

Analys av synergier mellan EU:s gemensamma jordbrukspolitik och förordningen om restaurering av natur

Underlag för utarbetandet av Sveriges förslag till nationell naturrestaureringsplan

RA26:8



- Rapporten visar att det finns en gedigen vetenskaplig evidensbas för att utforma åtgärder inom den gemensamma jordbrukspolitiken som bidrar till restaurering av jordbrukslandskap i linje med EU:s naturrestaureringsförordning. Evidensbasen kan stärkas genom en systematisk sammanställning av resultat från restaureringsprojekt, och författarna föreslår adaptiv restaurering för att hantera kontextberoende.
- Genom rumsliga analyser belyser rapporten status och potential för livsmiljöer i Sverige, och visar att fördjupade analyser behövs för att möjliggöra kostnadseffektiv restaurering i enlighet med naturrestaureringsförordningens ambitioner.
- Rapporten visar att dagens styrmedel inom den gemensamma jordbrukspolitiken, särskilt ersättningar för skötsel av naturbetesmarker, är centrala för att nå naturrestaureringsförordningens mål, och föreslår hur stöden kan utvecklas för ökad kostnadseffektivitet.

Denna rapport är ett underlag för utarbetandet av Sveriges förslag till nationell naturrestaureringsplan, enligt EU:s förordning för restaurering av natur. Underlaget består av rekommendationer och diskussion kring åtgärder och styrmedel som kan möjliggöra uppfyllnad av kraven i förordningen för svensk del, bidra till stärkt biologisk mångfald i jordbrukslandskapet, och till tillräckliga arealer och förbättrat tillstånd i hävdberoende gräsmarker.

Arbetet har utförts som ett uppdrag från Myndighetssamverkan för hållbart jordbruk (jSam) till Centrum för miljö- och klimatvetenskap, Lunds universitet. I jSam samverkar Jordbruksverket, Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet, Havs- och vattenmyndigheten samt länsstyrelserna för att leverera framåtsyftande och policyrelevanta analyser på nationell och EU-nivå till stöd för utvecklingen av ett hållbart jordbruk.

De slutsatser och synpunkter som presenteras i rapporten uttrycker inte myndigheternas ställningstaganden. Författarna vid Lunds universitet svarar för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Författare

Henrik G. Smith^{1,2}, Pernilla Borgström¹, Juliana Dänhardt¹, Mark Brady⁴, Liam Kendall¹, Jessica Knapp¹, Peter Olsson¹, Lars Pettersson, Åsa Ranlund³, Maj Rundlöf², Martin Stjernman²

¹Centrum för miljö- och klimatvetenskap, Lunds universitet (Ny adress: Miljö- och geovetenskapliga institutionen, Lunds universitet)

²Biologiska institutionen, Lunds universitet

³Institutionen för skoglig resurshushållning, Sveriges lantbruksuniversitet

⁴AgriFood Economics Centre, Institutionen för ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet

Sammanfattning

I denna rapport presenteras analyser och diskussion av åtgärder och styrmedel som kan gynna jordbrukslandskapets biologiska mångfald, utöka arealen av hävdberoende gräsmarker och säkerställa att dessa hålls i gott tillstånd. Den skall fungera som underlag i framtagandet av Sveriges förslag till nationell naturrestaureringsplan, enligt EU:s förordning för restaurering av natur (NRF), med avseende på kraven i förordningens artiklar 4, 10, och 11. Rapporten redovisar ett uppdrag från jSam till Lunds universitet, och svarar på både uppdragets övergripande problemställningar och dess specifika utredningsfrågor. Rapporten ger också förslag när det gäller vidare utredningsbehov.

Kostnadseffektiv restaurering kräver koll på utgångsläget

Vi visar att det behövs en grundlig utredning av utgångsläget för en nationell naturrestaureringsansats, för att möjliggöra en effektiv implementering av NRF. Vi presenterar analyser av hur stora arealer av potentiellt restaurerbara marker som finns, var de finns, och vilket tillstånd de har idag. Vidare presenterar vi preliminära rumsliga analyser av tillstånd och potential för hävdberoende gräsmarkers livsmiljötyper. Vi har sammanställt och jämfört statistik för NRF-relevanta indikatorer för biodiversitet och jordbrukslandskapets utveckling i olika delar av Sverige. Baserat på detta identifierar vi ytterligare analyser som kan och bör göras.

Kombinera en gedigen evidensbas med adaptiv restaurering

Vår syntes av vetenskapliga resultat och expertkonsultationer visar att det finns en gedigen evidensbas för att utröna vilka restaurerings- och skötselåtgärder som har positiv påverkan på biologisk mångfald i jordbrukslandskapet. Denna kan användas för att utforma åtgärder inom den gemensamma jordbrukspolitiken (GJP) som bidrar till restaurering av jordbrukslandskap i linje med NRF. Evidensbasen behöver stärkas genom systematisk sammanställning av resultat från restaureringsprojekt, och vi föreslår att adaptiv förvaltning kan hantera åtgärders kontextberoende.

Styrmedel behöver riktas bättre

Genom att kombinera nya resultat från ekonomisk modellering och insikter från tidigare styrmedelsanalyser visar vi hur ett antal justeringar i stödsystemen kan bidra till kostnadseffektiv restaurering av naturbetesmarker. Vi visar att dagens styrmedel inom GJP, särskilt ersättningar för skötsel av naturbetesmarker, är centrala för att nå NRF:s mål, och föreslår hur stöden kan utvecklas för att öka kostnadseffektiviteten.

Summary

This report has been produced for use in the development of Sweden's National Restoration Plan, in accordance with the EU's Nature Restoration Regulation (NRR). The report consists of recommendations and discussions concerning measures and policy instruments that can enable Sweden to fulfil the requirements in the NRR, contribute to enhanced biodiversity in agricultural landscapes, and to sufficient areas and improved conservation status of seminatural grasslands, all with reference to the targets in the regulation's Articles 4, 10 and 11. The work has been commissioned by the Swedish Board of Agriculture and the Swedish Environmental Protection Agency, in collaboration with additional government agencies.

We show that a thorough investigation of the starting point for a national restoration initiative is required, in order to enable an effective implementation of the NRR in Sweden. We present analyses of the quantity, geographic location, and condition of potentially restorable areas in Sweden today. Further, we present preliminary spatial analyses of the condition and potential for seminatural grassland habitat types. We have compiled and compared statistics of indicators for biodiversity and farmland development that are relevant for the NRR, in different parts of Sweden. Based on this we identify further analyses that can and should be carried out.

Our evidence syntheses and expert elicitations show that there is a solid evidence base concerning restoration and management actions that have a positive effect on biodiversity in agricultural landscapes. This evidence base can be used to design actions within the Common Agricultural Policy (CAP) that can contribute to restoration of agricultural landscapes in accordance with the NRR. The evidence base needs further strengthening through systematic compilation of results from restoration projects, and we suggest that adaptive management can be employed to handle context-dependency of measures.

By combining new results from economic modelling with insights from previous analyses of policy instruments we show how a number of adjustments in the payment schemes can contribute to cost-effective restoration of seminatural grasslands. We show that current policy instruments within the CAP, especially support for the management of seminatural grasslands, are central to reaching the goals of the NRR, and we suggest how the financial support can be developed in order to increase its cost-effectiveness.

Innehåll

1. Inledning	7
1.1. Sammanfattning av uppdraget	7
1.1.1. Tolkning av uppdraget och avgränsningar	7
1.1.2. Arbetsgrupp	8
1.2. Bakgrund till uppdraget	9
1.2.1. Artikel 4	10
1.2.2. Artikel 10 och 11	11
2. Nyckelbudskap	12
3. Sammanfattad metodik	22
3.1. Vetenskaplig evidenssyntes	22
3.2. Analyser av markanvändning, biodiversitet och livsmiljötyper	22
3.3. Analyser av ekonomiska styrmedel	23
3.4. Expertkonsultation	23
4. Övergripande redovisning av resultat	25
4.1. Artikel 4	25
4.1.1. Status, behov och utmaningar	25
4.1.2. Åtgärder för att bevara, restaurera och återskapa hävdberoende gräsmarker	27
4.2. Artikel 10 och 11	34
4.2.1. Status, behov och utmaningar	34
4.2.2. Åtgärder för gynnande av pollinatörer och biologisk mångfald i jordbruksekosystem	36
4.3. Samlad diskussion och bedömningar av åtgärders effektivitet för att uppnå målsättningar i NRR Artikel 4, 10 och 11	38
4.4. Incitament/styrmedel	40
4.4.1. Befintliga ersättningsmodeller och möjligheter till justeringar i dessa	40
4.4.2. Slutsatser om möjliga konsekvenser av förändrade stödformer	42
4.4.3. Möjlig hybrid mellan resultatbaserade och ettåriga miljöersättningar	42
4.4.4. Andra offentliga stödformer av vikt för NRF	45
4.4.5. Behov och möjligheter att samordna insatser på landskapsnivå	46
4.4.6. Kompletterande insikter från expertkonsultationerna om incitamentsstrukturer	47
4.4.7. Sammanfattad diskussion och slutsatser om incitament och styrmedel i implementeringen av NRF	48

5. Diskussion av utredningsfrågor	50
5.1. Artikel 4.....	50
5.1.1. Hur kan betesmarker med allmänna och särskilda värden, samt utmagrade långliggande vallar, förbättras för att uppfylla kriterierna för livsmiljötyper med gott tillstånd? Vilken skötsel (åtgärder) och vilka incitament (styrmedel) krävs?	50
5.1.2. Gynnar den skötsel som ger miljöersättning livsmiljötyperna på ett bra sätt, eller bör något justeras i de befintliga villkoren, för att uppnå en mer ändamålsenlig skötsel? Finns det anledning att öka styrningen mot livsmiljötyp, och i så fall hur?	51
5.1.3. Är det möjligt att öka styrningen mot livsmiljötyp utan att detaljreglera på ett sätt som ökar administrationen och regelbördan för lantbruksföretagen, samt behoven av kontroll, på ett orimligt sätt? I så fall hur?.....	52
5.1.4. Hur ser den geografiska matchningen ut mellan åtgärdsbehov och förutsättningar att genomföra de åtgärder som krävs för att uppnå gynnsamma referensarealer av livsmiljötyper med gott tillstånd?	53
5.1.5. Vilken potential har alternativa skötselmetoder utan betesdjur? Kan vissa hävdberoende livsmiljötyper uppnå och behålla gott tillstånd utan betesdjur? Vilken skötsel och vilka incitament skulle då krävas?	54
5.1.6. Vilken potential har ”nya” metoder och tekniker som exempelvis virtuella stängsel, skogsjordbruk, andra djurslag än de betesdjur som vanligen används inom lantbruket?	55
5.1.7. Hur kan det skapas ökade incitament för att gynna skogsbete och livsmiljötypen trädklädd betesmark (9070)?	55
5.1.8. Bör det skapas incitament för att styra tidpunkt för bete? Hur och varför (vetenskapliga underlag som visar på behovet)?	56
5.2. Artikel 10 och 11.....	57
5.2.1. Vilka möjligheter finns att med olika typer av odlingssystem och odlingsåtgärder gynna biologisk mångfald i jordbruksekosystem samtidigt som livsmedelsförsörjningen inte påverkas negativt? Vilka arealer och vilken geografisk placering behövs (artikel 11, punkt 1)?	57
5.2.2. Vilka arealer och vilken geografisk placering behövs av olika åtgärder för att uppnå följande:	57
5.2.3. Vilken betydelse har betesmarker och slåtterängar med allmänna respektive särskilda värden samt utmagrade långliggande vallar för att bevara och stärka biologisk mångfald i odlingslandskapet?	59
5.2.4. Vilka andra aktörer än jordbrukare kan bidra och bidrar på ett betydande sätt till biologisk mångfald i odlingslandskapet, och på vilket sätt?	59
6. Tack	61
7. Referenser	62

1. Inledning

1.1. Sammanfattning av uppdraget

Centrum för miljö- och klimatvetenskap (Lunds universitet) har genom myndighetssamverkan för hållbart jordbruk (jSam), fått i uppdrag (Dnr. 3.1.11-02715/2025), att ta fram underlag som kan användas i utarbetandet av Sveriges förslag till nationell naturrestaureringsplan (NRP) enligt EU:s naturrestaureringsförordning (NRF), 2024/1991. Underlaget ska bestå av åtgärds- och styrmedelsförslag som kan möjliggöra uppfyllnad av kraven i NRF för svensk del, bidra till stärkt biologisk mångfald i jordbrukslandskapet, och till tillräckliga arealer och förbättrat tillstånd i de livsmiljötyper som ingår i uppdraget (hävdberoende gräsmarker).

1.1.1. Tolkning av uppdraget och avgränsningar

Uppdraget har en mycket bred ansats och berör tre artiklar (4, 10 och 11) i NRF, med avgränsningarna att det handlar om hävdade gräsmarker och jordbrukslandskap. Parallellt med genomförandet av detta uppdrag, har ett omfattande arbete med att ta fram Sveriges NRP pågått hos berörda myndigheter. Det har inte varit möjligt att fullt ut samordna vår ansats med dessa parallella ansatser¹. Vi inleder därför med resonemang kring hur vi i vårt arbete har tolkat de kunskapsbehov som finns och var vi bäst kunnat bidra.

Enligt uppdragsformuleringen ska förslag som tas fram inom ramen för detta uppdrag ha potential att:

- Bidra till en ökad biologisk mångfald i odlingslandskapet och till de mål som sätts upp i NRFs artikel 4, 10 och 11, och företräde ska ges till förslag som inte har en samtidig negativ påverkan på klimatet eller livsmedelsförsörjningen, samt till förslag som stöds av vetenskaplig evidens och är nytänkande.**

Ett viktigt bidrag från forskningen är här utvärdering av och indikation om åtgärders ekologiska effektivitet, dvs. vilka av de befintliga och potentiella skötsel- och restaureringsåtgärderna som är aktuella i sammanhanget som har bäst potential att leda till en reell positiv påverkan på biologisk mångfald och är kostnadseffektiva, dvs. leder till att NRF:s målsättningar uppfylls med minsta möjliga kostnad för samhället. I begreppet "nytänkande" tolkar vi in lösningar och förslag som redan existerar, men där det saknas en bredare implementering och/eller förankring i jordbrukspolitiken.

- Bli attraktiva för lantbrukare eller andra tilltänkta utförare. Därför ska arbetet inkludera att bedöma förutsättningarna för att de tänkta utförarna ska finna det intressant att utföra åtgärderna, och beakta den geografiska matchningen mellan åtgärdsbehov och förutsättningar att genomföra åtgärderna.**

Forskningen kan bidra med en evidensbaserad bedömning av behov och potential

¹ T.ex. dialogunderlaget för förslaget till nationell plan för naturrestaurering som publicerades 20 oktober 2025 <https://www.naturvardsverket.se/4a9d50/globalassets/om-oss/pagaende-regeringsuppdrag/forslag-till-nationell-restaureringsplan/dialogunderlag-om-kommande-naturrestaureringsplan-hosten-2025.pdf>

för restaurering samt vilka åtgärder som bäst kan möta dessa. Vidare kan forskningen bedöma hur sannolikt det är att sådana åtgärder får genomslag i jordbrukslandskapet, vilket innefattar i vilken mån de är attraktiva för lantbrukare. För att komplettera den vetenskapliga evidensen avseende åtgärders effekter och genomförbarhet där denna idag är bristfällig, har vi tillfrågat representanter från lantbrukssektorn och lokala myndigheter genom en enkät och intervjuer.

3. Att realiserar genom lämpliga styrmedel, framför allt inom GJP, men även inom EU-finansiering och annan offentlig finansiering. Arbetet ska därför inkludera en bedömning av föreslagna styrmedels genomförbarhet, ekonomiskt och juridiskt.

Givet den expertis som finns i arbetsgruppen vid LU är ett av våra viktigaste bidrag en ekonomisk utvärdering av relevanta och aktuella ekonomiska styrmedel, inklusive deras kostnadseffektivitet. I diskussionerna om styrmedel inkluderar vi även icke-ekonomiska styrmedel som kan öka implementeringspotentialen, till exempel rådgivning. Vi har indikerat när vi anser förslag behöver ytterligare ekonomisk och juridisk belysning.

Vårt arbete har fokuserat på åtgärder kopplade till GJP. Det innebär inte att andra åtgärder saknar betydelse, såsom t.ex. traditionell naturvård inklusive åtgärdsprogram, avsättning av områden som natur- och kulturresevat, eller effekter av honungsbiobiodling. Vi har inte heller haft kompetens i gruppen att utreda våtmarker och kulturmiljöer i jordbrukslandskapet.

1.1.2. Arbetsgrupp

Uppdraget har utförts av en arbetsgrupp vid Centrum för miljö- och klimatvetenskap och Biologiska institutionen, Lunds universitet (LU), med expertis inom växt- och zoekologi, bevarandebiologi, landskapsekologi, agro-ekologi, miljöekonomi, styrmedel, och markanvändning. Kompletterande analyser inom uppdraget har utförts av personal som arbetar med Nationella Inventeringar av Landskapet i Sverige (NILS), SLU, med expertis vad gäller uppföljning och analys av förändringar i biologisk mångfald. Projektledare vid Lunds universitet är Henrik Smith (professor i zoekologi). Arbetet har samordnats av Pernilla Borgström (projektsamordnare och doktor i ekologi) och Juliana Dänhardt (forskningskoordinator och doktor i zoekologi). Arbetet har utförts av Pernilla Borgström, Mark Brady (docent i naturresurs- och miljöekonomi), Juliana Dänhardt, Liam Kendall (forskare med expertis vad gäller biologisk mångfald och miljöförändringar), Jessica Knapp (forskare med expertis i agro-ekologi), Peter Olsson (forskare med expertis i spatials miljöanalys), Lars Pettersson (docent i zoekologi med expertis i övervakning av biologisk mångfald), Maj Rundlöf (docent i biologi med expertis vad gäller landskapsekologi och biologisk mångfald), Martin Stjernman (forskare med expertis i analys av miljörelaterad variation i biologisk mångfald). Dessutom har Åsa Ranlund (miljöanalysspecialist och doktor i ekologi) vid Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU, i samråd med arbetsgruppen vid LU utvecklat och utfört analyser baserat på data från NILS gräsmarksinventering och bidragit till tolkningar och textbearbetning när det gäller de analyserna i stort.

Kontaktpersoner hos beställaren (myndighetssamverkan för hållbart jordbruk, jSam) har varit Elin Forsberg på Naturvårdsverket och Lisa Karlsson på Jordbruksverket.

1.2. Bakgrund till uppdraget

NRF representerar en starkt ambition hos EU att återställa biologisk mångfald. Förordningen skapar ett EU-gemensamt ramverk för att bevara biologisk mångfald som sådan och säkerställa funktionell mångfald i produktionslandskap. Varje medlemsland ska utifrån förordningen ta fram en NRP, som ska granskas av EU-kommissionen. Detta arbete innebär att varje medlemsland måste överväga vilka *åtgärder* som krävs för att uppfylla kraven i förordningen, och vilka *styrmedel* som kan användas för att åstadkomma detta. Detta uppdrag handlar om att stödja de delar av arbetet som relaterar till bevarande av hävdberoende gräsmarker enligt Artikel 4 och mångfald i jordbrukslandskapet inklusive pollinatörer, gräsmarksfjärilar och jordbruksfåglar enligt Artikel 10 och 11.

Artikel 4 fokuserar på bevarande av de livsmiljöer som finns listade i EU:s Habitatdirektiv (92/43/EEG) och därmed bevarande i traditionell mening. Dessa specifika *livsmiljötyper* ska bevaras, restaureras och återskapas så att deras fortbestånd, inklusive ingående arter, säkerställs. Artikeln lyfter även krav på kännedom om livsmiljötypernas tillstånd och utbredning för att styra och följa upp åtgärder och tillstånd. Initialt får åtgärder styras mot Natura 2000-områden – EU:s nätverk av skyddade områden. Uppdraget fokuserar på 22 livsmiljötyper av hävdberoende gräsmarker. Artikel 10 fokuserar på *bevarande av pollinatörer*, där de inledande texterna lyfter fram både ett artperspektiv och deras värde för pollination. Artikel 11 fokuserar på *restaurering av jordbruksekosystem* utöver artikel 4, inom detta uppdrag specifikt bevarande av biologisk mångfald. Av de inledande texterna i NRF framgår att en målsättning är att säkerställa funktionella landskap, inklusive hållbar livsmedelsproduktion och resiliens mot klimatförändringar. För både artikel 10 och 11 kan mångfalden gynnas av ett vitt spektrum av åtgärder, så som mångfaldsvänliga jordbruksmetoder och bevarande och skapande av en rad olika habitat. Framgången här mäts som specifika indikatorer eller taxa, vilket handlar om bl.a. jordbruksfåglar, gräsmarksfjärilar och pollinatörer. Detta innebär att fokus för bevarande-åtgärder är olika, med ett målstyrt bevarandefokus för Artikel 4 (definierade livsmiljötyper i gott tillstånd och tillräcklig omfattning), och ett kombinerat fokus på sällsynta arter och ekosystemprocesser för Artikel 10 och 11 (även om förordningen tekniskt sett bygger på indikatorer).

Även om målsättningarna delvis skiljer sig åt, finns det kopplingar mellan Artikel 4 å ena sidan och Artikel 10 och 11 å den andra. Bevarande av hävdgynnade gräsmarker kan, förutom att gynna strukturer och arter enligt Habitatdirektivet, leda till ett bevarande av biologisk mångfald i det vidare landskapet genom olika ekologiska processer, där arter som nyttjar hävdgynnade gräsmarker också nyttjar eller sprider sig till övriga landskapet (Blitzer m.fl. 2012). Åtgärder för att gynna mångfald i det vidare landskapet, kan gynna bevarande i hävdgynnade gräsmarker genom att underlätta spridning mellan dessa och genom att minska negativa kanteffekter (Schöpke m.fl. 2023). Det är en central utvärderingsfråga i vilken utsträckning utformning av åtgärder, t.ex. var gräsmarker skall restaureras/återskapas eller val av typ av åtgärder i det vidare landskapet, kan skapa synergier och därmed göra implementeringen av NRF effektivare.

Genomförandet av förordningen i Sverige kommer att bygga på att hitta åtgärder som är *effektiva* och som kan implementeras *kostnadseffektivt*. Det förra innebär att de påverkar ekologiska processer och strukturer som är relevanta för mångfalden, det senare innebär att de kan genomföras med *effektiva styrmedel*. I Sverige (liksom i EU i stort) är det till exempel skapandet av skyddade områden och den Gemensamma jordbrukspolitik (GJP)

som används för bevarande av biologisk mångfald i jordbruks-landskapet, tillsammans med regelverk för hur jordbruksproduktion kan utföras. I detta arbete är fokus därför dels hur skötsel av områden sker för kostnadseffektivt bevarande (t.ex. av natur- och kulturresevat eller av habitat som erhåller miljöstödd), dels hur GJP kan utformas i stort för att gynna biologisk mångfald för att uppfylla NRF mål. Tidigare utvärderingar har identifierat potential att stärka bevarandet av biologisk mångfald genom effektivare användning av medel inom dessa områden (Smith m.fl. 2016, European Court of Audit 2020).

Det är viktigt att förstå, att både vad gäller bevarande av hävdgynnade gräsmarker och mångfald i jordbrukslandskapet i stort, gäller ett naturpositivt ("nature positive") perspektiv i NRF, vilket kräver kunskap om nuläget för att förstå behovet av restaurering och nyskapande av habitat och inriktning och omfattning av åtgärder i landskapet i stort. Detta kräver kunskap om status för livsmiljötyper (Artikel 4) och den biologiska mångfalden i stort (Artikel 10–11).

I denna rapport har vi tagit ett brett och systematiskt grepp om dessa frågor, vilket varit en utmaning givet hur fragmenterad informationen om ovanstående frågor är och den begränsade tid som stått till vårt förfogande. Vårt arbete har bestått i att sammanställa **tillstånd och restaureringspotential** för hävdgynnade gräsmarker samt **statusen för biologisk mångfald** i det vidare jordbrukslandskapet, baserat på bästa tillgängliga information. Vidare har vi sammanställt **evidensbasen** för effekten av olika åtgärder för att gynna biologisk mångfald enligt Artikel 4 respektive 10–11, baserat på en kombination av systematisk sammanställning av evidens, tidigare utvärderingar och expertbedömningar. Vi har genomfört en analys av effektiviteten av **styrmedel**, dels genom att sammanställa effekter i tidigare utredningar av jordbrukspolitiken eftersom uppdragets omfattning inte medgett en heltäckande policy-analys, dels genom nya simuleringar kopplade till bevarandet av hävdgynnade gräsmarker med nya instrument som inte tidigare utvärderats. Det har inte varit möjligt att inom tidsramen för detta uppdrag täcka den omfattande gråa litteratur (ej vetenskapligt granskad) som finns, och som ofta har stark relevans för specifika frågor, utan vår ambition är ett ramverk för fortsatt arbete. Vi kombinerar därför **specifika slutsatser**, med rekommendationer om vilka **fördjupningar** som behövs för att skapa en kostnadseffektiv implementering av NRF.

1.2.1. Artikel 4

I Artikel 4 i NRF ingår krav på att medlemsstaterna ska införa åtgärder för att öka arealen av specifika livsmiljötyper² (däribland hävdberoende gräsmarker) som är i gott tillstånd. För varje livsmiljötyp skall en gynnsam referensareal uppnås, dvs. en areal som har gott tillstånd och är tillräckligt stor för att garantera att livsmiljön långsiktigt upprätthåller typiska strukturer, funktioner och arter. Åtgärder ska finnas på plats på 30/60/90% av den befintliga arealen som inte är i gott tillstånd senast 2030/2040/2050, liksom åtgärder för att återskapa förlorade livsmiljötyper på 30/60/100% av den ytterligare areal som krävs för att uppnå gynnsam referensareal. Utgångspunkt i det här uppdraget är, i enlighet med en översyn av referensarealerna (Naturvårdsverket 2024), att det för Sveriges del handlar om ett spann på 1000 – 3700 km² livsmiljötypsklassade gräsmarker som behöver återetableras. Detta samtidigt som de arealer livsmiljötypsklassade hävdberoende gräsmarker som i

2 Definierade enligt Rådets direktiv 92/43/EEG
<https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:SV:PDF>

nuläget räknas in i befintliga arealer men som inte uppnår gott tillstånd behöver restaureras och att befintliga arealer i gott tillstånd bevaras. Tillstånd, bevarandestatus och areal för befintliga gräsmarker är sammanställt i den senaste rapporteringen till EU för Artikel 17 i Art- och habitatdirektivet.

De 22 livsmiljötyper som omfattas av uppdraget är de hävdberoende gräsmarker som ingår i förordningens Appendix I (Tabell 1.1), för vilka gynnsamma referensarealer har beräknats (Naturvårdsverket 2024), och där bevarandestatus utvärderas inom ramen för rapporteringen av Artikel 17 i Art- och habitatdirektivet.

Tabell 1.1. Livsmiljötyper av hävdberoende gräsmarker som ingår i uppdraget.

1330	Salta strandängar	6270	Silikatgräsmarker
1630	Strandängar vid Östersjön	6280	Alvar
2320	Rissandhedar	6410	Fuktängar
2330	Grässandhedar	6430	Högörtängar
4010	Fukthedar	6450	Svämängar
4030	Torra hedar	6510	Slätterängar i låglandet
5130	Enbuskmarker	6520	Höglänta slätterängar
6110	Basiska berghällar	6530	Lövängar
6120	Sandstäpp	8230	Hällmarkstorräng
6210	Kalkgräsmarker	8240	Karsthällmarker
6230	Staggräsmarker	9070	Trädklädd betesmark

1.2.2. Artikel 10 och 11

NRF har uppsatta mål både när det gäller att förbättra den biologiska mångfalden i jordbruksekosystem i stort (Artikel 11), och att specifikt främja gruppen pollinatörer (Artikel 10). I detta ingår att medlemsstater ska vidta åtgärder som kan vända minskningar i pollinatorpopulationer senast 2030 (och därefter uppnå ökande trend), och vidta åtgärder som syftar till att uppnå en ökande trend för indikatorer för biologisk mångfald. NRF kräver att EU-indikatorn för vanliga jordbruksfåglar, Farmland Bird Index (FBI) (Gregory m.fl. 2019), ska öka, medan EU-indikatorn för gräsmarksfjärilar (GBI) (van Swaay m.fl. 2025) och andelen jordbruksareal med landskaps-element som gynnar en hög biologisk mångfald (HDLF) (Annex IV, NRF) är två av tre möjliga indikatorer som skall öka, varav minst två skall väljas nationellt. Den tredje valbara indikatorn är lager av organiskt kol i mineraljordar på åkermark. I detta uppdrag har vi analyserat förut-sättningarna för detta med fokus på FBI, GBI och HDLF. För HDLF har vi dock inte tillgång till rumsligt explicita underlag för analys, utan diskuterar småbiotopers effekter på övriga indikatorer.³ För punkt 3 (jordbruksfåglar) finns det kvantitativa mål; för Sveriges del handlar det t.ex. om att index ska nå 105 (basår 2025) senast år 2030.

³ HDLF utgörs av t.ex. fältkanter, skyddszoner, trädridåer, häckar, buskage, småvatten, stenmurar och -rösen, små trädgångar, mark i träd, solitära träd och alléer, blomremсор, övergångszoner mm (se Vägledning om en ram för utveckling av metoder för att övervaka landskapselement som gynnar en hög biologisk mångfald i enlighet med artikel 14.7 i förordningen om restaurering av natur (förordning (EU) 2024/1991) i den vetenskapliga litteraturen ofta sammanfattade som landskapsheterogenitet tillsammans med förekomsten av ängs- och betesmarker.

2. Nyckelbudskap

I detta avsnitt presenteras slutsatser i relation till de övergripande målen i uppdraget, dvs. att ge åtgärds- och styrmedelsförslag som kan bidra till målen i förordningen, vara attraktiva för lantbrukare, och kunna gå att genomföra med hjälp av GJP eller annan finansiering.

Slutsatserna är expertbaserade, med vårt arbete i detta uppdrag som grund.

Arbetsgruppen har enats om ett antal förslag som bör prövas, men som i varierande grad också behöver vidare utredning innan de kan implementeras. För åtgärdsförslagen ger vi en bedömning av deras tekniska genomförbarhet, vilken mångfald som påverkas och hur, vilken potential de har att realiseras, konsekvensen av implementering, och vilka ytterligare utredningsbehov vi ser.

- **En specifik utredning av den nationella restaureringspotentialen för hävdberoende gräsmarker kan styra prioritering av insatser och därmed öka effektiviteten och minska kostnader.**

Beskrivning: Kostnaden för att återskapa och restaurera hävdade gräsmarker som är livsmiljötyper är bristfälligt känd, och varierar beroende på deras status (jfr Elofsson 2004, Knight och Overbeck 2021). Restaurering och återskapande av hävdade gräsmarker kan kräva stora initiala och kostsamma insatser (Naturvårdsverket 2022), och utfallet av restaureringsåtgärder är osäkert (Atkinson m.fl. 2022). Sammantaget bedömer vi därför att bevarande normalt är mer kostnadseffektivt än återskapande. Eftersom svårigheten att restaurera och återskapa hävdade gräsmarker påverkas av faktorer såsom eutrofiering och diskontinuitet i den historiska hävden (Johansson m.fl. 2008, Goossens m.fl. 2022), kan stora insatser krävas om utgångspunkten är fält som tidigare använts för åkerbruk (Török m.fl. 2011) (se avsnitt 3.1, Bilaga 1a, 1b, Bilaga 5). Dessutom påverkas restaureringsutfallet av förekomsten av gräsmarker i det omgivande landskapet och det kan ta tid att uppnå gott tillstånd (Walden m.fl. 2017, Kapás m.fl. 2024). Genom att med effektiva direkta eller indirekta metoder identifiera var *behov av restaurering* såväl som *tillgång till restaureringsbara marker* finns kan insatser prioriteras och kostnader hållas nere för att uppnå gynnsam referensareal enligt NRF. För vissa livsmiljötyper är kunskapen om förekomst och ibland potential god, medan våra analyser visar att det för andra, som t.ex. silikatgräsmarker, finns en stor restaureringspotential, men där en stor del av livsmiljötypens areal idag liksom marker som kan restaureras till livsmiljötypen inte är karterad (Bilaga 3). Vi har gjort analyser med hjälp av både blockdatabasen och NILS för att bedöma behov och potential att öka arealen livsmiljötyp i gott tillstånd. Bägge metoderna visar på betydande potentialer, men också skillnader. Grova beräkningar utifrån blockdatabasen visar att den öppna marken på övergiven betesmark 2023 (ca 83 000 ha) inte räcker för att nå det lägre restaureringsmålet på 100 000 ha (Naturvårdsverket 2024). Inte heller den sammanlagda arealen av övergiven betesmark, långliggande vall (ca 189 000 ha) och träda (ca 77 000 ha) räcker för att nå det högre målet på 370 000 ha. Vi har inte kunnat bedöma om dessa marker har biologisk potential att restaureras till livsmiljötyper. Enligt den stickprovsundersökning som NILS gräsmarksinventering utgör, finns ca 109 000 ha utvecklingsmark med minst fem betes- eller slåttergynnade arter och få negativa indikatorarter, samt över 530 000

ha med vissa hävdgynnade arter men där negativa arter dominerar. Det gäller framför allt betes- och slåttermarker med aktiv hävd, men inkluderar även områden som visar tecken på tidigare hävd, och en relativt stor del gäller mark som inte är inkluderad i blockdatabasen (Bilaga 3). Därtill finns cirka 57 000 ha trädklädda marker med god potential för restaurering, vilket troligen är en underskattning eftersom endast gräsmarker inkluderats. En stor del av utvecklingsmarkerna ligger utanför blocklagd mark, vilket kan förklara skillnader mot blockdatabasanalysen (avsnitt 4.1.1.1; Bilaga 3). Vi menar att dessa analyser behöver kompletteras med en riktad satsning som identifierar och verifierar restaureringspotentialen i olika delar av Sverige. En första ansats till att med fjärranalys identifiera mark som historiskt (60 år) haft hävd visar på lovande resultat och bör utvecklas för att öka kunskapen om restaureringsmöjligheter och fokusera restaureringsåtgärder (se avsnitt 4.1; Bilaga 3).

Vilken mångfald påverkas: Bevarande och återskapande av livsmiljötyper har betydelse för arter i Habitatdirektivet, men hävdberoende gräsmarker är också viktiga för en rad andra arter, inklusive fåglar och pollinatörer såsom gräsmarksfjärilar och vildbin inklusive inom åtgärdsprogram för hotade arter (Karlsson 2017, Sahlin m.fl. 2021, Stjernman m.fl. 2025). Om restaurerade marker finns i jordbrukslandskap påverkas också mångfalden i det vidare jordbrukslandskapet genom ekologiska processer (spridning, ”spillover”), där den marginella nyttan är störst i landskap med låg förekomst av halvnaturliga habitat (se avsnitt 3.1, Bilaga 2a, b). Både omfattningen och kvalitén på bevarade livsmiljötyper påverkar effekter på mångfald i landskapet (Bishop m.fl. 2025), men det saknas idag tillräckligt underlag för att kvantitativt bedöma synergier och konflikter mellan målsättningar enligt Artikel 4 respektive Artikel 10–11, vilket krävs för att kunna utforma kostnadseffektiva strategier. För att sådana bedömningar ska vara möjliga krävs kvantitativa analyser av hur mycket Artikel 4-livsmiljötyper bidrar till mångfalden i landskapet i stort, hur mycket åtgärder ute i åkerlandskapet påverkar mångfalden i Artikel 4-livsmiljötyper, på kort och på lång sikt, genom meta-analyser och modellering. Restaureringsstrategier behöver således ett landskapsperspektiv som tar hänsyn till både Artikel 4 å ena sidan och Artikel 10–11 å den andra.

Potential att realiserar och ytterligare utredningsbehov: Skapandet av stärkta underlag har stor potential att realiserar, eftersom det bygger på utveckling av existerande metoder, dels inom NILS (se [avsnitt 4.1.1.1](#) och Bilaga 3), dels inom forskning om fjärranalysbaserade metoder (översikt i Lyu m.fl. 2024). Bedömningar av kostnadseffektiv prioritering av restaurering kräver riktade forskningsinsatser som omfattar både effektanalyser och sammanställning av alternativ- och skötselkostnader.

Andra konsekvenser av förslaget: Vi bedömer att kostnaderna för att genomföra förslaget vida understiger de vinster som görs genom att välunderbyggd prioritering leder till kostnadseffektivitet. Det handlar t.ex. om prioritering av stöd till restaurering och skötsel inom GJP, som har en budget på ca. 60 miljarder kronor för perioden 2023–2027, varav ca. en tredjedel till miljöåtgärder inklusive för biologisk mångfald (Regeringen 2025). Restaurering av gräsmarker och följande betesdrift har potentiell klimatpåverkan om detta görs med idisslande djur, men andelen av animalieproduktionen som härrör från naturbetesmarker är begränsad (Larsson m.fl. 2020) och konsekvensen av förslag beror på om och hur annan djurhållning påverkas.

- **Rikta miljöersättningar både mot livsmiljötyper/naturbetesmarker och åtgärder i det vidare landskapet, men styr miljöersättningarna till där de gör mest nytta för den biologiska mångfalden**

Beskrivning: Miljöersättningar är avgörande både för bevarandet av naturbetesmarker, särskilt marker med särskilda värden (Stjernman m.fl. 2025), och för implementering av åtgärder i det vidare landskapet som ökar förekomsten av habitat som är gynnsamma för biologisk mångfald eller som minskar odlingsintensiteten (Smith m.fl. 2016). Bevarandet av biologisk mångfald enligt NRF är beroende av en balans mellan dessa åtgärder, eftersom syftet är att både bevara specifika livsmiljötyper och deras arter och den biologiska mångfalden i landskapet i stort (se avsnitt 3.1, jfr Bilaga 1a,b och 2a,b). Värdet för biologisk mångfald av att restaurera och sköta naturbetesmarker varierar mellan olika typer av objekt beroende på nuvarande och historiska effekter på lokal och landskapsnivå (t.ex. Bakker och Berendse 1999, Öckinger och Smith 2006, Gustavsson m.fl. 2007, Auffret m.fl. 2018, Berg m.fl. 2019). Även förutsättningarna för deras skötsel varierar geografiskt (Bilaga 5). På samma sätt varierar marginaleffekten på biologisk mångfald av åtgärder i det vidare landskapet med landskapstyp (se avsnitt 3.1, Bilaga 2a, b), liksom behovet av att återskapa funktionell mångfald som kan bidra till ekologisk intensifiering⁴ av livsmedelsproduktion (Ekroos m.fl. 2014). Det innebär att det finns stora möjligheter att effektivisera bevarandet och återskapandet av biologisk mångfald genom en genomtänkt geografisk prioritering av åtgärder, t.ex. genom differentierad ersättning. En sådan rumslig prioritering kan bygga på att i landskap som har stor potential att bibehålla och återskapa naturbetesmarker, kan dessa marker starkt bidra till mångfald på landskapsnivå, medan det i landskap med en liten dylik potential behövs riktade åtgärder som småbiotoper, blomremсор och minskad odlingsintensitet (Ekroos m.fl. 2014, Burian m.fl. 2024). Den styrning som hittills funnits i Sverige, har byggt på stora geografiska regioner (Smith m.fl. 2016), men en styrning som i stället bygger på en ekologisk karaktärisering av landskap skulle med all sannolikhet vara effektivare. En distinkt möjlighet är att utveckla en grund för styrning, t.ex. i form av arketyper av landskap⁵ där olika typer av ersättningar är kostnadseffektiva (Díaz och Concepción 2016, Beckmann m.fl. 2022).

Vilken mångfald påverkas: Förslaget är generellt och relevant för olika aspekter av den biologiska mångfalden. Restaureringsinsatser behöver optimeras så att både arter som bidrar till generella indikatorer och arter som pekas ut i Habitatdirektivet bevaras kostnadseffektivt genom att rätt åtgärd genomförs på rätt ställe. Detta kräver dessutom stärkt kunskap om synergier mellan olika åtgärder.

Potential att realiserats och ytterligare utredningsbehov: I viss utsträckning har stöd redan regionaliserats, som t.ex. kompensationsstödet vilket visar att storskalig regionalisering är fullt genomförbar. En begränsning är att miljöersättningar inom pelare 1 är strikt kostnadsrelaterade, men flexibiliteten är större för miljöersättningar inom pelare 2. Att över 80% av enkätrespondenterna ansåg det finnas ett behov för någon form av regional styrning av befintliga eller eventuella nya ersättningar för att stärka de biologiska värden i gräsmarker, och att svaren med såväl lantbruks- som administrations- och mångfaldsperspektiv var eniga i detta resultat, antyder att det finns en förankring för en sådan åtgärd även i praktiken (Bilaga 5).

Andra konsekvenser av förslaget: Ersättningar inom GJP, inklusive miljöersättningar, får

4 Ekosystemtjänster utnyttjas för att höja produktionen utan att det drabbar miljön eller andra ekosystemtjänster

5 Landskapsarketyper grupperar landskap som delar nyckelattribut, såsom funktionella drag hos organismer eller markanvändningsmönster

också strukturella konsekvenser, med potentiella effekter för lantbrukares ekonomi och biologisk mångfald, t.ex. genom att påverka jordbrukets lönsamhet i mindre produktiva områden (se t.ex. simuleringar i Stjernman m.fl. 2025). Detta behöver utredas inklusive effekter på biologisk mångfald. Se ovan om climateffekter.

- **Använd en bred palett av åtgärder inom GJP eftersom olika interventioner gynnar olika aspekter av den biologiska mångfalden**

Beskrivning: Evidenssyntesen visar att det finns åtgärder som gynnar flera organismgrupper, t.ex. vildbin, fåglar och fjärilar som alla gynnas av insådd av vilda blommor för nektar och frön (avsnitt 4.2.2, Bilaga 2a). Några åtgärder är dock särskilt passande för vissa aspekter av biologisk mångfald och specifika indikatorer (Bilaga 2a, b), t.ex. att behålla stubbåkrar för fåglar (Tabell 3a i Bilaga 2a). Det innebär att en satsning på ett varierat jordbrukslandskap, med inslag av de olika åtgärder som har utvärderats vetenskapligt, har potential att bäst gynna biologisk mångfald i stort. Detta är i linje med studier som visat att landskapets heterogenitet (t.ex. förekomst av naturbetesmarker och landskapselement med hög diversitet) är en viktig drivande faktor för mångfald (Priyadarshana m.fl. 2024), med en stor variation mellan hur olika aspekter av mångfalden påverkas (Sánchez m.fl. 2022), sannolikt förklarad av att organismer skiljer sig i sina ekologiska krav och därför reagerar på olika inslag i landskapet (Wood m.fl. 2015). För specifika indikatorer, kan fokus på specifika åtgärder ha större effekt (t.ex. lärkrutor för att gynna FBI, Beninde och Hunke 2025), men vi menar att indikatorerna i NRF ska betraktas som just indikatorer och inte målsättningar i sig (med ett möjligt undantag för pollinatörer, som dock också handlar om olika aspekter såsom viktiga pollinatörer av grödor och hotade arter). Det innebär att stödsystem inom GJP bör utformas så att lantbrukare har tillgång till en palett av åtgärder för att gynna biologisk mångfald. Ett sådant system kan inspireras av Englands tidigare program, där inom t.ex. Entry Level Stewardship (ELS) med fritt val av åtgärder för lantbrukare och Higher Level Stewardship, HLS, där högre ambitioner krävs (Wissman m.fl. 2013). Eftersom dessa utvärderats, kan ett svenskt system bygga på både positiva och negativa erfarenheter från dessa, liksom deras effekt på biologisk mångfald inklusive jordbruksfåglar, fjärilar och andra pollinatörer (se bilaga 2a,b).

Vilken mångfald påverkas: Genom att fokusera på jordbrukslandskapets heterogenitet genom en palett av olika åtgärder, kan ett brett spektrum av arter gynnas inklusive hotade arter och arter som bidrar med ekosystemtjänster (Bilaga 1a, 2a).

Potential att realiserar och ytterligare utredningsbehov: System med en palett "poänggivande" åtgärder har prövats i andra länder, där ett problem varit oavsiktlig styrning mot ett fåtal åtgärder (Boatman m.fl. 2007). Den exakta utformningen av ett ersättningssystem behöver därför utredas, t.ex. om det är möjligt att inom GJP använda taknivåer, ersättningar per enhet åtgärd som sjunker ju mer man implementerar, eller omvända aktioner med mål för olika åtgärder (Ohl m.fl. 2008).

Andra konsekvenser av förslaget: Ersättningar inom GJP, inklusive miljöersättningar, får också konsekvenser för var och hur jordbruksproduktion sker i landet. Detta kan i sin tur påverka biologisk mångfald, t.ex. genom att påverka jordbrukets lönsamhet och driftsinriktning i mindre produktiva områden (se t.ex. simuleringar i Stjernman m.fl. 2025). Detta behöver utredas.

- **Använd den biologiska mångfaldens värde för en resilient jordbruksproduktion som incitament för bevarande**

Beskrivning: Evidenssyntesen visar på att det finns en rad åtgärder som gynnar pollinatörer, inklusive bin och dagfjärilar (se avsnitt 3.1, Bilaga 1a, 1b, 2a, 2b). En rad studier har visat att högre täthet och mångfald av pollinatörer kan leda till bättre och säkrare pollination av grödor (Klein m.fl. 2007, Garibaldi m.fl. 2011, Garibaldi m.fl. 2013, Dainese m.fl. 2019). Många av de åtgärder som evidenssyntesen visade på gynnade pollinatörer, gynnar också naturliga fiender (Holland m.fl. 2017, Rusch m.fl. 2017, Albrecht m.fl. 2020) (se även Alarcon-Segura m.fl. 2025). En högre täthet av naturliga fiender kan öka produktion (framför allt inom ekologisk odling) eller minska behovet av växtskyddsmedel (och därmed indirekt gynna pollinatörer). Hur stora effekter på livsmedelsproduktion ekologisk intensifiering – där man nyttjar naturliga ekosystemprocesser för att gynna produktionen – har potential att åstadkomma är otillräckligt utrett; studier har dock visat på tydliga effekter (Kleijn m.fl. 2019, Vezzani m.fl. 2025), men också stor variation (Alarcon-Segura m.fl. 2025). Det innebär att rådgivning för att öka kunskapen om möjligheter till ekologisk intensifiering skulle kunna motivera lantbrukare utan att det behövs särskilda ersättningar. Emellertid är den biologiska mångfalden, inklusive pollinatörer, delvis en kollektiv resurs eftersom åtgärder på en gård har konsekvenser på andra gårdar (Cong m.fl. 2014, Lindborg m.fl. 2017). Det innebär att skötsel- eller alternativkostnader kan leda till en suboptimal implementering av åtgärder för att gynna funktionell mångfald. Det finns därför anledning att stödja ekologisk intensifiering genom GJP, även om åtgärderna huvudsakligen bidrar till att gynna relativt vanliga arter. Idag gynnas pollinatörer och biologisk bekämpning framför allt genom att blomremсор blivit en del av stödsystemet, medan andra möjliga åtgärder kommer i fråga i mindre utsträckning. Evidensbasen för effekt av blomremсор på biologisk bekämpning av skadegörare är stark, framför allt om de är artrika (Jachowicz och Sigsgaard 2025), men mer varierande för pollination av grödor (Albrecht m.fl. 2020, Alarcon-Segura m.fl. 2025) (avsnitt 3.1, Bilaga 2a, 2b). Blomremсор och andra interventioner (t.ex. blommande vallar, trädor, småbiotoper, blommande fodergrödor) (se avsnitt 3.1, Bilaga 2a, 2b för interventioner för pollinatörer) bidrar med olika typer av resurser under olika säsonger. Genom att bygga urvalet av interventioner i stort, inklusive fröblandningar för blomremсор, på bristanalyser (Timberlake m.fl. 2019), kan värdet av restaurering för ekologisk intensifiering stärkas.

Vilken mångfald påverkas: De åtgärder som oftast nämns i litteraturen om ekologisk intensifiering gynnar framför allt generalister, men rätt utformade kan även specialister gynnas (Bilaga 2a). Naturbetesmarker kan utgöra grund för ekologisk intensifiering (Alarcon-Segura m.fl. 2025) med samtidig positiv påverkan på mindre vanliga och sällsynta arter (Öckinger och Smith 2007, Török och Dengler 2018). Blomremсор kan gynna vanliga arter som pollinerar grödor (Kleijn m.fl. 2015), men även mindre vanliga mer specialiserade biarter om de implementeras konsistent över tiden (Buhk m.fl. 2018)

Potential att realiseras och ytterligare utredningsbehov: Upptaget av blommande åker och fältkant i Sverige efter införandet av stöd inför 2025 (Jordbruksverket 2025) resulterade i nära 13 500 ha ansökt area för denna typ av miljöyta (0,6% av Sveriges åkermark). Det visar att lantbrukare är beredda att anlägga småbiotoper givet ekonomiskt stöd. Vad som behöver utredas är det relativa värdet av olika typer av småbiotoper för pollinatörer och naturliga fiender i olika typer av landskap. Evidenssyntesen (Bilaga 2) gav stöd för värdet av vall för biologisk mångfald, men eftersom vall är ett samlingsbegrepp för en rad fodergrödor med potentiellt mycket olika värde för biologisk

mångfald (t.ex. Carrié m.fl. 2018, Cong m.fl. 2020) finns det ett behov att utreda värdet av ett riktat snarare än generellt vallstöd.

Andra konsekvenser av förslaget: Åtgärder för att stärka mångfalden av organismer som bidrar till ekologisk intensifiering kan påverka produktion positivt på kort sikt, men också öka resiliensen hos dessa organismer mot klimatförändringar (t.ex. Schweiger m.fl. 2019). Vi ser inga negativa effekter på vare sig livsmedelsproduktion eller klimat av förslaget, så länge målsättningen är att optimera ekosystemprocesser för jordbruksproduktion, men optimering på samhällsnivå för att minska användningen av insatsmedel kan påverka livsmedelsproduktion negativt. Ev. minskad pesticidanvändning kan påverka andra organismgrupper positivt (Avsnitt 3.1, Bilaga 2a, b).

- **Miljöersättningarna för att sköta naturbetesmarker bör både möjliggöra och gynna varierad skötsel av betesmarker i tid och rum baserade på anpassade råd eller individuell rådgivning**

Beskrivning: Effektiv betesförvaltning kräver att betesregimer anpassas efter gräsmarkens successionsstadium (se Avsnitt 3.1). När en gräsmark är i gynnsamt tillstånd räcker det vanligtvis med låg betesintensitet för att upprätthålla växtsamhällena och förhindra igenväxning med buskar. I kontrast kräver degraderade eller igenvuxna områden mer intensivt och riktat bete, varefter det går att återgå till lågintensivt bete som långsiktig skötsel. Näringsrika gräsmarker kan behöva något högre betetryck och periodisk slåtter. Även om låg betesintensitet i allmänhet fungerar bra även i livsmiljöer med spridda träd eller buskar, varierar den optimala betesnivån naturligt beroende på djurart, ras, ålder och lokala habitatförhållanden (se Avsnitt 4.1, Bilaga 1a, b). Därför beror en effektiv förvaltning i slutändan på lokal kunskap och ett adaptivt beslutsfattande, baserat på vilka djur som finns tillgängliga och vad som är praktiskt genomförbart på plats (se Avsnitt 4.1, Bilaga 5). Detta innebär att det behövs mer flexibla regler och att ersättningarna anpassas så att de premierar produktion av biologiska värden på ett bättre sätt än idag, för att naturbetesmarker med miljöersättning ska utvecklas från ej gott tillstånd till gott tillstånd och sedan behålla ett gott tillstånd. Tidigare reglerades detta genom åtagandeplaner; i brist på sådana behöver en typologi upprättas som kan användas för att styra förvaltningen av marker och livsmiljötyper på ett adekvat sätt i relation till successionstillstånd och kontext. En sådan typologi skulle bygga på Habitatdirektivet, men dessutom hantera förutsättningar för betesdrift (se t.ex. Gigante m.fl. 2024 som klassificerade gräsmarker baserat på biologisk mångfald, produktionsfaktorer och fjärranalys).

Vilken mångfald gynnas: Arter kopplade till Habitatdirektivet och annan mångfald som gynnas av hävdade gräsmarker, men även mångfalden i det omgivande jordbrukslandskapet som sprider sig från eller delvis nyttjar naturbetesmarker (Bilaga 1a, 2a).

Potential att realiseras och ytterligare utredningsbehov: En viktig kritik mot åtagandeplanerna från de nationella myndigheterna var de höga transaktionskostnaderna (Nordberg och Asplund 2020). Emellertid avgörs kostnadseffektiviteten av effekter på biologisk mångfald per investerad krona, oavsett om dessa går till skötsel av marker eller transaktionskostnader. Åtagandeplanerna hade en hög acceptans bland lantbrukare (Nordberg och Asplund 2020), och stärkt individuell, platspecifik rådgivning efterlyses återkommande både i enkätsvaren och

intervjuer (Bilaga 5). Villkor för stöd och rekommendationer baserade på en typologi av naturbetesmarker skulle vara ett alternativ för att minska transaktionskostnader, men behöver då utredas.

Andra konsekvenser av förslaget: Förslaget kan utformas så att lantbrukares ekonomi inte påverkas jämfört med dagens system.

- **Kunskapsläget kräver att bevarande i jordbrukslandskapet bygger på adaptiv förvaltning över tidsmässiga och rumsliga skalor**

Beskrivning: Evidensbaserat bevarande, där åtgärder som används bygger på vetenskapliga utvärderingar, har förutsättningar att göra bevarande av biologisk mångfald mer effektiv (Sutherland m.fl. 2004). Utformningen av åtgärder inom GJP har upprepat anklagats för att inte bygga på evidens, eller åtminstone att de mest effektfulla eller kostnadseffektiva åtgärderna inte valts (se t.ex. Dicks m.fl. 2014). I denna utredning har vi använt vad som idag är en av de mest kompletta sammanställningarna av evidens vad gäller effekten av olika interventioner på biologisk mångfald i jordbrukslandskapet: Conservation Evidence (CE)⁶. Utöver detta finns en rad systematiska sammanställningar av effekter på biologisk mångfald av specifika interventioner i jordbrukslandskapet (t.ex. Estrada-Carmona m.fl. 2022, Priyadarshana m.fl. 2024, Alarcon-Segura m.fl. 2025). Både vår sammanställning av effekten av åtgärder i CE och breda systematiska översikter och meta-analyser ger en indikation om vilka åtgärder som kan användas. Eftersom antalet studier inom bevarande är relativt begränsat, måste sammanställningar dock ofta göras på en aggregerad nivå, med begränsade möjligheter att dela upp data så att de kan informera om vad som är den bästa åtgärden i en given kontext (specifika livsmiljöer, olika regioner, odlingsystem, typer av jordbrukslandskap), i form av konkreta råd för policy eller praktik. För att hantera detta, föreslår vi att policy och rådgivning för att bevara biologisk mångfald i högre grad än för närvarande bygger på evidensbaserad adaptiv förvaltning. Konkret innebär det att man tillåter ett visst mått av experimenterande när det gäller utformning av miljöersättningar eller vilka råd som ges till lantbrukare, och sedan följer upp resultaten (jfr Ockendon m.fl. 2021). Detta skulle kunna göras som en integrerad del av GJP, så att utformningen av miljöersättningar kan anpassas dynamiskt efter hur de fungerar i olika kontexter (Smith et al. 2016). En sådan adaptiv förvaltning kan både handla om hur GJP implementeras nationellt, och hur specifika regler och råd utformas, vilket leder till anpassning på olika tidsskalor. Specifika aspekter har ibland utvärderats och sedan rapporterats i så kallad grå litteratur, där dock tillgänglighet och varaktighet i lagring kan variera. Ett system för adaptiv förvaltning bör därför kopplas till ett system där all utvärdering av interventioner för att gynna biologisk mångfald (och andra aspekter av miljön) lagras permanent tillsammans med metadata (se Cadotte m.fl. 2025 för exempel).

Vilken mångfald påverkas: Behovet av adaptiv förvaltning gäller i princip alla aspekter av biologisk mångfald, både vanliga arter för ekosystemtjänster och bevarande av sällsynta arter för att hantera brister i kunskap och kontextberoende. När det gäller sällsynta arter finns möjligheter att bygga in risktolerans i den adaptiva skötseln liksom att noggrant följa populationsutveckling (Runge 2011), där vetenskapliga rön behöver kompletteras med expertkunskap och kunskap om historisk skötsel. .

Potential att realiseras och ytterligare utredningsbehov: Möjligheterna att genomföra

6 <https://www.conservationevidence.com/>

detta inom ramen för GJP behöver utredas och kan kräva att Sverige tar initiativ i EU.

Andra konsekvenser av förslaget: I den mån detta leder till ändringar i ersättningssystemen i GJP, kan effekter på lantbrukets ekonomi och strukturomvandling behöva utredas. Även om transaktionskostnader ökar, bedömer vi att en effektivare användning av resurser har större betydelse för kostnadseffektivitet.

- **Anpassa och rikta ersättningssystemen i GJP för att minska "dödsvikt"**

Beskrivning: De nuvarande ersättningssystemen för naturbetesmarker är avgörande för att bibehålla de mest värdefulla, och ofta mest svårskötta, markerna (Avsnitt 3.2, Bilaga 2). De nuvarande ersättningssystemen för naturbetesmarker kan vidareutvecklas för att minska den så kallade "dödsvikten", det vill säga stöd som betalas ut utan att ge någon ytterligare miljönytta (se skillnaden i effekt av ersättningar vad gäller areal naturbetesmark med allmänna och särskilda värden; Stjernman m.fl. 2025), och ge utrymme för stärkta insatser där marginalnyttan är störst. Det innebär en tydligare inriktning mot miljöeffektiva åtgärder – exempelvis genom att öka andelen restaureringsstöd, minska de generella stöden och rikta insatserna mer precist mot livsmiljötyper med störst behov. Ett möjligt utvecklingsspår är att gradvis bygga vidare på det nuvarande systemet med inslag av hybrida, resultatbaserade ersättningar och omvända auktioner för finansiering av restaureringar. Ett hybridssystem kan belöna faktiska miljöresultat utan att öka lantbrukarnas risk, medan auktioner gör det möjligt att styra restaureringsresurser till de platser där de gör störst nytta och samtidigt avslöja de faktiska kostnaderna. Tillsammans kan dessa utvecklingar – som bygger vidare på ett i grunden välfungerande system – skapa ett mer kostnadseffektivt och resultatinriktat stöd för bevarandet av Sveriges naturbetesmarker, med mer biologisk mångfald för varje använd krona (Avsnitt 4.4; Brady & Smith 2025).

Vilken mångfald påverkas: Gynnar arter där livsmiljötyper specifikt och naturbetesmarker i allmänhet är ett viktigt habitat, inklusive arter kopplade till Art- och habitatdirektivet. Dessutom finns tydlig evidens att så kallad "spillover" gör att mångfalden i det vidare landskapet gynnas, men hur stark denna effekt är behöver utredas.

Potential att realiseras och ytterligare utredningsbehov: Ökad differentiering kan göras genom att ändra ersättningsnivåerna inom det nuvarande stödsystemets två klasser (allmänna och särskilda värden), vilket är enkelt genomförbart. Systemet skulle också kunna differentieras ytterligare, så att de mest svårskötta markerna fick än högre ersättning, vilket kräver att man tar fram nya kriterier för att klassa naturbetesmarker. Detta skulle exempelvis kunna göras baserat på livsmiljötyperna i NRF, men kräver då vidare utredning (se också Bilaga 5, där vi i enkäten använde en enkel klassning av livsmiljötyperna som flertalet respondenter hade synpunkter på). Störst nytta skulle en ny differentiering baserad på värde för mångfalden göra, men ett sådant system skulle då inte följa strikta regler om kostnadsersättningar. System som bygger på andra principer än det nuvarande, med ökade inslag av resultatbaserade ersättningar, kräver tydligare formuleringar av mål för skötsel och att objektiva metoder att mäta framgång tas fram, vilket kräver ytterligare utredning. För att totalt få fler betesdjur i landskapet kan det dessutom krävas en översyn av hela "stödpaketet" för att säkerställa att ett ökat engagemang av lantbrukare när det gäller skötsel av hävdgynnade gräsmarker inte missgynnar andra stöd. I expertkonsultationen lyftes bland andra att

kompensationsbidraget kan påverkas negativt om man ökar arealen naturbetesmark, samt att investeringsstödet i högre grad än idag bör premiera produktion av biologiska värden (Bilaga 5).

- **Med riktad, uppsökande rådgivning i samband med restaurering kan man uppnå både ekologisk relevans och engagerade lantbrukare**

Beskrivning: Ur ett ekologiskt perspektiv råder stor enighet om att restaureringsinsatser, för att bli framgångsrika, bör baseras på tydliga, kontextberoende målsättningar och riktas mot marker med rätt förutsättningar när det gäller miljö- och klimatfaktorer som jordmån, klimat, geologi och hydrologi, men också ekologiska aspekter som kvarvarande artsammansättning, historiskt hävd och det omkringliggande landskapets karaktär (Bilaga 1a). Det är viktigt att fokus läggs på åtgärder som har högst möjliga ekologiska effektivitet, och kan ha en reell positiv påverkan på biologisk mångfald, och att restaureringen koordineras eller prioriteras på landskapsnivå, eftersom restaureringens effekt ökar när närliggande gräsmarker underlättar arters spridning (Bilaga 1a). I expertkonsultationens intervjuer påpekades dock att det i praktiken oftast inte räcker med en prioritering efter enbart ekologiska principer, utan en engagerad lantbrukare eller markägare är avgörande för en framgångsrik restaurering som också säkerställer långsiktig hävd efter avslutad restaurering (Bilaga 5). Ett förslag som kombinerar både de ekologiska och sociala behoven är en starkt uppsökande verksamhet som fokuserar på områden med stor restaureringspotential och befintliga värden (s.k. värde-trakter), och där intresserade lantbrukare identifieras genom riktad rådgivning. Dessa värde-trakter skulle kunna identifieras och prioriteras av lokala myndigheter, som ofta har god lokalkännedom om både förekomst av ekologiska värden och områdenas historiska hävd. Lantbrukare i dessa områden erbjuds sedan specifika rådgivningsinsatser för att kunna identifiera intresserade brukare. Rådgivning och planering bör ta ett helhetsperspektiv och inkludera både ekologiska och ekonomiska aspekter. Med ekonomiska aspekter avses här såväl kostnader för själva restaureringen som eventuella andra ekonomiska konsekvenser för lantbrukaren, såsom framtida behov för investeringar eller ändrade villkor för andra stöd och ersättningar (t.ex. kompensationsstödet) som kan uppstå i samband med restaureringen. Utöver det påpekades i intervjuerna också vikten av att redan i planeringsstadiet säkerställa att markerna efter avslutad restaurering har rätt förutsättningar för att vara berättigade till miljöersättning för skötsel av betesmarker och slåtterängar inom den strategiska planen (Bilaga 5).

Vilken mångfald påverkas: Åtgärden gynnar främst de biologiska och kulturella värdena i hävdberoende gräsmarker, men experterna i vår undersökning menade att denna åtgärd kombinerat med rätt skötsel även bidrar till ökad mångfald i det vidare landskapet, bland annat av fåglar, pollinatörer och gräsmarksfjärilar (Bilaga 5, inspel från intervjuer).

Potential att realiseras och ytterligare utredningsbehov: Med ett tillräckligt högt anslag av medel för rådgivning och ett bra myndighetsövergripande samarbete (främst mellan Naturvårdsverket, Jordbruksverket och Länsstyrelserna som alla på olika sätt är involverade i ersättningarna för restaurering och skötsel av betesmarker och slåtterängar) har denna åtgärd stor potential att kunna genomföras. Det finns redan idag lyckade exempel på ett sådant arbets sätt t.ex. från Öland och de regionala

myndigheterna har ofta långvarig erfarenhet och kännedom om både engagerade markägare och värdetrakter där det finns marker med hög potential (Bilaga 5, inspel från intervjuer). Kunnig fält- och rådgivningspersonal med lång erfarenhet, goda kunskaper och ett helhetsperspektiv som inkluderar ekologiska, ekonomiska och sociala aspekter är en viktig förutsättning som bör värnas om (Bilaga 5, inspel från intervjuer).

Andra konsekvenser av förslaget: Förslaget har också potential att kunna leda till bättre samarbete inom och framför allt mellan de involverade myndigheterna, vilket är viktigt inte minst eftersom hanteringen av ersättningarna för restaurering respektive skötsel av betesmarker och slåtterängar idag ligger på olika myndigheter.

3. Sammanfattad metodik

I ett antal underprojekt har vi använt oss av evidenssyntes, spatiala analyser, ekonomiska analyser, och expertkonsultationer. Vi beskriver metoderna kort här; mer detaljer finns i bilagorna. Underprojekten har fungerat som underlag för att göra en samlad bedömning av hur Sveriges NRP kan hantera de olika behov och utmaningar som kraven i NRF medför. I denna samlade bedömning har vi också vägt in resultat och slutsatser från andra uppdrag och forskning som har särskilt hög relevans för implementeringen av NRF.

3.1. Vetenskaplig evidenssyntes

För att säkerställa effektivitet, måste val av metoder för att skydda och restaurera natur bygga på vetenskapliga evidens, som kan sammanställas i olika former av kunskapsöversikter (Sutherland m.fl. 2004, Salafsky m.fl. 2019). Då det inte varit möjligt att inom tids- och resursramen för detta uppdrag genomföra fullständiga systematiska litteratursammanställningar, så har vi tagit avstamp i det syntesarbete som utförts inom kunskaps-sammanställningsprojektet Conservation Evidence (www.conservationevidence.com/). Det gör att sammanställningen i huvudsak begränsas till vetenskaplig primärlitteratur. För Artikel 4 handlar det om den sammanställning som tagits fram om gräsmarker (Martin et al. 2021), och för Artikel 10 och 11 om dylika sammanställningar om bin (Dicks et al. 2010), fjärilar (Bladon et al. 2023) och fåglar (Williams et al. 2013). För artikel 4 kompletterades slutsatser från Conservation Evidence med systematiska sökningar i den vetenskapliga databasen Web of Science, bl.a. för att täcka in litteratur som riktar sig specifikt mot livsmiljötyperna i avsnitt 1.3.1 (Bilaga 1a, b). Studier inkluderades/uteslöts baserat på uppsatta kriterier om exempelvis responsvariablernas relevans och den geografiska relevansen. I sökningen för artikel 4 identifierades 173 studier som sorterades efter typ av gräsmark och åtgärd (Bilaga 1a). För artikel 10 och 11 gjordes dylika kompletterande sökningar, med fokus på syntesartiklar, men utan att utesluta primärstudier. Liknande kriterier som för artikel 4 avgjorde om studier inkluderades i utvärderingen eller inte. I sökningen för artikel 10 och 11 identifierades 120 studier om bin, 174 om fjärilar, och 201 om fåglar, som sorterades efter specifika åtgärder, och indikatorer som använts för biologisk mångfald (Bilaga 2a, b). Under arbetets gång har ytterligare evidens framkommit, t.ex. nyligen publicerat eller genom kommentarer från granskare.

3.2. Analyser av markanvändning, biodiversitet och livsmiljötyper

GIS-data från Jordbruksverket över åtta svenska produktionsområden användes som geografisk indelning av Sveriges jordbruk. Arealer av långliggande vall, långliggande träda, och restaureringsbara nedlagda betesmarker analyserades per produktionsområde, som en del i att undersöka den samlade restaureringspotentialen för Artikel 4, med hjälp av Jordbruksverkets blockdatabas (Bilaga 4). För Artikel 10 analyserades arealen av träda insådd för pollinatörer från blockdatabasen (Bilaga 4). För analyser för Artikel

11 användes jordbruksstatistikens data per produktionsområde under perioden 2001–2024 om total jordbruksmark, andel vågrödor, andel vall, andel betesmark, andel träda och skörd av vårkorn. Arealer för ekologisk odling samt för långliggande vall analyserades per produktionsområde (Bilaga 4). Index för jordbruksfåglar och gräsmarksfjärilar beräknades med hjälp av TRIM (Trends and indices for monitoring data; Pannekoek och van Strien 2001, Bogaart m.fl. 2024) för samtliga arter, rutter och transekter som ingår i Svensk Fågeltaxering och Svensk Dagfjärilsövervakning, uppdelat per produktionsområde (Bilaga 4).

För Artikel 4 utfördes ytterligare analyser, för att undersöka förekomst av och tillstånd hos de hävdberoende livsmiljötyperna i Sverige och i olika regioner (Bilaga 3). Här användes huvudsakligen två tillvägagångssätt. I det första utgick vi från ett GIS-lager över aktuella livsmiljötyper, erhållet från SLU Artdatabanken, som utgör ett av underlagen vid Artikel 17-rapporteringen. I det andra bidrog NILS för att skatta livsmiljötypernas arealer uppdelat på olika regionala indelningar, olika grupperingar av stöd och skydd, samt hävdstatus (gott eller ej gott tillstånd) baserat på data från NILS gräsmarksinventering, en nationell inventering av gräsmarker i Sverige som startade 2020 och finansieras av Naturvårdsverket.

3.3. Analyser av ekonomiska styrmedel

Styrmedelsanalyser utfördes med hjälp av den jordbruksekonomiska simuleringsmodellen AgriPoliS (Happe m.fl. 2006). Denna modell kan användas för att analysera lantbrukarnas produktionsbeslut, jordbrukets strukturutveckling och regional markanvändning under olika utformning av ekonomiska ersättningar. I analyserna för detta uppdrag utökades modellen med en investeringsaktivitet för restaurering av naturbetesmark, och data om potentiella betesmarker. På så vis kan effekten av olika styrmedel på restaurering av betesmarker uppskattas i modellen. Då AgriPoliS även simulerar en marknad för jordbruksmark, går det att analysera samspelet mellan markanvändning och investeringar. Det går även att studera hur lantbrukarnas betalningsvilja för restaurering av naturbetesmark ändras beroende på hur stöd utformas. Modellen är på så vis lämplig för att analysera effekterna av riktade restaureringsstöd som tar hänsyn till rumsliga egenskaper i landskapet. De ekonomiska analyserna som utförts i detta uppdrag beskrivs i detalj i ett working paper, som finns publicerat digitalt med öppen tillgänglighet (Brady och Smith 2025).

3.4. Expertkonsultation

Bland praktiker och tjänstemän finns en stor kunskap om restaurering som inte alltid avspeglas i den vetenskapliga litteraturen, framför allt när det gäller specifika svenska kontexter. Vi genomförde därför en expertkonsultation i två delar: (1) en enkät om skötsel och restaurering av gräsmarker och olika livsmiljötyper, samt (2) ett antal intervjuer med utvalda experter. Dessa expertkonsultationer kompletterade framför allt de övriga ansatserna under 1.4.1 – 1.4.3, och ökade chansen att relevanta åtgärder eller perspektiv blev komplett i vår kunskapssammanställning. Metoder och resultat beskrivs närmre i Bilaga 5.

Enkäten utformades i två delar, där del 1 syftade på att komplettera information om sådana skötsel- och restaureringsåtgärder där den vetenskapliga evidensen var fragmenterad

eller saknades (se Bilaga 1a, b), och del 2 fokuserade på att förstå om och hur skötseln av olika livsmiljötyper skiljer sig åt för att kunna ge underlag till vad en eventuell styrning mot livsmiljötyper behöver beakta. För att undvika en alltför omfattande enkät begränsade vi antalet frågor genom att slå ihop liknande livsmiljötyper till totalt 8 olika klasser, delvis baserad på redan befintliga klassningar inom dagens miljöersättningsystem. Den anonyma, digitala enkäten skickades ut till ett hundratal experter och rådgivare från akademi, regionala och nationella myndigheter samt Hushållningssällskapen och täcker in relevanta perspektiv från såväl lantbruk och ekologi som administration på regional och nationell nivå. 47 svar inkom.

Intervjuerna utfördes med sju utvalda experter som hade anmält intresse efter enkäten för att ge vidare inspel. Ett frågeprotokoll sattes samman i ovan beskrivna syfte att komplettera på punkter i uppdraget där evidenssyntesen givit en inkomplett lägesbild, samt komplettera med perspektiv från praktiker och forskare utanför arbetsgruppen i ett försök att säkra att alla utmaningar och åtgärder relevanta för uppdraget täcks in, och samla kompletterande information för att kunna svara på de utvärderingsfrågor som enligt överenskommelse ska belysas i uppdraget. Intervjudeltagarna fick ta del av frågeprotokollet innan intervjutillfället, och bestämma vilka delar de kunde och ville ge inspel om. Intervjuerna dokumenterades i skriftliga anteckningar, som anonymiserades.

4. Övergripande redovisning av resultat

4.1. Artikel 4

4.1.1. Status, behov och utmaningar

I detta avsnitt redogörs för vad vi vet om utgångsläget för den nationella restaureringsinsats som implementeringen av NRF innebär, och vilka utmaningar det medför.

4.1.1.1. Utgångsläget är delvis okänt

Hur mycket och var finns marker som skulle vara lämpliga föremål att prioritera för restaurering, och var finns behovet? Finns det tillräckligt mycket igenväxande eller igenväxta ängs- och betesmarker att restaurera för att uppnå målen i NRF, eller behöver livsmiljöer nyskapas, exempelvis på långliggande, näringsfattiga vallar? Hur mycket av dessa livsmiljöer omfattas av stöd och ersättningar eller skydd? Dessa är exempel på nyckelfrågor i formuleringen och implementeringen av NRP, för att insatser ska kunna planeras, prioriteras och riktas på bästa sätt. Det finns flera dataunderlag som skulle kunna vara användbara för detta syfte, inte minst de som tagits fram i samband med Artikel 17-rapporteringen och projekt som Miljömålsrådets samverkansprojekt "Mer naturbetesmarker och ekonomiskt bärkraftiga lantbruksföretag". Underlagen har dock tagits fram med åtminstone delvis andra frågeställningar och syften än att användas i arbetet med implementeringen av NRF genom NRP. De kan alltså vara väl lämpade för det sammanhang de skapats för, men för att bedöma användbarheten i andra sammanhang krävs kunskap och förståelse för hur de skapats och vilka underlag som då i sin tur använts. Inom ramen för detta uppdrag har det funnits begränsade möjligheter att systematiskt sammanställa och utvärdera användbarheten hos samtliga underlag i relation till behoven och målen i NRF. Även om det är något som vi har arbetat för att åstadkomma, är det ett omfattande och tidskrävande arbete som kommer att behöva fortgå även efter detta uppdrags slut. Här ger vi en redogörelse för hur långt vi har kommit i att svara på nyckelfrågorna med underlag och angreppssätt vi bedömt lämpliga för uppgiften och lämnar förslag för ett fortsatt arbetet med detta.

Livsmiljötyperna idag

Det är inte enkelt att vare sig svara på frågor om hur stora arealer de olika livsmiljötyperna har idag eller i vilket tillstånd de är. I rapporteringen enligt artikel 17 vägs ett flertal olika underlag samman och expertbedömningar används där underlagen inte räcker till. I vårt arbete har vi utnyttjat två av de underlag och angreppssätt som använts i rapporteringen genom att dels beräkna arealer baserat på ett GIS-lager över livsmiljötypernas kända förekomster, dels skatta arealer med hjälp av insamlade data och utvecklade metoder inom NILS gräsmarksinventering. I båda fallen har underlag som beskriver marker under olika former av stöd och skydd eller regionala indelningar använts.

Olika underlag ger olika uppskattning av areal (Bilaga 3, Figur 2), vilket i sig inte är konstigt. Den nationella inventeringen NILS gräsmarksinventering ger skattningar utan systematiskt fel men har låg precision för arealmässigt små livsmiljötyper och många samtida grupperingar av data. Kända lokaler av livsmiljötyper är dels inte heltäckande, dels ofta inte uppdaterade, där det första kan ge underskattningar av arealer och det andra kan ge överskattningar av arealer. Ett arealmässigt dominerande exempel på en livsmiljötyp där en liten andel av förekomsterna finns karterad är silikatgräsmarker (Bilaga 3, Figur 2).

Arealmässigt domineras Habitatdirektivets hävdberoende gräsmarker i Sverige av ett mindre antal livsmiljötyper men vilka det är skiljer sig något över landet (Bilaga 3, Figurer 2 och 3). Silikatgräsmarkerna dominerar i de flesta regioner och produktionsområden förutom i alpin region där högörtängar, svämängar och höglänta slåtterängar dominerar. I Norrland är mönstret detsamma där man också kan inkludera slåtterängar i låglandet (nedre Norrland). Trädklädda betesmarker är vanliga främst i södra delen av boreal region medan livsmiljötyper på kalkhällmarker (alvar och kalkgräsmark) dominerar livsmiljöarealerna i kontinental region (Götalands mellanbygder).

Habitatdirektivets livsmiljötyper ligger enligt NILS analyser till stor del på mark som har ersättning för skötsel av betesmark/slåtteräng (ca. 240 000 ha eller drygt 60%) men det finns också ca 135 000 ha livsmiljötyper på mark som inte har denna ersättning (avsnitt 3.2.1 i Bilaga 3). De senare handlar framför allt om arealer utanför blocklagdmark (ca 114 000 ha), men NILS skattningar visar att det även finns hävdberoende livsmiljötyper på blocklagd mark klassad som åker (Figur 3.6, avsnitt 3.2.1 och avsnitt 3.3.2 i Bilaga 3).

För de hävdberoende livsmiljötyper, där tillstånd skattats baserat på NILS gräsmarksinventering, är det arealmässigt vanligare att det är något kriterium för biotopvärde (t.ex. hävdindikatorer) som gör att gott tillstånd inte uppfylls, snarare än alternativet att det är kopplat till artvärde (förekomst av typiska och karaktäristiska arter för livsmiljötyperna; Bilaga 3, Figur 16). Det indikerar att det finns relativt stora arealer av livsmiljötyperna där hävdgynnade växtarter finns kvar men där hävden är eftersatt, vilket visar på en potential för att restaurering skulle kunna åstadkommas med t.ex. återinsatt hävd. Det finns också tecken på att en större andel av livsmiljötypernas areal är i gott tillstånd på mark som har någon form av skydd än utanför skyddat område, samt på marker med ersättning jämfört med marker utan ersättning (Bilaga 3, Figurer 10 och 11).

Potentiellt restaureringsbara marker

Målen för hur stor areal hävdade livsmiljötyper som ska restaureras ligger mellan 100 000 ha och 370 000 ha (Naturvårdsverket 2024). Våra grova beräkningar indikerar att det baserat på blockdatabasen finns ca 83 000 ha övergiven betesmark som 2023 var öppen mark, ca 106 000 ha långliggande vall och ca 77 000 ha långliggande träda (Bilaga 4). Dessa markers potentiella livsmiljö har vi inte kunnat analysera och vet därför inte i vilken omfattning som de motsvarar arealer som krävs för att nå referensarealerna för individuella livsmiljöer.

Skattningar baserade på NILS gräsmarksinventering ger ca 109 000 hektar utvecklingsmark där det finns åtminstone fem betes- eller slåttergynnade arter och samtidigt lite negativa indikatorarter i form av t.ex. insådda vallarter (Bilaga 3, Figur 3.14). Av utvecklingsmarkerna skattas ytterligare ca 530 000 hektar ha någon eller flera hävdgynnade arter men där

negativa indikatorarter dominerar (Bilaga 3, Figur 3.14). Utöver det skattas dessutom ca 57 000 hektar med motsvarande potentiellt goda förutsättningar för restaurering till hävdberoende livsmiljötyp (minst fem betes- eller slåttergynnade arter och lite negativa indikatorarter) på främst trädklädda marker, en skattning som sannolikt är en ganska stor underskattning eftersom den enbart inkluderar marker som idag kan klassas som gräsmark (Bilaga 3, Tabell 5). På liknande marker finns ytterligare ca 213 000 ha med åtminstone någon hävdgynnad art (Bilaga 3, Tabell 3.5). Totalt skattas därmed ca 150 000 – 900 000 ha finnas där kraven för hävdberoende livsmiljötyp inte är uppfyllda enligt NILS gräsmarksinventering, men där åtminstone någon hävdgynnad art finns. En stor andel av utvecklingsmarkerna ligger utanför blocklagd mark (Bilaga 3, Figur 3.7), vilket kan förklara skillnaderna jämfört med analysen ovan som beskriver vad som finns registrerat i blockdatabasen.

Fortsatt utredning

Det behövs stärkta underlag för att i mer detalj kunna prioritera restaureringsåtgärder där de är som mest effektiva. En preliminär analys visar att det finns potential att använda historiska flygbilder för att lokalisera gräsmark med hög potential för livsmiljötyp eller mark med potential att ha kvarvarande hävdgynnade arter även efter brott i hävdkontinuitet (avsnitt 3.5 i Bilaga 3). Sådan information skulle kunna tillgängliggöras genom kartmodeller baserat på bildanalys av flygbilder, från olika tidsperioder, med AI-teknik.

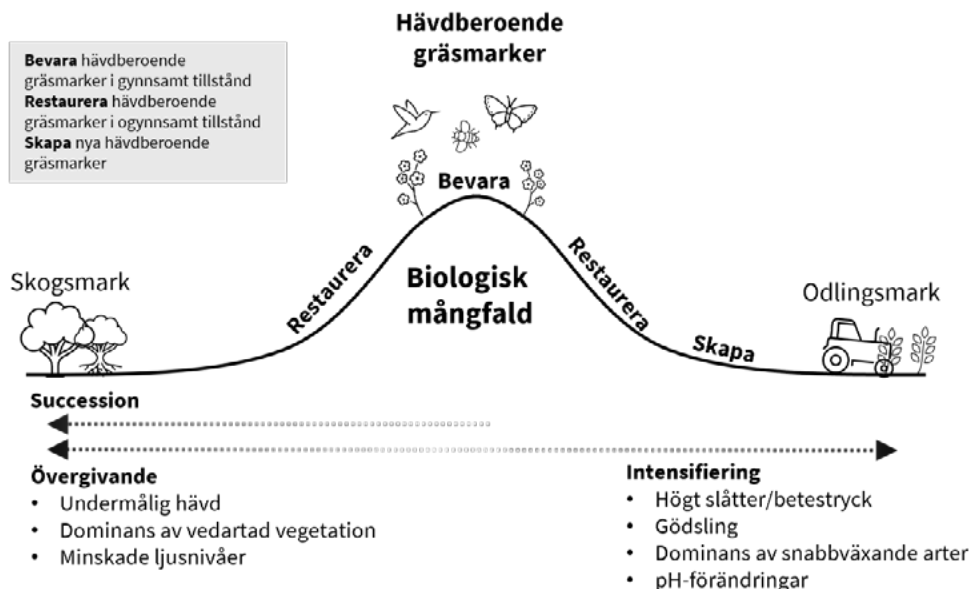
En fördjupad utredning kan också göras av befintliga data. NILS gräsmarksinventering skattar stora arealer gräsmark som potentiellt skulle kunna restaureras till hävdberoende livsmiljötyp utifrån en första analys (Bilaga 3, Figur 14, Tabell 5). Ytterligare utredning skulle kunna lära oss mer om vilka marker det är. Det finns flera andra aspekter av data från NILS gräsmarksinventering som går att utreda närmare. Det gäller t.ex. restaureringspotential på åkermark och var artrika långliggande vallar kan finnas. Det skulle också kunna innefatta analyser av arealerna av vägren och åkerkant, eller närmare analyser av det omfattande artdata som samlas in i inventeringen.

4.1.2. Åtgärder för att bevara, restaurera och återskapa hävdberoende gräsmarker

Såväl naturliga som extensivt hävdade gräsmarker i Europa har en unikt hög biologisk mångfald (Shiplely m.fl. 2024), som oftast är beroende av störningsregimer för att förhindra igenväxning. När det gäller naturligt förekommande gräsmarker har detta handlat om återkommande bränder, översvämningar eller bete av stora herbivorer (Petermann och Buzhdygan 2021), medan hävdade gräsmarker i stället hålls öppna genom traditionell skötsel som slåtter och bete (Gibson 2009). Det innebär att bevarandet av den biologiska mångfalden i hävdade gräsmarker oftast är beroende av en balans mellan tillräcklig störning för att upprätthålla mångfalden, och att undvika intensifiering i form av markbearbetning, eutrofiering och sådd (Fig. 4.1). Restaurering har dessutom den tillkommande utmaningen att återställa förhållanden som är lämpliga för den flora och fauna som är mål för bevarandet, t.ex. därför att igenväxning och intensifiering kan ha höjt markens näringsinnehåll (Shiplely m.fl. 2024) och minskat markens fröbank (Rosén och van der Maarel 2000, Bakker m.fl. 2014). Restaurering och bevarande av hävdade gräsmarker handlar därför om att finna denna balans, genom att återskapa förutsättningar för hög

artrikedom i hävdade gräsmarkers växtsamhällen och sedan undvika igenväxning genom mer eller mindre kontinuerlig hävd som utförs på ett sätt som förhindrar intensifiering.

Medan traditionellt bete och slåtter har upprätthållit mångfalden i svenska gräsmarker, har igenväxning och intensifiering skapat ett behov av att restaurera marker och finna skötselformer som är kompatibla med ett konkurrenskraftigt jordbruk. Sådan skötsel stöds idag bl.a. av ersättningar inom GJP, vilket skapar ett behov av ett evidensbaserat regelverk kring hur dessa marker skall skötas. I detta avsnitt beskrivs åtgärder som forskning visat är effektiva för att återskapa och bibehålla hävdberoende gräsmarker med höga biologiska värden. Vi har fokuserat på åtgärder för att *återskapa de markförhållanden* som är avgörande för den typiska floran för hävdberoende gräsmarker, för att när så krävs *återetablera växtsamhällen*, och *bibehålla de växtsamhällen* som är en avgörande förutsättning för mångfalden. Som en del av den bredare evidenssynthesen om mångfald i jordbrukslandskapet i stort, har vi också utvärderat *konsekvenser av skötsel för bin, fjärilar och fåglar*. För många studier är livsmiljötyp inte karaktäriserad, men för att förstå kontextberoende har vi också sökt efter evidens för specifika livsmiljötyper.



Figur 4.1. Konceptuell översikt av skötseln i hävdberoende gräsmarker. Dessa gräsmarker befinner sig i mittpunkten mellan två motverkande krafter i jordbrukslandskapet: naturlig succession mot busk- och skogsmark (till vänster i figuren), och intensifierad hävd (till höger i figuren). Den biologiska mångfalden i hävdberoende gräsmarker bibehålls genom störning i form av bete eller slåtter.

4.1.2.1. Slutsatser om restaureringsåtgärder av betesmarker och slåtterängar

Evidenssynthes

Återskapande och restaurering av hävdberoende marker kan innefatta röjning, men framgång hänger på etablering av de karaktäristiska markförhållanden som krävs för att

gynna de karaktäristiska växtarterna i hävdade gräsmarker i allmänhet, och relevanta livsmiljötyper i synnerhet. Detta kan omfatta att påverka hydrologin genom att justera dränering, laborera med markens pH och näringsstatus, och avlägsna överskottsvegetation. Vi identifierade åtgärder för att göra detta (Bilaga 1, Tabell 1.1) och sammanfattade studier om deras effekt (Bilaga 1, Figur 1.2). Vi fann evidens för en rad åtgärder, men det fanns endast ett adekvat antal studier för några av dessa åtgärder (upphöra med näringstillförsel, ta bort matjord, och ta bort vedartad vegetation). För många specifika livsmiljötyper fanns ingen eller mycket begränsad evidens (undantag t.ex. *fuktängar med blåttåtel eller starr* (6410) där många studier fokuserat på att ta bort matjord) (Bilaga 1, Figur 1.2). De studier som genomförts gav anmärkningsvärt helt dominerande positiva resultat. Vi ger här några exempel på evidens som fokuserar på att skapa miljöförhållanden som gynnar hävdade gräsmarkers växtsamhällen.

Trots att pH-nivån är central för att etablera specifika växtsamhällen, framför allt i hedmark (De Graaf m.fl. 2009), finns det begränsat med evidens för hur väl insatser för att ändra pH fungerar (Martin m.fl. 2021). Evidensen är god för att en situation där marken blivit näringsrikare kan åtgärdas genom att det översta jordlagret tas bort (Ödman & Olsson 2014) och, med lite färre studier, genom ökad bortförsel av vegetation, exempelvis genom intensivt bete eller flera slåttertillfällen per år (Hutchings och Booth 1996a).

När gynnsamma förhållanden har uppnåtts i marken kan växtsamhällen återetableras genom naturlig succession (Hutchings och Booth 1996b, Prach 2003). Dock kan det krävas aktiv introduktion för spridningsbegränsade arter, särskilt i de fall där fröbanken är utarmad (Hutchings och Booth 1996b), eller där fragmentering i landskapet begränsar naturlig återkolonisering (Hellström m.fl. 2009). Vi identifierade en rad åtgärder för att göra detta, som handlar om att sprida frön på olika sätt och påverka deras möjlighet att gro (Bilaga 1a, Tabell 3, se också Bilaga 5). Vi fann även här en stor evidensbas, men likt ovanstående fall så var evidens för enskilda livsmiljötyper ofta skral. Även här visade de flesta studier positiva resultat (Bilaga 1, Figur 1.3). Vi ger här några exempel på evidens som fokuserar på att öka möjligheten att återetablera växtsamhällen. Såväl direktinsådd som höspridning är effektiva för bred restaurering av växtsamhället (Bilaga 1, Figur 1.3): direktinsådd möjliggör preciserad kontroll över artsammansättning, medan höspridning introducerar en fröblandning med högre mångfald men mindre förutsägbarhet. Att satsa på utplantering av pluggplantor, i stället för eller som komplement till insådd med fröer, kan vara särskilt användbart för sällsynta arter där det är extra viktigt att bevarandeinsatserna ger resultat. För två testarter fann Wallin m.fl. (2009) att sådana transplantationer av plantor var dubbelt så effektiva i svenska slåtterängar som insådd. Att kombinera olika introduktionsmetoder ger troligen de bästa etableringseffekterna på lång sikt (Starr-Keddle 2022). Hemiparasitiska arter såsom *Rhinanthus* spp. (t.ex. *R. minor*, ängsskallra) kan bidra till att hålla tillbaka konkurrenskraftiga gräsarter och facilitera etableringen och överlevnaden för andra målarter (Bullock och Pywell 2005).

Tidshorisonerna för restaurering beror på platsens förutsättningar och graden av degradering: grundläggande återhämtning kan ta 5-10 år, medan det kan ta betydligt längre tid att nå höga biologiska värden (Waldén och Lindborg 2016). Insatser inom ramen för NRF:s implementering bör därför i möjligaste mån fokusera på marker där de grundläggande förutsättningarna för att uppnå goda biologiska värden redan finns, exempelvis nyligen igenväxta naturbetesmarker eller extensiva vallar. Kontinuerlig övervakning av arter, artsamhällen och ekosystemfunktioner möjliggör därefter adaptiv och platspecifik skötsel.

Expertkonsultation

I intervjuerna belystes att dagens ersättningssystem för restaurering av betesmarker och slåtterängar fokuserar helt på restaurering av igenväxta marker. De flesta respondenter hade en god och ofta positiv erfarenhet av detta och upplevde det som en effektiv och ekologiskt motiverad åtgärd. Framgången förutsätter enligt respondenter rätt kombination av markförutsättningar, anpassad hävd, god planering, engagerade brukare och ekonomiska incitament som också säkerställer långsiktig skötsel. Restaurering av igenväxta marker tar ofta lång tid och bör därför ges utrymme att utvecklas successivt. Valet av lämpliga betesdjur spelar också roll och bör om möjligt anpassas efter de utmaningar som uppstår i de restaurerade markerna. Som exempel nämndes att t.ex. Highland Cattle eller gamla lantraser ofta är mer uthålliga och bättre klarar av svårbetad sly av taggiga buskar än moderna högproducerande raser. Äldre raser är anpassade till att beta marker med hävdgynnad flora och hålla undan sly utan att förorsaka för mycket trampsador.

När det gäller återskapande av naturbetesmarker från gamla vallar visar intervjuerna en samstämmig bild av att återskapande i princip är möjligt, men i praktiken både tidskrävande och kostsamt. Flera respondenter menar att de ekologiska värden som kännetecknar äldre naturbetesmarker (såsom variation i mikroklimat, markstruktur och artförekomst) har utvecklats under mycket lång tid (flera hundra år) och inte enkelt kan återskapas. Åtgärder som framhävs är spridning av hö eller insådd av frön (särskilt från parasitiska arter som höskallra) från lokala källor. En förutsättning för att dessa åtgärder ska fungera är dock att näringshalten i markerna är tillräckligt låg vid insådd. På gamla vallar, som har varit utsatta för produktionshöjande åtgärder, tar det ofta mycket lång tid innan näringen försvinner. Särskilt fosfor kan dröja sig kvar väldigt länge och begränsar möjligheten till återetablering av hävdgynnade arter. Att forsla bort matjorden för att minska markens näringshalt upplevs som en alltför kostsam metod. De flesta ser därför större potential i att restaurera igenväxta marker, där de nödvändiga ekologiska komponenterna redan finns kvar, om än i nedsatt omfattning.

4.1.2.2. *Slutsatser om skötselåtgärder av betesmarker och slåtterängar*

Evidenssyntes

För en befintlig eller restaurerad hävdberoende gräsmark, handlar det om att skapa eller upprätthålla rätt intensitet och typ av störning för att gynna specifika växtsamhällen och deras associerade fauna. Skötselmålen blir att bevara karaktäristiska artsammansättningar, strukturell mångfald, och ekologiska processer som håller dessa livsmiljöer i gynnsam bevarandestatus. Detta innefattar vanligen återkommande hävd, såsom säsongsbete eller slåtter. Valet av betesdjur, betestäthet, och tidpunkt för slåtter bör skraddarsys för den specifika gräsmarkstypen, och platsens "ekologiska startpunkt" är central i besluten för hur många, och vilka, åtgärder som ska implementeras (se Fig. 4.1). Vi utvärderade evidens för fördelar med slåtter och val av olika betesdjur (Bilaga 1), liksom olika skötselformer som till stor del handlar om intensitet och fenologi (Bilaga 2).

Ett stort antal studier har utvärderat betydelsen av bete eller slåtter, inklusive studier av konsekvenserna av bete med specifika djurslag, inklusive hur betesregimerna ser ut (Bilaga 1, Figur 1.4). Effekterna är generellt, men inte alltid positiva. Få studier har utvärderat konsekvenserna av bränning. Ett relativt stort antal studier har utvärderat och visat positiva

effekter på bin, fjärilar och fåglar av att minska intensiteten i slåtter (Bilaga 2, Figur 2.6a) eller bete (Bilaga 2, Figur 2.6b). Noterbart är att resultaten, om än huvudsakligen positiva, är varierande, vilket innebär att en fördjupad analys skulle vara av värde. Vi ger här exempel på effekter av val av djurslag och skötselregimer.

Bete förebygger igenväxning och upprätthåller hävdade gräsmarkers flora och fauna (Crofts och Jefferson 1999). Tidpunkt för bete spelar stor roll för den biologiska mångfalden (Bilaga 1). Ju kortare betesperiod, desto högre betestryck krävs, vilket innebär att längre betesperioder kan vara positivt för att minska trampskador (Chapman 2007). Vårbete påverkar starkt tillväxten och kan hämma blomning och fröproduktion (Lennartsson m.fl. 2012, Glimskär m.fl. 2023). Extensivt året-runt-bete tenderar att skapa kontinuitet i livsmiljöerna (Crofts och Jefferson 1999), vilket stödjer både växt- och djurmångfald i exempelvis torra sandiga gräsmarker (Henning m.fl. 2017) och alvarmarker (Kasari m.fl. 2013) (se även Søndergaard m.fl. 2025).

Europeiska gräsmarker betas huvudsakligen av nötkreatur, får, hästar, åsnor, hjortdjur och getter (Martin m.fl. 2021) och valet av betesdjur ger upphov till unika vegetationsmosaiker och mikrohabitat (Papanastasis 2009). Nötkreatur tenderar att beta mindre selektivt; vid låga betestryck leder detta beteende till en minskad risk för att blommor och dess knoppar skadas under vår- och sommarbete. Nötkreatur ger dock högre nivåer av trampskador. Får är mer effektiva betesdjur i topografiskt svåra eller mindre tillgängliga områden. Hästar och åsnor betar nära marken över långa perioder, vilket påverkar vegetationshöjden och kan påverka näringskretsloppet på olika sätt (Rook m.fl. 2004). Getter är särskilt bra på att hålla nere vedartad vegetation och kontrollera förbuskning (Papanastasis m.fl. 2008).

Slåtter förebygger igenväxning av vedartade växter och konkurrenskraftiga gräs (Crofts och Jefferson 1999). Den ekologiska effekten av slåtter beror på tidpunkt, frekvens, rumslig fördelning, och vilken metod som används. Ett slåttertillfälle, sent på säsongen, är den generella rekommendationen för naturvårdande skötsel, lämpligt datum är beroende av lokala förhållanden (Crofts och Jefferson 1999). Resultat från en metaanalys (Tälle m.fl. 2018) tyder dock på att drastiskt olika frekvenser av slåtter, i spannet en gång vart femte år till flera gånger per år, hade liknande effekt på biologisk mångfald. Att slå vegetationen mer sällan kan alltså vara ett sätt att uppnå liknande resultat för biologisk mångfald, men till lägre kostnad (Tälle m.fl. 2018). Dock måste faktorer såsom platsens produktivitet tas i beaktning när en lämplig slåtterfrekvens ska bestämmas.

När bete och slåtter inte är praktiskt gångbara alternativ på grund av exempelvis tillgång på betesdjur, platsens tillgänglighet, eller ekonomiska begränsningar, kan naturvårdsbränning vara ett alternativ (Valkó m.fl. 2014). Det medför avvägningar när det gäller påverkan på fåglar (Williams m.fl. 2013), dagfjärilar (Bladon m.fl. 2022) och reptiler (Sainsbury m.fl. 2021), men kan gynna en del kalkgräsmarksarter genom att skapa gynnsamma mikromiljöer. Bränning är dock i allmänhet mindre effektivt än bete eller slåtter för att få bort vedartad vegetation (Milberg och Tälle 2023), men kan vara ett bra redskap i vissa fall som hedmarker (Martin m.fl. 2017).

Expertkonsultation

På frågan vilka som är de viktigaste åtgärderna för att bevara och stärka de biologiska värdena i naturbetesmarker framhölls i svaren framför allt vikten av att hävden upprätthålls.

Det ansågs avgörande att befintligt bete fortsätter och att hävd återupptas där den har upphört, gärna i kombination med restaurering av igenväxta marker. Bete bör anpassas efter markens förutsättningar och varieras mellan år, djurslag och tidpunkter för betesläpp. Adekvat betetryck och flexibilitet i skötseln framhölls som centrala faktorer; både för hårt och för svagt betetryck missgynnar mångfalden. Kompletterande åtgärder som röjning, slåtter och i vissa fall naturvårdsbränning bedöms viktiga för att motverka igenväxning och bevara en variation av livsmiljöer.

Många enkätrespondenter betonade behovet av variation och konnektivitet i landskapet: att betesmarker binds samman så att arter och frön kan spridas mellan områden. Ett landskapsperspektiv efterfrågades, snarare än fokus på enskilda marker. Samtidigt lyftes praktiska förutsättningar såsom tillgång till vatten, rationella fållsystem och ny teknik som virtuella stängsel, vilka kan ge ökad flexibilitet och underlätta skötseln.

För ett antal specifika åtgärder ställdes i enkäten frågor om deras effekt för biologisk mångfald, kunskapsläget kring effekten samt om åtgärdens attraktivitet för lantbrukare. Plottar man bedömningen av åtgärdernas effekt och attraktivitet mot varandra, framkommer att vinterbete och åretruntbete är de åtgärder som både anses ha minst effekt och upplevs minst attraktiva för lantbrukare. Förklaringen till detta är att större delar av Sverige är snötäckta under vintern, och att det även i övriga regioner ofta behövs stödutfodring under den perioden, vilket gör det svårt eller omöjligt att ha djur på naturbete då. Bland de åtgärderna som bedöms ha högst effekt för mångfalden och högst förväntad vilja att implementeras hos lantbrukarna hamnade rotationsbete och sent betesläpp (Bilaga 5). I intervjuerna lyftes två viktiga aspekter för att förbättra förutsättningarna för en hållbar skötsel av hävdberoende gräsmarker: 1) fler djur behöver komma ut på naturbetesmark; och 2) det finns ett behov av att skapa större variation i betetrycket i tid och rum.

Flera respondenter betonade att utgångspunkten för en hållbar skötsel av naturbetesmarker inte nödvändigtvis handlar om att öka antalet betesdjur i sig, utan snarare om att använda de djur som redan finns på ett mer effektivt och landskapsanpassat sätt. Det centrala är att betesdjuren kommer ut i markerna och sprids i landskapet, i stället för att hållas på stall eller koncentreras till ett fåtal områden eller till bete på åkermark (vall). För att uppnå detta efterfrågades förändrade incitament i stödsystemen, där ersättningarna i högre grad gynnar betesbaserad djurhållning framför stallbaserad produktion. En mer samordnad och helhetlig tillämpning av stöd och ersättningar (både inom GJP och nationellt) skulle kunna bidra till detta genom att tydligare styra stöden mot de metoder som både är ekologiskt och klimatmässigt hållbara. Exempel som lyfts här är bland andra att kompensationsstödet, som idag baseras på antal djurenheter per grovfoderareal och därmed missgynnar lantbrukare som vill ta på sig att sköta naturbetesmarker, också bör kunna premiera skötsel av naturbetesmarker och deras värden. Ett annat exempel som lyftes är investeringsstödet, som i dagsläget upplevs prioritera stora investeringar som ger konkurrenskraft och arbetstillfällen. Genom att omvärdera stöden till att i lika hög grad premiera "produktion" av naturvärden, kan incitament för stärkt skötsel av naturbetesmarker skapas. Även andra förslag till alternativa skötselupplägg togs upp, exempelvis finns aktörer som hyr ut betesdjur för landskapsvård utan att själva stå för hela ansvaret enligt miljöersättningsvillkoren. Sådana arrangemang omnämndes som möjliga sätt att öka betetrycket där det behövs, men det krävs ytterligare analys för att förstå deras effektivitet och långsiktiga hållbarhet, inte minst när det gäller lönsamhet för lantbrukaren.

Flera skötselåtgärder som bidrar till ett varierat betestryck i tid och rum lyftes fram, såsom sent betessläpp, fällindelning och rörligt bete, och betesuppehåll. Nuvarande ersättningssystem motverkar detta genom att gynna kontinuerligt bete och straffa markvila ekonomiskt.

Slätterängarna ansågs av respondenter från både intervju och enkät utmanande att bevara, eftersom skötseln är arbetskrävande, ger låg eller ingen ekonomisk avkastning, och relevanta maskiner saknas. Detta kräver en helt annan incitamentsstruktur, flexibilitet i slättertidpunkt, och insatser från ideella aktörer.

4.1.2.3. Effekten av skötsel- och restaureringsåtgärder i olika livsmiljötyper – insikter från expertkonsultationen

Våra sökningar efter litteratur kopplat till specifika livsmiljötyper (enligt Bilaga 1a) visade att evidensen för specifika skötselåtgärder på livsmiljötypnivå är bristfällig. Vi hittade exempelvis inga studier som specifikt undersökt livsmiljötyperna 1330, 1630, 2320, 2330, 6110, 6430, 8230 eller 8240). Vi bedömer dock att de kontextberoende restaureringsprinciper som beskrivs ovan kan appliceras brett över hävdberoende gräsmarkstyper, men måste kompletteras med livsmiljöspecifik information. Vi använde här expertkonsultationer.

För de åtgärder som belystes särskilt i enkäten, ombads respondenterna bland annat att bedöma om effekten av respektive åtgärd skilde sig åt mellan olika livsmiljötyper (Bilaga 5).

Av svaren framkom att respondenterna ansåg att effekten av betes- och restaureringsåtgärder varierar beroende på mark- och livsmiljötyp, där produktionsförmåga, fuktighet, näringsstatus och vegetationstyp är avgörande. Torra, magra och lågproduktiva marker ansågs ofta mest mottagliga för åtgärder som höspridning, insådd av hävdgynnade eller parasitiska arter, vartannatårsbete, sent betessläpp, åretruntbete, sambete och växelbete. Här ansågs åtgärderna kunna öka blomrikedom, gynna insekter och pollinatörer samt skapa variation i vegetationsstruktur.

I fuktiga, högproduktiva eller frodiga marker bedömdes många av dessa åtgärder ha begränsad effekt på grund av snabb grästillväxt, förnaansamling och risk för trampskador. Tidigt betessläpp och rotationsbete ansågs däremot kunna vara värdefulla här för att hålla nere biomassan och motverka igenväxning. Sambete och växelbete framhölls som särskilt viktiga på marker som är svåra att beta med ett enda djurslag, där de kan bidra till mosaikbildning, variation i betestryck och ökad biologisk mångfald, men effekten påverkas av djurslag och markförhållanden. Parasittrycket är ofta högre i fuktiga marker; även av den anledningen anses bete med olika djurslag positivt då det generellt minskar parasittrycket. De flesta parasiter är artspecifika, men det finns vissa fall där smitta mellan djurslag förekommer, varför vissa respondenter föredrar växelbete framför sambete.

Bränning bedömdes främst lämplig i torra, halvöppna marker som hedar och ljunghedar, medan korttidsbete bedömdes passa bäst i produktiva marker med låg örtrikedom. Höspridning och insådd av frön ansågs fungera bäst i torra till friska, lågproduktiva marker med låg gräskonkurrens, medan effekten bedömdes minska på näringsrika eller fuktiga marker. Tidigt betessläpp ansågs gynna fuktiga och högproducerande marker, medan sent betessläpp passar torra, lågproduktiva och örtrika marker. Åretruntbete och vinterbete

ansågs kunna ge ekologiska fördelar på torra till friskare marker, men vara olämpliga på fuktiga, produktiva eller känsliga marker där trampskador och tillskottsutfodring kan bli problematiska. I norra delen av Sverige gör dessutom snötäcket vintertid dessa åtgärder i princip omöjliga (Bilaga 5).

4.2. Artikel 10 och 11

4.2.1. Status, behov och utmaningar

4.2.1.1. Hur ser utvecklingen egentligen ut, för pollinatörer, dagfjärilar och fåglar?

NRF innehåller mer eller mindre konkreta mål/krav vad gäller populations-utvecklingen för pollinatörer, dagfjärilar och fåglar i jordbrukslandskapet. Ett grundläggande problem i arbetet med att ta fram förslag för hur dessa mål/krav ska uppfyllas är att det generellt saknas kunskap om vad utgångsläget är. Det finns krav i artikel 10 om att åtgärder ska införas med syfte att förbättra mångfalden för pollinatörer, och att den minskande trenden av populationer av pollinatörer ska vändas. Artikel 11 kräver att EU-indikatorn för gräsmarksfjärilar, Grassland Butterfly Indicator (GBI), skall öka (GBI är en av tre möjliga indikatorer varav två skall väljas) samt att indikatorn Farmland Bird Index (FBI) skall öka. För jordbruksfåglar finns det systematiskt insamlade data över långa tidsperioder utförd av Svensk Fågeltaxering (Green m.fl. 2025), som gör att historiska trender kan analyseras. På motsvarande vis finns sedan 2010 en bred, systematisk övervakning av dagfjärilar genom Svensk Dagfjärilsövervakning (Pettersson och Arnberg 2025) som med hjälp av långtidsdata beräknar nationella och regionala indikatorer, varav GBI är en. För såväl FBI som GBI har det understrukits att underlaget från jordbruksmark behöver stärkas (Stjernman m.fl. 2025) och att indikatorn också styrs av faktorer utanför jordbrukslandskap (Stjernman m.fl. 2013). Kunskap om trenderna hos populationer av pollinatörer i Sverige är i övrigt mycket bristfällig. Utöver ovan finns det övervakning av dagfjärilar och humlor specifikt i ängs- och hagmarker (Sandring m.fl. 2025). Utveckling av en bredare övervakning av pollinatörer pågår, men kan ännu inte användas för historiska analyser (Arnberg m.fl. 2023). Eftersom NRF kopplar specifikt till indikatorer på nationell nivå genererade med data från Svensk fågeltaxering och Svensk dagfjärilsövervakning har vi baserat analyser på dessa. Vi konstaterar dock att uppföljningen av NRF skulle behöva en stärkt övervakning av biologisk mångfald i Sverige.

4.2.1.2. Träda anpassad för pollinatörer

Från 2018 kunde en träda anmälas som insådd för pollinatörer. Arealen som anmälts sedan 2018 ökade för alla produktionsområden fram till 2022, för att under 2023 minska i flera bygder, men ökade igen 2024 jämfört med 2022 (Bilaga 4, Tabell 1). Nedgångarna under 2023 kan ha varit en effekt av att det fanns ett undantag då träda kunde skördas som vall⁷. Under antagandet att träda kan användas som träda insådd för pollinatörer fanns det en potential att öka den senare; under 2024 utgjordes enbart mellan 0,3 och 12,5% av all träda insådd träda för pollinatörer. Notera även att det från 2025 blev möjligt att få ersättning

7 <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistik-rapporter/statistik/2024-02-07-jordbruksmarkens-anvandning-2023.-slutlig-statistik>

för stöd för blommande åker och fältkant vilka klassas som träda⁸ vars omfattning vi inte analyserat då ansökningsdata inte varit tillgängligt.

4.2.1.3. Indikatortrender och regional status för GBI och FBI jämfört med jordbrukets utveckling

Här redovisar vi, uppdelat på produktionsområden, trender i FBI och GBI (Bilaga 4, Figur 4.5 och 4.6). Parallellt redovisar vi trender för jordbruksmarkens omfattning och användning med fokus på aspekter som antingen finns som befintlig jordbruksstatistik eller kan extraheras från blockdatabasen och som är relevanta för fåglar (Stjernman m.fl. 2025) och pollinatörer inklusive fjärilar (Zingg m.fl. 2018) (Bilaga 4, Figur 7 och 8). För att belysa vilka faktorer som kan påverka fågel- och fjärilsindex, jämfördes sedan dessa tidsserier.

Mellan 2010 och 2024 har index för gräsmarksfjärilar halverats i Götalands södra slättbygder (Bilaga 4, Figur 5). Mindre minskningar har skett i flera områden (Götalands mellanbygd, Götalands skogsbygd, Svealands slättbygd och Mellersta Sveriges skogsbygd), med en viss ökning för flera bygder under den senare halvan av perioden. Indexet har varit stabilt för Övre Norrland och Götalands norra slättbygd, med en mindre topp i mitten av perioden. Endast Nedre Norrland har haft en ökande trend, men osäkerheten är stor, vilket beror på att antalet mätplatser är begränsat och att färre av gräsmarksindikatorns arter finns i norra Sverige. En analys av kvalitetsförändringar av gräsmarksfjärilar inom TUVA-objekt⁹ visade inga trender i de undersökta bygderna (se Figur 10b, i Sandring m.fl. 2025).

Mellan 2001 och 2024 har index för vanliga jordbruksfåglar först ökat för att sedan falla tillbaka i Götalands södra slättbygd, Svealands slättbygd och Götalands mellanbygd (den senare med en trolig minskning i slutet jämfört med starten av perioden) (Bilaga 4, Figur 4.6). Index har tydligt minskat i Götalands norra slättbygd, Mellersta Sveriges skogsbygd och Nedre Norrland (Bilaga 4, Figur 4.6). I Götalands skogsbygd och övre Norrland har det skett en minskning från start till slutet av perioden, men med en topp under perioden (Bilaga 4, Figur 4.6).

För att jämföra förändringar i gräsmarksfjärilar och jordbruksfåglars index med markanvändning undersöktes indikatorer som använts tidigare (andelar av jordbruksmark, vågröda, vall, träda per produktionsområde och vårkornsskörd som en indikator för jordbruksintensitet (Stjernman m.fl. 2025), dessa kompletterades med andel ekologisk odling och andel långliggande vallar. Data till indikatorerna finns tillgängliga för olika perioder, varför samtliga indikatorer inte kan relateras till hela periodens index. I samtliga produktionsområden har arealen åkermark minskat fortlöpande under åren 2001–2024. Minskningen har varit minst i Götalands norra slättbygd och Götalands mellanbygd (-3,5 %) och störst i Övre Norrland (-11 %) (Bilaga 4, Figur 4.7). Andelen vågrödor av åkermarken har minskat i samtliga produktionsområden (från - 5 % i Nedre Norrland till -11 % i Götalands södra slättbygder), men med årliga variationer. Noterbart är att Götalands skogsbygd, Mellersta Sveriges skogsbygd, Nedre och Övre Norrland uppvisade en minskning med 5–10 % 2004–2006 med undantag för en tillfällig ökning 2018. Andelen vall av jordbruksmarken har ökat i samtliga produktionsområden (från 3,3 % i Götalands Södra slättbygd till nästan 13 % i Nedre Norrland). Ökningen skede under perioden 2005–2008,

8 Ersättning för blommande åker och fältkant - Jordbruksverket.se

9 Ängs- och betesmarksinventering, <https://collections.biodiversitydata.se/public/show/co2>

varefter andelen vall har varit någorlunda stabil. Andel långliggande vall har ökat i stort sett kontinuerligt under perioden 2015–2024. Ökningarna har varierat mellan 26 och 80 %, (Bilaga 4, Figur 4.8).

Andelen ekologisk odling ökade från 2009 fram till 2018, därefter var den stabil, för att återigen minska framför allt 2023 och 2024 (Bilaga 4, Figur 4.8). Ekologisk odling förekom i mindre omfattning i Götalands södra slättbygd, Götalands mellanbygd, medan en större andel förekom i Nedre Norrland och Mellersta Sveriges skogsbygd.

Från 2018 kunde en träda anmälas som insådd för pollinatörer. Arealen som anmälts sedan 2018 ökade för alla produktionsområden fram till 2022, för att under 2023 minska i flera bygder, men ökade igen 2024 jämfört med 2022 (Bilaga 4, Tabell 4.1; se vidare under avsnitt 4.2.1.2).

Vi utvärderade kvalitativt trender i jordbruksfåglar i relation till jordbruksmarkens omfattning och andel av denna som brukades på olika sätt som antogs kunna påverka dessa populationer (Lindström m.fl. 2017). För fåglar ser vi få tydliga samband mellan geografiskt segregerade trender för FBI och jordbruksmarkens omfattning och användning. Nedgångar i norra Sverige sker i viss mån parallellt med förlust av jordbruksmark. Geografisk variation i fågeltrender kan inte enkelt kopplas till minskad användning av träda, då träda minskat överallt. Det finns ingen enkel koppling mellan fågeltrender och tidiga uppgångar och sentida nedgångar i ekologisk odling. En formell analys av effekter av träda, ekologisk odling, och förlust av jordbruksmark är möjlig, men kräver omfattande statistisk modellering.

Vi utvärderade kvalitativt trender för gräsmarksfjärilar i relation till andelen betesmark, träda och ekologisk odling. Gräsmarksfjärilar har minskat, men med lite olika tidsprofiler. I norra Norrland var trenden ökande parallellt med en uppgång i fjärilar knutna till skog. Osäkerheten i data är dock stor för norra Norrland. Minskande antal gräsmarksfjärilar kan inte tydligt kopplas till förlust av betesmarker. Träda har minskat i alla produktionsområden och kan därför inte förklara den geografiska variationen i minskning av gräsmarksfjärilar. Ekologisk odling har minskat under senare år, men ökade under den tidigare delen av perioden, och kan därför inte enkelt kopplas till trender hos fjärilar. En närmare analys av dessa data skulle kräva att inventeringar av fjärilar kopplas till specifika habitat, eftersom systemet med självvalda rutter kan skapa en bias mellan olika habitattyper.

Trenderna för både fåglar och fjärilar påverkas av klimatförändringar, vilket komplicerar utvärdering av dessa indikatorer då klimatet kan påverka utvecklingen olika i olika produktionsområden. Exempelvis har analyser av fåglar visat på geografisk variation i betydelsen av klimateffekter (Tayleur m.fl. 2016).

4.2.2. Åtgärder för gynnande av pollinatörer och biologisk mångfald i jordbruksekosystem

4.2.2.1. Sammanfattade slutsatser från syntes av vetenskapliga evidens

Vår evidenssyntes identifierade en lång rad åtgärder som gynnar bevarande av bin, fjärilar och fåglar i jordbrukslandskap (se även Stjernman m.fl. 2025 för en översikt vad gäller

jordbruksfåglar). Många åtgärder gynnade alla dessa taxonomiska grupper, men hade ofta större eller mindre effekt på enskilda grupper. Åtgärderna fokuserade på olika rumsliga skalor, där åtgärder från enskilda småhabitat, via hur fält odlas, till landskapets struktur har betydelse för dessa grupper.

Det fanns starkt stöd för att ökad habitatheterogenitet gynnar bin, fjärilar och fåglar med olika ekologiska krav genom att tillhandahålla en mosaik av resurser i rum och tid (Gámez-Virúes m.fl. 2015, Grass m.fl. 2019). Syntesen identifierade åtgärder på landskaps- och fältskalor, som innefattade åtgärder som innebar att spara eller förbättra befintliga element utanför åkrar (permanent fältkanter, småbiotoper), anlägga habitat på åkrar (obearbetade ytor, blomremсор, fågelåkrar), eller sköta åkrar på vissa sätt (gröddiversitet, val av grödor, täck- och mellangrödor, träda) inklusive odlingsintensitet (mängd insatsmedel, ekologisk odling, sprutfria kantzoner).

Den generella bilden är att det finns en uppsjö av åtgärder som kan vidtas för att gynna mångfalden av bin, fjärilar och fåglar, att många åtgärder har synergistiska effekter, men att för enskilda åtgärder och grupper så är bevisläget ibland svagt. Orsaken till att bevisläget varierar är oklart, men ibland handlar det sannolikt om att forskare har en teoribaserad uppfattning om vilka åtgärder som kan vara effektiva och därför utvärderar åtgärder för relevanta grupper; t.ex. fanns inga studier som utvärderade effekten av att behålla stubbåkrar efter skörd på fjärilar och bin, men ett flertal studier av fåglar som utnyttjar dessa för födosök (Figur 2.3a, Bilaga 2).

Åtgärderna har effekt genom flera mekanismer, där effekterna för vissa åtgärder är mer uppenbara än andra. Många åtgärder bidrar med födoresurser (blomremсор, stubbåkrar, blommande vallar) eller skydd (permanent landskapselement). Genom att koppla befintlig evidens till ekologisk teori och kombinera detta med expertbedömningar, kan mer generella slutsatser dras även i fall där antalet studier för en viss taxa är begränsat (Dicks m.fl. 2014, Ekroos m.fl. 2017).

I intervjuerna lyftes även betydelsen av brynmiljöer fram, vilka anses spela en viktig roll för den biologiska mångfalden, då dessa miljöer erbjuder skydd, boplatser och födosöksytor för många arter, särskilt fåglar och pollinatörer. Ett välutvecklat och varierat brynlandskap lyfts därför fram som en viktig komponent i det öppna odlingslandskapet.

Det finns starka belägg för att effekten av åtgärder både inom och utanför de odlade fälten för att gynna mångfalden av bin, fjärilar och fåglar är beroende av landskapets karaktär, med större effekt i landskap med små inslag av mer eller mindre naturliga habitat (Concepcion m.fl. 2008, Batary m.fl. 2011, Tuck m.fl. 2014, Scheper m.fl. 2015, Marja m.fl. 2019, Pérez-Sánchez m.fl. 2023). Detta innebär samtidigt att effekten av att öka olika former av landskapsheterogenitet är störst i landskap med litet inslag av ekologisk odling (Rundlöf och Smith 2006, Batary m.fl. 2011). Detta illustrerar att olika åtgärder delvis kan ersätta varandra, och att effekten av åtgärder är störst i intensivt odlade landskap med begränsat inslag av mer eller mindre naturliga habitat. Vilket som är den optimala kombinationen mellan landskapsheterogenitet och minskad odlingsintensitet för att gynna biologisk mångfald så att det drabbar livsmedelsproduktion i så liten omfattning som möjligt är en obesvarad fråga (Tscharntke m.fl. 2021), som dock delvis kan lösas genom optimal allokering av åtgärder till olika typer av landskap (Ekroos m.fl. 2014).

Sammanfattningsvis kräver effektiv restaurering av bin, dagfjärilar och fåglar åtgärder på flera rumsliga skalor, helst riktade mot landskap där de gör störst nytta. Habitatheterogenitet är en central faktor, eftersom enskilda arter kräver kompletterande resurser och olika arter har olika resurskrav. Det är avgörande att denna heterogenitet manifesteras både över rumsliga och tidsmässiga skalor, eftersom organismer skiljer sig i hur rörliga de är (konnekviteten är olika för olika organismer) (Smith m.fl. 2014) och för att heterogeniteten skall bidra till resurskontinuitet i tiden (Schellhorn m.fl. 2015, Nicholson m.fl. 2020).

4.2.2.2. Synergier mellan åtgärder för Artikel 4 och Artikel 10-11

Givet de hävdberoende gräsmarkernas viktiga roll i att bibehålla hög biologisk mångfald i jordbrukslandskapet, så är dessa marker viktiga dels för att de utöver arter i Habitatdirektivet hyser arter som bidrar till den samlade mångfalden i jordbrukslandskapet, och för att de specifikt bidrar till mångfalden i landskapet utanför gräsmarkerna genom så kallade spillover-processer¹⁰. Därför är potentialen hos dessa marker att hysa biologisk mångfald viktig när det gäller att uppnå målen även i Artikel 10 och 11. I arbetet med evidenssyntesen har vi därför lyft åtgärder som är relevanta för Artikel 4 och samtidigt kan ha särskild relevans för målen i Artikel 10 och 11. De åtgärder som kartlades i evidenssyntesen för Artikel 10–11 (Bilaga 2a) visade brett överlapp med de som identifierades för Artikel 4 (Bilaga 1a), vilket belyser de hävdberoende gräsmarkernas centrala roll för bevarande av biologisk mångfald. Evidenssyntesen visade att restaureringsåtgärder för hävdberoende gräsmarker också starkt gynnar bin, dagfjärilar och fåglar, vilket ger goda positiva synergier och begränsade avvägningar mellan Artikel 4, 10 och 11 i NRF.

4.3. Samlad diskussion och bedömningar av åtgärders effektivitet för att uppnå målsättningar i NRR Artikel 4, 10 och 11

Europeiska jordbrukslandskap hyser biologisk mångfald som bygger på lång samexistens mellan jordbruk och vilda organismer, där många hotade arter är beroende av traditionellt skötta, brukade habitat (Shiplely m.fl. 2024). Samtidigt är jordbruket, även det moderna, beroende av biologisk mångfald för en långsiktigt hållbar produktion (Kremen 2020). Restaurering av biologisk mångfald i jordbrukslandskap förstås därför bäst i ett perspektiv som kombinerar att minska odlingsintensitet och öka habitatheterogenitet, med ett integrerat bevarande av lågproduktiva mer eller mindre naturliga habitat (livsmiljötyper, naturbetesmarker) (Ekroos m.fl. 2016, Tschardt m.fl. 2024). Dessa strategier kan beskrivas som *land-sharing* och *land-sparing* (Sidemo-Holm m.fl. 2021), där den första fokuserar på att spara opåverkad natur samtidigt som jordbruksintensiteten är hög för att upprätthålla den samlade jordbruksproduktionen, medan den andra fokuserar på att integrera bevarande och jordbruksproduktion i ett och samma landskap, vilket kan medföra mindre utrymme för strikt bevarande om man vill upprätthålla den samlade produktionen (Phalan m.fl. 2016). Denna förenkling riskerar dock att skymma det faktum att även inom

¹⁰ Spillover är netto-förflyttning av individer från ett habitat till ett annat, och kan uppstå på grund av flera olika underliggande ekologiska processer kopplade till spridning eller nyttjande av multipla habitat

jordbrukslandskap finns det alternativa strategier för bevarande, som ofta alla inkluderar någon form av jordbruksproduktion, dvs. att åtgärder som gynnar biologisk mångfald integreras i det brukade landskapet. Även om man betraktar bevarande i jordbrukslandskap som *land-sharing*, kan man särskilja två komplementära angreppssätt: 1) att upprätthålla, restaurera, eller skapa heterogenitet i livsmiljöer, och 2) att minska jordbrukets intensitet (Tschardt m.fl. 2024). Det innebär att restaureringsinsatser sker över flera rumsliga skalor (Ekroos m.fl. 2016), och inkluderar strategier på fältnivå så som minskad pesticidanvändning, bevarandet och skapandet av småbiotoper såsom blomremсор, och strategier på landskapsnivå, såsom gröddiversifiering och ekologisk odling¹¹.

I breda drag så gynnar strategier som integrerar bevarande med jordbruksproduktion arter som är generalister, vilket inkluderar sådana som kan främja ekosystemtjänster viktiga för jordbruksproduktion såsom pollinering och biologisk bekämpning av skadegörare. Segregerat bevarande behövs däremot för att gynna arter med specialiserade födosökningsmönster, kortare aktiva perioder, och relativt små kroppsstorlekar, då dessa arter påverkas mer negativt i förenklade, intensivt förvaltade landskap (Gómez-Virués m.fl. 2015, Grass m.fl. 2019). I landskap med lång samexistens mellan jordbruk och människor som i Europa, är dock många specialister knutna till lågintensivt skötta habitat som utgör en integrerad del av jordbruket, så som de hävdade gräsmarker som utgör livsmiljötyper (Shipleigh m.fl. 2024).

För naturbetesmarker och ängar (Artikel 4) identifierade vi en rad åtgärder för nyskapande och restaurering där evidens för effektivitet fanns i olika omfattning. Generellt avgör graden av degradering (Figur 4.1) och livsmiljötyp vilka åtgärder som bör användas. Vi identifierade utvärderingar av åtgärder som pH-justering, återvätning, borttagning av matjord, och artintroduktioner som restaureringsstrategier, liksom betydelsen av olika strategier för bete och slåtter – eller i kombination – vilket inkluderar val av betesdjur. Det innebär att det finns goda möjligheter att bygga restaureringsstrategier på befintlig forskning, men vi konstaterar också att studierna är genomförda i många olika kontexter, och behöver därför anpassas till lokala förhållanden. Vi är medvetna om att det finns en stor kunskapsbas just för svenska förhållanden, som dock inte enkelt kan sammanställas eftersom många restaureringsprojekt inte leder till vetenskapliga publikationer. Vi nyttjade därför expertkunskap, som gav kompletterande värdefull information.

Vad gäller åtgärder i det vidare landskapet, utvärderade vi effekter på pollinatörer, fjärilar och fåglar, eftersom dessa ingår i de grupper som står i fokus i NRF:s Artikel 10 och 11. Forskningen visar att det finns en bred palett av åtgärder som ger positiva resultat på den biologiska mångfalden hos alla dessa grupper, ofta samtliga, men att effektiviteten är beroende av sammanhang och artspecifika faktorer. Den övergripande slutsatsen är därför inte att "allt fungerar lika bra", utan att olika komponenter av biologisk mångfald svarar på olika typer av skötsel- och restaureringsåtgärder – och att de mest robusta resultaten uppnås genom samordnade, flerskaliga strategier (se vidare avsnitt 4.4.5, om landskapssamordning).

¹¹ Ursprungligen syftade *land-sharing* debatten på strikt bevarade områden jämfört med jordbruksmark som odlades med olika intensitet, men motsvarande resonemang kan föras när det gäller att fokusera på mer eller mindre naturliga habitat som naturbetesmarker jämfört med åkerlandskap (Sidemo-Holm m.fl. 2021), där de förre kan skyddas som naturreservat eller genom att de erhåller miljöersättningar.

Distinktionen mellan åtgärder som utgör integrerat bevarande eller land-sharing i åkerlandskapet och segregerat bevarande genom restaurering och skötsel av naturbetesmarker och slåtterängar är en generalisering som inte får skymma att naturbetesmarker bidrar till mångfalden i det vidare landskapet via spillover och mångfalden i naturbetesmarker kan påverkas av hur det omgivande landskapet odlas.

Effekten av restaurering beror av kontexten. Effekten av att restaurera naturbetesmarker påverkas av landskapsstruktur, där habitatfragmentering kan leda till svårigheter att återetablera mångfald (Donath m.fl. 2003, Hellström m.fl. 2009). Åtgärder som att minska odlingsintensiteten kan ha störst effekt i landskap som har stor brist på mer eller mindre naturliga habitat (Tscharntke m.fl. 2005, Batary m.fl. 2011), vilket också innebär att effekten av att skapa nya habitat är störst där odlingsintensiteten är störst. Det innebär att det behövs ett landskapsperspektiv när det gäller restaurering, så att åtgärder fokuseras till där de gör störst nytta (Ekroos m.fl. 2014). Därför uppnås de bästa resultaten när restaurering av mer eller mindre naturliga habitat, ekologisk förvaltning, gröddiversifiering och konnektivitetsskapande strukturer integreras på landskapsnivå (Ekroos et al., 2016; Grass et al., 2021; Pywell et al., 2015).

Sammantaget erbjuder flerskalig, integrerad landskapsförvaltning, som bygger på principerna att öka variation, minska intensitet och öka konnektivitet, en stark grund för att återställa biologisk mångfald i jordbrukslandskapet. Att integrera åtgärder i jordbrukets miljöersättningar och landskapsplanering (se Splinter och Dries 2025) bidrar till en integrerad landskapsskötsel som kan skala upp bevarandeinsatser över funktionella landskap och leverera breda nyttor för biologisk mångfald.

En kvarstående utmaning är dock att restaureringsframgång ofta mäts genom lokala mått på biologisk mångfald (t.ex. antal arter per naturbetesmark eller gård). Detta kan dölja effekter på enskilda, hotade arter som bidrar till mångfalden på större skalor, t.ex. när åtgärder ökar lokal mångfald utan att bidra till mångfald på gårds- eller landskapsnivå (Schneider m.fl. 2014). Effektiv restaurering kräver därför uppföljning som kombinerar lokala biodiversitetsmått med konsekvenser för mångfalden på större skalor (Gillson m.fl. 2019).

4.4. Incitament/styrmedel

I detta avsnitt ger vi en fördjupad samlad bedömning av hur väl befintliga ersättningsmodeller kan fungera för att uppnå målen i NRF, och hur möjliga justeringar i ersättningssystemen kan läggas upp för att nå bättre måluppfyllnad och kostnadseffektivitet.

4.4.1. Befintliga ersättningsmodeller och möjligheter till justeringar i dessa

Både Jordbruksverkets utvärdering av landsbygdsprogrammet 2014–2022 (Stjernman m.fl. 2025, Figur 8) och den regionala modellanalysen av Brady m.fl. (2024a) visar att miljöersättningen till naturbetesmarker är den mest avgörande stödformen för att bevara naturbetesmarker och den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet. Utan ersättningen skulle stora arealer ha tagits ur hävd och den biologiska mångfalden minskat markant. Ersättningen har särskilt bidragit till att upprätthålla hävden på de mest värdefulla

betesmarkerna (dvs. de med särskilda värden). Även kompensationsstödet bidrar till att hålla mark i produktion i missgynnade områden, men effekterna på naturbetesmark är mer indirekta. Sammanfattningsvis visar båda studierna att det nuvarande stödsystemet är nödvändigt för att upprätthålla hävd av naturbetesmarker, men att de befintliga åtgärderna inte räcker för att återskapa förlorade marker. Detta understryker behovet av ett effektivt restaureringsstöd samt incitament som leder till att fler djur släpps ut på bete som kan komplettera de årliga miljöersättningarna och öka den totala arealen hävdad betesmark.

Den befintliga ersättningsmodellen för att hålla gräsmarker i hävd och bevara biologisk mångfald (dvs. de ettåriga miljöstöden till naturbetesmarker och slåtterängar) uppfyller därför delvis kriterierna för ett kostnadseffektivt bevarande av biologisk mångfald, genom att det differentierar stödnivåerna både utifrån markernas biologiska värden och utifrån kostnaderna för att bevara dessa värden. Ett grundläggande villkor för betesmarker med allmänna och särskilda värden är att marken ska skötas så att ingen skadlig ansamling av föna sker¹², för att därmed upprätthålla de biologiska värdena. För skötsel av marker med särskilda biologiska värden kan ges högre ersättning, som följs av ytterligare villkor, bland annat att tillskottsutfodring inte får ske. Därutöver kan ersättning för kompletterande åtgärder fås för både betesmarker och slåtterängar med särskilda värden. Det finns även ett antal speciella markklasser (såsom alvarbete, skogsbete, mosaikbetesmark samt gräsfattiga marker) som man kan få skötselersättning för; dessa kvalificerar dock inte för gårdsstöd⁷. Genom att utforma stödet med flera tröskelnivåer kan effektiviteten i sådana ersättningssystem förbättras (Schaub et al., 2025).

Frågan är därför inte om systemet bör ersättas, utan hur det kan vidareutvecklas för att öka kostnadseffektiviteten i bevarandet av biologisk mångfald. Den centrala utmaningen ligger i att balansera den potentiella nyttan av en mer finfördelad differentiering (t.ex. fler kvalitetsnivåer) mot de ökade transaktionskostnader som följer av mer omfattande administration och kontroll. Denna avvägning kan endast bedömas genom en analys som kvantifierar både nyttan (i form av förbättrade biologiska värden) och kostnaderna (i form av ökad administration och genomförandekostnader).

Med detta som bakgrund kan följande potentiella förbättringsvägar för de ettåriga miljöersättningarna identifieras utifrån litteraturen. I bästa fall skulle lantbrukare få ersättning i relation till resultatet, det vill säga de biologiska värden som uppnås genom deras bevarandeåtgärder. Biologiska värden är dock svåra att kvantifiera på ett entydigt sätt som kan ligga till grund för stödutbetalning, även om olika förslag har presenterats (Elmiger m.fl. 2023). Det nuvarande systemet är därför i praktiken ett åtgärdsbaserat system, där ersättningen baseras på arealen betesmark som hålls i hävd, men med vissa kvalitetsrelaterade tillägg. En möjlig vidareutveckling för att öka effektiviteten vore att öka fokus på resultatbaserade inslag, dvs. där ersättningen i högre grad kopplas till uppnådda naturvärden snarare än enbart till genomförda åtgärder (Kaiser m.fl. 2019). En sådan utveckling har blivit mer realistisk under de senaste åren tack vare ny teknik (t.ex. virtuella stängsel), som kan bidra till lägre kostnader för skötsel och restaurering av betesmarker, samt förbättrad övervakning och uppföljning av miljövärden.

12 <https://jordbruksverket.se/stod/jordbruk-tradgard-och-rennaring/jordbruksmark/betesmarker-och-slatrerangar/skotsel-av-betesmarker-och-slatrerangar#villkor-for-ersattningen>

4.4.2. Slutsatser om möjliga konsekvenser av förändrade stödformer

Det har varit relevant för detta uppdrag att titta på slutsatser som dras i Jordbruksverkets rapport "Jordbrukspolitiken och skötsel av betesmarker" (SJV 2025) och som visar att det i dagsläget finns omkring 450 000 hektar hävdade betesmarker, men också att ytterligare nästan 190 000 hektar potentiella betesmarker som skulle kunna restaureras. Rapporten pekar dock på att lönsamheten i betesdrift är för låg för att dessa marker ska tas i bruk i någon större omfattning. Analysen i rapporten visar vidare att utformningen av stöd har stor betydelse för utvecklingen. Höjning eller omfördelning av de analyserade jordbruksstöden (gårdsstöd och kompensationsstöd) och miljöersättningarna (ettåriga ersättningar) kan ge en markant ökning av arealen betesmarker, men kostnaden för samhället kan bli betydande och beror på vilket styrmedel som används.

Enligt rapporten är kostnaderna för de simulerade stödhöjningarna mycket höga i förhållande till den nuvarande budgeten för jordbrukspolitiken. En central fråga blir därför om kostnaderna kan minskas genom en annan utformning av styrmedlen för restaurering av naturbetesmarker, i t.ex. omvänd auktion. Detta framstår som möjligt, eftersom rapporten inte testat nya typer av stöd utan enbart analyserat effekterna av höjningar eller omfördelningar av befintliga, årliga stöd, utan att ta hänsyn till någon budgetrestriktion för ändamålet (enligt avgränsningarna för studien).

4.4.3. Möjlig hybrid mellan resultatbaserade och ettåriga miljöersättningar

Om vi för resonemangets skull utgår från en snabb teknisk utveckling och sjunkande kostnader för implementering av ny teknik, öppnas möjligheter att utveckla ett hybridsystem som kombinerar resultatbaserade miljöersättningar med riskdelning. Exempelvis möjliggör virtuella stängsel rumslig övervakning av betestryck (Wätzold m.fl. 2024), och kan därmed utgöra underlag för stödutbetalningar som är mer direkt kopplade till resultat än dagens generella ersättningar (Cord och Wätzold 2024, Cord m.fl. 2025). Det finns även en möjlighet att med hjälp av satellitbaserad fjärrövervakning mäta vegetationens biomassa i betesmarker. Betestryck och därmed betesintensitet skulle då kunna utgöra ett underlag för stöd beroende på resultat, åtminstone för de observerbara delarna av betesmarkerna (se projekt Biospace¹³). Vidare erbjuder passiv akustisk övervakning (t.ex. av fågelläten) och drönarassisterad fjärranalys (UAV-assisted monitoring) kostnadseffektiva metoder för inventering av arter och uppföljning av biologiska värden (Markova-Nenova m.fl. 2023, Schöttker m.fl. 2023). Sammanfattningsvis innebär ett sådant hybridsystem att ersättningen till lantbrukaren delvis baseras på genomförda åtgärder och delvis på uppnådda miljöresultat.

Den tekniska utvecklingen skapar därmed nya förutsättningar för att utforma ersättningssystem som bättre kopplar samman miljönytta och ekonomisk ersättning. Ett **hybridsystem** kan kombinera den förutsägbarhet och administrativa enkelhet som präglar åtgärdsbaserade stöd med de styrande incitament och effektivitetsvinster som resultatbaserade system erbjuder (Andersson och Brady 2021). I ett sådant system skulle en grundersättning utgå när minimikraven på skötsel uppfylls, dvs. att marken betas, inte gödslas och inte plöjs. Därtill kan ett resultatbaserat tillägg kopplas till det ekologiska

13 <https://portal.research.lu.se/sv/projects/biodiversity-from-space-optimized-grazing-and-biodiversity-conser-2/>

tillståndet, bedömt utifrån tydliga indikatorer såsom artantal, blomrikedom, längden på betessäsongen eller livsmiljötyp. Ny teknik kan underlätta sådan uppföljning, även om automatiska mätmetoder i dagsläget främst kan användas för fåglar. Sammantaget kan ett hybridssystem bidra till ökad kostnadseffektivitet och minskad ekonomisk risk för lantbrukarna jämfört med helt resultatbaserade ersättningar.

Det finns flera fördelar med ett hybridssystem utifrån ett svenskt perspektiv. Ett hybridssystem gör det möjligt att differentiera stödnivåerna utifrån faktisk miljönytta, utan att det befintliga systemet behöver omformas i grunden. Därmed kombineras ökad träffsäkerhet i stödfördelningen med bibehållen stabilitet och förutsägbarhet för både myndigheter och lantbrukare, och uppmuntrar lantbrukare att använda sin lokala kunskap för att kostnadseffektivt främja biologisk mångfald (Herzon m.fl. 2018). En framgångsrik implementering kräver dock att utmaningar som teknisk komplexitet och lantbrukarnas engagemang hanteras genom anpassad utbildning och processer där lantbrukare deltar i utformningen (Zavalloni m.fl. 2025).

Utvecklingen av resultatbaserade stöd kräver vidare att man formulerar målen med restaurering och skötsel tydligt, inklusive hur dessa mål varierar mellan livsmiljötyper och i vilken mån variation i mångfald mellan marker är önskvärd (så kallad beta-diversitet). Det krävs även fortsatt utveckling av metoder för att mäta och följa upp resultat, ett område som för närvarande är under stark utveckling (Gustafsson m.fl. 2025).

Omvänd auktion för kostnadseffektiv restaurering

Jordbruksverkets egen studie av potentiella betesmarker visar att generella höjningar av de årliga ersättningarna medför mycket höga kostnader för skattebetalarna i förhållande till den areal restaurerad betesmark som uppnås. Studien visar dock att en omfördelning av nötkreatursstödet skulle kunna användas för att finansiera restaurering utan större negativa effekter på andra mål för jordbrukspolitiken (SJV 2025). Brady och Smith (2025) har därefter analyserat effekterna av olika utformningar av stöd för **restaurering** av naturbetesmarker (dvs återskapande av igenväxta marker), med fokus på kostnadseffektivitet – mätt som stödkostnad per hektar restaurerad betesmark – samt effekter på jordbrukets struktur, inklusive inkomster, arrendepriiser, djurhållning och markanvändning.

Dagens stödsystem för restaurering av betesmarker erbjuder maximalt 70% kostnadstäckning för lantbrukaren. Brady och Smiths (2025) resultat visar att om lantbrukarna skulle få högre ersättning skulle en betydligt större areal betesmark kunna restaureras än idag, och till relativt låg kostnad per ha restaurerad betesmark jämfört med Jordbruksverkets analys. En begränsning i Brady och Smiths analys är att AgriPoliS-modellen inte beaktar risken för strategiskt beteende hos lantbrukare. Om full kostnadstäckning erbjuds, kan incitamenten att hålla nere kostnader minska, och det kan till och med uppstå drivkrafter att överdriva kostnaderna. Om detta i stället hanteras genom ett enhetligt restaureringsstöd – såsom i deras modell – får lantbrukare med lägre faktiska kostnader en överkompensation. En sådan transferering påverkar visserligen inte den samhällsekonomiska effektiviteten direkt, men kan stå i konflikt med regelverk för jordbruksstöd och innebär samtidigt att begränsade budgetmedel för bevarandeåtgärder används ineffektivt.

Nationalekonomisk teori och erfarenheter från praktiska tillämpningar visar att dessa problem kan hanteras genom **omvända auktioner** (Holstein 2014). I ett sådant upphandlingsförfarande lämnar lantbrukarna bud på hur stor ersättning de kräver för att restaurera en viss areal betesmark, varefter myndigheten väljer ut de bud som ger störst miljönytta per kostnadskrona. På så sätt kan konkurrens mellan lantbrukare bidra till att avslöja de privata kostnaderna för restaurering och säkerställa att tillgängliga medel används där de gör störst nytta.

Genom att införa ett auktionsförfarande kan den stora potentialen för restaurering av betesmarker realiserars på ett mer kostnadseffektivt sätt (Brady och Smith 2025), genom att ersättningen riktas till de lantbrukare som kan genomföra restaureringar till lägst kostnad. Detta skulle tydligare koppla samhällsekonomisk effektivitet till faktisk miljönytta. Den centrala förutsättningen för att en auktion ska fungera effektivt är att det råder tillräcklig konkurrens om potentiella restaureringsprojekt. Jordbruksverkets rapport indikerar att det finns en mycket stor areal potentiella betesmarker i Sverige – uppemot flera hundra tusen hektar – vilket tyder på goda förutsättningar för konkurrens mellan lantbrukare. Naturligtvis behöver det förväntade intresset hos lantbrukare utvärderas mer noggrant, eftersom graden av konkurrens avgör hur effektivt en auktion kan fördela resurserna.

Redan idag finns system för utbetalning av jordbruksstöd som uppvisar vissa likheter med en omvänd auktion. Exempel på detta är projektstöd, investeringsstöd och den nuvarande ersättningen för restaurering av naturbetesmarker. I samtliga dessa system lämnar lantbrukare in en ansökan med en specifikation av de beräknade kostnaderna för det planerade projektet, varefter ansökan utvärderas av myndigheten (länsstyrelsen) utifrån fastställda kriterier. Endast vissa lantbrukare beviljas därefter kontrakt eller stöd.

Stegen från dessa befintliga system till en fullt utvecklad omvänd auktion är därmed relativt små – till exempel skulle en höjning av den potentiella kompensationen från 70 till 100 procent kunna utgöra ett naturligt nästa steg. Däremot kan transaktionskostnaderna bli betydligt högre, eftersom ett mer omfattande och rättssäkert förfarande skulle behöva utvecklas (t.ex. hemlighållande av bud från andra budgivare i ett formellt budgivningsprocess). Samtidigt är anbudsprocesser redan en etablerad del av svensk offentlig förvaltning, vilket innebär att relevant systemkunskap och administrativ erfarenhet redan finns att bygga vidare på. Detta tyder på att ett auktionsbaserat stödsystem för restaurering av naturbetesmarker vore administrativt genomförbart i Sverige, men acceptansen bland lantbrukare och myndigheter behöver utredas.

Våra resultat tyder på att omvända auktioner kan vara ett kostnadseffektivt styrmedel för *restaurering* av betesmarker. Däremot är denna metod sannolikt inte lämplig som alternativ till de årliga ersättningar som syftar till att bevara befintliga betesmarker. Detta överensstämmer med tidigare utredningar där Holstein (2014) konstaterar att *"auktioner inte generellt kan rekommenderas som ett bättre alternativ, men att auktioner i vissa fall [...] skulle kunna utformas så att de är att föredra framför förutbestämda och enhetliga ersättningar"*. Begränsningen när det gäller de årliga miljöersättningarna för skötsel av betesmarker är frånvaron av konkurrens, då målet är att bevara alla betesmarker.

Sammanfattningsvis skulle en omvänd auktion kunna synliggöra de verkliga restaureringskostnaderna, styra resurserna till de mest värdefulla markerna, och genom konkurrens mellan lantbrukare minimera stödkostnaden och därmed garantera en

kostnadseffektiv restaurering. Ett sådant system skulle dessutom kunna vara mer attraktivt för lantbrukare, eftersom det erbjuder full kostnadsersättning och därigenom sannolikt skulle leda till en större restaurerad areal än dagens system. Samtidigt har tillämpningen av omvända auktioner inom jordbrukssektorn globalt hittills varit begränsad (Andersson 2017, Bingham m.fl. 2024). Medan flera exempel finns i Europa, har anslutningen till dessa varit låg, troligen på grund av utmaningar såsom brist på lämplig rådgivning, osäkerheter kopplade till uppföljning av resultaten och risken att inte få utbetalningen (Hagemann m.fl. 2024). I en situation där det krävs en ökad restaurering av vissa typer av gräsmarker – särskilt livsmiljötyper där arealen i dag ligger långt under den gynnsamma referensarealen enligt NRF och de kommande nationella restaureringsplanerna – kan denna styrform vara särskilt attraktivt.

Sammantaget bör därför omvända auktioner ses som ett komplement snarare än ett alternativ till befintliga miljöersättningar, särskilt i situationer där konkurrens mellan lantbrukare kan utnyttjas för att uppnå restaureringsmål till lägsta möjliga kostnad.

4.4.4. Andra offentliga stödformer av vikt för NRF

Arealen naturbetesmark påverkas även av andra jordbruksstöd än miljöersättningarna, i synnerhet direktstöden (gårdsstöd och nötkreatursstöd) samt kompensationsstödet. Nylén och Brady (2024) visar att dessa stöd är särskilt viktigt för betesmark i marginella jordbruksbygd såsom Götalands södra skogsbygder. Restaurering av betesmark resulterar därför inte bara i en höjd miljöersättning utan också i andra stöd som påverkas av betesmarksareal. Under intervjuerna i detta uppdrag framkom dock att sammanhangen mellan olika stöd kan vara komplexa. Exempelvis kan en ökad areal naturbetesmark leda till ett lägre kompensationsstöd, eftersom detta stöd fördelas till olika jordbrukstyper baserat på bland annat djurtäthet. Lantbrukare som tar på sig att sköta en ökad areal naturbetesmark utan att för den delen vilja eller kunna öka sitt djurantal, kan därför i värsta fall drabbas av ett lägre kompensationsstöd. Även möjligheten att ta del av investeringsstödet kan variera mellan gårdar med olika förutsättningar. Denna typ av interaktioner mellan olika stödformer bör utredas noga, eftersom de kan påverka lantbrukarnas intresse för att ta sig an skötseln av naturbetesmarker (bilaga 5).

Att kombinera en höjd ersättning till (skötsel av) betesmarker med ett minskat nötkreatursstöd skulle göra det möjligt att finansiera restaurering av betesmarker inom de finansiella ramarna för nuvarande GJP. Nötkreatursstödet är ett produktionsstöd som riktas mot både mjölk- och köttdjur, oavsett om de används för bete av naturbetesmarker. Därmed har mjölkkor och ungnöt endast en indirekt och marginell påverkan på betesmarksarealen. Skulle nötkreatursstödet tas bort, skulle andra djurslag (såsom får eller getter) bli relativt sett mer lönsamma och i viss mån ersätta nötkreaturen, vilket skulle gynna förutsättningarna för en varierad hävd av gräsmarker (men effekter på mångfalden är kontextspecifika).

Även stödet till ekologisk odling, och geografiska skillnader i behov med hänsyn till detta, är viktigt för arbetet i och med NRF, då ekologisk odling har en tydlig effekt på biologisk mångfald, framför allt i landskap som betecknas som homogena, dvs. har låg andel naturbetesmarker, fältkanter, småbiotoper och andra mer eller mindre naturliga habitat (Bilaga 2a, 2b). Samtidigt är upptaget av ekologisk odling störst i komplexa landskap (Rundlöf och Smith 2006, Hodgson m.fl. 2010), vilket talar för att ekologisk odling i ökad grad borde styras mot slättbygder för att öka effekten på biologisk mångfald (Sidemo-Holm m.fl. 2024).

4.4.5. Behov och möjligheter att samordna insatser på landskapsnivå

Åtgärder kan behöva samordnas på en större skala för att bästa effekt ska uppnås, vilket är något som också får utrymme i det dialogunderlag som tagits fram i den pågående utformningen av NRP. Redan idag finns initiativ på olika håll för att göra detta, bland annat inom ramen för Jordbruksverkets "Samarbetsprojekt för nya blommande ytor och andra småbiotoper"¹⁴, som riktas till åkerdominerade landskap och administreras av Länsstyrelsen¹⁵. Här ger vi perspektiv på detta från tidigare forskningsinsatser, och från expertkonsultationer inom detta uppdrag.

4.4.5.1. Relevans till incitament för restaurering av naturbetesmarker

Att enbart rikta stöd till enskilda lantbrukare eller gårdar garanterar inte ett effektivt bevarande av biologisk mångfald om det finns spatiala faktorer bortom den enskilda gårdens gränser som påverkar utfallet – så kallade landskapseffekter (Larsson m.fl. 2016). Exempel på sådana faktorer är spridningskorridorer och större sammanhängande arealer av betesmark. En viktig fråga för policy är därför om landskapseffekter är så starka att det motiverar ett ersättningsssystem som också belönar samarbete mellan lantbrukare på landskapsnivå, där flera gårdar gemensamt förvaltar sina marker som en ekologisk enhet. Ett sådant incitament kan skapas genom att enskilda kontrakt kompletteras med en bonus för samverkan mellan gårdar inom ett visst område, eller för gemensamt levererat resultat på landskapsnivå – en så kallad agglomerationsbonus (Drechsler m.fl. 2010). Exempel på samarbetsformer som kan belönas är gemensam djurhållning, samordnad stängsling och logistik, eller skapandet av spridningskorridorer mellan olika betesmarker. Sådana kollektiva lösningar kan både förbättra de ekologiska resultaten och minska kostnaderna per enhet biologisk mångfald som bevaras.

Ett intressant svenskt exempel på hur ekologiska samband på landskapsnivå kan motivera samarbetslösningar ges av Bergman m.fl. (2014), som analyserade sambandet mellan mängden betesmarker i landskapet och förekomsten av dagfjärilar. Deras studie visar att artrikedomen i enskilda hagmarker i hög grad beror på den totala arealen hagmarker inom en radie av omkring 6 km, och att en andel på minst cirka fem procent krävs för att populationer av gräsmarksspecialiserade fjärilar ska kunna överleva på lång sikt. (Notera dock att tröskelvärden kommer att skilja sig åt mellan arter, där mobila arter kräver lägre tröskelvärden). Detta innebär att den biologiska nyttan av att restaurera eller sköta en hagmark beror på vad som samtidigt sker i det omgivande landskapet. Författarna föreslår därför ett landskapsbaserat ersättningsssystem som ska stimulera samverkan mellan markägare. Även om deras förslag främst är skissartat och inte analyserar de ekonomiska incitamenten eller fördelningseffekterna närmare, visar studien tydligt att samarbetslösningar kan vara avgörande när arters överlevnad påverkas av landskapets sammansättning. Ett alternativ till ett fristående landskapsstöd skulle kunna vara att integrera denna logik i restaureringsstödet – exempelvis genom att ge högre ersättning i områden där en restaurering bidrar till att andelen betesmarker i landskapet ökar över en ekologiskt relevant tröskel. På så sätt kan samarbetslösningar och restaureringsstöd tillsammans ge en mer riktad och kostnadseffektiv naturvårdsnnytta.

14 <https://jordbruksverket.se/stod/utlysningar-och-upphandlingar/samarbeten>

15 <https://www.lansstyrelsen.se/skane/natur-och-landsbygd/stod-till-jordbruk-och-landsbygd/stod-for-samarbeten.html>

4.4.5.2. Relevans till pollination av grödor

Pollinering från vilda insekter gynnar pollineringsberoende grödor, och anläggning av pollinatörsvänliga habitat är därför en investering som kan öka jordbrukets produktivitet. Eftersom pollinatörer rör sig över större områden kan ett habitat ge nytta även för närliggande gårdar. Cong m.fl. (2014) och Cong m.fl. (2016) visar att koordinerad förvaltning på landskapsnivå leder till fler och bättre spridda habitat, vilket ökar avkastningen för samtliga gårdar i området. För att sådan samverkan ska uppstå krävs dock politiska styrmedel, exempelvis agglomerationsbonus (Drechsler et al 2010) eller ökad kunskap om de gemensamma fördelarna (Larsson m.fl. 2016).

4.4.6. Kompletterande insikter från expertkonsultationerna om incitamentsstrukturer

Ett återkommande tema i både enkäten och intervjuerna (Bilaga 5) var att ekonomiska styrmedel behöver stärkas och utformas mer flexibelt. Ersättningsnivåerna bör höjas och i högre grad riktas till de som faktiskt håller betesdjur. Stödsystemet i sin helhet behöver ses över samt omvärderas och anpassas så att det också premierar produktion av biologiska värden (till skillnad för nu, där det av många ansågs vara alltför fokuserat på produktion av livsmedel). Det nämndes bland annat att investeringsstödet, som idag i första hand syftar till att öka konkurrenskraft, skulle på ett tydligare sätt kunna syfta till och premiera produktion av naturvärden och/eller ekosystemtjänster. Även kompensationsstödet upplägg, där stödnivåer beräknas stegvis baserat på grovfoderareal per djurenhet, kan i vissa fall försvåra möjligheten för lantbrukare att ta på sig skötseln av ytterligare areal naturbetesmark och därmed motverka implementeringen av NRF (se [Avsnitt 4.4.4.](#)). Flera respondenter efterfrågar generellt en minskad detaljstyrning och ett större förtroende för brukarnas lokala kunskap, dock utan att vara mer konkret kring vilken detaljstyrning som avses. Utbildning, rådgivning och uppföljning av effekter nämns som viktiga stödinsatser för att kunna anpassa betet på ett sätt som gynnar både djurhållning och biologisk mångfald.

Intervjuerna visar att det också finns flera potentiella finansieringsvägar utanför GJP som skulle kunna bidra till att omsätta NRF i jordbrukslandskapet.

Flera pekade på nationella projekt- och anslagsmedel, som Naturvårdsverkets 1:3-anslag för skötsel av värdefull natur och LIFE-programmet på EU-nivå, samt möjligheten att en eventuellt kommande NRF-fond kan tillföra ytterligare resurser. Även Naturskyddsföreningens projektbidrag, exempelvis satsningen "*Tid för våtmark*", nämndes som viktiga exempel på flexibel finansiering som kan användas för såväl restaurering som samverkan mellan aktörer.

Det gavs också idéer om nya typer av finansieringsmodeller. Bland annat lyfts privata initiativ fram, såsom företagssamarbeten med aktörer inom livsmedelssektorn som skulle kunna bidra till restaurering av diken, våtmarker eller gräsmarker. Vidare nämndes möjligheten att inspireras av brittiska system för ekologisk kompensation, där exploatering kompenseras med ett ökat naturvärde.

Flera intervjupersoner efterlyste även långsiktig finansiering som kan matcha de långa ekologiska processerna vid restaurering av gräsmarker, där effekterna ofta tar 10–20 år. Crowdfunding-liknande lösningar, till exempel där konsumenterna kan avrunda upp sina

inköp till naturvårdsändamål, nämns som ett möjligt komplement, men bedöms kräva en samordnande aktör, t.ex. en ideell organisation.

Sammantaget betonas att kompletterande finansieringskällor behövs vid sidan av GJP, dels för att skapa större flexibilitet och långsiktighet, dels för att möjliggöra insatser på platser och i former som GJP:s regelverk inte täcker eller tillåter.

Enkätsvaren visar att drygt 80% av respondenterna anser att det behövs ökad regional styrning av befintliga eller eventuella nya ersättningar för att stärka de biologiska värden på hävdgynnade gräsmarker (Bilaga 5). Detta motiveras delvis med att förutsättningarna för skötsel av gräsmarker skiljer sig avsevärt mellan olika geografiska områden och för olika livsmiljötyper i Sverige. Det gör att schabloner, som används idag för att fastställa ersättningsnivåer, riskerar att gynna relativt lättskötta marker men missgynna de ofta värdefulla mer arbetskrävande miljöerna. Många respondenter anser att en differentierad styrning också skulle kunna ske mot marker (inte minst slätterängar) eller landskap (t.ex. värdestrakter) med särskilt höga biologiska eller kulturhistoriska värden, som skulle kunna identifieras och prioriteras av regionala myndigheter. Även stärkt rådgivning och tydligare rekommendationer om mest lämplig skötsel för enskilda betesmarker och livsmiljötyper, speciellt sådana med särskilda värden, efterfrågas för att bättre kunna tillvarata lokala förutsättningar. Många anser att det finns god lokalkännedom bland de anställda vid regionala myndigheter, vilket både gynnar värdena i markerna och inger förtroende hos lantbrukare.

4.4.7. Sammanfattade diskussion och slutsatser om incitament och styrmedel i implementeringen av NRF

Det nuvarande ettåriga stödet till skötsel av slätterängar och naturbetesmarker är i grunden välmotiverat ur ett nationalekonomiskt perspektiv, givet svårigheten att direkt mäta biologisk mångfald. I dag saknas ett entydigt och tillräckligt robust mått på biologisk mångfald som kan ligga till grund för resultatbaserade utbetalningar.

Nya tekniska möjligheter – såsom virtuella stängsel och akustisk övervakning – öppnar dock för att gradvis utveckla systemet för de årliga miljöersättningarna mot hybrida, resultatbaserade ersättningar, där en del av betalningen kopplas till observerbara ekologiska resultat eller åtgärder som är nära kopplade till ekologiska resultat (t.ex. finstyrning av betetryck inom block med virtuella stängsel).

Dagens restaureringsstöd för naturbetesmarker är inte tillräckligt attraktivt för lantbrukare för att möjliggöra restaurering i större skala, eftersom de själva behöver stå för en betydande del av kostnaderna. Eftersom dessa insatser i huvudsak genererar kollektiva nyttigheter snarare än privat produktionsvärde, motiveras ett högre offentligt stöd.

För att kunna höja ersättningsnivåerna för restaurering på ett kostnadseffektivt sätt krävs ett styrmedel som kan kopplas till lantbrukarnas faktiska kostnader. Ett system baserat på omvända auktioner (offentlig upphandling) rekommenderas som ett effektivt verktyg för att allokera restaureringsstöd där det ger störst samhällsnytta per insatt krona. (Notera att detta kräver utveckling av verktyg för att förutsäga konsekvenser av restaurering rent biologiskt).

Sammantaget bör det svenska stödsystemet för naturbetesmarker gradvis utvecklas mot en kombination av hybrida, resultatbaserade ersättningar och omvända auktioner. Hybridsystemet kan belöna goda miljöresultat utan att öka lantbrukarnas risk, medan auktioner kan rikta restaureringsresurser dit de gör störst nytta och bidra till att avslöja faktiska kostnader. Tillsammans kan dessa styrmedel skapa ett mer kostnadseffektivt system för bevarandet av Sveriges naturbetesmarker – med mer biologisk mångfald för varje satsad krona.

4.4.71. Lantbrukarnas engagemang

En växande litteratur visar att rent åtgärdsbaserade miljöersättningar ofta fungerar dåligt och att efterfrågan på mer evidensbaserade system är stor (Bartkowski m.fl. 2021). Dagens miljöersättning till naturbetesmarker är dock snarare ett exempel på ett framgångsrikt miljöstöd, eftersom det finns ett nära samband mellan åtgärden – konstaterad avbetning av gräsmarker – och miljöeffekten i form av bevarad biologisk mångfald. Enligt en rapport från Jordbruksverkets (Nordberg och Asplund 2020) "Förenkling av åtagandeplaner för betesmarker och slätterängar" är svenska lantbrukare överlag positivt inställda till miljöersättningen för betesmarker. Samtidigt framhålls att regelverket upplevs som krångligt och att ersättningsnivån ibland anses för låg. Lantbrukarna efterfrågar bland annat större flexibilitet i regelverket och ökat samarbete med myndigheter, det vill säga mer rådgivning snarare än kontroll (Opdenbosch m.fl. 2024). Större inslag av resultatbaserade ersättningar bör dock eftersträvas, eftersom de kan öka både kostnadseffektiviteten och acceptansen bland lantbrukare. En allmän fördel med resultatbaserade ersättningssystem är att de ligger i linje med lantbrukarnas önskan att själva fatta beslut om hur de ska sköta sin mark. Sådana system ger alltså inte bara utrymme för upplevda fördelar som handlingsfrihet och självbestämmande, utan möjliggör också användning av relevant lokal kunskap (Riley 2016, Stupak m.fl. 2019). Sammantaget bidrar dessa egenskaper till en ökad acceptans för miljöstöd bland jordbrukare.

5. Diskussion av utredningsfrågor

I uppdragsformuleringen ingick ett antal frågeställningar som skulle *belysas inom ramen för uppdraget*. Frågorna har inkorporerats i det bredare arbetet och är alltså i praktiken belysta löpande i Avsnitt 2–4, men nedan ger vi slutsatser och resonemang specifikt relaterade till frågorna, baserat på arbetet i detta uppdrag (beskrivet i Avsnitt 2–4) och kompletterar vid behov med relevanta relaterade arbeten.

5.1. Artikel 4

5.1.1. Hur kan betesmarker med allmänna och särskilda värden, samt utmagrade långliggande vallar, förbättras för att uppfylla kriterierna för livsmiljötyper med gott tillstånd? Vilken skötsel (åtgärder) och vilka incitament (styrmedel) krävs?

Kostnaden för att restaurera och återskapa livsmiljötyper är i hög grad beroende av deras aktuella tillstånd och varierar avsevärt (jfr Elofsson 2004, Knight och Overbeck 2021). Restaurering av hävdade gräsmarker kan kräva omfattande och initialt kostsamma insatser (Naturvårdsverket 2022), och utfallet präglas av osäkerhet. Detta innebär att bevarande i många fall är mer kostnadseffektivt än återskapande. Svårigheten att återskapa och restaurera livsmiljötyper som är hävdade gräsmarker påverkas dessutom av faktorer som eutrofiering och bristande kontinuitet i historisk hävd (Johansson m.fl. 2008, Goossens m.fl. 2022), vilket gör att särskilt stora insatser kan krävas när utgångsläget är tidigare åkermark (Török m.fl. 2011) (se avsnitt 3.1, Bilaga 1a, 1b).

En allmän bedömning i expertkonsultationens intervjuer var att återskapande av naturbetesmarker eller andra hävdgynnade livsmiljötyper från gamla vallar i princip är möjligt, men i praktiken både tidskrävande och kostsamt (Bilaga 5, men inspiration finns att hämta i evidenssynthesen (Bilaga 1a, b). De ekologiska värden som kännetecknar äldre naturbetesmarker (såsom variation i mikroklimat, markstruktur och artförekomst) har utvecklats under mycket lång tid och kan inte enkelt återskapas. Den stora potentialen bedöms därför finnas i att restaurera igenväxta marker, där dessa komponenter redan finns i någon omfattning. Vår analys identifierade mindre arealer med naturbetesmarker som utgått från stödsystemen och fortfarande är öppen mark (ca 83 000 ha) och potentiellt kan restaureras med rimliga insatser. Det finns också relativt stora arealer långliggande vall (189 000 ha) (Bilaga 4), men från våra analyser går det inte att avgöra den biologiska statusen av dessa (Bilaga 4). Det finns naturligtvis skillnader i hur nära livsmiljötypstatus långliggande vallar är, vilket påverkar möjligheten för återkolonisation av karaktäristiska arter. Enligt NILS analyser (Bilaga 3, Figur 3.15, för exempel se Figur 3.6) finns det idag såväl silikatgräsmark som slåtterängar som i fält klassas som livsmiljötyp, men i block som någon slags ägoslag åker. Det är arealer som riskerar försämrat tillstånd vid såväl intensifierad som upphörd hävd. Det finns också betydande arealer utvecklingsmarker där en del redan har förekomst av betes- eller slåttergynnade arter. Det ser ut att finnas en geografisk skillnad i de potentiellt restaurerbara markerna, där öppen kultiverad betesmark dominerar

i söder medan öppen kultiverad slättermark dominerar i norr. Vi ser här en möjlighet att identifiera potentiellt restaurerbara marker, deras nuvarande värden och potentialen för återkolonisation med fördjupade analyser.

Styrmedelsanalysen visar att potentialen att restaurera potentiella betesmarker i hög grad begränsas av otillräckliga ekonomiska incitament för lantbrukare (Brady & Smith 2025) vilket innebär att riktade restaureringsstöd är avgörande för att dessa marker där så är möjligt ska kunna uppnå gott tillstånd som livsmiljö. För att stärka kostnadseffektiviteten kan omvända auktioner användas vid fördelning av restaureringsstöd, där markägare konkurrerar om stödnivån. Detta möjliggör att offentliga medel riktas till de restaureringsobjekt som kan uppnå gott tillstånd till lägst kostnad, ökar transparensen kring faktiska restaureringskostnader och maximerar restaurerad areal inom givna budgetramar, samtidigt som krav på strukturer, funktioner och långsiktig hävd kan integreras i urvalet.

När gott tillstånd väl uppnåtts bör restaureringsstöden följas av årliga skötselersättningar som är tydligt kopplade till livsmiljötypens miljövärden. En sådan sekventiell utformning av styrmedel – restaurering följt av värdeanpassad skötsel – är central för att säkerställa både ekologisk kvalitet och kostnadseffektiv användning av offentliga medel.

Ytterligare kostnadseffektivitet kan uppnås genom differentierade ersättningar och hybridsystem för resultatbaserade stöd, där en grundersättning för genomförd hävd kombineras med en resultatkopplad tilläggsersättning baserad på livsmiljötypens tillstånd. Genom att knyta tilläggsersättningen till ett begränsat antal verifierbara indikatorer – exempelvis vegetationens struktur eller förekomst av typiska arter – kan ersättningen bättre spegla faktisk miljönytta, minska risken för dödvikt (dvs. överkompensation av kostnader) och styra resurser till marker med högt biologiskt värde. Sammantaget visar analysen att en kombination av välriktade restaureringsstöd och värdeanpassade skötselersättningar är avgörande för att betesmarker och långliggande vallar ska kunna utvecklas till livsmiljötyper i gott tillstånd på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt.

5.1.2. Gynnar den skötsel som ger miljöersättning livsmiljötyperna på ett bra sätt, eller bör något justeras i de befintliga villkoren, för att uppnå en mer ändamålsenlig skötsel? Finns det anledning att öka styrningen mot livsmiljötyp, och i så fall hur?

Vår evidenssynthes, enkät och intervjuer visade att det behövs en större kontextualisering och variation i hur naturbetesmarker sköts. I evidenssynthesen fastslogs att valet av betesdjur, betestäthet, och tidpunkt för slätter bör skräddarsys för den specifika gräsmarkstypen för bästa resultat, och platsens "ekologiska startpunkt" är central i besluten för hur många, och vilka, åtgärder som bör implementeras ([Avsnitt 4.3](#)).

En tydlig majoritet av enkätrespondenterna bedömde att dagens miljöersättningar inte på ett tillräckligt sätt gynnar biologisk mångfald i flera av de betes- och slätterpräglade livsmiljöerna; endast för gruppen friska betesmarker ansåg merparten av de svaranden att dagens ersättningar fungerar. Generellt upplevs systemet vara alltför inriktat på produktion och fodervärde, snarare än på att bevara de ekologiska och kulturella värden som livsmiljötyperna representerar, t.ex. genom att vissa livsmiljöer ritas bort som prorata-partier och att värden som en varierad, mosaikartad betesmark gynnar inte premieras tillräckligt.

En annan återkommande synpunkt som lyftes för flertalet livsmiljötyper var behovet av platsspecifik skötsel- och restaureringsrådgivning, gärna i fält, för att säkerställa att skötsel anpassas till markernas individuella värden för biologisk mångfald, vilket blivit mer sällsynt sedan åtgärds- och åtagandeplanerna togs bort. Det är också avgörande att skötseln är lokalt anpassad.

Vi vill här också understryka behovet av adaptiv förvaltning, dvs. att skötsel görs med ett visst mått av experimenterande baserat på vetenskapliga principer och påföljande utvärdering, för att på sikt skapa ett bättre underlag för skötsel av livsmiljötyper.

5.1.3. Är det möjligt att öka styrningen mot livsmiljötyp utan att detaljreglera på ett sätt som ökar administrationen och regelbördan för lantbruksföretagen, samt behoven av kontroll, på ett orimligt sätt? I så fall hur?

Det fanns en tydlig samsyn bland enkätrespondenterna om att någon form av regional styrning eller anpassning av ersättningar behövs för att uppnå och bevara livsmiljöernas gynnsamma bevarandestatus, givet att de stora geografiska skillnaderna i klimat, markförhållanden, traditioner och tillgång till betesdjur gör att en enhetlig nationell modell inte är tillräcklig. Denna fråga kan dock antingen tolkas som styrning av regler för ersättningar och därmed skötsel så att de är anpassade till respektive livsmiljötyp eller styrning av hävd, t.ex. genom differentierade ersättningar, mot vissa livsmiljötyper.

Vad gäller styrning av regler för ersättningar, har vi i både nyckelbudskap och som svar på 5.1.2 slagit fast att det behövs en tydlig kontextualisering av skötsel, vilket här handlar om marker som inte idag redan regleras av t.ex. reservatsregler. Styrning mot livsmiljötyper blir en naturlig del av en sådan styrning. Vi noterar att vår enkät visade att dagens miljöersättningar bedöms på otillräckligt sätt gynna biologisk mångfald i flera av de betes- och slätterpräglade livsmiljöerna, och att systemet upplevs ge bristande fokus till bevarande av de ekologiska och kulturella värden som livsmiljötyperna representerar (Bilaga 5). Detta indikerar ett behov av styrning mot livsmiljötyp. Kontextualiserad styrning, som t.ex. tidigare skedde med åtgärdsplaner, kan sannolikt inte komma i fråga för alla marker, utan handlar om de mest värdefulla hävdade gräsmarkerna inklusive livsmiljötyper, som då behöver identifieras och prioriteras. Det som är utmaningen är att skapa möjligheter för större variation i skötsel, både inom och mellan hävdade gräsmarker, för att hålla balansen mellan att hålla marker öppna och tillåta vegetation att gå i blom. Oavsett om detta leder till en viss ökad komplexitet i förvaltningen av hävdade gräsmarker, ser vi det som nödvändigt för att nå målen om biologisk mångfald, men också för att engagera lantbrukare i förvaltningen av sina marker på ett bättre sätt.

Vad gäller styrning av stöd, är det avgörande att hävdade gräsmarker som är livsmiljöer inte faller utanför stödsystemet och därmed riskerar att tas ur hävd. En hel del livsmiljötyper har, enligt våra analyser, inte stöd från GJP. Detta kan handla om att de tillhör lantbruksföretag med för liten areal för att erhålla stöd, att markerna är för små, att de inte uppfyller villkoren eller att lantbrukare inte är intresserade av att söka ersättning för markerna, eller helt enkelt att livsmiljötypen inte berättigar till gårdsstöd. Andelen livsmiljötyp som har stöd från GJP skiljer sig också mellan olika marker, vilket tillsammans med vår enkät visar att reglerna för vissa livsmiljötyper som högrötsängar, slättermarker och hållmarker av olika skäl kan behöva

ses över. Expertkonsultationen framhöll också att ersättningar måste anpassas till högre kostnader/mindre intäkter för vissa livsmiljötyper. Att djupdyka i detta skulle dock kräva en utredning som är mer omfattande än vad vi kunnat göra inom ramen för detta uppdrag.

Långt ifrån alla förändringar i styrning behöver påverka transaktions-kostnader, men vissa gör det otvetydigt. I den mån denna faller på lantbrukare, kan det påverka lantbrukares engagemang för att restaurera och sköta naturbetesmarker negativt, men i den mån det påverkar myndigheter är det viktigt att komma ihåg att kostnadseffektivitet handlar om hur mycket biologisk mångfald man får per investerad krona, oavsett om den går till kostnadskompensation eller transaktionskostnader, vilket gör att en ökad biologisk effekt kan kompensera för en något ökad administrativ börda.

5.1.4. Hur ser den geografiska matchningen ut mellan åtgärdsbehov och förutsättningar att genomföra de åtgärder som krävs för att uppnå gynnsamma referensarealer av livsmiljötyper med gott tillstånd?

Både Jordbruksverkets utvärdering av landsbygdsprogrammet 2014–2022 (Stjernman m.fl. 2025, Figur 8) och den regionala modellanalysen av Brady m.fl. (2024b) visar att miljöersättningen till naturbetesmarker är en helt avgörande stödform för att bevara naturbetesmarker och därmed den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet. Ersättningen har särskilt bidragit till att upprätthålla hävden på de mest värdefulla betesmarkerna (dvs. de med särskilda värden). (Stjernman et al. 2025), vilket antyder att en ytterligare differentiering av stödet skulle behövas.

Det finns dessutom regionala skillnader i hur känslig arealen hävdad betesmark är för stöden inom GJP (Stjernman et al. 2025). Orsakerna till detta kan vara flera, inklusive möjligheten till (någorlunda) lönsam betesdrift inklusive dagens ersättningar, vilket talar för ökad regional styrning mot regioner med större kostnader för att upprätthålla skötseln av betesmarker. Våra analyser tillåter dock inte att detta analyseras separat för livsmiljötyper. Det är värt att notera att livsmiljötyper med stöd har betydligt större sannolikhet att vara i gott tillstånd (Bilaga 3, Figur 10).

Hur den regionala prioriteringen av restaurering bör se ut, handlar dels om definitionen av gynnsam referensareal, som inte varit en del av denna utredning (d.v.s. hur mycket livsmiljö som bör bevaras på lokal, regional och nationell nivå), dels om förutsättningarna för restaurering i olika delar av landet. Generellt visar vår analys av att det finns en stor möjlighet (Bilaga 1) och potential (Bilaga 3, Bilaga 4) att restaurera naturbetesmarker. Vad gäller den första punkten noterar vi dock att även om bevarande med all sannolikhet är mer kostnadseffektivt än nyskapande, kommer målsättningar för att upprätthålla funktionella landskap och tillräcklig konnektivitet mellan livsmiljötyper kräva omfattande restaurering/nyskapande på många ställen. I vilken mån det behövs styrning för att komma upp i gynnsamma referensarealer regionalt, eller för att gynna indikatorer i artikel 10 och 11, har vi inte analyserat, men borde bli föremål för fördjupade analyser. Potentialen utgörs av utvecklingsmarker. Dessa består till allra största delen av öppna kultiverade eller igenväxande betes- och slåttermarker. De är arealmässigt stora i relation till såväl livsmiljötypernas arealer som till föreslagna referensarealer (Bilaga 3 & 4). Det innebär att det finns stor potential för restaurering i princip i hela landet

Sammanfattningsvis (se även föregående fråga) finns det behov av ersättningar som har större regional och livsmiljötyperrelaterad träffsäkerhet, vilket stämmer med uppfattningar hos våra respondenter i expertkonsultationen. Däremot är det inte nödvändigtvis så att detta behöver uppnås genom grovt regionaliserade ersättningar, utan kan istället vara genom att stödsystemen bättre relateras till svårigheterna (kostnaderna) att sköta särskilt värdefulla naturbetesmarker/livsmiljötyper såsom slåtterängar, mosaikmarker och gräsfattiga marker.

5.1.5. Vilken potential har alternativa skötselmetoder utan betesdjur? Kan vissa hävdberoende livsmiljötyper uppnå och behålla gott tillstånd utan betesdjur? Vilken skötsel och vilka incitament skulle då krävas?

Denna utvärderingsfråga var inte obligatorisk, så vi har inga analyser specifikt fokuserade på alternativa metoder. Evidenssyntesen visade dock att den vetenskapliga evidensen för specifika skötselåtgärder på livsmiljötypnivå är bristfällig, men de kontextberoende restaureringsprinciper som beskrivs i [Avsnitt 3.1](#) bedöms kunna appliceras brett över hävdberoende gräsmarkstyper. För generell skötsel (bete och slåtter) finns det goda evidens över många livsmiljötyper. I expertkonsultationerna visade både enkäten och intervjuerna att det finns alternativa skötselformer utan djur (eller med djur i mindre omfattning) för en del livsmiljötyper, men att dessa ofta är mer arbetsintensiva, kostsamma och kan vara tekniskt krävande att genomföra. Slåtter, bränning och röjning är åtgärder som anses kunna ersätta eller komplettera bete i vissa miljöer, men att djurens påverkan genom tramp, selektivt bete och dyngproduktion (som skapar värdefulla mikromiljöer för en del arter) i de flesta fall är svår att ersätta helt. Slåtter på fuktiga marker har, jämfört med bete, även fördelen att man inte behöver hantera parasitangrepp som lätt kan drabba djur som betar dessa marker. Idag saknas dock tillräckliga incitament för att det skulle kunna antas vara rimligt att dessa skötselformer i praktiken skulle genomföras i större omfattning.

Intervjurespondenterna lyfte också olika möjligheter till anpassat bete för att frigöra djur till större ytor, exempelvis vallning av djur genom fållning eller herdor samt betesfria år. Det påpekades dock att betesfria år endast bör tillämpas på marker med låg foderproduktion eller bra hävdstatus för att undvika slyetablering eller igenväxning. Bäst möjligheter för alternativ skötsel ansågs klasserna strandängar och fuktiga marker, friska betesmarker samt gräsfattiga marker ha, medan övriga klasser (alvar, hållmarker, trädklädda betesmarker och skogsbeten samt högrötsängar) av de flesta respondenter inte ansågs kunna skötas på ett bra sätt utan bete (Bilaga 5).

Riktade synteser mot alternativa skötselmetoder skulle stärka underlaget för att identifiera och nyttja djurfria alternativa metoder. Vi understryker också vårt nyckelbudskap om att pröva och utvärdera metoder som en del av implementeringen av NRF.

5.1.6. Vilken potential har ”nya” metoder och tekniker som exempelvis virtuella stängsel, skogsjordbruk, andra djurslag än de betesdjur som vanligen används inom lantbruket?

Våra analyser har av tidsskäl inte fokuserat på denna icke obligatoriska fråga, men aspekter finns med i evidenssyntesen och våra expertkonsultationer.

Virtuella stängsel finns inte med i evidenssyntesen då det är en relativt ny teknik, men deras nytta på olika punkter undersöks i pågående och planerade forskningsförsök så det kommer snart att finnas ett första vetenskapligt kunskapsunderlag att bygga åtgärdsförslag på för detta. De lyftes ofta i både enkät och intervju som en lovande metod, främst på marker som är svåra att stängsla och på stora ytor (tex alvar, skogsbeten). Det bedömdes av experterna dock ofta vara för dyrt för många lantbrukare, så det efterfrågades ersättning för halsband och abonnemang, t.ex. inom ramen för investeringsstödet.

Alternativa betesdjur täcks begränsat in av evidenssyntesen, som i huvudsak fått träffar på konventionella betesdjur. Tydligt är dock i evidenssyntesen att olika betesdjur ger distinkt påverkan när det gäller gräsmarkernas struktur och sammansättning. Europeiska gräsmarker betas av nötkreatur, får, hästar, åsnor, hjortdjur och getter, och de olika djurslagen ger unika vegetationsmosaiker och mikrohabitat (Bilaga 1a). Rimligen är detta en faktor som behöver beaktas i planeringen av kontextberoende skötsel, dvs. vilka betesdjur som är gångbara alternativ för att få till en betesregim som gynnar den givna marken.

I expertkonsultationen nämndes ”udda” djur som hjort, jak och vattenbuffel som inaktuella i större omfattning, men vattenbuffel lyftes ibland som alternativ för fuktiga marker. Hjort ansågs vara suboptimal för bete. I enkäten uppkom möjligheten att använda stutar i stället för tjurar, då de senare inte släpps på bete i större utsträckning. Robusta hästraser och gamla lantraser och getter nämndes som ytterligare möjligheter, men oklart om det är ett storskaligt alternativ.

5.1.7. Hur kan det skapas ökade incitament för att gynna skogsbete och livsmiljötypen trädklädd betesmark (9070)?

Denna (icke-obligatoriska) fråga täcktes inte av evidenssyntesen (som fick begränsade träffar på livsmiljötypspecifika evidens) och hanterades därför i huvudsak genom expertkonsultationens enkät (Bilaga 5).

Enkätrespondenterna lyfte i sina svar att det främst är de ekonomiska förutsättningarna som avgör om lantbrukare finner det attraktivt att sköta trädklädda betesmarker och skogsbeten. Ersättningsnivåerna upplevdes som otillräckliga i förhållande till kostnader och arbetsinsats, särskilt med tanke på stängsling och den ofta mer arbetskrävande skötseln i dessa miljöer. Många efterlyste högre ersättning, särskilt ett mer allmänt stängselstöd och en möjlighet att även få stöd för marker som inte helt uppfyller dagens krav för skogsbete. Flera ansåg att ersättningssystemen behöver väga in träd- och naturvärden, inte enbart fodervärde, samt att gårdsstödet bör inkludera skogsbeten.

Ett återkommande tema var behovet av tydligare och mer enhetliga bedömningar och råd, bland annat när det gäller vilka marker som har rätt till vilken ersättning samt rätt betestryck. Det ansågs att lantbrukare och handläggare ofta upplever osäkerhet kring hur

marktyper ska bedömas, och reglernas tolkning varierar mellan myndigheter. Skogsbeten upplevdes som särskilt svårt att bedöma och få godkända. Enklare stödformer och bättre samordning mellan rådgivning och ansökningsprocesser föreslogs för att minska osäkerheten och underlätta deltagande. Kunskap och rådgivning lyftes som avgörande faktorer. Respondenterna betonade behovet av praktiskt stöd i hur markerna ska skötas och restaureras, särskilt när det gäller rätt betestryck, röjning av träd- och buskskikt, samt val av djurslag.

5.1.8. Bör det skapas incitament för att styra tidpunkt för bete? Hur och varför (vetenskapliga underlag som visar på behovet)?

Evidenssyntesen visar att såväl tidpunkt som varaktighet för betet har stor påverkan på biologisk mångfald (Avsnitt 4.1.2.1). Variation i betestryck och tidpunkt för bete samvarierar dessutom, eftersom kortare betessäsongs kan kräva högre betestryck, t.ex. för att förhindra igenväxning eller förnaansamling. Dessutom är det snarare variation i betestryck över säsongen, än förekomst eller icke förekomst som är avgörande.

I ett av nyckelbudskapen fastslås därvid att effektiv betesförvaltning kräver att betesregimer anpassas efter gräsmarkens successionsstadium (Bilaga 2a, b). När en gräsmark är i gott tillstånd räcker det vanligtvis med låg betesintensitet för att upprätthålla växtsamhällena och förhindra igenväxning med buskar. I kontrast kräver degraderade eller igenvuxna områden mer intensivt och riktat bete, för att sedan återgå till lågintensivt bete för långsiktig skötsel. Näringsrika gräsmarker kan behöva något högre betestryck och periodisk slåtter. Även om låg betesintensitet i allmänhet fungerar bra även i livsmiljöer med spridda träd eller buskar, varierar den optimala betesnivån naturligt beroende på djurart, ras, ålder och lokala habitatförhållanden (se avsnitt 4.1, samt Bilaga 5 för inlägg från enkäten). Därför beror en effektiv betesstrategi i slutändan på lokal kunskap och ett adaptivt beslutsfattande, baserat på markens beskaffenhet, vilka djur som finns tillgängliga och vad som är praktiskt genomförbart på plats (se Avsnitt 4.1, Bilaga 5). Detta innebär att det behövs betydligt mer flexibla regler än idag, för att naturbetesmarker med miljöstöd skall utvecklas från ej gott tillstånd till gott tillstånd och sedan behålla ett gott tillstånd. Tidigare reglerades detta genom åtgärds- och i viss mån åtagandeplaner; i brist på sådana behöver en typologi upprättas som kan användas för att styra förvaltningen av markerna på ett adekvat sätt i relation till successionstillstånd och kontext. En sådan typologi skulle bygga på Habitatdirektivet, men dessutom hantera förutsättningar för betesdrift.

När det gäller incitament så var en kritik mot åtagandeplanerna de höga transaktionskostnaderna (Nordberg och Asplund 2020). Emellertid avgörs kostnadseffektiviteten av effekter på biologisk mångfald per investerad krona, oavsett om dessa går till skötsel av marker eller transaktionskostnader. Åtagandeplanerna hade en hög acceptans bland lantbrukare (Nordberg och Asplund 2020). Platsspecifikt, individuell rådgivning bland annat om vad som är, och hur man skapar, ett lämpligt betestryck efterfrågas också tydligt i både enkät och intervjuer (Bilaga 5). Villkor för stöd och rekommendationer baserade på en typologi av naturbetesmarker skulle vara ett alternativ för att minska transaktionskostnader, men behöver då utredas.

5.2. Artikel 10 och 11

5.2.1. Vilka möjligheter finns att med olika typer av odlingsystem och odlingsåtgärder gynna biologisk mångfald i jordbruksekosystem samtidigt som livsmedelsförsörjningen inte påverkas negativt? Vilka arealer och vilken geografisk placering behövs (artikel 11, punkt 1)?

De odlingsystem som oftast brukar föras fram i diskussioner om att gynna biologisk mångfald är ekologisk odling, agro-ekologi, regenerativt jordbruk och skogsodling. Förutom ekologisk odling, finns inga entydiga definitioner av dessa olika system, vilket man bör ha i åtanke när de utvärderas. Vi fokuserar diskussionen här på ekologisk odling, som innehåller element av både agro-ekologi och regenerativt jordbruk. Ekologisk odling har enligt evidenssynthesen en tydlig effekt på biologisk mångfald, framför allt i landskap som betecknas som homogena, dvs. har låg andel naturbetesmarker, fältkanter, småbiotoper och andra mer eller mindre naturliga habitat (Bilaga 2a, 2b). Samtidigt är upptaget av ekologisk odling minst i komplexa landskap (Rundlöf och Smith 2006, Hodgson m.fl. 2010). Ekologisk odling leder också till minskade skördar (Seufert m.fl. 2012, Ponisio m.fl. 2015). Detta talar för att ekologisk odling i ökad grad borde styras mot slättbygder för att öka effekten på biologisk mångfald (Sidemo-Holm m.fl. 2024), men man kan också argumentera för att man borde satsa mer på att öka komplexiteten i dessa landskap genom att satsa på småbiotoper (Tscharnkte m.fl. 2021). Det har dock förts en diskussion om satsning på ekologisk odling leder till ökad import eller intensifiering av jordbruk för att kompensera produktionsbortfallet (Phalan m.fl. 2011, Tscharnkte m.fl. 2012, Fischer m.fl. 2014). Denna debatt har dock sällan tagit hänsyn till att ekologisk odling har fler syften än att bidra till biologisk mångfald (Reganold och Wachter 2016) och att effekterna på den samlade jordbruksarealen inte är ordentligt utredda (se simulering i Stjernman m.fl. 2025). Om ekologisk odling bidrar till att upprätthålla jordbruk i mer marginella jordbruksområden bidrar den med ett tillskott både till livsmedelsproduktionen och den biologiska mångfalden inklusive hävdade gräsmarker i dessa landskap. Inom ramen för detta uppdrag har vi inte haft möjlighet att göra en kvantitativ analys. Vi vill dock understryka, att om man vill gynna biologisk mångfald utan ekologisk odlings multifunktionella perspektiv, är det fullt möjligt att arbeta med de olika element som gör att ekologisk odling gynnar biologisk mångfald (se Avsnitt 3.1, Bilaga 2a, b).

5.2.2. Vilka arealer och vilken geografisk placering behövs av olika åtgärder för att uppnå följande:

Att ge kvantitativa skattningar av arealbehov för de åtgärder som är gynnsamma för pollinatörer och jordbruksfåglar och föreslå precis geografisk placering baserat på detta skulle innebära ett mycket omfattande analys- och utredningsarbete, inklusive omfattande bakgrundsarbete för att sammanställa och få grepp om problembilden, vilket inte varit tids- och resursmässigt möjligt inom ramen för detta arbete. Här ger vi indikativa resonemang om var största behov och möjligheter finns, baserat på analyser och evidenssyntes som utförts under arbetets gång.

5.2.2.1. Förbättra mångfalden av pollinatörer samt vända minskningen av populationer av pollinatörer (artikel 10, punkt 1)

Ett grundproblem i denna fråga är att det krävs implementering av övervakning med styrka nog att kunna detektera förändring i populationer av pollinatörer, vilket idag endast finns för fjärilar, men inte för andra viktiga pollinatörsgrupper (framför allt bin) (se [Avsnitt 4.2.1.1](#)). För att uttala sig om detta behöver man veta hur en indikator för att bedöma förändringar i mångfalden utformas. Vi vet idag att många arter av bin är hotade (Eide m.fl. 2020), och att det skett stora förändringar i pollinatörssamhällets sammansättning (Bommarco m.fl. 2012), men det finns inte mycket historiska data på hur abundansen av vanliga arter ändrats. Det handlar också om vilka taxonomiska grupper som det kommer att finnas data på, eftersom dessa inte nödvändigtvis påverkas på samma sätt.

Pollinatörers populationer regleras av tillgång på blomresurser, boplatser, värdväxter, mm, och kan påverkas direkt och indirekt av pesticider (Goulson m.fl. 2015). Många bin är begränsade av tillgång på blomresurser (Roulston och Goodell 2011) (men se Steffan-Dewenter och Schiele 2008), där kontinuerlig tillgång över säsongen är viktig (Nicholson m.fl. 2020). Därför kan många relativt enkla åtgärder för att öka blomresurser i landskapet gynna bin (Avsnitt 3.1, Bilaga 2a, b). Både mängden blomrikt habitat och dess kvalitet spelar roll (Bishop m.fl. 2025). Vi bedömer att åtgärder som blomresor, blommande vallar, blommande grödor m.m. har potential att ganska enkelt öka *mängden bin* och många gräsmarksfjärilar i landskapet, men inte nödvändigtvis deras *mångfald*. För mångfalden krävs också att specialister gynnas, vilket handlar om att bevara, restaurera och återskapa värdefulla naturbetesmarker inklusive livsmiljötyper ([Avsnitt 4](#)). Vår bristanalys visar på en påtaglig nedgång hos gräsmarksfjärilar i Götalands södra slättbygder (Bilaga 4, Figur 5) och en minskning i Svealands slättbygd, områden där potentialen för blomresor och liknande åtgärder är stor. Även om slättbygderna redan har hög andel träda insådd för pollinatörer, finns det potential att mångdubbla detta givet trädesarealen som finns (Bilaga 4).

5.2.2.2. Öka index för jordbruksfåglar (artikel 11, punkt 3)?

För jordbruksfåglar finns det systematiskt insamlade data över långa tidsperioder utförd av Svensk Fågeltaxering, som gör att historiska trender kan analyseras och utvecklingen följas upp. För FBI har det dock understrukits att underlaget från jordbruksmark behöver stärkas (Stjernman m.fl. 2025) och att indikatorn också styrs av faktorer utanför jordbrukslandskap (Stjernman m.fl. 2013); se [Avsnitt 4.2.21](#).

För fåglar är kunskapen om vad som negativt har påverkat populationer god, genom omfattande forskning, samtidigt som komplexiteten är större än för t.ex. pollinatörer eftersom fåglar uppfyller ett vitt spektrum av olika nischer och trofiska nivåer. Åtgärder för att gynna fåglar finns i evidenssynthesen (Avsnitt 3.1, Bilaga 1, 1b, 2 & 2b) och sammanvägda i en tidigare informationsgrundad expertbedömning med svenskt fokus (Lindström m.fl. 2017). Eftersom tidigare negativa trender har planat ut, är det fullt realistiskt att med en svit av olika åtgärder vända populationstrenden, men det krävs ytterligare analyser för att bedöma detta kvantitativt. Tidigare kvantitativa analyser har varit kontrafaktiska och således bedömt hur det gått om miljöstöden inte funnits och kan därför ge en fingervisning men inte kvantifiera positiva effekter (Stjernman m.fl. 2025). Ett problem är dock, att nuvarande prognosverktyg enbart kan hantera insatser som är yttäckande (som naturbetesmarker) och inte hanterar kvalitén på betesmarker (t.ex. allmänna och särskilda

värden) eller odlingslandskapet (t.ex. ekologisk odling). Utan ett sådant verktyg kan vi inte ge en kvantitativ bedömning. En möjlig positiv påverkansfaktor kan vara ökningen av långliggande vallar (Bilaga 4), men vi noterar också att kunskapen om hur vallar påverkar fåglar är bristfällig, där sannolikt kvalitén på vällen är avgörande (Hasund m.fl. 2017). Andelen vårgröda minskar också (Bilaga 4), vilket kan missgynna fåglar, men är ingen enkel faktor att styra med jordbrukspolitiken.

5.2.3. Vilken betydelse har betesmarker och slätterängar med allmänna respektive särskilda värden samt utmagrade långliggande vallar för att bevara och stärka biologisk mångfald i odlingslandskapet?

Hävdberoende gräsmarker är bland Europas mest artrika terrestra ekosystem och hyser en stor variation av växt- och djursamhällen (Shipleigh m.fl. 2024)(Fig. 1). Givet de hävdberoende gräsmarkernas viktiga roll i att bibehålla hög biologisk mångfald i jordbrukslandskapet, så är potentialen hos dessa marker viktig när det gäller att uppnå målen med NRF Artikel 4 för hävdade gräsmarker och Artikel 10 och 11. Vi har i det här uppdraget inte gjort någon direkt analys av just marker med särskilda och allmänna värden samt utmagrade långliggande vallar (för vallar finns det dock arealskattningar i Bilaga 3 samt exempel på vilka värden de kan innehålla). Eftersom betesmarker klassas som att ha allmänna och särskilda värden just på förekomsten av hävdgynnade arter (Jordbruksverket. 2023), blir varje analys av deras relativa värde cirkulär. Däremot konstaterar vi att vår evidenssyntes visar på betydelse av hävdade gräsmarkers kvalitet för deras bevarande (Avsnitt 3.1, Bilaga 1a, b), vilket inte minst handlar om specialister varav många är rödlistade. Evidenssyntesen ger inte mycket vägledning när det gäller betydelsen av utmagrade långliggande vallar specifikt, men NILS-analyserna visar att det finns en stor potential här som bör förvaltas.

De åtgärder som kartlades i evidenssyntesen för Artikel 10-11 (Bilaga 2a) visade brett överlapp med de som identifierades för Artikel 4 (Bilaga 1a), vilket belyser de hävdberoende gräsmarkernas centrala roll för bevarande av biologisk mångfald. Evidenssyntesen visade att restaureringsåtgärder för hävdberoende gräsmarker också starkt gynnar bin, dagfjärilar och fåglar, vilket ger goda positiva synergier och begränsade avvägningar mellan Artikel 4, 10 och 11 i NRF. Det finns dock inte en stark evidensbas för vilken kvantitativ betydelse naturbetesmarkers kvalitet har för styrkan hos de landskapsprocesser som är av betydelse här (spillover, landskapskomplementering; Smith m.fl. 2014). Vi ser detta som en central forskningsfråga för en effektiv implementering av NRF.

5.2.4. Vilka andra aktörer än jordbrukare kan bidra och bidrar på ett betydande sätt till biologisk mångfald i odlingslandskapet, och på vilket sätt?

Många aktörer verkar i jordbrukslandskapet, och för att uppnå kraven i Artikel 10 och 11 och förbättra jordbrukslandskapets övergripande biologiska mångfald behövs insatser även utanför själva lantbruksnäringen. Mycket av den mark som fungerar som viktiga livsmiljöer för jordbrukslandskapets arter sköts av andra aktörer än lantbrukare. Vi har inte gjort några specifika analyser om detta, men arealerna av livsmiljötyper och utvecklingsmark som ligger utanför blockdatabasen kan ge en indikation om vilka arealer det kan handla

om (se Bilaga 3). Utöver detta har vi samlat inspel på denna fråga i expertkonsultationens intervjuer (Bilaga 5) och gör dessutom några reflektioner utifrån kunskap i andra forskningsprojekt vi är inblandade i.

Kommuner och ideella organisationer omnämndes i intervjuerna som underrepresenterade i planeringen kring NRF. Kommunerna lyftes fram som nyckelaktörer med lokal förankring och praktisk kunskap, och det uppfattades finnas ett växande intresse bland kommunanställda att delta i arbetet. Deras roll i det nationella planutkastet ansågs svagt formulerad, även om det finns vissa kopplingar till t.ex. LONA-bidrag och lokalt ansvarstagande. Ideella aktörer bedöms kunna ge bidrag till NRF genom att de kan engagera till, och engageras i, naturvårds- och restaureringsarbete på lokal nivå, efter lokala intressen och förutsättningar, och i samarbete med andra lokala aktörer och markägare. I en större organisation som Naturskyddsföreningen kan man exempelvis på riksnivå ordna informations- och projektsatsningar för att motivera lokala kretsar att initiera restaureringsprojekt i samarbete med andra lokala aktörer; tankar om sådana projekt finns redan, och de har system för finansiering av lokala projekt, men initiativet behöver i slutändan komma från den lokala kretsen. Ett särskilt värde som ideella aktörer skulle kunna bidra med är förbättrad slätter då bristande slätter i landskapet kan vara ett problem, speciellt då slätterängar är viktiga marker för biologisk mångfald men har låg lönsamhet för lantbrukaren och därför riskerar falla ur hävd. Lokala föreningsinitiativ och samarbetsprojekt med lokala markägare kan bli värdefulla i för restaurering av slätterängar. För mer långsiktiga och storskaliga restaureringsinsatser krävs dock aktörer med större kapacitet och kontinuitet.

Infrastruktur, inklusive vägrenar och kraftledningsgator, kan utgöra habitat för arter som nyttjar hävdberoende gräsmarker, och deras ytor är i vissa landskap påtagliga jämfört med resterande naturbetesmarker och slätterängar (Berg m.fl. 2016, Phillips m.fl. 2020), som rätt skötta kan ge värdefulla tillskott till jordbrukslandskapets biologiska mångfald (Bilaga 2a). Eftersom studier i huvudsak fokuserat på den lokala mångfalden i dessa strukturer, är det svårt att veta vad deras kvantitativa bidrag är.

6. Tack

Rapportförfattarna tackar arbetsgrupperna vid Jordbruksverket och Naturvårdsverket för att ha granskat rapporten och bidragit med värdefulla synpunkter, samt alla personer som har tagit sig tid att fylla i enkäten och/eller ställt upp på en intervju och därmed bidragit med värdefull kunskap och praktisk erfarenhet. Henrik G. Smith utförde delar av arbetet som FRIAS Fellow vid Freiburgs universitet. Juliana Dänhardt utförde delar av arbetet inom ramen för den tematiska samverkansplattformen LU Land – Markanvändning för en hållbar framtid samt det FORMAS-finansierade projektet "Policylab för naturbaserade lösningar i tvärkommunal Klimatanpassning" (2023-02101).

7. Referenser

Alarcon-Segura, V., I. Grass, A. Feuerbacher, A. Gonzales-Chavez, och A. C. Mupepele. 2025. Semi-natural habitats and their contribution to crop productivity through pollination and pest control: a systematic review. *Landscape Ecology* **40**:137.

Albrecht, M., D. Kleijn, N. M. Williams, M. Tschumi, B. R. Blaauw, R. Bommarco, A. J. Campbell, M. Dainese, F. A. Drummond, M. H. Entling, D. Ganser, G. Arjen de Groot, D. Goulson, H. Grab, H. Hamilton, F. Herzog, R. Isaacs, K. Jacot, P. Jeanneret, M. Jonsson, E. Knop, C. Kremen, D. A. Landis, G. M. Loeb, L. Marini, M. McKerchar, L. Morandin, S. C. Pfister, S. G. Potts, M. Rundlöf, H. Sardiñas, A. Sciligo, C. Thies, T. Tscharntke, E. Venturini, E. Veromann, I. M. G. Vollhardt, F. Wäckers, K. Ward, A. Wilby, M. Woltz, S. Wratten, och L. Sutter. 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology Letters* **23**:1488–1498.

Andersson, A. 2017. Nya stöd till natur- och kulturmiljöer – vad kan vi lära av andra? , AgriFood Economics Centre, Lund.

Andersson, S., och M. Brady. 2021. Modellerade miljöeffekter - för bättre ersättningar till jordbrukare. AgriFood Economics Centre, Lund.

Arnberg, H., G. K. S. M. Andersson, och L. B. Pettersson. 2023. Pilotförsök för generell övervakning av pollinatörer – resultat fältsäsongen 2022., Biologiska institutionen, Lunds universitet.

Atkinson, J., L. A. Brudvig, M. Mallen-Cooper, S. Nakagawa, A. T. Moles, och S. P. Bonser. 2022. Terrestrial ecosystem restoration increases biodiversity and reduces its variability, but not to reference levels: A global meta-analysis. *Ecology Letters* **25**:1725–1737.

Auffret, A. G., A. Kimberley, J. Plue, och E. Waldén. 2018. Super-regional land-use change and effects on the grassland specialist flora. *Nature Communications* **9**:3464.

Bakker, J. P., och F. Berendse. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* **14**:63–68.

Bakker, J. P., F. Hoffmann, W. A. Ozinga, och E. Rosén. 2014. Shading results in depletion of the soil seed bank. *Nordic Journal of Botany* **32**:674–679.

Bartkowski, B., N. Droste, M. Ließ, W. Sidemo-Holm, U. Weller, och M. V. Brady. 2021. Payments by modelled results: A novel design for agri-environmental schemes. *Land Use Policy* **102**:105230.

Batary, P., A. Baldi, D. Kleijn, och T. Tscharntke. 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **278**:1894–1902.

Beckmann, M., G. Didenko, J. M. Bullock, A. F. Cord, A. Paulus, G. Ziv, och T. Václavík. 2022. Archetypes of agri-environmental potential: a multi-scale typology for spatial stratification and upscaling in Europe. *Environmental Research Letters* **17**:115008.

Beninde, J., och P. Hunke. 2025. The use of skylark plots by the European Skylark (*Alauda arvensis*) in Germany. *Journal of Ornithology* **166**:603–607.

Berg, Å., K.-O. Bergman, J. Wissman, M. Żmihorski, och E. Öckinger. 2016. Power-line corridors as source habitat for butterflies in forest landscapes. *Biological Conservation* **201**:320–326.

Berg, Å., E. Cronvall, Å. Eriksson, A. Glimskär, M. Hiron, J. Knape, T. Pärt, J. Wissman, M. Żmihorski, och E. Öckinger. 2019. Assessing agri-environmental schemes for semi-natural grasslands during a 5-year period: can we see positive effects for vascular plants and pollinators? *Biodiversity and Conservation* **28**:3989–4005.

Bergman, K.-O., E. Cronvall, J. Daniel-Ferreira, D. Jonason, P. Milberg, och L. Westerberg. 2014. Gransamverkan för bättre naturvård! Utveckling av nya landskapsbaserade ersättningar för ängs- och betesmarker. WWF, Stockholm.

Bingham, L., P. Boxall, R. Da Re, S. Whitten, T. Knoke, och J. G. Borges. 2024. Advancing ecosystem services auctions: Insights from an international Delphi panel. *Ecosystem Services* **69**:101647.

Bishop, G. A., D. Kleijn, M. Albrecht, I. Bartomeus, R. Isaacs, C. Kremen, A. Magrach, L. C. Ponisio, S. G. Potts, J. Scheper, H. G. Smith, T. Tschardtke, J. Albrecht, J. Åström, I. Badenhauer, A. Báldi, P. Basu, Å. Berggren, N. Beyer, N. Blüthgen, R. Bommarco, B. J. Brosi, H. Cohen, L. J. Cole, K. R. Denning, M. Devoto, J. Ekroos, F. Fornoff, B. L. Foster, M. A. K. Gillespie, J. L. Gonzalez-Andujar, J. P. González-Varo, D. Goulson, I. Grass, A. L. Hass, J. M. Herrera, A. Holzschuh, S. Hopfenmüller, J. Izquierdo, B. Jauker, E. P. Kallioniemi, F. Kirsch, A.-M. Klein, A. Kovács-Hostyánszki, J. Krauss, E. Krimmer, W. E. Kunin, S. Laha, S. A. M. Lindström, Y. Mandelik, G. Marcacci, D. I. McCracken, M. Monasterolo, L. A. Morandin, J. Morrison, S. M. Stojnic, J. Ollerton, A. S. Persson, B. B. Phillips, J. I. Piko, E. F. Power, G. M. Quinlan, M. Rundlöf, C. A. Raderschall, L. G. A. Riggi, S. P. M. Roberts, T. Roth, D. Senapathi, D. A. Stanley, I. Steffan-Dewenter, J. C. Stout, L. Sutter, M. F. Tanis, S. Tarrant, L. van Kolfschoten, A. J. Vanbergen, M. Vilà, V. von Königslöw, A. Vujic, M. F. WallisDeVries, A. Wen, C. Westphal, J. B. Wickens, V. J. Wickens, N. I. Wilkinson, T. J. Wood, och T. P. M. Fijen. 2025. Critical habitat thresholds for effective pollinator conservation in agricultural landscapes. *Science* **389**:1314–1319.

Blitzer, E. J., C. F. Dormann, A. Holzschuh, A.-M. Klein, T. A. Rand, och T. Tschardtke. 2012. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **146**:34–43.

Boatman, N., N. Jones, D. Garthwaite, J. Bishop, S. Pietravalle, P. Harrington, och H. Parry. 2007. Evaluation of the operation of environmental stewardship. Final Report, Defra Project No. MA01028 Central Science Laboratory:1–9.

Bogaart, P., M. van der Loo, och J. Pannekoek. 2024. rtrim: Trends and indices for monitoring data. Version 2.3.0.

- Bommarco, R., O. Lundin, H. G. Smith, och M. Rundlof. 2012. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **279**:309–315.
- Brady, M., N. Malmström, och H. Nylén. Climate or biodiversity? Agricultural policy for reducing enteric methane emissions while preserving species-rich grasslands. Working Paper 2024:3., AgriFood Economics Centre, Lund.
- Brady, M. V., och H. G. Smith. 2025. Mer biologisk mångfald för varje satsad krona - att öka kostnadseffektiviteten för restaurering av naturbetesmarker. Working Paper.
- Buhk, C., R. Oppermann, A. Schanowski, R. Bleil, J. Lüdemann, och C. Maus. 2018. Flower strip networks offer promising long term effects on pollinator species richness in intensively cultivated agricultural areas. *BMC Ecology* **18**:55.
- Bullock, J. M., och R. F. Pywell. 2005. *Rhinanthus*: a tool for restoring diverse grassland? *Folia Geobotanica* **40**:273–288.
- Burian, A., C. Kremen, J. S.-T. Wu, M. Beckmann, M. Bulling, L. A. Garibaldi, T. Krisztin, Z. Mehrabi, N. Ramankutty, och R. Seppelt. 2024. Biodiversity–production feedback effects lead to intensification traps in agricultural landscapes. *Nature Ecology & Evolution* **8**:752–760.
- Cadotte, M. W., M. S. Beyene, M. Bowell, S. E. Dalrymple, M. S. Dechoum, P. Dooner, E. Douwes, R. S. Hails, H. P. Jones, och T. King. 2025. Grey matters: Ensuring management information is a part of the permanent evidence base by creating open grey literature principles. *Ecological Solutions and Evidence* **6**.
- Carrié, R., J. Ekroos, och H. G. Smith. 2018. Organic farming supports spatiotemporal stability in species richness of bumblebees and butterflies. *Biological Conservation* **227**:48–55.
- Chapman, P. 2007. Conservation grazing of semi-natural habitats. Scottish Agricultural College.
- Concepcion, E. D., M. Diaz, och R. A. Baquero. 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* **23**:135–148.
- Cong, R.-G., J. Ekroos, H. G. Smith, och M. V. Brady. 2016. Optimizing intermediate ecosystem services in agriculture using rules based on landscape composition and configuration indices. *Ecological Economics* **128**:214–223.
- Cong, R.-G., H. G. Smith, O. Olsson, och M. Brady. 2014. Managing ecosystem services for agriculture: Will landscape-scale management pay? *Ecological Economics* **99**:53–62.
- Cong, W., Y. L. Dupont, K. Søgaard, och J. Eriksen. 2020. Optimizing yield and flower resources for pollinators in intensively managed multi-species grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **302**:107062.

- Cord, A., och F. Wätzold. 2024. Harnessing technological developments in biodiversity monitoring and agricultural production to re-think agri-environment schemes for conservation. *Biological Conservation*.
- Cord, A. F., K. Darras, R. Ogawa, L. Barbaro, C. Gerling, M. Kernecker, N. Markova-Nenova, G. Rodriguez-Barrera, F. Zichner, och F. Wätzold. 2025. Leveraging passive acoustic monitoring for result-based agri-environmental schemes: Opportunities, challenges and next steps. *Biological Conservation* **305**:111042.
- Crofts, A., och R. Jefferson. 1999. *The lowland grassland management handbook*, 2nd edn. English Nature/The Wildlife Trusts. English Nature, Peterborough, UK.
- Dainese, M., E. A. Martin, M. A. Aizen, M. Albrecht, I. Bartomeus, R. Bommarco, L. G. Carneiro, R. Chaplin-Kramer, V. Gagic, L. A. Garibaldi, J. Ghazoul, H. Grab, M. Jonsson, D. S. Karp, C. M. Kennedy, D. Kleijn, C. Kremen, D. A. Landis, D. K. Letourneau, L. Marini, K. Poveda, R. Rader, H. G. Smith, T. Tschamntke, G. K. S. Andersson, I. Badenhausser, S. Baensch, A. D. M. Bezerra, F. Bianchi, V. Boreux, V. Bretagnolle, B. Caballero-Lopez, P. Cavigliasso, A. Cetkovic, N. P. Chacoff, A. Classen, S. Cusser, E. S. F. D. da Silva, G. A. de Groot, J. H. Dudenhofer, J. Ekroos, T. Fijen, P. Franck, B. M. Freitas, M. P. D. Garratt, C. Gratton, J. Hipolito, A. Holzschuh, L. Hunt, A. L. Iverson, S. Jha, T. Keasar, T. N. Kim, M. Kishinevsky, B. K. Klatt, A. M. Klein, K. M. Krewenka, S. Krishnan, A. E. Larsen, C. Lavigne, H. Liere, B. Maas, R. E. Mallinger, E. Martinez Pachon, A. Martinez-Salinas, T. D. Meehan, M. G. E. Mitchell, G. A. R. Molina, M. Nesper, L. Nilsson, M. E. O'Rourke, M. K. Peters, M. Plecas, S. G. Potts, D. L. Ramos, J. A. Rosenheim, M. Rundlof, A. Rusch, A. Saez, J. Scheper, M. Schleuning, J. M. Schmack, A. R. Sciligo, C. Seymour, D. A. Stanley, R. Stewart, J. C. Stout, L. Sutter, M. B. Takada, H. Taki, G. Tamburini, M. Tschumi, B. F. Viana, C. Westphal, B. K. Willcox, S. D. Wratten, A. Yoshioka, C. Zaragoza-Trello, W. Zhang, Y. Zou, och I. Steffan-Dewenter. 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances* **5**:eaax0121.
- De Graaf, M. C., R. Bobbink, N. A. Smits, R. Van Diggelen, och J. G. Roelofs. 2009. Biodiversity, vegetation gradients and key biogeochemical processes in the heathland landscape. *Biological Conservation* **142**:2191–2201.
- Díaz, M., och E. D. Concepción. 2016. Enhancing the Effectiveness of CAP Greening as a Conservation Tool: a Plea for Regional Targeting Considering Landscape Constraints. *Current Landscape Ecology Reports* **1**:168–177.
- Dicks, L. V., I. Hodge, N. P. Randall, J. P. W. Scharlemann, G. M. Siriwardena, H. G. Smith, R. K. Smith, och W. J. Sutherland. 2014. A Transparent Process for "Evidence-Informed" Policy Making. *Conservation Letters* **7**:119–125.
- Drechsler, M., F. Wätzold, K. Johst, och J. F. Shogren. 2010. An agglomeration payment for cost-effective biodiversity conservation in spatially structured landscapes. *Resource and Energy Economics* **32**:261–275.
- Eide, W., K. Ahrné, U. Bjelke, S. Nordström, E. Ottosson, J. Sandström, och S. Sundberg. 2020. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer–rödlistade arter i Sverige 2020. Artdatabanken, SLU, Uppsala, Sweden.

- Ekroos, J., J. Leventon, J. Fischer, J. Newig, och H. G. Smith. 2017. Embedding evidence on conservation interventions within a context of multi-level governance. *Conservation Letters* **10**:139–145.
- Ekroos, J., A. M. Ödman, G. K. Andersson, K. Birkhofer, L. Herbertsson, B. K. Klatt, O. Olsson, P. A. Olsson, A. S. Persson, H. C. Prentice, M. Rundlöf, och H. G. Smith. 2016. Sparing land for biodiversity at multiple spatial scales. *Frontiers in Ecology and Evolution* **3**.
- Ekroos, J., O. Olsson, M. Rundlöf, F. Wätzold, och H. G. Smith. 2014. Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biological Conservation* **172**:65–71.
- Elmiger, B. N., R. Finger, J. Ghazoul, och S. Schaub. 2023. Biodiversity indicators for result-based agri-environmental schemes – Current state and future prospects. *Agricultural Systems* **204**:103538.
- Elofsson, K. 2004. Att bevara betesmarker: en analys av ekonomiska styrmedel. . Livsmedelsekonomiska institutet (SLI), Lund.
- Estrada-Carmona, N., A. C. Sanchez, R. Remans, och S. K. Jones. 2022. Complex agricultural landscapes host more biodiversity than simple ones: A global meta-analysis. *Proc Natl Acad Sci U S A* **119**:e2203385119.
- European Court of Audit. 2020. Special Report 13:2020. Biodiversity on farmland: CAP contribution has not halted the decline. European Union, Luxembourg.
- Fischer, J., D. J. Abson, V. Butsic, M. J. Chappell, J. Ekroos, J. Hanspach, T. Kuemmerle, H. G. Smith, och H. von Wehrden. 2014. Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conservation Letters* **7**:149–157.
- Gámez-Virués, S., D. J. Perović, M. M. Gossner, C. Börschig, N. Blüthgen, H. De Jong, N. K. Simons, A.-M. Klein, J. Krauss, och G. Maier. 2015. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature Communications* **6**:8568.
- Garibaldi, L. A., I. Steffan-Dewenter, C. Kremen, J. M. Morales, R. Bommarco, S. A. Cunningham, L. G. Carvalheiro, N. P. Chacoff, J. H. Dudenhöffer, S. S. Greenleaf, A. Holzschuh, R. Isaacs, K. Krewenka, Y. Manelik, M. M. Mayfield, L. A. Morandin, S. G. Potts, T. H. Ricketts, H. Szentgyörgyi, B. F. Viana, C. Westphal, R. Winfree, och A. M. Klein. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* **14**:1062–1072.
- Garibaldi, L. A., I. Steffan-Dewenter, R. Winfree, M. A. Aizen, R. Bommarco, S. A. Cunningham, C. Kremen, L. G. Carvalheiro, L. D. Harder, O. Afik, I. Bartomeus, F. Benjamin, V. Boreux, D. Cariveau, N. P. Chacoff, J. H. Dudenhoffer, B. M. Freitas, J. Ghazoul, S. Greenleaf, J. Hipolito, A. Holzschuh, B. Howlett, R. Isaacs, S. K. Javorek, C. M. Kennedy, K. M. Krewenka, S. Krishnan, Y. Mandelik, M. M. Mayfield, I. Motzke, T. Munyuli, B. A. Nault, M. Otieno, J. Petersen, G. Pisanty, S. G. Potts, R. Rader, T. H. Ricketts, M. Rundlof, C. L. Seymour, C. Schuepp, H. Szentgyorgyi, H. Taki, T. Tschardtke, C. H. Vergara, B. F. Viana, T. C. Wanger, C. Westphal, N. Williams, och A. M. Klein. 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* **339**:1608–1611.

- Gibson, D. J. 2009. Grasses and grassland ecology. Oxford University Press.
- Gigante, D., S. Angelucci, F. Bonini, F. Caruso, V. Di Cecco, D. Donnini, L. Morbidini, M. Pauselli, B. Valenti, och A. Tassi. 2024. Seminatural grasslands: An emblematic challenge for nature conservation in protected areas. *Land* **13**:386.
- Gillson, L., H. Biggs, I. P. Smit, M. Virah-Sawmy, och K. Rogers. 2019. Finding common ground between adaptive management and evidence-based approaches to biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **34**:31–44.
- Goossens, E. P., A. De Schrijver, S. Schelfhout, M. Vanhellemont, K. Verheyen, och J. Mertens. 2022. Phosphorus puts a mortgage on restoration of species-rich grasslands on former agricultural land. *Restoration Ecology* **30**:e13523.
- Goulson, D., E. Nicholls, C. Botias, och E. L. Rotheray. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* **347**:1255957.
- Grass, I., J. Loos, S. Baensch, P. Batáry, F. Librán-Embid, A. Ficiciyan, F. Klaus, M. Riechers, J. Rosa, J. Tiede, K. Udy, C. Westphal, A. Wurz, och T. Tschardt. 2019. Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. **1**:262–272.
- Green, M., F. Haas, och Å. Lindström. 2025. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2024., Biologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Gregory, R. D., J. Skorpilova, P. Vorisek, och S. Butler. 2019. An analysis of trends, uncertainty and species selection shows contrasting trends of widespread forest and farmland birds in Europe. *Ecological Indicators* **103**:676–687.
- Gustafsson, L., J. Jacobsson, K. Bishop, P. Christensson, U. Emanuelsson, L. Hagberg, O. Johansson, R. Lindborg, I. Pehrson, H. G. Smith, M. Stenseke, och B. Naumburg. 2025. BIOLOGISK MÅNGFALD Kunskap och erfarenheter kring tillstånd och mätning. KSLA, Stockholm.
- Gustavsson, E., T. Lennartsson, och M. Emanuelsson. 2007. Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological Conservation* **138**:47–59.
- Hagemann, N., C. Gerling, L. Hölting, M. Kernecker, N. N. Markova-Nenova, F. Wätzold, J. Wendler, och A. F. Cord. 2024. Improving result-based schemes for nature conservation in agricultural landscapes—challenges and best practices from selected European countries. *Regional Environmental Change* **25**:12.
- Happe, K., K. Kellermann, och A. Balmann. 2006. Agent-based Analysis of Agricultural Policies: an Illustration of the Agricultural Policy Simulator AgriPoliS, its Adaptation and Behavior. *Ecology and Society* **11**:49.
- Hasund, K. P., L. Jonasson, H. G. Smith, M. Stjernman, P. Caplat, K. Birkhofer, och Y. Clough. 2017. Bra vällersättning och kompensationsstöd? , Jordbruksverket, Jönköping.

Hellström, K., A.-P. Huhta, P. Rautio, och J. Tuomi. 2009. Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness. *Journal for Nature Conservation* **17**:236–244.

Henning, K., A. Lorenz, G. von Oheimb, W. Härdtle, och S. Tischew. 2017. Year-round cattle and horse grazing supports the restoration of abandoned, dry sandy grassland and heathland communities by suppressing *Calamagrostis epigejos* and enhancing species richness. *Journal for Nature Conservation* **40**:120–130.

Herzon, I., T. Birge, B. Allen, A. Povellato, F. Vanni, K. Hart, G. Radley, G. Tucker, C. Keenleyside, R. Oppermann, E. Underwood, X. Poux, G. Beaufoy, och J. Pražan. 2018. Time to look for evidence: Results-based approach to biodiversity conservation on farmland in Europe. *Land Use Policy* **71**:347–354.

Hodgson, J. A., W. E. Kunin, C. D. Thomas, T. G. Benton, och D. Gabriel. 2010. Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. *Ecology Letters* **13**:1358–1367.

Holland, J. M., J. C. Douma, L. Crowley, L. James, L. Kor, D. R. W. Stevenson, och B. M. Smith. 2017. Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **37**:31.

Holstein, F. 2014. A(u)ktion för bättre miljö? Bättre miljö till lägre kostnader med auktioner inom Landsbygdsprogrammet?, Naturvårdsverket, Stockholm.

Hutchings, M. J., och K. D. Booth. 1996a. Studies of the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. II. Germination and early survivorship of seedlings under different management regimes. *Journal of Applied Ecology*:1182–1190.

Hutchings, M. J., och K. D. Booth. 1996b. Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology*:1171–1181.

Jachowicz, N., och L. Sigsgaard. 2025. Highly diverse flower strips promote natural enemies more in annual field crops: A review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **381**:109412.

Johansson, L. J., K. Hall, H. C. Prentice, M. Ihse, T. Reitalu, M. T. Sykes, och M. Kindström. 2008. Semi-natural grassland continuity, long-term land-use change and plant species richness in an agricultural landscape on Öland, Sweden. *Landscape and Urban Planning* **84**:200–211.

Jordbruksverket. 2025. Var BLOMmar det mest? [Newsletter]. Retrieved November 9, 2025, <https://jordbruksverket.ungapped.io/Issues/9140c9db-6e56-4f6a-8647-8933676a9cd6?AccountId=dd25991f-551c-4076-9ede-fe6c82f8dc2d&ContactId=70149f05-3717-470e-a3e4-e8db8ad01e1c&IssuedId=9140c9db-6e56-4f6a-8647-8933676a9cd6&ir=2f499d8b-bc49-4311-8d88-20dcef47>. Jordbruksverket, Jönköping.

Jordbruksverket. 2023. Instruktion för bedömning av stödberättigad jordbruksmark. <https://jordbruksverket.se/download/18.23959e2918de88ab3104819/1709106553217/Instruktion-for-bedomning-av-stodberattigad-jordbruksmark-tga.pdf>.

Kaiser, T., M. Reutter, och B. Matzdorf. 2019. How to improve the conservation of species-rich grasslands with result-oriented payment schemes? *Journal for Nature Conservation*:125752.

Kapás, R. E., A. Kimberley, och S. A. O. Cousins. 2024. Grassland species colonization of a restored grassland on a former forest varies in short-term success but is facilitated by greater functional connectivity. *Nordic Journal of Botany* **2024**:e03762.

Karlsson, T. 2017. Slutredovisning av åtgärdsprogram för hotade vildbin och småfjärilar. Rapport 2017:11. Länsstyrelsen Östergötland.

Kasari, L., A. Gazol, J. M. Kalwij, och A. Helm. 2013. Low shrub cover in alvar grasslands increases small-scale diversity by promoting the occurrence of generalist species. *Tuexenia* **33**:293–308.

Kleijn, D., R. Bommarco, T. P. M. Fijen, L. A. Garibaldi, S. G. Potts, och W. H. van der Putten. 2019. Ecological intensification: Bridging the gap between science and practice. *Trends in Ecology & Evolution* **34**:154–166.

Kleijn, D., R. Winfree, I. K. Bartomeus, 2015 #10359}, L. G. Carvalheiro, M. Henry, R. Isaacs, A. M. Klein, C. Kremen, L. K. M'Gonigle, R. Rader, T. H. Ricketts, N. M. Williams, N. L. Adamson, J. S. Ascher, A. Baldi, P. Batary, F. Benjamin, J. C. Biesmeijer, E. J. Blitzer, R. Bommarco, M. R. Brand, V. Bretagnolle, L. Button, D. P. Cariveau, R. Chifflet, J. F. Colville, B. N. Danforth, E. Elle, M. P. D. Garratt, F. Herzog, A. Holzschuh, B. G. Howlett, F. Jauker, S. Jha, E. Knop, K. M. Krewenka, V. Le Feon, Y. Mandelik, E. A. May, M. G. Park, G. Pisanty, M. Reemer, V. Riedinger, O. Rollin, M. Rundlof, H. S. Sardinas, J. Scheper, A. R. Sciligo, H. G. Smith, I. Steffan-Dewenter, R. Thorp, T. Tscharrntke, J. Verhulst, B. F. Viana, B. E. Vaissiere, R. Veldtman, C. Westphal, och S. G. Potts. 2015. Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications* **6**:7414.

Klein, A. M., B. E. Vaissiere, J. H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, och T. Tscharrntke. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **274**:303–313.

Knight, M. L., och G. E. Overbeck. 2021. How much does it cost to restore a grassland? *Restoration Ecology* **29**:e13463.

Kremen, C. 2020. Ecological intensification and diversification approaches to maintain biodiversity, ecosystem services and food production in a changing world. *Emerging Topics in Life Sciences* **4**:229–240.

Larsson, C., N. Bøke Olén, och M. Brady. 2020. Naturbetesmarkens framtid - en fråga om lönsamhet. AgriFood Economics Centre, Lund.

Larsson, C., M. V. Brady, och R.-G. Cong. 2016. Samverkan kring habitatförvaltning höjer avkastningen i jordbruket. AgriFood Economics Centre, Lund.

- Lennartsson, T., J. Wissman, och H.-M. Bergström. 2012. The Effect of Timing of Grassland Management on Plant Reproduction. *International Journal of Ecology* **2012**:156274.
- Lindborg, R., L. J. Gordon, R. Malinga, J. Bengtsson, G. Peterson, R. Bommarco, L. Deutsch, Å. Gren, M. Rundlöf, och H. G. Smith. 2017. How spatial scale shapes the generation and management of multiple ecosystem services. *Ecosphere* **8**:e01741.
- Lindström, Å., O. Olsson, H. G. Smith, och M. Stjernman. 2017. What measures should be taken to improve conditions for Swedish Farmland Birds, as reflected in the Farmland Bird Index? , Jordbruksverket, Jönköping.
- Lyu, X., X. Li, D. Dang, K. Wang, C. Zhang, W. Cao, och A. Lou. 2024. Systematic review of remote sensing technology for grassland biodiversity monitoring: Current status and challenges. *Global Ecology and Conservation* **54**:e03196.
- Marja, R., D. Kleijn, T. Tschardtke, A.-M. Klein, T. Frank, och P. Batáry. 2019. Effectiveness of agri-environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by landscape structure or land-use intensity. *Ecology Letters* **22**:1493–1500.
- Markova-Nenova, N., J. O. Engler, A. F. Cord, och F. Wätzold. 2023. Will passive acoustic monitoring make result-based payments more attractive? A cost comparison with human observation for farmland bird monitoring. *Conservation Science and Practice* **5**:e13003.
- Martin, P., N. Ockendon, A. Berthinussen, R. Smith, och W. Sutherland. 2021. Grassland Conservation Global Evidence for the Effects of Selected Interventions.
- Milberg, P., och M. Tälle. 2023. Maintaining an open landscape: Comparison of management methods for semi-natural grasslands: A Swedish multi-site study. *Global Ecology and Conservation* **48**:e02721.
- Naturvårdsverket. 2022. Ett nationellt program för ersättning till restaurering och vissa skötselåtgärder i ängs- och betesmarker, NV-02879-22. Naturvårdsverket, Solna.
- Naturvårdsverket. 2024. Redovisning av regeringsuppdrag: Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet. Rapport 2024-03-28, NV-11038-22. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nicholson, C. C., H. J. J.-M., S. Connolly, och T. H. Ricketts. 2020. Corridors through time: Does resource continuity impact pollinator communities, populations, and individuals? *Ecological Applications* **n/a**:e2260.
- Nordberg, A., och L. Asplund. 2020. Förenkling av åtagandeplaner för betesmarker och slåtterängar RA20:5. Jordbruksverket, Jönköping.
- Nylén, H., och M. Brady. 2024. Hur fungerar jordbruksstöd i skogsbygd? , AgriFood Economics Centre, Lund.
- Ockendon, N., T. Amano, M. Cadotte, H. Downey, M. H. Hancock, A. Thornton, P. Tinsley-Marshall, och W. J. Sutherland. 2021. Effectively integrating experiments into conservation practice. *Ecological Solutions and Evidence* **2**:e12069.

- Öckinger, E., och H. G. Smith. 2006. Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* **149**:526–534.
- Öckinger, E., och H. G. Smith. 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* **44**:50–59.
- Ohl, C., M. Drechsler, K. Johst, och F. Wätzold. 2008. Compensation payments for habitat heterogeneity: Existence, efficiency, and fairness considerations. *Ecological Economics* **67**:162–174.
- Opdenbosch, H., M. V. Brady, I. Bimbilovski, R. Swärd, och G. Manevska-Tasevska. 2024. Farm-level acceptability of contract attributes in agri-environment-climate measures for biodiversity conservation. *Journal of Rural Studies* **112**:103448.
- Pannekoek, J., och A. van Strien. 2001. TRIM:(trends & Indices for Monitoring Data). Statistics Netherlands.
- Papanastasis, V., M. Yiakoulaki, M. Decandia, och O. Dini-Papanastasi. 2008. Integrating woody species into livestock feeding in the Mediterranean areas of Europe. *Animal Feed Science and Technology* **140**:1–17.
- Papanastasis, V. P. 2009. Restoration of degraded grazing lands through grazing management: can it work? *Restoration Ecology* **17**:441–445.
- Pérez-Sánchez, A. J., B. Schröder, J. Dauber, och N. Hellwig. 2023. Flower strip effectiveness for pollinating insects in agricultural landscapes depends on established contrast in habitat quality: A meta-analysis. *Ecological Solutions and Evidence* **4**:e12261.
- Petermann, J. S., och O. Y. Buzhdygan. 2021. Grassland biodiversity. *Current Biology* **31**:R1195–R1201.
- Pettersson, L. B., och H. Arnberg. 2025. Svensk Dagfjärilsövervakning, Årsrapport 2024. Biologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Phalan, B., R. E. Green, L. V. Dicks, G. Dotta, C. Feniuk, A. Lamb, B. B. N. Strassburg, D. R. Williams, E. K. H. J. z. Ermgassen, och A. Balmford. 2016. How can higher-yield farming help to spare nature? *Science* **351**:450–451.
- Phalan, B., M. Onial, A. Balmford, och R. E. Green. 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* **333**:1289–1291.
- Phillips, B. B., C. Wallace, B. R. Roberts, A. T. Whitehouse, K. J. Gaston, J. M. Bullock, L. V. Dicks, och J. L. Osborne. 2020. Enhancing road verges to aid pollinator conservation: A review. *Biological Conservation* **250**:108687.
- Ponisio, L. C., L. K. M'Gonigle, K. C. Mace, J. Palomino, P. de Valpine, och C. Kremen. 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **282**.

- Prach, K. 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* **6**:125–129.
- Priyadarshana, T. S., E. A. Martin, C. Sirami, B. A. Woodcock, E. Goodale, C. Martinez-Nunez, M. B. Lee, E. Pagani-Nunez, C. A. Raderschall, L. Brotons, A. Rege, A. Ouin, T. Tschardtke, och E. M. Slade. 2024. Crop and landscape heterogeneity increase biodiversity in agricultural landscapes: A global review and meta-analysis. *Ecology Letters* **27**:e14412.
- Reganold, J. P., och J. M. Wachter. 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* **2**:1–8.
- Regeringen. 2025. Sveriges strategiska plan för den gemensamma jordbrukspolitiken 2023–2027, <https://www.regeringen.se/regeringens-politik/landsbygd-livsmedel-och-areella-naringar/sveriges-strategiska-plan-for-den-gemensamma-jordbrukspolitiken-20232027/>.
- Riley, M. 2016. How does longer term participation in agri-environment schemes [re] shape farmers' environmental dispositions and identities? *Land Use Policy* **52**:62–75.
- Rook, A., B. Dumont, J. Isselstein, K. Osoro, M. WallisDeVries, G. Parente, och J. Mills. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures—a review. *Biological Conservation* **119**:137–150.
- Rosén, E., och E. van der Maarel. 2000. Restoration of alvar vegetation on Öland, Sweden. *Applied Vegetation Science* **3**:65–72.
- Roulston, T. H., och K. Goodell. 2011. The role of resources and risks in regulating wild bee populations. *Annual Review of Entomology* **56**:293–312.
- Rundlöf, M., och H. G. Smith. 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* **43**:1121–1127.
- Runge, M. C. 2011. An Introduction to Adaptive Management for Threatened and Endangered Species. *Journal of Fish and Wildlife Management* **2**:220–233.
- Rusch, A., R. Bommarco, och B. Ekbom. 2017. Conservation biological control in agricultural landscapes. *Advances in Botanical Research* **81**:333–360.
- Sahlin, U., M. Stjernman, R. F., T. Tyler, O. Olsson, L. Pettersson, Å. Lindström, och H. G. Smith. 2021. Utveckling och test av index för biologisk mångfald i ängs- och betesmarker. Jordbruksverket, Jönköping.
- Sainsbury, K., W. Morgan, M. Watson, G. Rotem, A. Bouskila, R. Smith, och W. Sutherland. 2021. Reptile conservation: Global evidence for the effects of interventions for reptiles.
- Salafsky, N., J. Boshoven, Z. Burivalova, N. S. Dubois, A. Gomez, A. Johnson, A. Lee, R. Margoluis, J. Morrison, och M. Muir. 2019. Defining and using evidence in conservation practice. *Conservation Science and Practice* **1**:e27.

- Sánchez, A. C., S. K. Jones, A. Purvis, N. Estrada-Carmona, och A. De Palma. 2022. Landscape complexity and functional groups moderate the effect of diversified farming on biodiversity: A global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **332**.
- Sandring, S., P. Christensen, S. Adler, M. Lidén, E. Cronvall, Å. Ranlund, och H. Hedenås. 2025. Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs-och betesmarker–Fjärilar och humlor. Arbetsrapport/Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning.
- Schellhorn, N. A., V. Gagic, och R. Bommarco. 2015. Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* **30**:524–530.
- Scheper, J., R. Bommarco, A. Holzschuh, S. G. Potts, V. Riedinger, S. P. M. Roberts, M. Rundlöf, H. G. Smith, I. Steffan-Dewenter, J. B. Wickens, V. J. Wickens, och D. Kleijn. 2015. Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *Journal of Applied Ecology* **52**:1165–1175.
- Schneider, M. K., G. Luscher, P. Jeanneret, M. Arndorfer, Y. Ammari, D. Bailey, K. Balazs, A. Baldi, J. P. Choisis, P. Dennis, S. Eiter, W. Fjellstad, M. D. Fraser, T. Frank, J. K. Friedel, S. Garchi, I. R. Geijzendorffer, T. Gomiero, G. Gonzalez-Bornay, A. Hector, G. Jerkovich, R. H. Jongman, E. Kakudidi, M. Kainz, A. Kovacs-Hostyanszki, G. Moreno, C. Nkwiine, J. Opio, M. L. Oschatz, M. G. Paoletti, P. Pointereau, F. J. Pulido, J. P. Sarthou, N. Siebrecht, D. Sommaggio, L. A. Turnbull, S. Wolfrum, och F. Herzog. 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications* **5**:4151.
- Schöpke, B., K. Wesche, och M. Wulf. 2023. Dry grasslands adjacent to organic fields have higher plant diversity – Even far into their interior. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **357**:108672.
- Schöttker, O., C. Hütt, F. Jauker, J. Witt, G. Bareth, och F. Wätzold. 2023. Monitoring costs of result-based payments for biodiversity conservation: Will UAV-assisted remote sensing be the game-changer? *Journal for Nature Conservation* **76**:126494.
- Schweiger, O., M. Franzén, M. Frenzel, P. Galpern, J. Kerr, A. Papanikolaou, och P. Rasmont. 2019. Minimising risks of global change by enhancing resilience of pollinators in agricultural systems. Pages 105–111 *Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks, and Societal Responses*. Springer.
- Seufert, V., N. Ramankutty, och J. A. Foley. 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* **485**:229–232.
- Shiple, J. R., E. R. Frei, A. Bergamini, S. Boch, T. Schulz, C. Ginzler, M. Barandun, P. Bebi, J. Bolliger, K. Bollmann, N. Delpouve, M. M. Gossner, C. Graham, F. Krumm, M. Marty, N. Pichon, A. Rigling, och C. Rixen. 2024. Agricultural practices and biodiversity: Conservation policies for semi-natural grasslands in Europe. *Current Biology* **34**:R753–R761.
- Sidemo-Holm, W., M. V. Brady, R. Carrié, J. Ekroos, och H. G. Smith. 2024. Cost-effective biodiversity conservation with organic farming – spatial allocation is key. *Biological Conservation* **294**:110624.

Sidemo-Holm, W., J. Ekroos, och H. G. Smith. 2021. Land sharing versus land sparing—What outcomes are compared between which land uses? *Conservation Science and Practice* **3**:e530.

SJV. 2025. Jordbrukspolitiken och skötsel av betesmarker. Jordbruksverket, Jönköping.

Smith, H. G., K. Birkhofer, Y. Clough, J. Ekroos, O. Olsson, och M. Rundlöf. 2014. Beyond dispersal: the role of animal movement in modern agricultural landscapes. Pages 51–70 in L.-A. Hansson och S. Åkesson, editors. *Animal Movement across Scales*. Oxford Univ. Press, Oxford.

Smith, H. G., J. Dänhardt, K. Blombäck, P. Caplat, D. Collentine, E. Grenerstam, H. Hanson, S. Höjgård, T. Jansson, H. Johnsson, A. M. Jönsson, M. Lantz, Å. Lindström, L. Nilsson, M. Nordin, O. Olsson, R. Stewart, M. Stjernman, och E. Öckinger. 2016. Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013. Delrapport II: Utvärdering av åtgärder för bättre miljö. Swedish Board of Agriculture, Jönköping.

Søndergaard, S. A., R. Ejrnæs, J.-C. Svenning, och C. Fløjgaard. 2025. From Grasslands to Forblands: Year-round grazing as a driver of plant diversity. *Journal of Applied Ecology* **62**:1104–1113.

Splinter, M., och L. Dries. 2025. Coordinating environmental policies for biodiversity: the agri-environmental collectives in the Netherlands. *Journal of Institutional Economics* **21**:e27.

Starr-Kedde, R. E. 2022. Evaluating the success of upland hay meadow restoration in the North Pennines, United Kingdom, using green hay transfer. *Ecological Solutions and Evidence* **3**:e12134.

Steffan-Dewenter, I., och S. Schiele. 2008. Do resources or natural enemies drive bee population dynamics in fragmented habitats. *Ecology* **89**:1375–1387.

Stjernman, M., M. Green, A. Lindstrom, O. Olsson, R. Ottvall, och H. G. Smith. 2013. Habitat-specific bird trends and their effect on the Farmland Bird Index. *Ecological Indicators* **24**:382–391.

Stjernman, M., Å. Lindström, P. Olsson, L. Jonasson, och H. G. Smith. 2025. Landsbygdsprogrammets effekter på biologisk mångfald 2014–2022. Jordbruksverket, Jönköping.

Stupak, N., J. Sanders, och B. Heinrich. 2019. The role of farmers' understanding of nature in shaping their uptake of nature protection measures. *Ecological Economics* **157**:301–311.

Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman, och T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:305–308.

Tälle, M., B. Deák, P. Poschlod, O. Valkó, L. Westerberg, och P. Milberg. 2018. Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation* **27**:2451–2475.

- Tayleur, C. M., V. Devictor, P. Gauzere, N. Jonzen, H. G. Smith, och A. Lindstrom. 2016. Regional variation in climate change winners and losers highlights the rapid loss of cold-dwelling species. *Diversity and Distributions* **22**:468–480.
- Timberlake, T. P., I. P. Vaughan, och J. Memmott. 2019. Phenology of farmland floral resources reveals seasonal gaps in nectar availability for bumblebees. *Journal of Applied Ecology* **56**:1585–1596.
- Török, P., och J. Dengler. 2018. Palaearctic grasslands in transition: overarching patterns and future prospects. Pages 15–26 in V. R. Squires, J. Dengler, H. Feng, och L. Hua, editors. *Grasslands of the world: Diversity, management and conservation*. CRC Press, Boca Raton, US.
- Török, P., E. Vida, B. Deák, S. Lengyel, och B. Tóthmérész. 2011. Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* **20**:2311–2332.
- Tscharntke, T., P. Batáry, och I. Grass. 2024. Mixing on- and off-field measures for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*.
- Tscharntke, T., Y. Clough, T. C. Wanger, L. Jackson, I. Motzke, I. Perfecto, J. Vandermeer, och A. Whitbread. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* **151**:53–59.
- Tscharntke, T., I. Grass, T. C. Wanger, C. Westphal, och P. Batáry. 2021. Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* **36**:919–930.
- Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, och C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**:857–874.
- Tuck, S. L., C. Winqvist, F. Mota, J. Ahnström, L. A. Turnbull, J. Bengtsson, och A. McKenzie. 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* **51**:746–755.
- Valkó, O., P. Török, B. Deák, och B. Tóthmérész. 2014. Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and Applied Ecology* **15**:26–33.
- van Swaay, C., R. Schmucki, D. Roy, E. Dennis, S. Collins, R. Fox, Z. D. Kolev, C. G. Sevilleja, M. S. Warren, och A. Whitfield. 2025. EU Grassland Butterfly Index 1991-2023 Technical report.
- Vezzani, L., A. M. Schipper, W. Thuiller, P. H. Verburg, H. G. Smith, och A. Marques. 2025. Global relationships between crop yield and pollinator abundance. *Journal of Applied Ecology* **62**:1498–1508.
- Waldén, E., och R. Lindborg. 2016. Long Term Positive Effect of Grassland Restoration on Plant Diversity - Success or Not? *PLOS ONE* **11**:e0155836.
- Walden, E., E. Öckinger, M. Winsa, och R. Lindborg. 2017. Effects of landscape composition, species pool and time on grassland specialists in restored semi-natural grasslands. *Biological Conservation* **214**:176–183.

- Wallin, L., B. M. Svensson, och M. Lönn. 2009. Artificial dispersal as a restoration tool in meadows: sowing or planting? *Restoration Ecology* **17**:270–279.
- Wätzold, F., F. Jauker, M. Komanda, O. Schöttker, J. Horn, A. Sturm, och J. Isselstein. 2024. Harnessing virtual fencing for more effective and adaptive agri-environment schemes to conserve grassland biodiversity. *Biological Conservation* **297**:110736.
- Wissman, J., Å. Berg, J. Ahnström, J. Wikström, och H. K.P. 2013. How can the Rural Development Programme's agri-environmental payments be improved? Report 2013:21. Jordbruksverket, Jönköping.
- Wood, S. A., D. S. Karp, F. DeClerck, C. Kremen, S. Naeem, och C. A. Palm. 2015. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* **30**:531–539.
- Zavalloni, M., S. Targetti, och D. Viaggi. 2025. Technological innovations for biodiversity monitoring and the design of agri-environmental schemes. *Biological Conservation* **305**:111069.
- Zingg, S., J. Grenz, och J.-Y. Humbert. 2018. Landscape-scale effects of land use intensity on birds and butterflies. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **267**:119–128.



Jordbruksverket

551 82 Jönköping

Tfn 0771-223 223 (vx)

E-post: jordbruksverket@jordbruksverket.se

www.jordbruksverket.se

ISSN 1102-3007 · ISRN SJV-RXX/XX SE · RA26:8