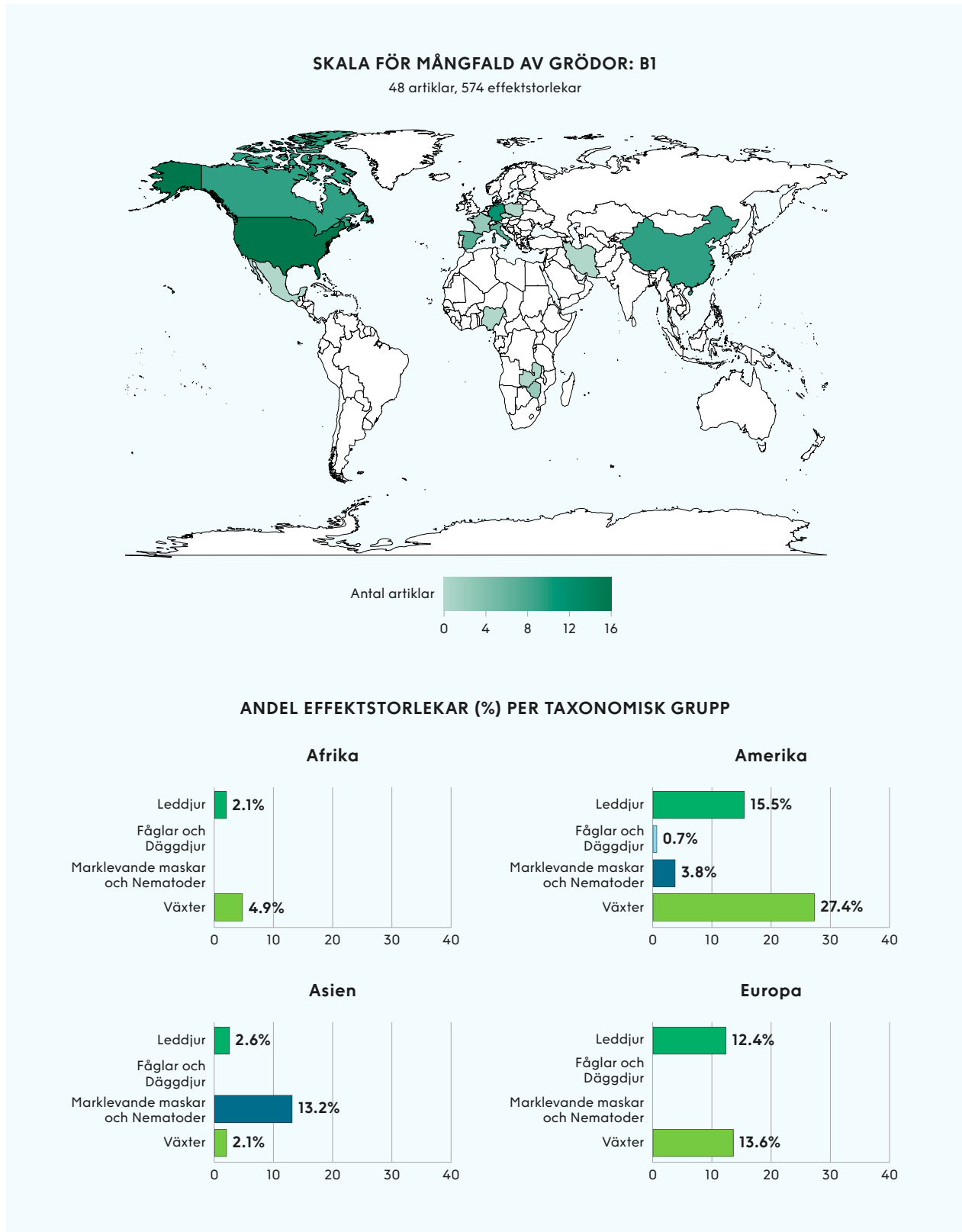


Sammantaget visar analyserna att en högre mångfald av grödor i odlingslandskapet bidrar till:

- högre artrikedom.

2.5.4 Effekter på biologisk mångfald av mer varierade växtföljder (b1)

Figur 16. Fördelningen av resultat som ingår i metaanalysen med fokus på både de geografiska platserna för studierna och fördelningen av effektstorlekar kategoriserade efter taxonomiska grupper över olika kontinenter.



Cirka 30 procent (48 studier) av de inkluderade studierna utvärderade växtföljder och effekter på biologisk mångfald. De flesta studierna var utförda i USA, följt av Kanada, Kina och Tyskland. Några studier var utförda i Europa (Polen, Frankrike, Spanien och Italien), i Afrika, Mellanöstern och Mexiko. Inga studier var utförda i Sverige eller Norden. Majoriteten av studier hade utvärderat effekter av varierade växtföljder på växter (framför allt ogräs), leddjur och marklevande maskar och nematoder, se figur 16.

Den övergripande metaanalysen, där *samtliga arter* ingår i analysen, visar på statistiskt signifikant högre artdiversitet (0,18 [0,04; 0,33]) vid odling av mer varierade växtföljder i jämförelse med fält med mindre varierade växtföljder, se figur 17. En effekt som kvarstår när avvikande värden och när dessa och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas ur analysen, se tabell 5 och bilaga 10 och 15. Inga statistiska signifikanta skillnader detekteras på artjämnhet (0,13 [-0,10; 0,36]) eller artrikedom (0,08 [-0,15; 0,31]) mellan jämförelsealternativen. Dock detekteras en statistiskt signifikant ökad artrikedom när avvikande värden exkluderas från analysen (0,20 [0,03; 0,37]) (31 studier, 174 effekter). Den statistiska signifikansen försvinner dock när både avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen (0,17 [-0,01; 0,36]) (26 studier, 148 effekter), se bilaga 10 och 15.

När vi delar upp resultaten utifrån olika taxonomiska grupper detekterar vi att *leddjur* har en statistisk signifikant högre artdiversitet (0,16 [0,02; 0,31]) och artrikedom (0,30 [0,10; 0,50]) vid mer varierade växtföljder, jämfört med fält med mindre varierade växtföljder. Effekter som kvarstår när avvikande värden och när dessa och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen, se bilaga 10 och 15. Inga statistiskt signifikanta skillnader detekteras på artjämnhet (-0,08 [-0,27; 0,11]) mellan jämförelsealternativen.

För *växter* detekterar vi en högre artdiversitet (0,28 [0,01; 0,55]) vid odling av mer varierade växtföljder i jämförelse med mindre varierade växtföljder. En effekt som kvarstår när avvikande värden exkluderas från analysen (0,28 [0,01; 0,55]) (17 studier, 122 effekter) men inte när både avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen (0,23 [-0,10; 0,56]) (14 studier, 108 effekter). Vi detekterar inga statistiskt signifikanta skillnader för artrikedom (-0,04 [-0,36; 0,28]) eller artjämnhet (0,33 [-0,04; 0,69]) mellan jämförelsealternativen.

För *fåglar eller däggdjur* detekterar vi inga statistiskt signifikanta skillnader på artdiversitet (-0,72 [-1,63; 0,18]) eller artrikedom (-0,60 [-1,49; 0,30]) mellan jämförelsealternativen.

För *marklevande maskar och nematoder* detekterar vi inga statistiskt signifikanta skillnader på artdiversitet (-0,01 [-0,32; 0,31]) och artrikedomen (0,34 [-0,21; 0,89]) mellan jämförelsealternativen.

När vi analyserar resultaten utifrån funktionella grupper detekterar vi en statistiskt signifikant högre artdiversitet (0,20 [0,00; 0,40]) och artrikedom (0,40 [0,19; 0,60]) av *naturliga fiender* vid mer varierade växtföljder i jämförelse med fält med mindre varierade växtföljder. Effekter som kvarstår när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen, se bilaga 10 och 15. Inga statistiska signifikanta skillnader detekteras för artjämnhet (-0,11 [-0,31; 0,08]) mellan jämförelsealternativen.

För *skadedjur* detekterar vi inga statistiskt signifikanta skillnader på artdiversitet (0,36 [-0,06; 0,79]), artrikedom (-0,16 [-0,56; 0,25]) eller artjämnhet (0,26 [-0,28; 0,81]) i jämförelse mellan mer eller mindre varierade växtföljder. Däremot detekteras en statistiskt signifikant ökad artdiversitet av skadedjur vid mer varierade växtföljder när avvikande värden (0,57 [0,30; 0,84]) (8 studier, 81 effekter) och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet (0,59 [0,29; 0,89]) (7 studier, 77 effekter) exkluderas från analysen.

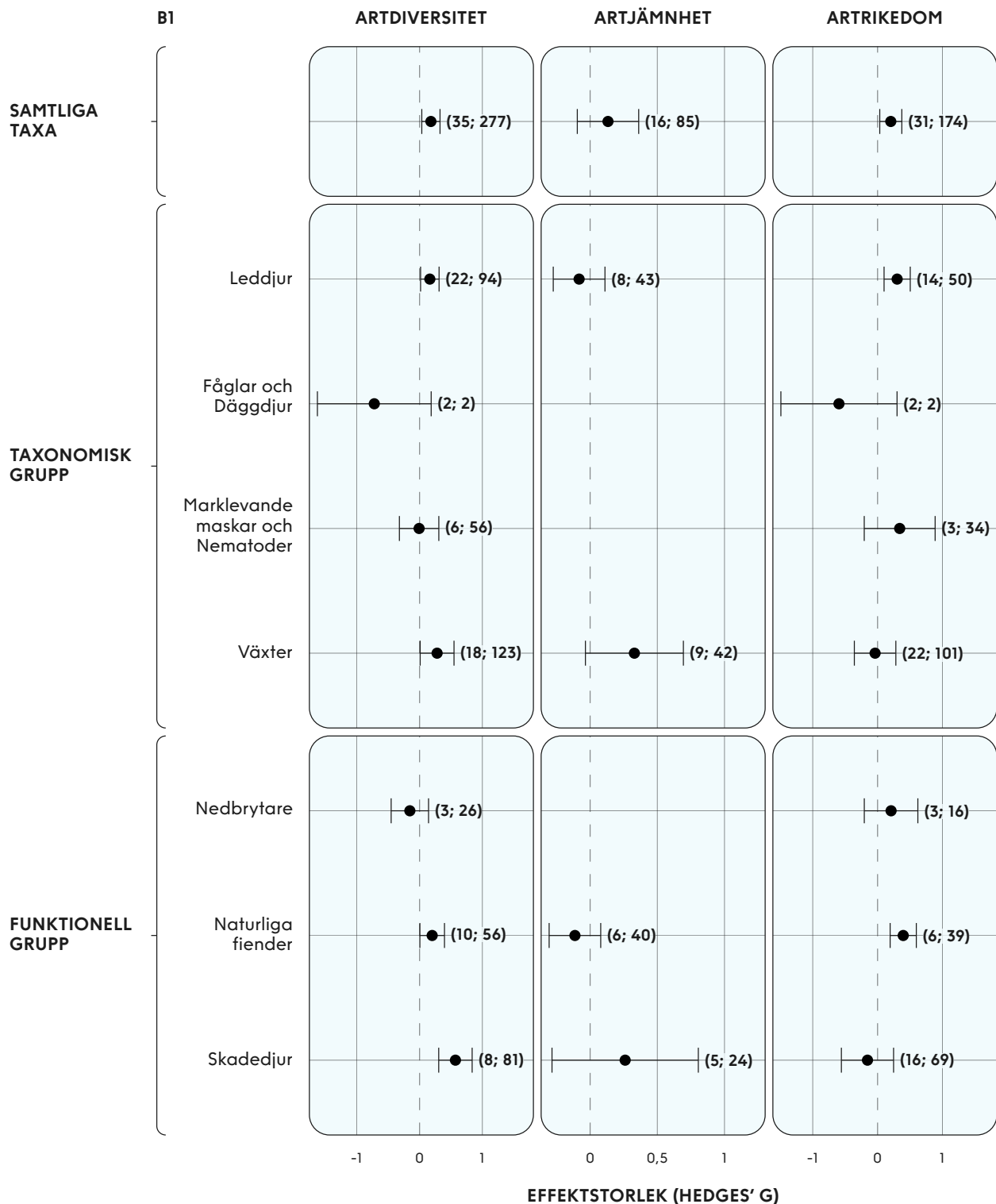
För *nedbrytare* detekterar vi inga statistiskt signifikanta skillnader på artdiversitet (-0,15 [-0,45; 0,14]) eller artrikedom (0,21 [-0,20; 0,62]) mellan jämförelsealternativen.

Tabell 5. Sammanställning över detekterade effektstorlekar när mer eller mindre varierade växtföljder jämförs. Effektstorlekarna uttrycks som standardiserade medelvärdesskillnaden (Hedges' *g*) med med nedre och övre 95-procentiga konfidensgränser. **Gröna siffror** betyder att mer varierade växtföljder bidrar till en högre biologisk mångfald jämfört med fält med lägre variation i växtföljden. **Svarta siffror** innebär att inga statistiskt signifikanta skillnader detekterats mellan växtföljder med olika variation av grödor. Siffrorna som redovisas är på analyser där samtliga resultat ingår.

^a betyder att resultaten är fortsatt statistiskt signifikanta när avvikande värden exkluderas från analysen. ^b betyder att resultaten är fortsatt statistiskt signifikanta när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. ^c betyder att resultaten är fortsatt statistiskt signifikanta när resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. ^x betyder att ett statistiskt signifikant resultat erhålls när avvikande värden exkluderas från analysen. ^y betyder att ett statistiskt signifikant resultat erhålls när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen.

GRUPPINDELNING	ART/FUNKTIONELL GRUPP	Artdiversitet	Artjämnhet	Artrikedom
Samtliga taxa	Alla arter	0,18 [0,04; 0,33]^{a,b} 35 studier, 277 effekter	0,13 [-0,10; 0,36] 16 studier, 85 effekter	0,08 [-0,15; 0,31] ^x 33 studier, 194 effekter
	Leddjur	0,16 [0,02; 0,31]^{a,b} 22 studier, 94 effekter	-0,08 [-0,27; 0,11] 8 studier, 43 effekter	0,30 [0,10; 0,50]^{a,b} 14 studier, 50 effekter
Taxonomisk grupp	Fåglar/Däggdjur	-0,72 [-1,63; 0,18] 2 studier, 2 effekter	Data saknas	-0,60 [-1,49; 0,30] 2 studier, 2 effekter
	Marklevande maskar/ Nematoder	-0,01 [-0,32; 0,31] 6 studier, 56 effekter	Data saknas	0,34 [-0,21; 0,89] 3 studier, 34 effekter
	Växter (framförallt ogräs)	0,28 [0,01; 0,55]^a 18 studier, 123 effekter	0,33 [-0,04; 0,69] 9 studier, 42 effekter	-0,04 [-0,36; 0,28] 22 studier, 101 effekter
	Nedbrytare	-0,15 [-0,45; 0,14] 3 studier, 26 effekter	Data saknas	0,21 [-0,20; 0,62] 3 studier, 16 effekter
Funktionell grupp	Naturliga fiender	0,20 [0,00; 0,40]^{a,b} 10 studier, 56 effekter	-0,11 [-0,31; 0,08] 6 studier, 40 effekter	0,40 [0,19; 0,60]^c 6 studier, 39 effekter
	Skadedjur	0,36 [-0,06; 0,79] ^{x,y} 9 studier, 95 effekter	0,26 [-0,28; 0,81] 5 studier, 24 effekter	-0,16 [-0,56; 0,25] 16 studier, 69 effekter

Figur 17. Skattade effektstorlekar från metaanalyser för alla arter, per taxonomiska grupper och för olika funktionella grupper. Samtliga data är inkluderade i de sammanvägda effektstorlekarna förutom för artrikedom för samtliga taxa och artdiversitet av skadedjur där resultaten redovisas utan avvikande värden. Uppskattningarna baseras på Hedges' g, uttryckt som medelvärdesskillnaden i förhållande till den poolade standardavvikelsen, med nedre och övre 95-procentiga konfidensgränser för Hedges' g. Den streckade linjen motsvarar "ingen effektlinje", om konfidensintervallet korsar den streckade linjen 0 betyder det att ingen statistisk signifikant skillnad detekteras mellan jämförelsealternativen. Antal studier och effekter som ingår i de sammanvägda effektstorlekarna redovisas inom parentes.



Sammantaget visar metaanalyserna att mer varierade växtföljder bidrar till:

- högre artrikedom och artdiversitet av leddjur,
- högre artdiversitet av växter, framförallt ogräs,
- högre artrikedom och artdiversitet av naturliga fiender,
- högre artdiversitet av skadedjur.

De ovan redovisade taxa är för de resultat som vi har en tilltro till. De effekter på taxa vi är osäkra på listas inte ovan, på grund av att det finns få studier eller där resultatet inte är robust vid känslighetsanalyser, se bilaga 10 och 15.

2.5.5 Känslighetsanalyser

Resultaten från känslighetsanalysen när avvikande resultat och resultat med låg tillförlitlighet (hög risk för missvisande resultat) uteslöts visar att de övergripande slutsatserna, där samtliga taxonomiska grupper ingick i sammanvägningen, var robusta när avvikande resultat och resultat med låg tillförlitlighet togs bort från analysen, se bilaga 10. Även för de flesta andra sammanvägda effekter kvarstod både riktning och signifikans efter exkluderingar vilket tyder på stabila effekter i de sammanvägda resultaten.

För växtföljder (b1) visade den sammanvägda effekten för artrikedom ingen statistiskt signifikant effekt när alla arter analyserades sammantaget. När avvikande resultat togs bort från analysen blev effekten statistiskt signifikant, medan den statistiska signifikansen förlorades när även resultat med låg tillförlitlighet exkluderades. För mosaikartade odlingslandskap (a2) förlorade artrikedom sin statistiska signifikans när avvikande resultat exkluderades från analysen. Ingen statistiskt signifikant effekt på artrikedom detekterades heller när både avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderades.

För samodling (a1) blev artdiversitet för leddjur statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderades från analysen, och den statistiska signifikansen kvarstod när även resultat med låg tillförlitlighet exkluderades. För växter kvarstod den statistiska signifikansen för artdiversitet efter exkludering av avvikande värden men förlorades när resultat med låg tillförlitlighet uteslöts. För växtföljder (b1) kvarstod den statistiska signifikansen för artdiversitet hos växter efter exkludering av avvikande värden, men förlorades när även resultat med låg tillförlitlighet uteslöts.

Bland de funktionella grupperna förlorade artdiversiteten hos naturliga fiender den statistiska signifikansen när avvikande värden exkluderades från analysen. Artrikedom hos naturliga fiender kvarstod som statistiskt signifikant efter exkludering av avvikande värden men förlorade den statistiska signifikansen när resultat med låg tillförlitlighet exkluderades. För nedbrytare blev artdiversiteten statistiskt signifikant när avvikande värden togs bort från analysen, medan den statistiska signifikansen inte kvarstod efter exkludering av resultat med låg tillförlitlighet. För växtföljder (b1) blev artdiversiteten hos skadedjur statistiskt signifikant när avvikande värden togs bort från analysen, och den statistiska signifikansen kvarstod när även resultat med låg tillförlitlighet exkluderades.

Sammantaget visar dessa resultat att merparten av slutsatserna är robusta och inte drivna av enstaka avvikande resultat och resultat med låg tillförlitlighet.

2.5.6 Publikationsbias

Trattdiagrammen visar en överlag symmetrisk spridning av residualer kring noll vilket tyder på att mindre studier inte systematiskt rapporterat starkare eller svagare effekter, se bilaga 10. En svag asymmetri kan anas i vissa delmängder, framför allt för a2 för artdiversitet där datapunkterna tenderar att vara något fler på den positiva sidan vid lägre precision. Egger-regressionerna bekräftade dock inga signifikanta småstudieeffekter och sambandet mellan publiceringsår och effektstorlek var icke-signifikant. Den samlade bedömningen är därför att de sammanvägda effekterna inte är missvisande till följd av publiceringsbias.

2.5.7 Modererande faktorer

Vi analyserade om klimatzon, odlingssystem (metoder för variation av grödor), den rumsliga skalan och risk för sammanblandning av grödans identitet med variationen av grödor i de inkluderade studierna kan förklara en del av heterogeniteten i effektstorlekar för biologisk mångfald. Vi analyserade inte om bruksmetod var en modererande faktor på grund av att det till stor del var ottydligt i studierna om försöken var utförda i ekologisk eller konventionell odling. Mer ingående detaljer kring de påverkansfaktorer som testades beskrivs i metodavsnittet 2.3.12. Dessa analyser genomfördes på de meta-analyserna där samtliga taxonomiska grupper analyserades sammantaget där det ofta förekommer en hög heterogenitet.

Effektstorlekarna påverkades delvis av studiernas karaktär men de flesta påverkansfaktorerna visade svaga eller icke-signifikanta samband. De tydligaste mönstren observerades för designrelaterade risker, särskilt för samodling (a1) där studier med hög risk för sammanblandning mellan grödvariation och grödidentitet konsekvent visade starkare positiva effekter på artdiversitet. För samodling (a1) hade odlingsmetoder viss betydelse där samodling i sig gav de mest konsekventa positiva effekterna på mångfald medan täckgrödor och jordbruk med vedartade perenner uppvisade svagare samband. Klimatzon hade en viss inverkan med tendenser till starkare positiva effekter i tempererade områden, särskilt för artrikedom vid samodling (a1). I analyserna av mosaikartade odlingslandskap (a2) var effekterna något starkare när biologisk mångfald mättes över flera habitat eller grödtyper än inom ett enskilt habitat även om skillnaden inte var statistiskt säkerställd. Övriga modererande faktorer visade inga tydliga effekter.

I de fall som moderatorn påverkar effektstorleken så finns det en risk att resultatet är mindre tillförlitligt. En moderator kan även användas för att förklara när en effekt är starkare eller svagare men det primära syftet var att undersöka generaliserbarhet av metaanalysernas resultat.

Modererande faktorer relaterade till odlingslandskapsfaktorer och bristande överensstämmelse i rumslig eller tidsmässig skala analyserades, men resultaten tolkades med försiktighet på grund av begränsad eller obalanserad datatillgång i vissa kategorier.

2.5.7.1 Analys av modererande faktorer för samodling (a1)

Styrkan och riktningen på effekten på den biologiska mångfalden varierade beroende på klimattyp, vilken form av samodling som används och risken för sammanblandning av grödvariation och grödidensitet, se bilaga 16.

Effekten på artdiversiteten var mest uttalad i kontinentala klimat (0,96 [0,30; 1,63]) än i tempererade eller tropiska områden. Samodling bidrog till den högre artdiversiteten mest konsekvent (0,82 [0,43; 1,21]), medan effekterna av täckgrödor och jordbruk med vedartade perenner var svagare. Studier med hög risk för sammanblandning mellan grödans identitet och variation av grödor visade starkare positiva effekter (0,67 [0,23; 1,11]) vilket medför att det finns en risk att den påvisade effekten på biologisk mångfald kan påverkas av grödans identitet.

Ett liknande mönster observerades för artrikedom. Positiva effekter var särskilt tydliga i tempererade klimat (0,55 [0,13; 0,97]). Samodling (0,50 [0,12; 0,89]) bidrog till den högre artrikedomen, medan effekterna av jordbruk med vedartade perenner (0,54 [-0,08; 1,17]) var mer osäkra medan täckgrödor visade svagare effekter. Liksom för artdiversitet rapporterade studier med hög risk för sammanblandning av grödans identitet och variation större positiva effekter (0,70 [0,26; 1,14]).

För artjämnhet påverkades resultaten inte av någon modererande faktor. Variabeln för biodiversitetsmätningar i enstaka eller flera habitat kunde inte analyseras eftersom nästan alla studier mätte biologisk mångfald på fältnivå. Endast enstaka studier inkluderade både det odlade fältet och angränsande habitat eller odlingslandskapsnivåer med flera grödor vilket inte gav tillräckligt underlag för statistisk analys.

2.5.7.2 Analys av modererande faktorer för mosaikartade odlingslandskap (a2)

Den biologisk mångfaldsresponsen varierade endast svagt mellan modererande faktorer, se bilaga 16. För artdiversitet observerades ingen tydlig påverkan av klimattyp, biodiversitetsmätningar, landskapsfaktorer eller bristande överensstämmelse i rumslig skala. För artrikedom tenderade resultaten att vara starkare i studier där biodiversiteten mättes över flera habitat eller grödtyper (0,42 [0,06; 0,78]) jämfört med studier som fokuserade på ett enskilt habitat (0,10 [-0,22; 0,42]), även om skillnaden inte var statistiskt säkerställd ($p = 0,061$). Övriga modererande faktorer, inklusive riskdomäner för landskapsfaktorer eller skalmissanpassning, hade inga signifikanta effekter.

2.5.7.3 Analys av modererande faktorer för varierade växtföljder (b1)

Ett delvis liknande mönster som observerades för samodling (a1) återfanns även här där studier med en låg risk för sammanblandning mellan grödidensitet och grödvariation visade starkare positiva effekter på artdiversitet (0,36 [0,10; 0,61]), se bilaga 16. Detta indikerar att effekterna av variation i växtföljder framträder tydligare när grödans identitet är tydligt åtskild från variationen av grödor i studiedesignen. Vidare uppvisade studier med låg risk för tidsmässig skalmissanpassning tydligare positiva effekter (0,24 [0,08; 0,41]) vilket kan innebära att variationer i hur snabbt biologisk mångfald svarar på förändringar i växtföljder, i kombination med bättre överensstämmelse i den tidsmässiga skalan, påverkar den observerade effekttorleken. Övriga modererande faktorer, inklusive klimattyp och metoder för mångfald av grödor, visade inga statistiskt signifikanta effekter för artdiversitet. För artjämnhet och artrikedom påverkades inte resultaten av några modererande faktorer.

2.6 Evidensgraderade slutsatser

En evidensgradering av slutsatserna innebär att vi gör en sammantagen bedömning av de olika resultaten vi fått fram från våra olika analyser tillsammans med andra faktorer, se 2.3.15. Evidensgraderingen syftar till att beskriva hur säkra vi är på att slutsatsen stämmer utifrån de vetenskapliga resultaten.

När vi har evidensgraderat slutsatserna har vi till stor del utgått från antalet studier och effekter som ingår i de sammanvägda resultaten i våra metaanalyser. I flera fall ingår ett stort antal effekter som dessutom rapporterats från olika forskargrupper och är utförda på olika kontinenter.

Viss heterogenitet mellan studierna detekteras i metaanalyserna där ett fåtal studiers konfidensintervall inte överlappar med resten. I de fall ett stort antal studier ingår i analysen bedömer vi att heterogeniteten i konfidensintervallen inte påverkar vår tillförlitlighet till det sammanvägda resultatet.

När de sammanvägda resultaten är robusta, det vill säga bibehåller den statistiskt signifikanta effekten vid känslighetsanalyser för avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet så har vi en hög tilltro till den sammanvägda effekten.

Sammanvägda resultat som baseras på färre och små studier eller när det är samma forskargrupp som genomfört samtliga studier då minskar vår tilltro till det sammanvägda resultatet. Om det sammanvägda resultatet inte längre är statistiskt signifikant när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet tas bort i sammanvägningen så minskar vår tilltro till det sammanvägda resultatet.

I de fall vi uttrycker att vi är osäkra på en slutsats så har vi detekterat en statistiskt signifikant skillnad mellan jämförelsealternativen men där vår tilltro till det sammanvägda resultatet är låg, exempelvis när resultatet bygger på ett fåtal studier och effekter eller effekttorleken påverkas vid känslighetsanalyser.

Se bilaga 13 (a1), 14 (a2) och 15 (b1) för sammanställning av resultaten från de olika metaanalyserna, inklusive känslighetsanalyserna, och evidensgraderingen.

2.6.1 Evidensgraderade slutsatser avseende effekter på biologisk mångfald av samodling (a1):

- Vi är **mycket säkra** på att artrikedom och artdiversitet gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

Slutsatsen baserar sig på ett robust och omfattande vetenskapligt underlag. I metaanalysen ingår 67 studier och 620 effekter (artdiversitet) respektive 62 studier och 436 effekter (artrikedom) som är utförda av olika forskargrupper och i många olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Resultaten från enskilda studier visar på variation. Resultatet är överförbart till en svensk kontext.

- Vi är **mycket säkra** på att artrikedom av leddjur gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 60 studier och 297 effekter som är utförda av olika forskargrupper och i många olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **säkra** på att artdiversitet av leddjur gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 66 studier och 427 effekter som är utförda av olika forskargrupper och i många olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är inte statistiskt signifikant när samtliga resultat vägs samman. Det sammanvägda resultatet blir dock statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **säkra** på att artdiversitet av skadedjur missgynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 11 studier och 102 effekter som är utförda av olika forskargrupper. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Inga avvikande värden identifierades. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **säkra** på att artrikedom av nedbrytare gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 11 studier och 54 effekter som är utförda av olika forskargrupper. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Inga avvikande värden identifierades. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **mindre säkra** på att artrikedom av naturliga fiender gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 20 studier och 100 effekter som är utförda av olika forskargrupper. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen. Dock blir det sammanvägda resultatet inte statistiskt signifikant när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **mindre säkra** på att artdiversitet av växter (framförallt ogräs) missgynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 12 studier och 117 effekter som är utförda av olika forskargrupper och i olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen. Dock blir det sammanvägda resultatet inte statistiskt signifikant när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Konfidensintervallet ligger nära 0 (ingen effektlinje) och resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **osäkra** på att artdiversitet av pollinatörer gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 2 studier och 25 effekter som är utförda av olika forskargrupper. Det sammanvägda resultatet baseras på endast två studier, dock är effekten klart skilt från 0 (ingen effektlinje). Inga avvikande värden eller resultat med låg tillförlitlighet identifierades.

- Vi är **osäkra** på att artdiversitet av nedbrytare gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 10 studier och 125 effekter som är utförda av olika forskargrupper. Det sammanvägda resultatet är inte statistiskt signifikant när samtliga resultat vägs samman. Det sammanvägda resultatet blir dock statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen. Dock blir det sammanvägda resultatet inte statistiskt signifikant när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **osäkra** på att artdiversitet av naturliga fiender gynnas av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 24 studier och 195 effekter som är utförda av olika forskargrupper i olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är statistiskt signifikant när samtliga resultat vägs samman. Dock är det sammanvägda resultatet inte statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen eller när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- För övriga jämförelser och utfallsmått går det inte att avgöra effekten på biologisk mångfald av högre mångfald av grödor inom ett odlat fält. Inga av de övriga sammanvägda effekterna är statistiskt signifikanta och inkluderade studier visar till viss del på motstridiga resultat.

2.6.2 Evidensgraderade slutsatser avseende effekter på biologisk mångfald av odlingslandskap med högre mångfald av grödor (a2):

- Vi är **mindre säkra** på att artrikedom gynnas av odlingslandskap med högre mångfald av grödor.

Slutsatsen baserar sig på ett relativt stort vetenskapligt underlag men som är mindre robust vid känslighetsanalyser. I metaanalysen ingår 18 studier och 29 effekter. Det sammanvägda resultatet är statistiskt signifikant när samtliga resultat vägs samman. Dock är det sammanvägda resultatet inte statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen eller när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen, men det nedre konfidensintervallet ligger precis vid 0 (ingen effektlinje). Samtliga analyser visar mycket snarlika resultat vilket medför att vi ändå tror att det finns en effekt på den biologiska mångfalden. Studierna är utförda av olika forskargrupper och i flera olika världsdelar. Resultaten från enskilda studier visar på variation. Resultatet är överförbart till en svensk kontext.

- För övriga jämförelser och utfallsmått går det inte att avgöra effekten på biologisk mångfald av högre mångfald av grödor i odlingslandskapet. Inga av de övriga sammanvägda effekterna är statistiskt signifikanta och inkluderade studier visar till viss del på motstridiga resultat.

2.6.3 Evidensgraderade slutsatser avseende effekter på biologisk mångfald av mer varierade växtföljder (b1):

- Vi är **mycket säkra** på att artrikedom gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.

Slutsatsen baserar sig på ett robust och omfattande vetenskapligt underlag. I metaanalysen ingår 35 studier och 277 effekter som är utförda av olika forskargrupper och i olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Resultaten från enskilda studier visar på variation. Resultatet är överförbart till en svensk kontext.

- Vi är **mindre säkra** på att artrikedom gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.

Slutsatsen baserar sig på ett relativt stort vetenskapligt underlag men är mindre robust vid känslighetsanalyser. I metaanalysen ingår 33 studier och 194 effekter som är utförda av olika forskargrupper och i olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är inte statistiskt signifikant när samtliga resultat vägs samman. Dock blir det sammanvägda resultatet statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen. Det sammanvägda resultatet förlorar den statistiska signifikansen när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen, men det nedre konfidensintervallet ligger precis vid 0 (ingen effektlinje) och är snarlikt analysen utan avvikande värden. Resultaten från enskilda studier visar på variation. Resultatet är överförbart till en svensk kontext.

- Vi är **mycket säkra** på att artdiversitet av leddjur gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 22 studier och 94 effekter som är utförda av olika forskargrupper och i olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **säkra** på att artrikedom av leddjur gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 14 studier och 50 effekter som är utförda av olika forskargrupper och i olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. På grund av relativt få ingående studier ansåg vi det rimligt att stanna på en säker tilltro till slutsatsen trots att resultaten var mycket robusta. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **säkra** på att artdiversitet av naturliga fiender gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 10 studier och 56 effekter som är utförda av olika forskargrupper. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Konfidensintervallet ligger nära 0 (ingen effektlinje) när samtliga resultat vägs samman, men är tydligt skilt från 0 när avvikande värden och när dessa och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen vilket medför att vi är säkra på slutsatsen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **säkra** på att artrikedom av naturliga fiender gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 6 studier och 39 effekter som är utförda av olika forskargrupper. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Inga avvikande värden identifierades. Konfidensintervallet är tydligt skilt från 0 (ingen effektlinje) i samtliga analyser vilket medför att vi är säkra på slutsatsen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **mindre säkra** på att artdiversitet av växter gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 18 studier och 123 effekter som är utförda av olika forskargrupper och i olika världsdelar. Det sammanvägda resultatet är fortsatt statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen. Dock är det sammanvägda resultatet inte statistiskt signifikant när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet tas bort från analysen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- Vi är **mindre säkra** på att artdiversitet av skadedjur gynnas av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält.

I metaanalysen ingår 9 studier och 95 effekter som är utförda av olika forskargrupper. Det sammanvägda resultatet är inte statistiskt signifikant när samtliga resultat vägs samman. Dock blir det sammanvägda resultatet statistiskt signifikant när avvikande värden exkluderas från analysen och när avvikande värden och resultat med låg tillförlitlighet exkluderas från analysen. Resultaten bygger på relativt få studier vilket medför att vi är mindre säkra på slutsatsen. Resultaten från enskilda studier visar på variation.

- För övriga jämförelser och utfallsmått går det inte att avgöra effekten på biologisk mångfald av mer varierade växtföljder inom ett odlat fält. Inga av de övriga sammanvägda effekterna är statistiskt signifikanta och de inkluderade studierna till viss del visar motstridiga resultat.

2.7 Resultat från analysen över mångfald av grödor i Sverige

Vi analyserade både mångfalden av grödor och hur mångfalden av grödor varierade geografiskt över Sverige. Den första analysen informerar om i vilken omfattning varierade grödor i tid och rum används i olika delar av Sverige, vilket kan bidra till förståelsen om hur relevanta de resultat vi har är för svenska förhållanden. Den andra analysen syftar till att undersöka vilken variation av grödor som lantbrukare realistiskt kan åstadkomma genom sina agronomiska val. Logiken för detta är att en stor variation visar att vissa lantbrukare redan använder en stor variation i grödor, medan andra använder enklare växtföljder eller har en mindre variation av grödor inom eller mellan fält, och således potential att öka mångfalden av grödor. Vi har också undersökt hur olika komponenter av variationen av grödor relaterar, eftersom mer varierade växtföljder är en förutsättning för variation av grödor i odlingslandskapet.

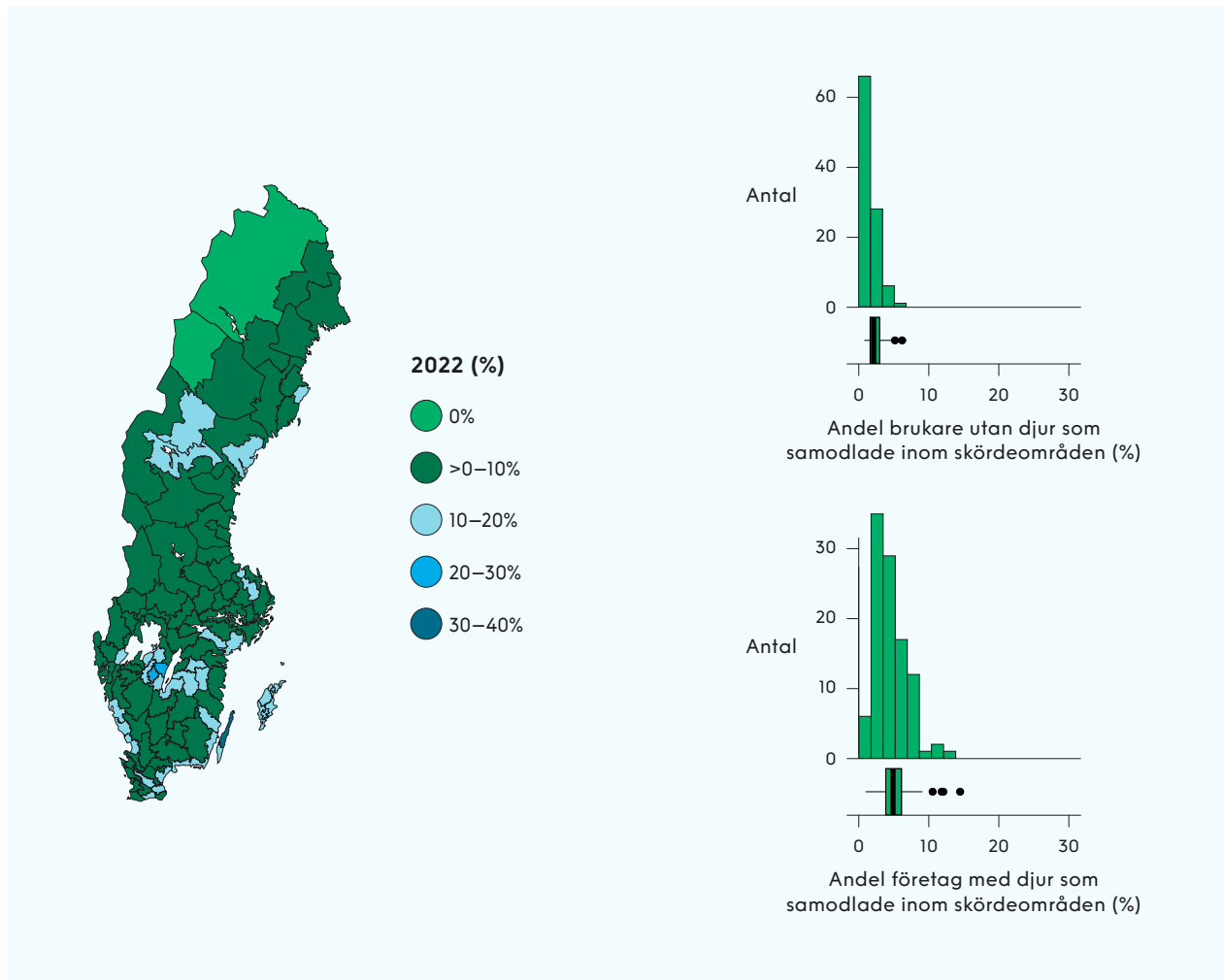
Analyserna gjordes separat för samodling (a1), mosaikartade odlingslandskap (a2) och växtföljder (b1). Mångfalden av grödor redovisas som medelvärden, standardavvikelse (absolut variation) och variationskoefficient (relativ variation) per skördeområde.

2.7.1 Samodling i Sverige (a1)

Mellan 2 till 2,8 procent av jordbruksmarken som fått stöd i Sverige har samodlats under perioden 2015-2022. Andelen samodling per skördeområde som fått stöd varierade mellan noll och drygt sex procent, se figur 2. Det finns en tendens, som inte är statistiskt säkerställd, till en minskande samodling nationellt mellan år 2015 och 2022 (Mann-Kendall, $\tau = -0,57$, $P = 0,063$). Samodling förekommer i varierande omfattning i alla skördeområden med undantag för de mest nordliga, se figur 2.

Räknat som andelen företag rör det sig om knappt 10 procent nationellt med en variation mellan noll och drygt 30 procent mellan skördeområden, se figur 18. Bland företag som hade djur samodlade en högre andel, mellan 4,8 och 6,3 procent, jämfört med de utan djur (1,7 till 2,8 procent), se figur 18. Andelen företag med nötkreatur som samodlat var mellan 9,4 till 11,4 procent per skördeområde och för företag med tamsvin mellan 6,9 till 10,2 procent.

Figur 18. Till vänster andel företag med samodling i Sveriges skördeområden 2022. I mitten histogram över antalet företag utan djur som samodlade och till vänster histogram över antalet företag med djur som samodlade 2021.



2.7.2 Mångfald av grödor på odlingslandskapsnivå i Sverige (α2)

Mångfalden av grödor kartlades som cirkulära områden med sju olika skalor med radierna 60, 140, 250, 500, 1000, 1500 och 4000 meter. På nationell skala varierade genomsnittliga antalet grödor mellan 1,27 och 4,70 för åren 2015 till 2022 för cirkulära områden med radier från 60 till 4000 meter, se tabell 6. Den genomsnittliga Shannon index för grödor varierade mellan 0,11 och 0,76 för åren 2015 till 2022 för cirkulära områden med radier från 60 till 4000 meter, se tabell 7.

Tabell 6. Nationella genomsnittlig antalet grödor i de cirkulära områdena med olika radier och år mellan 2015 och 2022. Siffrorna som anges i tabellen är medelvärde $\pm$ standardavvikelse.

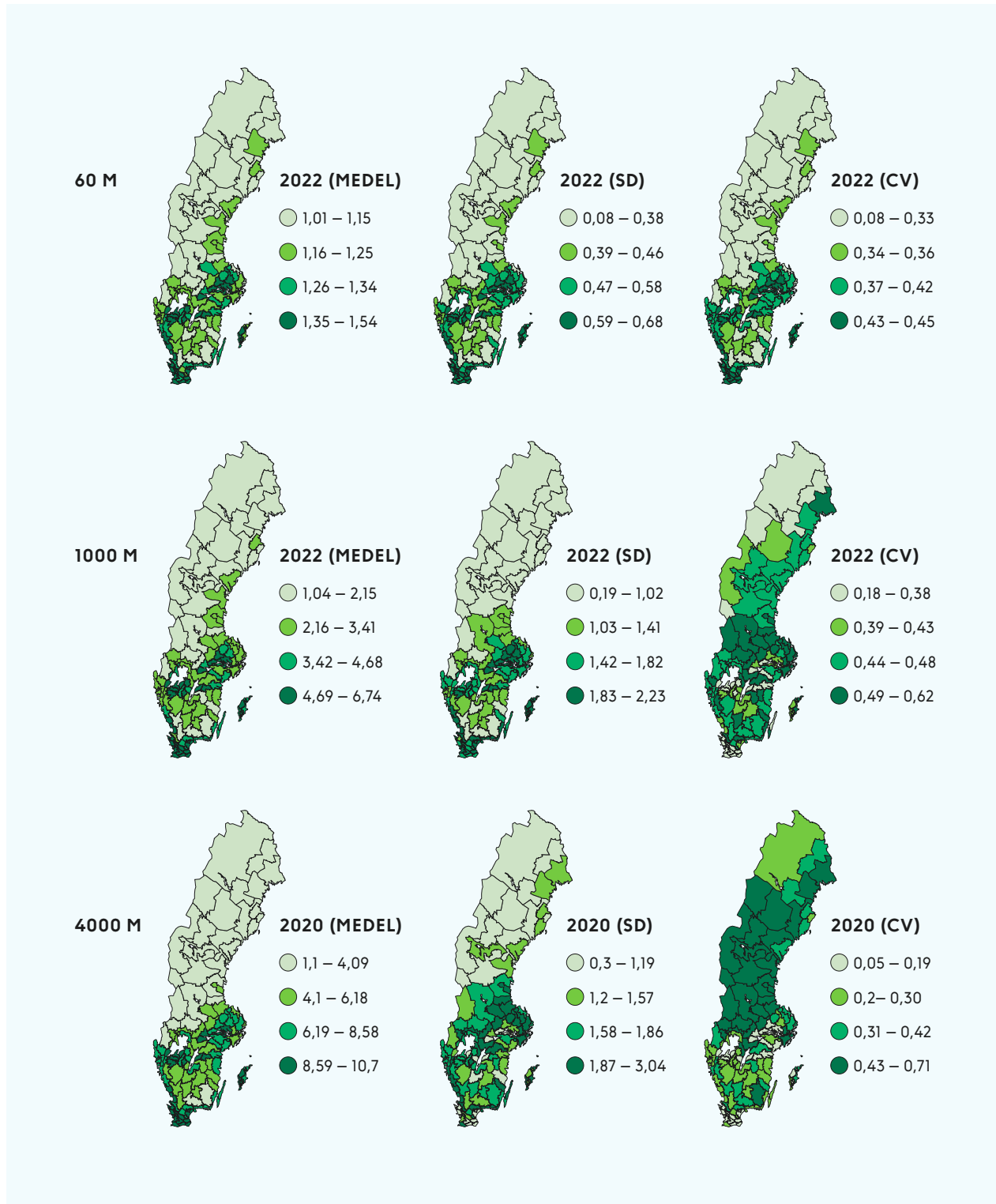
ÅR/RADIE (METER)	60	140	250	500	1000	1500	4000
2015	1,32 $\pm$ 0,562	1,65 $\pm$ 0,855	1,99 $\pm$ 1,148	2,52 $\pm$ 1,572	3,15 $\pm$ 1,984	3,58 $\pm$ 2,193	4,67 $\pm$ 2,864
2016	1,33 $\pm$ 0,570	1,66 $\pm$ 0,865	2,01 $\pm$ 1,161	2,54 $\pm$ 1,590	3,19 $\pm$ 2,010	3,61 $\pm$ 2,227	4,69 $\pm$ 2,878
2017	1,33 $\pm$ 0,573	1,67 $\pm$ 0,872	2,03 $\pm$ 1,171	2,57 $\pm$ 1,602	3,21 $\pm$ 2,013	3,63 $\pm$ 2,228	4,70 $\pm$ 2,884
2018	1,27 $\pm$ 0,516	1,55 $\pm$ 0,771	1,83 $\pm$ 1,023	2,26 $\pm$ 1,408	2,81 $\pm$ 1,837	3,17 $\pm$ 2,090	4,15 $\pm$ 2,807
2019	1,28 $\pm$ 0,522	1,56 $\pm$ 0,780	1,85 $\pm$ 1,035	2,29 $\pm$ 1,419	2,84 $\pm$ 1,825	3,19 $\pm$ 2,062	4,13 $\pm$ 2,765
2020	1,28 $\pm$ 0,523	1,56 $\pm$ 0,779	1,85 $\pm$ 1,033	2,30 $\pm$ 1,412	2,83 $\pm$ 1,812	3,18 $\pm$ 2,049	4,10 $\pm$ 2,743
2021	1,28 $\pm$ 0,524	1,57 $\pm$ 0,783	1,86 $\pm$ 1,039	2,31 $\pm$ 1,423	2,86 $\pm$ 1,835	3,22 $\pm$ 2,083	4,17 $\pm$ 2,798
2022	1,28 $\pm$ 0,522	1,56 $\pm$ 0,782	1,86 $\pm$ 1,045	2,31 $\pm$ 1,440	2,87 $\pm$ 1,867	3,24 $\pm$ 2,120	4,21 $\pm$ 2,864

Tabell 7. Nationella genomsnittlig Shannon index för grödor i de cirkulära områdena med olika radier och år mellan år 2015 och 2022. Siffrorna som anges i tabellen är medelvärde $\pm$ standardavvikelse.

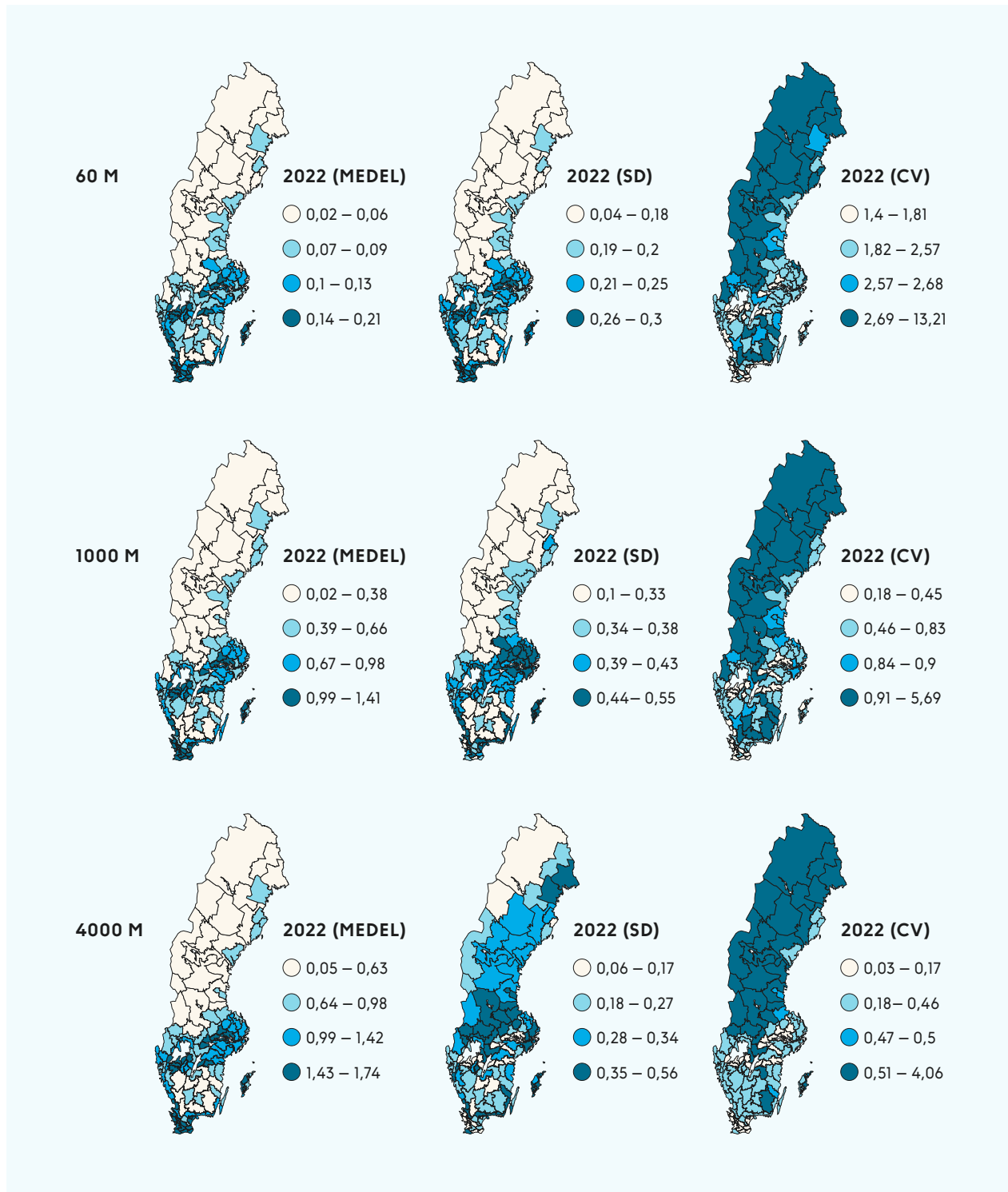
ÅR/RADIE (METER)	60	140	250	500	1000	1500	4000
2015	0,13 $\pm$ 0,248	0,25 $\pm$ 0,336	0,35 $\pm$ 0,401	0,48 $\pm$ 0,468	0,6 $\pm$ 0,508	0,65 $\pm$ 0,518	0,73 $\pm$ 0,530
2016	0,13 $\pm$ 0,251	0,25 $\pm$ 0,339	0,36 $\pm$ 0,403	0,49 $\pm$ 0,472	0,61 $\pm$ 0,513	0,66 $\pm$ 0,524	0,74 $\pm$ 0,536
2017	0,13 $\pm$ 0,252	0,25 $\pm$ 0,340	0,36 $\pm$ 0,405	0,50 $\pm$ 0,475	0,62 $\pm$ 0,517	0,67 $\pm$ 0,529	0,76 $\pm$ 0,546
2018	0,11 $\pm$ 0,231	0,21 $\pm$ 0,313	0,30 $\pm$ 0,373	0,42 $\pm$ 0,438	0,52 $\pm$ 0,478	0,56 $\pm$ 0,490	0,64 $\pm$ 0,502
2019	0,11 $\pm$ 0,233	0,22 $\pm$ 0,316	0,31 $\pm$ 0,376	0,43 $\pm$ 0,441	0,53 $\pm$ 0,480	0,58 $\pm$ 0,493	0,64 $\pm$ 0,504
2020	0,11 $\pm$ 0,233	0,22 $\pm$ 0,316	0,31 $\pm$ 0,376	0,43 $\pm$ 0,441	0,54 $\pm$ 0,481	0,58 $\pm$ 0,493	0,65 $\pm$ 0,504
2021	0,11 $\pm$ 0,234	0,22 $\pm$ 0,317	0,31 $\pm$ 0,378	0,44 $\pm$ 0,444	0,54 $\pm$ 0,485	0,59 $\pm$ 0,499	0,67 $\pm$ 0,514
2022	0,11 $\pm$ 0,233	0,22 $\pm$ 0,316	0,31 $\pm$ 0,378	0,43 $\pm$ 0,447	0,54 $\pm$ 0,491	0,59 $\pm$ 0,505	0,67 $\pm$ 0,521

Genomsnittlig mångfald av grödor för landskap med radier från 60 till 4000 meter inom skördeområden varierade mellan 1,01 och 10,7 i antalet grödor, se figur 19, samt 0,01 och 1,74 i grödkomplexitet (Shannon index) för grödor under år 2022, se figur 20. Mångfalden av grödor, liksom dess variation, är genomsnittligt högre i jordbruksdominerade områden, oavsett radien på det cirkulära området, se figur 19. Däremot är variationskoefficienten vid korta radier, som 60 och 140 meter, högre i jordbruksdominerade områden. Med ökande radie blev förhållandet omvänt, det vill säga att jordbruksdominerade områden har låg variation vid stora radier, se figur 19. Grödkomplexiteten var liksom mångfalden av grödor högre i jordbruksdominerade områden, se figur 20. Variationen var hög i jordbruksdominerade områden vid korta radier, men låg vid långa radier, se figur 20. Variationskoefficienten var låg i jordbruksdominerade områden vid både korta och långa radier, se figur 20. Dessa analyser har inte tagit hänsyn till att mängden jordbruksmark i landskapen varierar.

Figur 19. Genomsnittlig mångfald av grödor 2022, uttryckt som antal grödor (till vänster) för landskap med radien 60 meter (överst), 1000 meter (mitten) och 4000 meter (underst). I mitten visas standardavvikelsen och till höger variationskoefficienten för mångfalden av grödor per skördeområde.



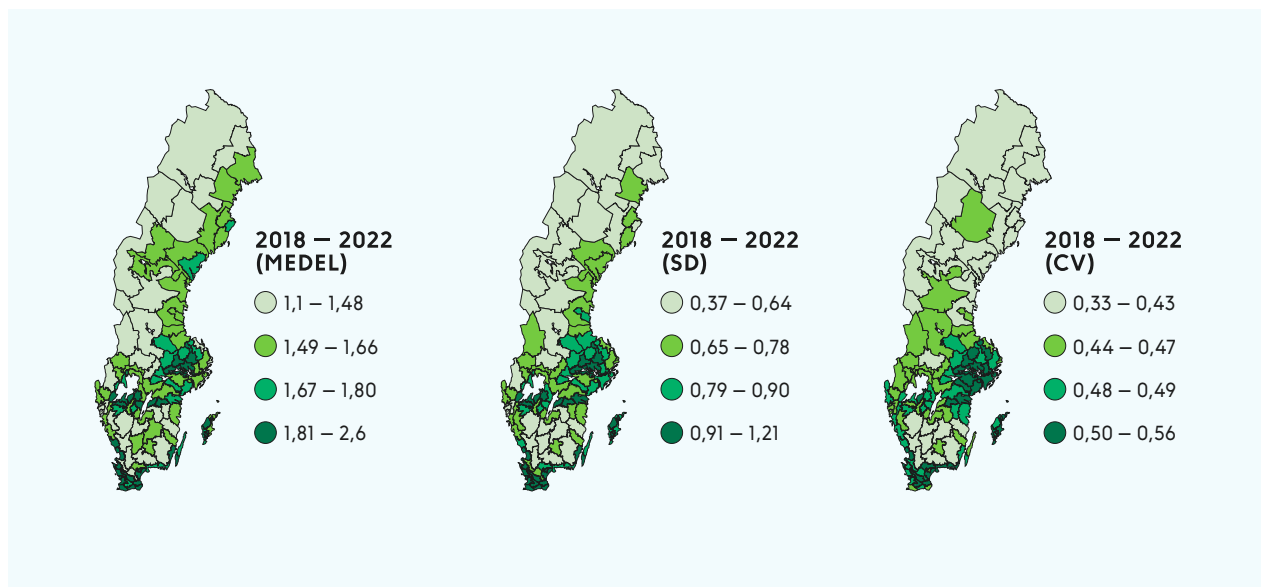
Figur 20. Genomsnittlig mångfald av grödor 2022, uttryckt som Shannon index (till vänster) för landskap med radien 60 meter (överst), 1000 meter (mitten) och 4000 meter (underst). I mitten visas standardavvikelsen och till höger variationskoefficienten för mångfalden av grödor som Shannon index per skördeområde.



2.7.3 Varierade växtföljder i Sverige (b1)

Nationellt varierade antalet grödor i växtföljden mellan 1,49 och 1,65 under perioden 2001 till 2022 utifrån samtliga möjliga femårs medelvärden. Det fanns ingen statistisk signifikant trend för samma femårs växtföljder i antalet grödor mellan 2001 och 2022 (block-bootstrap för att ta hänsyn till temporal autokorrelation, Mann-Kendall, $P = 0,22$). Det genomsnittliga antalet grödor i växtföljderna varierade något mellan olika skördeområden, se figur 2-3 och 5, och var något högre i jordbruksdominerade områden, se figur 21. Variation och variationskoefficient av antalet grödor i växtföljden samvarierade i stort med det genomsnittliga antalet grödor per skördeområde, se figur 21.

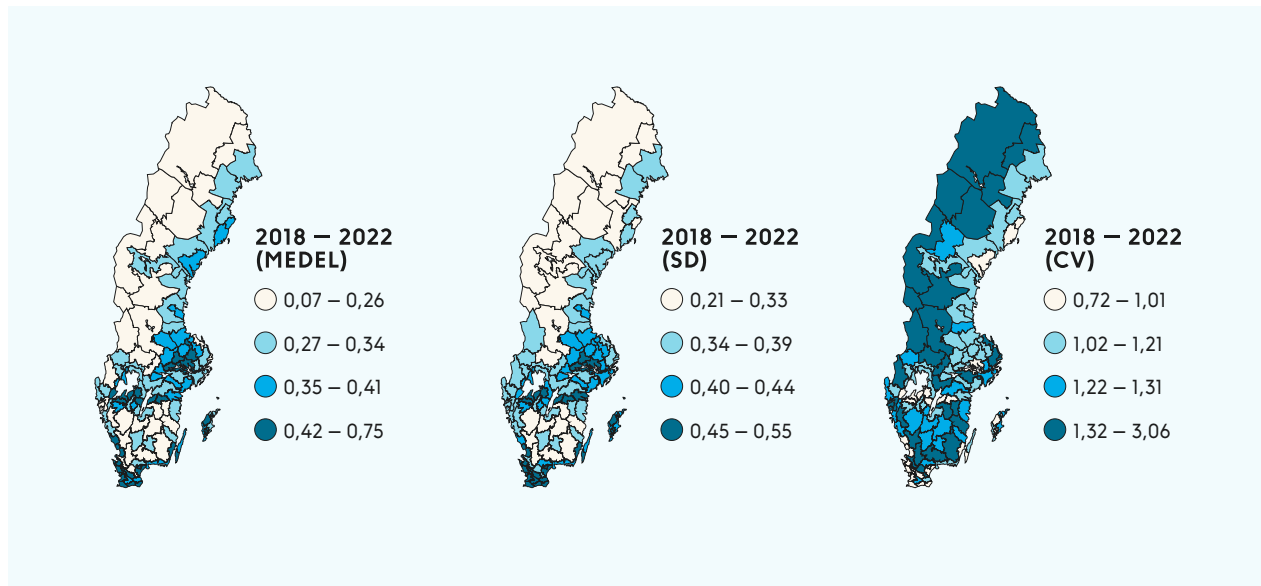
Figur 21. Genomsnittligt antal grödor och variationen i antalet grödor per skördeområde för femåriga växtföljder 2018-2022. Kartorna visar genomsnittligt antalet grödor (till vänster), absolut variation som standardavvikelse (mitten) och relativ variation som variationskoefficient (till höger) för antalet grödor i alla odlade fält inom varje skördeområde.



Nationellt varierade växtföljdernas Shannon index mellan 0,26 och 0,39 under perioden 2001 till 2022 i samtliga möjliga femårs medelvärden per fält. Det fanns ingen statistisk signifikant trend för samma femårs växtföljder i Shannon index mellan 2001 och 2022 (block-bootstrap för att ta hänsyn till temporal autokorrelation, Mann-Kendall, $P = 0,20$).

Genomsnittlig Shannon index för växtföljder varierade något mellan olika skördeområden, 0,07 till 0,75, och var något högre i jordbruksdominerade områden, se figur 22. Variation av antalet grödor i växtföljderna samvarierade i stort med det genomsnittliga antalet grödor per skördeområde, se figur 22, medan Shannon index varierade i relativa termer minst i jordbruksdominerade områden vilket beror på att dessa skördeområde i genomsnitt har låga Shannon index och relativt högre variation av index.

Figur 22. Shannon index för femårs växtföljder mellan år, 2018 och 2022 per skördeområde. Shannon index beräknades som medelvärde (till vänster), standardavvikelse (mitten) och variationskoefficient (till höger) för alla odlade fälts Shannon index inom varje skördeområde.



2.8 Diskussion inklusive begräsningar i översikten

Vår systematiska översikt visar hur mångfald av grödor i tid och rum påverkar mångfalden av vilda djur och växter i jordbruksområden. Vi extraherade data från 158 artiklar som redovisat effekter på något av biodiversitetsmåttarna artrikedom, artjämnhet eller artdiversitet och kan potentiellt extrahera effekter på abundans från ytterligare 335 studier. Möjligheten att dra slutsatser begränsas dock av att studierna är ojämnt fördelade över de olika odlingsystemen i tid och rum som ingår i översikten. Forskningen domineras av studier om samodling (a1), följt av växtföljder (b1) och odlingslandskapsstudier (a2). Inga studier har utvärderat effekter av mer eller mindre skiftande mosaik av grödor i odlingslandskapet mellan år (b2) vilket sannolikt speglar de praktiska svårigheterna att bedriva studier på stora skalor över flera år.

Den statistiska styrkan i våra analyser minskar genom att vi analyserat artrikedom, artjämnhet och artdiversitet separat. Även om dessa mått är relaterade beskriver de olika aspekter av mångfald vilket motiverar separata analyser. Empiriskt och teoretiskt är dessutom sambandet mellan artrikedom och artjämnhet svagt (Kvålseth, 2024; Stirling & Wilsey, 2001). De olika måtten har också olika implikationer. Artrikedom speglar målsättningar att bevara biologisk mångfald, men hur indikatorer på artrikedom ska tolkas beror dels på skalan de mätts på, där fokus på små skalor kan ha begränsat värde för att fånga beta-diversitet (Socolar et al., 2016) och behövs kompletteras med andra indikatorer för att förstå artsamhällens förändringar och resiliens (Hillebrand et al., 2018). Indikatorer som väger in artjämnhet kan komplettera förståelsen av hur ekosystemprocesser och -funktioner påverkas (Hillebrand et al., 2008; Hordijk et al., 2023). En gemensam analys av artrikedom, artjämnhet och artdiversitet hade också blivit betydligt mer komplex eftersom vi behövt hantera att en individuell studie ofta innehåller flera olika jämförelser och ibland har dessa jämförelser gjorts med flera olika mångfaldsmått. Mångfalden av specifika funktionella grupper, liksom indikatorer av funktionell mångfald, kan vara väsentliga för att förstå både resiliens och effekter på ekosystemfunktioner (Elmqvist et al., 2003; Wood et al., 2015).

2.8.1 Huvudsakliga resultat

Informationen i vår översikt handlar om effekter på biologisk mångfald inom det odlade fältet och informerar inte om konsekvenser för den biologiska mångfalden på större skalor eller för hotade arter.

Den mest omfattande forskningen vi identifierat handlar om samodling inom ett fält där vi identifierade 93 studier. Resultaten handlar i stort sett uteslutande om den biologiska mångfalden av leddjur när vi analyserade utifrån olika taxonomiska grupper och naturliga fiender när vi analyserade utifrån funktionella grupper. Våra resultat stämmer överens med en annan systematisk översikt som sammanställde information från 63 studier som fann att stråsäds-ärtväxt samodlingar hade högre artrikedom av nyttiga leddjur samtidigt som abundansen av skadegörare minskade jämfört med ren stråsäd, och att rad- och bandsamodling var speciellt effektivt (Rakotomalala et al., 2023).

Syftet med samodling är ofta att stärka biologisk kontroll, det vill säga att minska antalet skadedjur genom att gynna arter som livnär sig på skadedjur. Vår sammanställning visade på en positiv effekt på artrikedom av naturliga fiender och en minskad artdiversitet av skadedjur vilket stämmer överens med en systematisk metaanalys av 21 studier (Yousefi et al., 2024). Eftersom biologisk kontroll kan vara relaterat till antalet (abundansen) naturliga fiender bedömer vi det värdefullt att gå vidare med sammanställningen av effekter på abundans för dessa arter.

Vi fann färre, men fortfarande relativt omfattande, resultat vad gäller effekten på biologisk mångfald av olika varierade växtföljder. Fokus ligger även här på studier av leddjur och naturliga fiender där vi fann tydliga positiva effekter på artdiversitet och artrikedom vid mer varierade växtföljder. I en metareview, baserad på två underliggande metaanalyser, fann Beillouin et al. (2021) också en positiv effekt av mer varierade växtföljder. Eftersom detta är effekter inom det odlade fältet är det intressant att försöka identifiera vilka lokala ekologiska mekanismer som kan åstadkomma detta. Varierade växtföljder används ofta för att begränsa ogräs (Weisberger et al., 2019) men kan samtidigt leda till en högre diversitet av ogräs (Westbrook et al., 2024). Effekten beror på i vilken mån grödor med olika funktioner, så som olikheter avseende morfologi (anatom) och fenologi (säsongsegenskaper), har använts i de olika växtföljderna. Det är inget som vi har testat på vårt material men det vore värdefullt att gå vidare med analyser av detta, framför allt vad gäller de studier som har undersökt både växters och leddjurs mångfald för att undersöka om leddjurens mångfald beror på variationen av ogräs.

Liksom för samodling handlar studier om varierade växtföljders påverkan på biologisk mångfald om lokala effekter. När syftet är att undersöka funktionell mångfald, exempelvis mångfald av naturliga fiender, kan detta vara en adekvat nivå. Vi fann också en tydlig positiv effekt på artdiversiteten av naturliga fiender men även en viss positiv effekt på artdiversiteten av skadegörare. Även här vore det intressant med en uppföljning av abundansdata.

Det som saknas i litteraturen är studier av konsekvenser för den biologiska mångfalden på större skalor vilket är relevant om man vill undersöka effekten på sällsynta och minskande organismer. Givet de studier vi identifierat har vi i denna översikt inte kunnat göra detta vilket begränsar möjligheten att uttala sig om värdet av ökad mångfald av grödor för biologisk mångfald för dessa grupper.

Mångfald av grödor på odlingslandskapsnivå är en åtgärd som ansetts viktig både av experter (Pe'er et al., 2022) och i implementeringen av den Gemensamma Jordbrukspolitiken (EC Regulation No. 1307/2013) men kunskapen om dess effekter på den biologiska mångfalden är låg (Dicks et al., 2014). I vår systematiska översikt fann vi en effekt av högre mångfald av grödor i odlingslandskapet på artrikedom. Antalet studier som undersökt detta är dock betydligt färre än de som fokuserat på mångfald av grödor inom fält vilket minskar den statistiska styrkan i vår utvärdering. Det finns dessutom vissa komplikationer när det gäller att undersöka effekten på biologisk mångfald av variationen av grödor på odlingslandskapsnivå. Resultat som tillskrivs mångfald av grödor kan uppkomma genom samvariation med andra variabler som fältstorlek och mer eller mindre naturliga habitat i landskapet (Brutti et al., 2025). Eftersom den biologiska mångfalden i odlingslandskapet tydligt ökar med inslagen av mer eller mindre naturliga habitat är det svårt att särskilja effekten av just mångfalden av grödor i sådana studier. Vissa studier har använt sig av olika sammansatta indikatorer på odlingslandskapets heterogenitet där mångfalden av grödor kan eller inte kan ingå. Då detta var fallet eller oklart redovisat kunde vi inte inkludera resultaten i sammanvägningen. Även för studier som använt sig av adekvata indikatorer på mångfalden av grödor kan det dock finnas en risk för att landskapet i sig påverkar, eftersom gröddiversitet kan samvariera med landskapets karaktär vilket också beror på skalan som analyseras (Gleeson & MacDonald, 2025).

Vidare kompliceras dessa studier av de olika skalorna som både åtgärden och utfallet kan mätas på. Dels kan mångfalden av grödor mätas på olika skalor, med oklarheter hur mångfalden av grödor korrelerar över skalor (Aramburu Merlos & Hijmans, 2020). Dels kan effekten på biologisk mångfald vara beroende av på vilken skala mångfalden mäts. Om mångfalden mäts på en lokal skala, som i en kantzon eller i en specifik gröda, som är en helt legitim metod som fångar effekter av till exempel landskapskomplementering, riskerar man att missa effekten av nischdiversifiering, så som olika organismssamhällen i olika grödor. De studier som fanns med i vår översikt har ofta mätt den biologiska mångfalden i ett specifikt habitat, men det fanns studier som mätt mångfalden över flera habitat eller grödtyper. Skillnaden i effekter mellan studier som mätt effekter i ett eller flera habitat var inte statistiskt säkerställt i våra analyser, vilket hindrar oss från att dra säkra slutsatser.

Skiftande mosaiker av grödor i odlingslandskapet (b2) har inte studerats i den vetenskapliga litteraturen. Denna kategori handlar om att mosaiken av grödor i rummet ändrar utseende år till år. I de studier vi hittade studeras detta som separata effekter av växtföljder och landskapsmosaik och inte som interaktiva effekter. Detta beror sannolikt på de praktiska svårigheterna att studera växtföljder på odlingslandskapsskalor (Bertrand et al., 2016). Ur biologisk synvinkel är det fullt möjligt att asynkrona växtföljder som skapar ett dynamiskt mönster av grödor i landskapet är en viktig åtgärd för biologisk mångfald eftersom intilliggande grödor kan fungera som hemvisten för arter som kan sprida sig till intilliggande fält när växtföljden växlar mellan fälten (Vasseur et al., 2013). Konsekvenserna av varierade växtföljder borde kunna utredas utifrån den information som finns separat om effekten av växtföljder och variation i odlingslandskapet men vi känner inte till några sådana analyser. Vi ser därför detta som ett viktigt och spännande framtida forskningsfält.

Vi noterar också att den starka kopplingen mellan mer varierade växtföljder och variation i grödor i odlingslandskapet i vår analys över Sverige, se figur 6, gör att det är svårt att uttala sig om mekanismen som driver mångfaldseffekter utan fördjupade ekologiska studier. Eftersom vi fann tydlig effekt av mer varierade växtföljder, och mer varierade växtföljder är kopplat till rumslig variation i grödor, borde detta leda till effekter på biologisk mångfald även inom specifika gröd-habitat.

2.8.2 Modererande effekter och risker

Studierna vi funnit omfattar en stor variation av grödor och odlingsformer och är genomförda under klimatförhållanden som sträcker sig från tropiska till tempererade. För att hantera denna variation har vi genomfört analyser med olika modererande faktorer, det vill säga faktorer som kan påverka den uppmätta effektstorleken på den biologiska mångfalden.

Klimatzon hade ingen större påverkan på resultaten med det fanns tendenser till starkare positiva effekter i tempererade områden, framför allt vad gäller artrikedom vid samodling (a1). Vad gäller mosaikartade odlingslandskap (a2) var mätningar som omfattade flera habitat visade endast en icke-signifikant tendens till starkare positiva effekter på artrikedom. Effekterna varierade dessutom något mellan olika odlingsmetoder inom samodling (a1) där samodling i sig gav de mest konsekventa positiva effekterna på artdiversitet och artrikedom, medan täckgrödor och jordbruk med vedartade perenner uppvisade svagare effekter.

Ett annat sätt att hantera heterogeniteten i det extraherade materialet är att dela upp data utifrån olika kontexter. I vårt fall blir detta problematiskt då det finns heterogeniteten i många olika dimensioner. Data är rapporterade med olika mått på biologisk mångfald, avser olika taxonomiska och funktionella grupper, kommer från olika klimatzoner och avser olika odlingsformer. Om homogena grupper skulle skapas på alla nivåer minskar mängden data och därmed den statistiska säkerheten i analysen. Detta är en välkänd utmaning i ekologiska metaanalyser, där stark kontextberoende variation och metodologisk heterogenitet ofta begränsar möjligheten att identifiera generella mönster (Gurevitch et al., 2018; Senior et al., 2016).

Både för samodling och varierade växtföljder är det centralt att skilja på effekter av variationen av grödor och grödornas identitet (jfr Loreau et al., 2022). Vid en jämförelse mellan odlingar med olika antal grödor handlar detta om huruvida effekten på den biologiska mångfalden beror på att fler olika grödor odlas och inte på förekomsten av en viss specifik gröda. En mer varierad växtföljd eller ett odlingslandskap med högre mångfald av grödor kan till exempel innehålla mer vall. Ur vårt perspektiv handlar frågan om ifall mångfalden av grödor är viktig och om det är positivt att bryta upp ensidiga växtföljder och odlingslandskap med vall, inte om mer vall bidrar till en högre biologisk mångfald. På samma sätt kan pollinatörer gynnas av mer blommande grödor i växtföljden eller av att blommande grödor med olika fenologi, de vill säga grödor som blommar under olika tidpunkter under säsongen finns (Fijen et al., 2025). Vi fann att resultat med hög risk för sammanblandning mellan grödidentitet och grödvariation visade starkare effekter på artdiversitet vid samodling (a1), medan effekterna vid varierade växtföljder (b1) var tydligare i studier där grödans identitet var bättre åtskild från variationen av grödor när samtliga taxonomiska arter analyserades som grupp. Detta innebär att vissa grödor kan potentiellt bidra mer till den högre artdiversiteten än andra. En annan designrelaterad risk som påverkade de sammanvägda resultaten var tidsmässig skalmissanpassning (b1) där resultat med låg risk för sådan missanpassning tenderade att visa större positiva effekter, vilket indikerar att variationer i hur snabbt biologisk mångfald svarar på förändringar i växtföljder kan påverka den sammanvägda effekten. Detta innebär att vi har identifierat vissa risker som påverkar hur säkra vi är på de sammanvägda effekterna. Liknande mönster har visats i långtidsexperiment där både aktuell gröda och föregående gröda haft starkare och mer bestående effekter på leddjursmångfald än den tidsmässiga mångfalden av grödor i sig, vilket understryker betydelsen av grödidentitet (Meyer et al., 2019). Vi vill understryka att både effekter av mångfald av grödor som beror på mångfald i sig eller grödidentitet har implikationer för policy. Medan det första kan leda till rekommendationer att öka gröddiversiteten i allmänhet, leder det andra till rekommendationer att integrera specifika grödor i fält, landskap eller växtföljder. Det senare kräver då analyser av vilka specifika grödor som ger dessa positiva effekter.

Slutligen vill vi understryka behovet av att både ta hänsyn till och specifikt analysera effekter av fältstorlek. Det finns en rad studier som visat på effekter av fältstorlek (Clough et al., 2020) som kan vara en korrelerad effekt av mångfald av grödor, men kan också vara en effekt av mer eller mindre permanenta naturliga habitat som exempelvis åkerrenar (Tscharntke et al., 2021). Mångfald av grödor på odlade fält på landskapsnivå har dock en komplicerad relation till fältstorlek eftersom arealen mark som odlas med annuella grödor kan variera mellan gårdar med olika stora fält (Uthes et al., 2020). Fler studier av effekten av både mångfald av grödor och fältstorlek på landskapsnivå skulle därför behövas.

Systematiska översikter bygger på den information som finns i existerande publikationer. Det har inneburit att vi har fått förlita oss på de indikatorer som författare valt att använda när det gäller biologisk mångfald och de mått på mångfald av grödor som presenterats. Information om artantal och artdiversitet finns ofta men har inte översatts till andra funktionella diversitetsmått. På grund av att odlingssystemen inte beskrivits specifikt som samodling i artiklarna kan vi och en nyligen publicerad översikt (Tang et al., 2025) ha missat studier om samodling. Samtidigt har vi inkluderat åtgärder där man kan diskutera om det handlar om samodling eller generella interventioner, när skörden från den samexisterande grödan inte nyttjas. Vi har inte heller kunnat kontrollera för eventuella problem när det gäller de statistiska analyserna som presenteras, till exempel vad gäller pseudoreplikering och autokorrelation, som kan prägla analyser av rumsliga data och tidsserier. Ibland har spridningsmått saknats så att vi inte har kunnat beräkna effektstorlekar. Studier skiljer sig dessutom extremt mycket vad gäller på vilken aggregationsnivå som resultaten har sammanställts, från användning av övergripande statistiska test, till multipla enskilda test mot en gemensam kontroll. Ett alternativ till metaanalyser är att arbeta med primärdata vilket ger större flexibilitet när det gäller hantering av samtliga dessa problem (Mengersen et al., 2013). Sådana analyser skulle möjliggöras om data fanns tillgängliga, till exempel i form av öppet tillgängliga databaser för primärdata som relaterar till mångfald av grödor, men ställer stora krav på meta-data som gör dessa begripliga för forskare som vill använda dem. Så är dock ofta inte fallet idag. Vi noterar också att många studier är observationsstudier och inte experiment som är beroende av väl designade upplägg för att kontrollera för förväxlingsfaktorer, det vill säga faktorer som istället för åtgärden påverkar utfallet. Medan det finns få alternativ till detta upplägg på större rumsliga skalor är det samtidigt ett potentiellt problem som är svårt att hantera i en metaanalys, annat än genom att notera risk för att resultaten beror på samvariation med variabler som inte kvantifierats.

2.8.3 Resultatens värde för EU och svensk kontext

Vi har genomfört en sammanställning av studier på global skala för att skapa bästa möjliga empiriska bas för att förstå om mångfald av grödor i tid och rum påverkar biologisk mångfald av vilda växter och djur. En central fråga är därför hur denna systematiska översikt av vetenskapliga forskningsresultat kan fungera som beslutsstöd för utvecklingen av jordbrukspolitiken i Sverige och EU. Vår sammanställning visar att komplexiteten när det gäller hur man kvantifierar biodiversitetsresponser (mångfald mätt med olika indikatorer och på olika skalor), åtgärdsvariabler (hur växtföljder beskrivs eller på vilken skala man mäter mångfald av grödor), och den mängd skilda kontexter i form av grödor och odlingssystem detta handlar om komplicerar möjligheten att informera specifika besluts-situationer. Ett exempel är att beslut om stöd till samodling och mer varierade växtföljder i Sverige inte direkt informeras av globalt samband mellan biologisk mångfald och mångfald av grödor där bägge är mätta på en rad olika sätt. Det finns därför ett behov av att kontextualisera resultaten. Inom miljöområdet är detta ett generellt problem eftersom antalet primärstudier är lågt i relation till de behov som finns av att informera beslut i olika kontexter. När det gäller geografiskt fokus har vi testat detta som en modererande effekt så att vi kan utvärdera risken för att resultaten varierar utifrån klimatzon. Dessa analyser visade att det fanns tendenser till starkare positiva effekter i tempererade områden särskilt för artrikedom vid samodling och i mosaikartade odlingslandskap. Dessutom är en stor del av studierna utförda i tempererade områden och är därför relevanta för svenska förhållanden. Vi anser därför att våra resultat är relevanta för en svensk kontext i allmänhet men att konsekvenser kan skilja sig mellan olika typer av specifika kontexter.

Den tydligaste effekten av mångfald av grödor på mångfalden av vilda växter och djur var samodling vilket är en ovanlig odlingsmetod i Sverige. Som vi kunde konstatera från vår analys av mångfald av grödor i Sverige utifrån blockdatabasen så bedrivs samodling på endast två till tre procent av åkermarken i Sverige. Å andra sidan finns det ett stort utrymme i Sverige att bidra till en ökad biologisk mångfald i odlingslandskapet om samodling införs i högre omfattning. Vi noterar dock att vid samodling med vall så räknas vall som en gröda fastän vall i sig kan innehålla ett varierande antal arter gräs och örter, vilket kan ha betydelse för biologisk mångfald (Beye et al., 2022; Harris & Ratnieks, 2022).

Vi fann begränsad effekt av mångfalden av grödor i odlingslandskapet på biologisk mångfald, en åtgärd som inom EU policy har ansetts vara en viktig intervention för att öka den biologiska mångfalden (Brutti et al., 2025). Våra resultat kan tolkas som att åtgärder för att öka denna mångfald av grödor inte är relevanta för den svenska biologiska mångfalden. Det finns dock flera orsaker till att inte avfärda mångfald av grödor i odlingslandskap som instrument. För det första var antalet studier av mångfalden av grödor i odlingslandskapet begränsat vilket gjorde den statistiska styrkan begränsad. Det finns också studier som identifierat effekter av mångfalden av grödor i odlingslandskapet som inte kunde hanteras i vår analys eftersom de inte separerat effekter taxonomiskt (Sirami et al., 2019) och hade inkluderat gräsmarker som åtgärd (Alignier et al., 2020). För det andra, fann vi tydliga effekter av mer varierade växtföljder. Eftersom odlingslandskapets rumsliga mångfald av grödor är kopplad till växtföljdernas variation leder en policy för ökad mångfald av grödor på odlingslandskapsnivå rimligen till mer varierade växtföljder (Aramburu Merlos & Hijmans, 2020; Hauck et al., 2014), och därmed indirekt till mer mångfald av vilda växter och djur.

Vi ser två vägar framåt för att stärka evidensbasen till svenska förhållanden. För det första utgör systematiska sammanställningar en empirisk grund för en teoretiskt grundad förståelse av vad som styr biologisk mångfald i jordbrukslandskap (Ekroos et al., 2017). Det innebär att jordbrukspolitiken kan grundas på empiriskt grundade principer, som sedan kan implementeras och utvärderas genom adaptiv förvaltning (Gillson et al., 2019). För det andra kan teori och empiriska data kombineras genom en strukturerad expertbedömning (Dicks et al., 2014).

2.8.4 Avslutande kommentar

Vår övergripande slutsats är att det finns goda skäl att öka både samodling och variationen hos växtföljder om man vill gynna biologisk mångfald. När det gäller effekten av mångfald av grödor i odlingslandskap krävs det ökade forskningsinsatser för att kunna dra säkra slutsatser. Eftersom variationen av grödor på odlingslandskapsnivå är en egenskap som är resultatet av mer samodling och varierade växtföljder på fältnivå, innebär det att en ökning av mångfalden av grödor i fält leder till en ökning av variationen på odlingslandskapsnivå. Våra analyser visar också att en del av variationen av effekten kan bero på att samodling innehåller en viss typ av gröda vilket behöver utredas närmare för att översätta forskningen i policy eller praktiska råd. Vi vill också understryka att våra resultat inte får skymma det faktum att det finns starka belägg för att förekomsten av mer eller mindre naturliga habitat i landskapet påverkar biologisk mångfald. Kostnader för att öka mångfalden av grödor måste därför jämföras med kostnader för att skydda och öka sådana habitat. En ökad mångfald av grödor kan dock vara ett instrument att gynna den biologiska mångfalden i landskap som saknar mer eller mindre naturliga habitat.

3 Referenser

- Aguilar, J., Gramig, G. G., Hendrickson, J. R., Archer, D. W., Forcella, F., & Liebig, M. A. (2015). **Crop Species Diversity Changes in the United States: 1978–2012**. PLoS ONE, 10(8), e0136580. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136580>
- Alignier, A., Solé-Senan, X. O., Robleño, I., Baraibar, B., Fahrig, L., Giral, D., et al. (2020). **Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity**. Journal of Applied Ecology, 57(4), 654–663. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13585>
- Aramburu Merlos, F., & Hijmans, R. J. (2020). **The scale dependency of spatial crop species diversity and its relation to temporal diversity**. Proceedings of the National Academy of Sciences, 117(42), 26176–26182. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011702117>
- Arroyo-Rodríguez, V., Martínez-Ruiz, M., Bezerra, J. S., Galán-Acedo, C., San-José, M., & Fahrig, L. (2023). **Does a Species' Mobility Determine the Scale at Which It Is Influenced by the Surrounding Landscape Pattern?** Current Landscape Ecology Reports, 8, 23–33. <https://doi.org/10.1007/s40823-022-00082-7>
- Baldwin-Kordick, R., De, M., Lopez, M. D., Liebman, M., Lauter, N., Marino, J., et al. (2022). **Comprehensive impacts of diversified cropping on soil health and sustainability**. Agroecology and Sustainable Food Systems, 46(3), 331–363. <https://doi.org/10.1080/21683565.2021.2019167>
- Baston, D. (2023). **Fast Extraction from Raster Datasets using Polygons**. R package version 0.10.0 [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=exactextractr>
- Beillouin, D., Ben-Ari, T., Malezieux, E., Seufert, V., & Makowski, D. (2021). **Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services**. Global Change Biology, 27(19), 4697–4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). **Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?** Trends in Ecology and Evolution, 18(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bertrand, C., Burel, F., & Baudry, J. (2016). **Spatial and temporal heterogeneity of the crop mosaic influences carabid beetles in agricultural landscapes**. Landscape Ecology, 31(2), 451–466. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0259-4>
- Beye, H., Taube, F., Lange, K., Hasler, M., Kluß, C., Loges, R., et al. (2022). **Species-Enriched Grass-Clover Mixtures Can Promote Bumblebee Abundance Compared with Intensively Managed Conventional Pastures**. Agronomy, 12(5). <https://doi.org/10.3390/agronomy12051080>
- Bivand, R. S., Pebesma, E. J., Gómez-Rubio, V. (2013). **Applied spatial data analysis with R**. Springer. <https://asdar-book.org/>
- Borenstein, M., Hedges, L. V., Higgins, J. P. T., & Rothstein, H. R. (2009). **Introduction to meta-analysis**. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/9780470743386>
- Bramer, W. M., Giustini, D., de Jonge, G. B., Holland, L., & Bekhuis, T. (2016). **De-duplication of database search results for systematic reviews in EndNote**. Journal of the Medical Library Association, 104(3), 240–243. <https://doi.org/10.3163/1536-5050.104.3.014>
- Brannan, T., Bickler, C., Hansson, H., Karley, A., Weih, M., & Manevska-Tasevska, G. (2023). **Overcoming barriers to crop diversification uptake in Europe: A mini review**. Frontiers in Sustainable Food Systems, 7. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1107700>

- Bretagnolle, V., & Gaba, S. (2015). **Weeds for bees? A review.** *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), 891-909.
<https://doi.org/10.1007/s13593-015-0302-5>
- Brooker, R. W., Bennett, A. E., Cong, W.-F., Daniell, T. J., George, T. S., Hallett, P. D., et al. (2015). **Improving intercropping: a synthesis of research in agronomy, plant physiology and ecology.** *New Phytologist*, 206(1), 107-117.
<https://doi.org/10.1111/nph.13132>
- Brutti, Z., Freo, M., & Serlenga, L. (2025). **The causal effect of crop diversification obligations on crop diversity: An EU-level analysis.** *Ecological Economics*, 237, 108715. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2025.108715>
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotnick, N. (2011). **Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services.** *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079-1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Carrié, R., Smith, H. G., & Ekroos, J. (2024). **Sensitivity to agricultural inputs and dispersal limitation determine the response of arable plants to time since transition to organic farming.** *Journal of Applied Ecology*, 61, 1227-1242.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.14650>
- CBD Secretariat. (2016). **Convention on Biological Diversity (CBD).**
<https://www.cbd.int/convention/text>
- CEE. (2023). **Critical Appraisal Tool Version 0.3 (Prototype).**
<https://environmentalevidence.org/cee-critical-appraisal-tool/>
- Clough, Y., Kirchweyer, S., & Kantelhardt, J. (2020). **Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes.** *Conservation Letters*, 13(6), e12752.
<https://doi.org/10.1111/conl.12752>
- Dasgupta, P. (2021). **The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review.** HM Treasury.
- Dicks, L. V., Hodge, I., Randall, N. P., Scharlemann, J. P. W., Siriwardena, G. M., Smith, H. G., et al. (2014). **A Transparent Process for "Evidence-Informed" Policy Making.** *Conservation Letters*, 7(2), 119-125. <https://doi.org/10.1111/conl.12046>
- Donald, P. F., Buckingham, D. L., Moorcroft, D., Muirhead, L. B., Evans, A. D., & Kirby, W. B. (2001). **Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain.** *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 536-547.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00618.x>
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992). **Ecological processes that affect populations in complex landscapes.** *Oikos*, 65, 169-175.
<https://doi.org/10.2307/3544901>
- EC. (1992). **RÅDETS FÖRORDNING (EEG) nr 3508/92 av den 27 november 1992 om ett integrerat system för administration och kontroll av vissa stödssystem inom gemenskapen.** *Europeiska gemenskapernas officiella tidning*, 3(46), 78-82.
- Ekroos, J., Leventon, J., Fischer, J., Newig, J., & Smith, H. G. (2017). **Embedding evidence on conservation interventions within a context of multi-level governance.** *Conservation Letters*, 10, 139-145. <https://doi.org/10.1111/conl.12225>
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., et al. (2003). **Response diversity, ecosystem change, and resilience.** *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(9), 488-494.
[https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0488:RDECAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2)

- Estrada-Carmona, N., Sanchez, A. C., Remans, R., & Jones, S. K. (2022). **Complex agricultural landscapes host more biodiversity than simple ones: A global meta-analysis.** PNAS, 119(38), e2203385119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2203385119>
- European Commission. (2020). **Biodiversity strategy for 2030.** https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., et al. (2011). **Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes.** Ecology Letters, 14(2), 101-112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fijen, T. P. M., Eraerts, M., Osterman, J., Beyer, N., Hass, A., Lundin, O., et al. (2025). **Crop diversification for pollinator conservation.** Landscape Ecology, 40(1-14). <https://doi.org/10.1007/s10980-024-02027-3>
- Flynn, D. F. B., Mirotchnick, N., Jain, M., Palmer, M. I., & Naeem, S. (2011). **Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity–ecosystem-function relationships.** Ecology, 92(8), 1573-1581. <https://doi.org/10.1890/10-1245.1>
- Gaston, K. J. (2010). **Valuing Common Species.** Science, 327(5962), 154-155. <https://doi.org/10.1126/science.1182818>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., et al. (2010). **Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland.** Basic and Applied Ecology, 11, 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Gillson, L., Biggs, H., Smit, I. P. J., Virah-Sawmy, M., & Rogers, K. (2019). **Finding Common Ground between Adaptive Management and Evidence-Based Approaches to Biodiversity Conservation.** Trends in Ecology & Evolution, 34(1), 31-44. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.10.003>
- Gleeson, E., & MacDonald, G. K. (2025). **The Global Spatial Co-Variation Between Crop Diversity and Landscape Heterogeneity.** Global Change Biology, 31(11), e70583. <https://doi.org/10.1111/gcb.70583>
- Gurevitch, J., Koricheva, J., Nakagawa, S., & Stewart, G. (2018). **Meta-analysis and the science of research synthesis.** Nature, 555(7695), 175-182. <https://doi.org/10.1038/nature25753>
- Harris, C., & Ratnieks, F. L. W. (2022). **Clover in agriculture: combined benefits for bees, environment, and farmer.** Journal of Insect Conservation, 26(3), 339-357. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00358-z>
- Hass, A. L., Kormann, U. G., Tschardtke, T., Clough, Y., Baillod, A. B., Sirami, C., et al. (2018). **Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe.** Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 285(1872). <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2242>
- Hauck, J., Schleyer, C., Winkler, K. J., & Maes, J. (2014). **Shades of Greening: Reviewing the Impact of the new EU Agricultural Policy on Ecosystem Services.** Change and Adaptation in Socio-Ecological Systems, 1(1). <https://doi.org/10.2478/cass-2014-0006>
- Hijmans, R. (2024). **terra: Spatial Data Analysis.** R package version 1.7-83 [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>

- Hillebrand, H., Bennett, D. M., & Cadotte, M. W. (2008). **Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes.** *Ecology*, 89(6), 1510-1520. <https://doi.org/10.1890/07-1053.1>
- Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E. T., Chase, J. M., Downing, J. A., Eriksson, B. K., et al. (2018). **Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring.** *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 169-184. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12959>
- Hordijk, I., Maynard, D. S., Hart, S. P., Lidong, M., ter Steege, H., Liang, J., et al. (2023). **Evenness mediates the global relationship between forest productivity and richness.** *Journal of Ecology*, 111(6), 1308-1326. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14098>
- Hufnagel, J., Reckling, M., & Ewert, F. (2020). **Diverse approaches to crop diversification in agricultural research. A review.** *Agronomy for Sustainable Development*, 40(14). <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00617-4>
- IPBES. (2019). **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.** <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2015). **Are ecologists conducting research at the optimal scale?** *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 52-63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>
- Jaworski, C. C., Thomine, E., Rusch, A., Lavoie, A.-V., Wang, S., & Desneux, N. (2023). **Crop diversification to promote arthropod pest management: A review.** *Agriculture Communications*, 1(1), 100004. <https://doi.org/10.1016/j.agrcom.2023.100004>
- Johnsson, B., & Törnquist, M. (2021). **Lantbrukares tillämpning av ekologiska fokusarealer inom förgröningsstödet. En uppföljning av perioden 2016-2019.** Uppföljningsrapport 2021:2. <https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/upp212.html>
- Khan, S., Fahrig, L., & Martin, A. E. (2023). **Support for an area-heterogeneity tradeoff for biodiversity in croplands.** *Ecological Applications*, 33(3), e2820. <https://doi.org/10.1002/eap.2820>
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G., & Tscharntke, T. (2011). **Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline?** *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 474-481. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.05.009>
- Koricheva, J., & Kulinskaya, E. (2019). **Temporal Instability of Evidence Base: A Threat to Policy Making?** *Trends in Ecology & Evolution*, 34(10), 895-902. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.05.006>
- Kvålseth, T. O. (2024). **Diversity analysis: Richness versus evenness.** *Ecology and evolution*, 14(9), e70275. <https://doi.org/10.1002/ece3.70275>
- Le Bagousse-Pinguet, Y., Soliveres, S., Gross, N., Torices, R., Berdugo, M., & Maestre, F. T. (2019). **Phylogenetic, functional, and taxonomic richness have both positive and negative effects on ecosystem multifunctionality.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(17), 8419-8424. <https://doi.org/10.1073/pnas.1815727116>
- Li, R., He, Z., He, P., Yang, R., Ma, D., Li, Y., et al. (2025). **Crop diversification improves productivity and soil health by regulating fungal diversity.** *Soil and Tillage Research*, 252, 106628. <https://doi.org/10.1016/j.still.2025.106628>

- Lobbestael, G. (2024). DedupEndNote (Version 1.1.0) [Computer software]. <https://github.com/globbestael/DedupEndNote>
- Loreau, M., Hector, A., & Isbell, F. (2022). **The Ecological and Societal Consequences of Biodiversity Loss**. John Wiley & Sons.
- Magurran, A. E. (2021). **Measuring biological diversity**. *Current Biology*, 31(19), 1174-1177. [https://www.cell.com/current-biology/fulltext/S0960-9822\(21\)01039-3](https://www.cell.com/current-biology/fulltext/S0960-9822(21)01039-3)
- Magurran, A. E., & McGill, B. J. (2011). **Biological diversity : frontiers in measurement and assessment**. Oxford University Press.
- Martin, E. A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., et al. (2019). **The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe**. *Ecology Letters*, 22(7), 1083-1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>
- Mengersen, K., Gurevitch, J., & Schmid, C. H. (2013). **Meta-analysis of Primary Data**. In K. Julia, G. Jessica, & M. Kerrie (Eds.), *Handbook of Meta-analysis in Ecology and Evolution* (pp. 300-312). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9781400846184-020>
- Meyer, M., Ott, D., Götze, P., Koch, H.-J., & Scherber, C. (2019). **Crop identity and memory effects on aboveground arthropods in a long-term crop rotation experiment**. *Ecology and evolution*, 9(12), 7307-7323. <https://doi.org/10.1002/ece3.5302>
- Mori, A. S., Furukawa, T., & Sasaki, T. (2013). **Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change**. *Biological Reviews*, 88(2), 349-364. <https://doi.org/10.1111/brv.12004>
- Naeem, S., Prager, C., Weeks, B., Varga, A., Flynn, D. F., Griffin, K., et al. (2016). **Biodiversity as a multidimensional construct: a review, framework and case study of herbivory's impact on plant biodiversity**. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1844), 20153005. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.3005>
- Nakagawa, S., Noble, D. W. A., Senior, A. M., & Lagisz, M. (2017). **Meta-evaluation of meta-analysis: ten appraisal questions for biologists**. *BMC Biology*, 15(18). <https://doi.org/10.1186/s12915-017-0357-7>
- Nakagawa, S., Poulin, R., Mengersen, K., Reinhold, K., Engqvist, L., Lagisz, M., et al. (2015). **Meta-analysis of variation: ecological and evolutionary applications and beyond**. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(2), 143-152. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12309>
- Nakagawa, S., Yang, Y., Macartney, E. L., Spake, R., & Lagisz, M. (2023). **Quantitative evidence synthesis: a practical guide on meta-analysis, meta-regression, and publication bias tests for environmental sciences**. *Environmental Evidence*, 12(8). <https://doi.org/10.1186/s13750-023-00301-6>
- Naturvårdsverket. (2019). **Nationella Marktäckedata (NMD)** [Programvara] <https://www.naturvardsverket.se/verktyg-och-tjanster/kartor-och-karttjanster/nationella-marktackedata/>
- Nicholson, C. C., J.-M. Hayes, J., Connolly, S., & Ricketts, T. H. (2021). **Corridors through time: Does resource continuity impact pollinator communities, populations, and individuals?** *Ecological Applications*, 31(3), e2260. <https://doi.org/10.1002/eap.2260>

- Nicholson, C. C., & Williams, N. M. (2021). **Cropland heterogeneity drives frequency and intensity of pesticide use**. *Environmental Research Letters*, 16(7).
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac0a12>
- Pascual, U., Balvanera, P., Anderson, C. B., Chaplin-Kramer, R., Christie, M., González-Jiménez, D., et al. (2023). **Diverse values of nature for sustainability**. *Nature*, 620(7975), 813-823. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06406-9>
- Pe'er, G., Finn, J. A., Díaz, M., Birkenstock, M., Lakner, S., Röder, N., et al. (2022). **How can the European Common Agricultural Policy help halt biodiversity loss?** Recommendations by over 300 experts. *Conservation Letters*, 15(6), e12901.
<https://doi.org/10.1111/conl.12901>
- Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Moreira, F., Sirami, C., Schindler, S., Muller, R., et al. (2019). **A greener path for the EU Common Agricultural Policy**. *Science*, 365(6452), 449-451.
<https://doi.org/10.1126/science.aax3146>
- Pe'er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T. G., et al. (2014). **EU agricultural reform fails on biodiversity**. *Science*, 344, 1090-1092.
<https://doi.org/10.1126/science.1253425>
- Pebesma, E. (2018). **Simple features for R: standardized support for spatial vector data**. *The R Journal*, 10, 439-446. <https://digitalcommons.unl.edu/r-journal/626/>
- Pebesma, E., & Bivand, R. (2023). **Spatial data science: With applications in R**. Chapman and Hall/CRC.
- Pebesma, E., & Bivand, R. S. (2005). **S classes and methods for spatial data: the sp package**. *R news*, 5(2), 9-13. https://cran.uvigo.es/web/packages/sp/vignettes/intro_sp.pdf
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). **Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification**. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pullin, A. S., & Stewart, G. B. (2006). **Guidelines for systematic review in conservation and environmental management**. *Conservation Biology*, 20(6), 1647-1656.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00485.x>
- R Core Team. (2024). **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rakotomalala, A. A. N. A., Ficiciyan, A. M., & Tschardtke, T. (2023). **Intercropping enhances beneficial arthropods and controls pests: A systematic review and meta-analysis**. *Agriculture, ecosystems & environment*, 356, 108617.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108617>
- Ramankutty, N., Mehrabi, Z., Waha, K., Jarvis, L., Kremen, C., Herrero, M., et al. (2018). **Trends in Global Agricultural Land Use: Implications for Environmental Health and Food Security**. *Annual Review of Plant Biology*, 69, 789-815.
<https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042817-040256>
- Redlich, S., Martin, E. A., & Steffan-Dewenter, I. (2018). **Landscape-level crop diversity benefits biological pest control**. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2419-2428.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13126>
- Regeringskansliet. (2023). **Sweden - Rural Development Programme (National)**. <https://jordbruksverket.se/download/18.722a20fe17c2a2470534e545/1678953169295/Landsbygdsprogrammet-2014-2020-tgau.pdf>

- Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auninš, A., Benkő, Z., Brotons, L., et al. (2023). **Farmland practices are driving bird population decline across Europe**. Proceedings of the National Academy of Sciences, 120(21), e2216573120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>
- Rodriguez, C., & Sahlin, U. (2025). **Crop-diversity impacts on biodiversity - a meta analysis** [Computer software]. <https://doi.org/10.5281/zenodo.17594112>
- Sahlin, U., Stjernman, M., Roger, F., Tyler, T., Olsson, O., Pettersson, L. B., et al. (2020). **Utveckling och test av index för biologisk mångfald i ängs-och betesmarker**. <https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/utv204.html>
- Sánchez, A. C., Estrada-Carmona, N., Juventia, S. D., & Jones, S. K. (2021). **The Impact of Diversified Farming Practices on Terrestrial Biodiversity Outcomes and Agricultural Yield Worldwide: A Systematic Review Protocol**. Methods and Protocols, 4(8). <https://doi.org/10.3390/mps4010008>
- SCB. (2020). **Jordbruksstatistisk sammanställning 2020**. https://jordbruksverket.se/download/18.78dd5d7d173e2fbbcd98893/1597390150166/JS_2020.pdf
- Schaak, H., Bommarco, R., Hansson, H., Kuns, B., & Nilsson, P. (2023). **Long-term trends in functional crop diversity across Swedish farms**. Agriculture, ecosystems & environment, 343. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108269>
- Schneider, M. K., Luscher, G., Jeanneret, P., Arndorfer, M., Ammari, Y., Bailey, D., et al. (2014). **Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level**. Nature Communications, 5(4151). <https://doi.org/10.1038/ncomms5151>
- Senior, A. M., Grueber, C. E., Kamiya, T., Lagisz, M., O'Dwyer, K., Santos, E. S. A., et al. (2016). **Heterogeneity in ecological and evolutionary meta-analyses: its magnitude and implications**. Ecology, 97(12), 3293-3299. <https://doi.org/10.1002/ecy.1591>
- Shackelford, G. E., Martin, P. A., Hood, A. S. C., Christie, A. P., Kulinskaya, E., & Sutherland, W. J. (2021). **Dynamic meta-analysis: a method of using global evidence for local decision making**. BMC Biology, 19(1), 33. <https://doi.org/10.1186/s12915-021-00974-w>
- Sharma, G., Shrestha, S., Sudip, K., & Tseng, T. M. (2021). **Crop diversification for improved weed management: A review**. [Preprint]. <https://doi.org/10.20944/preprints202104.0386.v1>
- Sirami, C., Gross, N., Baillod, A. B., Bertrand, C., Carrie, R., Hass, A., et al. (2019). **Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions**. Proceedings of the National Academy of Sciences, 116(33), 16442-16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Sjulgård, H., Colombi, T., & Keller, T. (2022). **Spatiotemporal patterns of crop diversity reveal potential for diversification in Swedish agriculture**. Agriculture, ecosystems & environment, 336. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108046>
- Smith, H. G., Dänhardt, J., Blombäck, K., Caplat, P., Collentine, D., Grenerstam, E., et al. (2016). **Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013. Delrapport II: Utvärdering av åtgärder för bättre miljö**.
- Smith, H. G., & Näslund, T. I. (2025). **Medför en ökad gröddiversitet i tid och rum en förbättrad biologisk mångfald i jordbrukslandskapet? - Genomförandeplan för en systematisk översikt**. <https://doi.org/10.65059/formas2025.004>

- Smith, M. E., Vico, G., Costa, A., Bowles, T., Gaudin, A. C. M., Hallin, S., et al. (2023). **Increasing crop rotational diversity can enhance cereal yields.** *Communications Earth & Environment*, 4(89). <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00746-0>
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). **How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation?** *Trends in Ecology & Evolution*, 31(1), 67-80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>
- Stirling, G., & Wilsey, B. (2001). **Empirical Relationships between Species Richness, Evenness, and Proportional Diversity.** *The American Naturalist*, 158(3), 286-299. <https://doi.org/10.1086/321317>
- Stjernman, M., Lindström, Å., Olsson, P., Jonasson, L., & Smith, H. G. (2025). **Landsbygdsprogrammets effekter på biologisk mångfald 2014–2022.** <https://lup.lub.lu.se/search/publication/dcd4d56c-7a6c-4cc2-8e88-033a324282ac>
- Stjernman, M., Sahlin, U., Olsson, O., & Smith, H. G. (2019). **Estimating effects of arable land use intensity on farmland birds using joint species modeling.** *Ecological Applications*, 29(4), e01875. <https://doi.org/10.1002/eap.1875>
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., van Doorn, A., et al. (2009). **Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review.** *Journal of Environmental Management*, 91(1), 22-46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
- Sutherland, W. (2022). **Transforming conservation: A practical guide to evidence and decision making.** Open Book Publishers. <https://doi.org/10.11647/OBP.0321>
- Tamburini, G., Bommarco, R., Wanger, T. C., Kremen, C., van der Heijden, M. G. A., Liebman, M., et al. (2020). **Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield.** *Science Advances*, 6(eaba1715). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>
- Tang, Y., Qiu, Y., Li, Y., Xu, H., & Li, X.-F. (2025). **Research on intercropping from 1995 to 2021: a worldwide bibliographic review.** *Plant and Soil*, 506(1), 7-25. <https://doi.org/10.1007/s11104-024-06542-9>
- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C., & Batáry, P. (2021). **Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes.** *Trends in Ecology & Evolution*, 36(10), 919-930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). **Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management.** *Ecology Letters*, 8, 857-874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tucker, C. M., Davies, T. J., Cadotte, M. W., & Pearse, W. D. (2018). **On the relationship between phylogenetic diversity and trait diversity.** *Ecology*, 99(6), 1473-1479. <https://doi.org/10.1002/ecy.2349>
- Uthes, S., Kelly, E., & König, H. J. (2020). **Farm-level indicators for crop and landscape diversity derived from agricultural beneficiaries data.** *Ecological Indicators*, 108(105725). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105725>
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J.-M., & Baudry, J. (2013). **The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations?** *Agriculture, ecosystems & environment*, 166, 3-14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.013>

- Viechtbauer, W. (2010). **Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package.** Journal of Statistical Software, 36(3), 1 - 48. <https://doi.org/10.18637/jss.v036.i03>
- Viechtbauer, W., & Cheung, M. W. L. (2010). **Outlier and influence diagnostics for meta-analysis.** Research Synthesis Methods, 1(2), 112-125. <https://doi.org/10.1002/jrsm.11>
- Weisberger, D., Nichols, V., & Liebman, M. (2019). **Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis.** PLoS ONE, 14(7), e0219847. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219847>
- Westbrook, A. S., Wilcox, N. R. K., Stup, R. S., Xu, S., Djuric, N., Coffey, R. E., et al. (2024). **What we still don't know about weed diversity: A scoping review.** Weed Research, 64(6), 418-433. <https://doi.org/10.1111/wre.12662>
- Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer.
- Winfree, R., W. Fox, J., Williams, N. M., Reilly, J. R., & Cariveau, D. P. (2015). **Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service.** Ecology Letters, 18(7), 626-635. <https://doi.org/10.1111/ele.12424>
- Wolters, V., Bengtsson, J., & Zaitsev, A. S. (2006). **Relationship among the species richness of different taxa.** Ecology, 87, 1886-1895. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1886:RATSRO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1886:RATSRO]2.0.CO;2)
- Wood, S. A., Karp, D. S., DeClerck, F., Kremen, C., Naeem, S., & Palm, C. A. (2015). **Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services.** Trends in Ecology & Evolution, 30(9), 531-539. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.013>
- Wooliver, R., Kivlin, S. N., & Jagadamma, S. (2022). **Links Among Crop Diversification, Microbial Diversity, and Soil Organic Carbon: Mini Review and Case Studies.** Frontiers in Microbiology, 13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.854247>
- Yang, X., Xiong, J., Du, T., Ju, X., Gan, Y., Li, S., et al. (2024). **Diversifying crop rotation increases food production, reduces net greenhouse gas emissions and improves soil health.** Nature Communications, 15(198). <https://doi.org/10.1038/s41467-023-44464-9>
- Yousefi, M., Marja, R., Barmettler, E., Six, J., Dray, A., & Ghazoul, J. (2024). **The effectiveness of intercropping and agri-environmental schemes on ecosystem service of biological pest control: a meta-analysis.** Agronomy for Sustainable Development, 44(15). <https://doi.org/10.1007/s13593-024-00947-7>
- Zhuo, L., Chopin, P., Verburg, P., Wu, W., & Yu, Q. (2024). **Decreased Crop Diversity in Europe between 2018 and 2022 and its Determinants** [Preprint]. SSRN. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.5043161>

4 Bilagor

Bilagor finns tillgängliga på Zenodo <https://zenodo.org/records/17989307>

Bilaga 1. Inkluderade studier.

Bilaga 2. Exkluderade studier. Bilagan återfinns i separat Excel dokument.

Bilaga 3. Biodiversitetsmått och taxonomisk grupp.

Bilaga 4. Publicerade systematiska översikter.

Bilaga 5. Relevanta studier för sökning av litteratur.

Bilaga 6. Sökstrategi.

Bilaga 7. Extraherade variabler inklusive anledningar till exkludering av studier.

Bilaga 8. All extraherad data. Bilagan återfinns i separat Excel dokument.

Bilaga 9. Matematiska formler.

Bilaga 10. Samlad analys av robusthet, känslighet och publiceringsbias.

Bilaga 11. Klassificering av grödtyper för analys av grödvariation i svenska odlingslandskap.

Bilaga 12. Typer av samodling som kombinerar två eller fler grödor inom ansöknings-systemen för jordbruksstöd som har använts i Sverige sedan 1999.

Bilaga 13. Sammanställning över sammanvägda effekter och evidensgradering för a1.

Bilaga 14. Sammanställning över sammanvägda effekter och evidensgradering för a2.

Bilaga 15. Sammanställning över sammanvägda effekter och evidensgradering för b1.

Bilaga 16. Modererande faktorer, sammanfattning av modellanpassningsstatistik.



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 forsknings-sammanställningar som syftar till att underlätta för Sverige att nå våra miljömål. Därutöver kommunikerar vi om forskning och forskningsresultat.