

Systematisera ekologisk kunskap för att effektivisera ekologisk kompensation

Slutrapport

Lina Widenfalk, Jonas Josefsson,
Erik Öckinger, Malgorzata Blicharska,
Marcus Hedblom, Olof Widenfalk,
Thomas Ranius, Elodie Chapurlat,
Sonia Merinero, Charles Campbell,
Tomas Pärt

RAPPORT 7007 | SEPTEMBER 2021



Systematisera ekologisk kunskap för att effektivisera ekologisk kompensation

Slutrapport

av Lina Widenfalk, Jonas Josefsson, Erik Öckinger, Malgorzata Blicharska,
Marcus Hedblom, Olof Widenfalk, Thomas Ranius, Elodie Chapurlat,
Sonia Merinero, Charles Campbell och Tomas Pärt

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7007-6

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2021

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2021

Omslagsfoto: Lina Widenfalk, Greensway



Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet Systematisera ekologisk kunskap för att effektivisera ekologisk kompensation, ett av sju projekt som genomförts inom forskningsområdet Ekologisk kompensation.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som ökar kunskapen om ekologisk kompensation. Genom ökad kunskap kan ekologisk kompensation utvecklas till ett effektivt styrmedel som i förlängningen kan bidra till att miljökvalitetsmålen som rör biologisk mångfald och ekosystemtjänster uppnås.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Lina Widenfalk, Jonas Josefsson, Erik Öckinger, Elodie Chapurlat, Marcus Hedblom, Sonia Merinero, Tomas Pärt och Thomas Ranius från Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Malgorzata Blicharska från Uppsala universitet samt Olof Widenfalk och Charles Campbell från Greensway AB, där även Lina Widenfalk var verksam under projektet.

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm september 2021

Maria Ohlman
Chef Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	5
Summary	7
Inledning	9
Bakgrund	9
Implementering av ekologisk kompensation i Sverige	12
Ekologisk kompensation i Sverige – en bakgrund	12
Metod för att utvärdera implementering av ekologisk kompensation	13
Resultat från intervjuer kring implementering i Sverige	15
Diskussion och synes för implementering av ekologisk kompensation i Sverige	22
Kunskapssyntes – naturvårdsrestaureringar och nyskapande av biotoper	26
Bakgrund	26
Metod för kunskapssyntes av naturvårdsrestaurering	27
Resultat från kunskapssyntes av naturvårdsrestaurering	28
Effektiviteten av restaureringsåtgärder för olika artgrupper	34
Effekt av åtgärder beroende av egenskaper hos kärlväxter	35
Sammanfattning av kunskapssyntes om naturvårdsrestaurering	39
Riktlinjer för bättre anpassad ekologisk kompensation	41
Generella slutsatser	41
Hinder för effektiv implementering av ekologisk kompensation i Sverige	42
Källförteckning	46
Appendix 2	52
Appendix 3	53
Appendix 4	57

Sammanfattning

Ekologisk kompensation har föreslagits som ett viktigt verktyg för att stoppa förlusten av biologisk mångfald och naturmiljöer, en förlust som till stor del beror på människans utnyttjande av en allt större andel av jordens yta. Det finns oklarheter kring hur ekologisk kompensation implementeras och hur det bör utformas för att vara effektiv. Trots att ekologisk kompensation har funnits som en del i den svenska lagstiftningen sedan 1999 så har det än så länge inte använts i större omfattning i Sverige. Noggranna utvärderingar av ekologisk kompensation har bara gjorts i enstaka fall. Därför finns stora kunskapsluckor kring dess tillämpning och verkan i stora delar av världen, samt för många biotoper och typer av kompensationsåtgärder.

Det övergripande syftet med projektet har varit att ta fram vägledning för att effektivisera tillämpningen av ekologisk kompensation i Sverige. Detta gjorde vi genom att dels syntetisera tillgänglig kunskap om effektiviteten i olika restaureringsåtgärder, dels utvärdera hur ekologisk kompensation tillämpas i Sverige idag för att identifiera hinder för optimal implementering. Vi har använt intervjuer och en workshop för att undersöka hur arbetet med ekologisk kompensation utförs och vilka utmaningar som är förknippade med detta. Vi har även genomfört systematiska översikter och meta-analyser för att utvärdera den vetenskapliga litteratur som utvärderar naturvårdsrestaureringar i landsmiljöer i de delar av världen med ett klimat som liknar det som råder i Sverige.

Intervjuerna med 17 personer som arbetar med ekologisk kompensation visade att kompensationsåtgärder som reglerades av lagstiftning oftast var kopplade till art- och habitatskydd och mer sällan till naturreservat och Natura 2000-områden. Vanligast kompenseras enskilda träd, skog, våtmarker eller vattendrag och dammar, och vanligast nämnda artgrupper var fåglar och groddjur. De genomförda åtgärderna inkluderade främst olika typer av restaurering, men även anläggning av mindre dammar var vanligt. På grund av många praktiska hinder vid implementering av ekologisk kompensation i det svenska systemet – innefattande både lagverk och processer och rutiner hos myndigheterna kring hantering av kompensation – gjordes sällan ekologiska avvägningar kring vilken kompensation som var lämpligast. Osäkerhet kring vad som är ekologisk kompensation gjorde ibland tillämpningen otydlig. Osäkerhet fanns även kring vad som är viktigast att prioritera, närhetsprincipen (kompensationsåtgärd nära påverkan, d.v.s. ”on site” vs. ”off site”) eller likhetsprincipen (samma naturmiljö och arter kompenseras som påverkas, d.v.s. ”in-kind” vs. ”out-of kind”). En avsaknad av ett helhetsperspektiv identifierades också, d.v.s. avsaknad av ett perspektiv där mer än det enskilda exploaterings-projektets effekt och fler aspekter av naturvärden inkluderas, och bedömningar på landskapsnivå görs. Det finns en risk att nuvarande inriktning med fokus på enskilda arter, en inställning att allt är bättre än inget, att allt går att kompensera, och bedömningar på liten skala kan missgynna naturvärden i stort. Sammantaget skapar det ett otydligt system där långsiktiga konsekvenser för biologisk mångfald blir osäkra.

I genomgången av utvärderingar av naturvårdsrestaureringar i den vetenskapliga litteraturen fann vi 93 studier som uppfyllde våra kriterier, som bland annat krävde en före-efter-kontroll-design (s.k. BACI design). Av dessa hade 36 utvärderat

restaureringsåtgärder i skog, 35 i gräsmarker, 20 i våtmarker och tre i sandmarker. Effekten av restaurering varierade stort mellan studier men var generellt svagt positiv eller gav ingen säkerställd effekt. Utfallet var likartat mellan de fyra biotopkategorierna. Det fanns något större skillnad i generell effekt mellan smalare biotopkategorier, där även negativa effekter uppvisades i vissa fall medan några biotoper hade en tydligare positiv effekt av restaurering. Flest utvärderingar var gjorda på växter, följt av leddjur (insekter och spindeldjur) och fåglar, med liknande resultat för de olika artgrupperna. Endast för kärlväxter fanns tillräckligt med utvärderingar av enskilda arter (35 studier) så att vi kunde analysera skillnader mellan olika grupper utifrån deras funktionella egenskaper, men även här var variationen för stor för att dra generella slutsatser. Det är därför svårt att dra slutsatser kring vilka restaureringsåtgärder som lämpar sig bättre som kompensationsåtgärder än andra för majoriteten av biotoper, åtgärds kategorier och artgrupper vi undersökt. Fortsatt uppbyggnad av väl designade uppföljningsstudier borde därför prioriteras.

De identifierade bristerna i enhetlig implementering av ekologisk kompensation i Sverige, tillsammans med bristen på välgrundad kunskap om effekten av olika restaureringsåtgärder, gör att vi föreslår att:

- En nationell standard tas fram, rutiner utarbetas för tillsynsmyndigheter, och ekologisk kompensation integreras bättre i hela beslutsprocessen.
- Ett bredare helhetstänkande kring bevarandet av biologisk mångfald och ekosystemtjänster möjliggörs, genom att öka fokus på *landskapsperspektiv* och ta hänsyn till *fördröjningseffekter* för både konsekvenser av exploatering och nytan av kompensationsåtgärder.
- Goda exempel på kompensationsåtgärder sammanställs och tillgängliggörs för att höja kvalitén på genomförd kompensation.
- Framtida kompensationsprojekt gör en systematisk uppföljning av naturvärden som förloras vid exploatering och av de som skapas via kompensationsåtgärder. Myndigheter som ställer krav på ekologisk kompensation bör samtidigt ställa krav på systematisk och långsiktig uppföljning av kompensationsåtgärdernas effekter på naturvärdena.
- En geografisk databas för dokumentation av alla kompensationsområden utvecklas och i den kopplas dessa till motsvarande områden som exploaterats. För att följa upp de naturvärden som förloras och de som avsätts, förstärks och restaureras för att kompensera för dessa. En sådan databas möjliggör att långsiktigt kunna följa i vilken mån kompensationsområden utgör en motvikt till de värden som förloras.

Summary

Ecological compensation has been proposed as an important tool for stopping the loss of biodiversity and natural values, a loss that is largely due to human exploitation of an increasing part of the earth's surface. There is uncertainty about how ecological compensation is implemented and how it should be designed to be an effective way of performing nature conservation. Even though ecological compensation has existed as part of Swedish legislation since the end of the 1990's, it has so far not been used to a greater extent in Sweden. Careful evaluations of ecological compensation have only been made in isolated cases. Therefore, there are large knowledge gaps regarding its application and effect in large parts of the world, as well as for many habitats and types of compensatory measures.

The overall purpose of this project was to produce guidance to improve the application of ecological compensation in Sweden. This was done by synthesizing available knowledge about the effectiveness of various nature conservation measures, and by evaluating how ecological compensation is applied in Sweden today to identify obstacles to optimal implementation. We used interviews and a workshop to investigate how the work with ecological compensation is carried out and what challenges exist in Sweden today. We have also carried out systematic reviews and meta-analysis to evaluate the existing scientific literature that evaluates nature conservation restoration measures in terrestrial habitats in parts of the world with a climate like that in Sweden.

The interviews with 17 representatives from public authorities and practitioners who work with ecological compensation showed that compensation measures regulated by legislation were most often linked to species and habitat protection and less to nature reserves and Natura 2000 sites. Individual trees, forests, wetlands or streams and ponds were the habitats most commonly compensated, and the most commonly mentioned species groups were birds and amphibians. The implemented measures mainly included various types of restoration, but the construction of smaller ponds was also common. Due to many practical obstacles in the implementation of ecological compensation in the Swedish system (including both legislation and processes and routines of the authorities), ecological considerations were seldom made regarding which type of compensation was most appropriate. Uncertainties about what ecological compensation include resulted in unclear implications. Other uncertainties came from whether it is most important to prioritize compensation close to the site affected by development, or to prioritize to compensate as similar habitats and species as those affected. A lack of a holistic perspective (i.e., considering more than the effect of a specific individual development project and several aspects of nature values are included, and assessments at the landscape level) were also identified. There is a risk that the current focus on individual species, an attitude that everything is better than nothing, that everything is possible to compensate, and assessments conducted on a small scale can all have negative consequences for biodiversity conservation in general. All in all, this creates an unclear system where the long-term consequences for biodiversity will be uncertain.

In the systematic review of scientific evaluations of nature conservation restorations, we found 93 studies that met our criteria, including that they had a before-after-control-impact design (so-called BACI design). Of these studies, 36 evaluated

restoration measures in forests, 35 in grasslands, 20 in wetlands and three in sandy habitats. The effect of restoration measures varied largely between studies, however in general the effects were weakly positive or could not be distinguished from no effect. The outcome was similar between habitat types. There was, however, a slightly larger difference in the effect of the restoration between different subcategories of habitat types. Also, a general negative effect could be seen in some cases, while a few habitat types had a clear positive effect of restoration. Most studies evaluated effects on plants, followed by arthropods (insects and arachnids) and birds – with similar outcome for the different species groups. Only for vascular plants there were enough evaluations of individual species (35 studies) to analyse differences between different groups based on their functional characteristics, but even for them the variation was too large for making any general conclusions. Conclusions about which restoration measures are more suitable than others to include as compensation measures are thus hard to distinguish for most habitat types, restoration categories and species groups. It is important to continue the gathering of knowledge, by conducting well designed studies evaluating restoration measures.

Based on the identified shortcomings in implementing ecological compensation in a coherent manner in Sweden, together with the lack of rigorous knowledge about the effect of different restoration measures, we suggest that:

- A national standard should be developed and routines for authorities developed. Ecological compensation should be better integrated into the entire decision-making process.
- A holistic approach to preserving biodiversity and ecosystem services is developed, by increasing focus on *landscape perspective* and considering *delays* in effects from development and in *restoration outcomes*.
- Good examples of compensation measures are compiled and made available, to increase the quality of future implementations.
- Future ecological compensation projects carry out a systematic follow-up of natural values lost at development, and that are gained through compensation measures. Authorities that require ecological compensation should at the same time demand systematic and long-term monitoring of the effects of the compensation measures on natural values.
- A geographical database is developed, which document all areas of compensation and link these to the exploitation/development areas. In this way, it will be possible to monitor the lost natural values and those gained by protection, restoration, or creation, to be able to follow in the long term whether ecological compensation measures are a counterweight to the lost values.

Inledning

Bakgrund

Mänsklig aktivitet skadar och förstör naturmiljöer och livsmiljöer för många arter i en snabb takt över stora delar av världen, vilket leder till en minskad biologisk mångfald. Detta har skett genom att livsmiljöer byts ut mot helt andra (till exempel att skog omvandlas till åkermark) och genom att förutsättningarna för biologisk mångfald har försämrats (till exempel genom för hårt bete eller att urskogar omvandlas till produktionsskog). Denna utveckling har pågått länge, men den har accelererat framför allt under de senaste decennierna (Laurance 2010). Det är idag angeläget att bevara de små områden med mera naturliga livsmiljöer som finns kvar, men också att restaurera livsmiljöer som har skadats (CBD 2011).

Internationella överenskommelser, som Konventionen om biologisk mångfald, försöker vända denna utveckling. Framför allt används skydd av bibehållna naturmiljöer och restaurering av skadade miljöer som medel för att vända den negativa trenden av biologisk mångfald. FN har deklarerat 2020 till årtiondet för restaurering av ekosystem och i EU:s strategi för biologisk mångfald för 2030 finns förslag om att införa juridiskt bindande mål för restaurering (European Commission 2020). Riktlinjer för att mänskliga aktiviteter inte ska medföra några nettoförluster av biologisk mångfald, så kallade ”No net loss”-policier används i allt högre utsträckning för att inte naturmiljöer ska skadas ytterligare. Dessa är tänkta att styra olika typer av exploatering, så att exploateringsprojekt endast tillåts om de inte leder till någon nettoförlust av biologisk mångfald. Ekologisk kompensation utgör det sista steget i en så kallad skadelindringshierarki, och ska bara användas efter att man försökt, i tur och ordning, *att undvika*, *minimera* och *återställa*, effekter av exploatering på biologisk mångfald. Hittills har dock strategier som tillåter exploatering under förutsättning att kompensationsåtgärder genomförs mött stark kritik för att det saknas ett välgrundat vetenskapligt stöd för att det leder till förväntade resultat (t.ex. Maron m.fl. 2012, Moreno-Mateos m.fl. 2015).

Trots att ekologisk kompensation har funnits som en del i den svenska lagstiftningen sedan 1999 så har det än så länge inte använts i större omfattning i Sverige. Tidigare studier har visat att möjligheten för länsstyrelserna att kräva kompensation i samband med infrastrukturprojekt sällan utnyttjas (Persson, Larsson & Villarroya 2015). Det tycks dock finnas ett ökat intresse för att tillämpa ekologisk kompensation i Sverige bland myndigheter, konsulter och exploatörer. Sedan 2015 har Naturvårdsverket fört fram ekologisk kompensation som en metod för att minska förlusten av naturvärden och biologisk mångfald (Naturvårdsverket 2016). Antalet kompensationsprojekt har ökat sedan början av 2010 (Naturvårdsverket 2015) eftersom det har setts som ett bra komplement till andra åtgärder för att bevara biologisk mångfald (Koh, Hahn & Ituarte-Lima 2017). Enligt SOU 2017:34 (SOU 2017) kommer det att fortsätta öka på sikt, även om ökningen nu verkar ha avstannat enligt en kartläggning av ärenden inkomna från ansvariga myndigheter under perioden 2011–2018 (Sjöholm 2019).

De internationella studier som har gjorts kring implementering av ekologisk kompensation visar att det ofta finns flera problem vid införandet, med svagheter och brister både kring implementering, juridik, organisation och ekonomisk styr-

ning (Rega 2013, Villarroya, Barros & Kiesecker 2014, Guillet & Semal 2018). Från Sverige finns studier som tar upp ekonomiska, planerings- och juridiska aspekter av ekologisk kompensation (bl.a. Rundcrantz & Skärbäck 2003, Persson 2014, Sjöholm 2019). Synen på ekologisk kompensation skiljer sig dock mellan olika forskningsfält (Persson 2013). Vi har i detta projekt fokuserat på ekologiska aspekter och faktorer som påverkar vilka ekologiska avvägningar som kan göras. Hittills finns endast två studier som behandlar ekologiska aspekter kring implementering i Sverige. Persson m.fl. (2015) har utvärderat tillämpningen av ekologisk kompensation i samband med infrastrukturprojekt och Koh m.fl. (2017) har utvärderat två av de första större kompensationsprojekt som har genomförts i Sverige. Eftersom materialet inte är heltäckande i någon av dessa är det svårt att dra generella slutsatser kring hur implementeringen av ekologisk kompensation fungerar i Sverige. Det finns därför ett behov av att undersöka hur ekologisk kompensation implementeras mer generellt i Sverige. Syftet med projektet som sammanfattas i denna rapport är att identifiera vilka problem som kvarstår och kunna ge vägledning för användningen av ekologisk kompensation i strävan efter att uppnå målet att inte skapa nettoförluster på biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Ekologisk kompensation kan innefatta flera olika typer av åtgärder för att bevara och öka biologisk mångfald och ekosystemtjänster i andra områden än det som har påverkats av exploateringen. Naturvårdsverket klassar dessa i fyra kategorier: restaurering, nyskapande, skötsel och anpassat brukande, samt skydd mot exploatering (Naturvårdsverket 2016). Riskerna att åtgärden inte lyckas motverka nettoförlust (d.v.s. uppnå ”no-net-loss”) av biologisk mångfald är störst i de två första fallen (restaurering och nyskapande), eftersom naturvärdena inte går att mäta på förhand utan måste uppskattas utifrån vad som förväntas kunna skapas (Moilanen m.fl., 2009). Det är därför extra viktigt att utvärdera hur effektiva dessa åtgärder är för att ge vägledning kring när de kan bidra till en god tillämpning av ekologisk kompensation. Vi vet att det oftast inte är möjligt att återställa ett ekosystem fullständigt genom restaureringsåtgärder efter att det har skadats (Jones m.fl., 2018). Det finns idag flera meta-analyser av restaureringsåtgärder som täcker olika ekosystem, artgrupper och olika rumsliga skalor, som alla har visat på svårigheterna att uppnå full återställning (t.ex. Benayas m.fl. 2009, Jones & Schmitz 2009, Crouzeilles m.fl. 2016, Jones m.fl. 2018). Därför kan det vara svårt att säkerställa att kompensation som inkluderar restaurering leder till att nettoförluster av biologisk mångfald undviks. Studier har visat att effekten av restaurering påverkas bland annat av hur lång tid som har gått sedan åtgärden, vilken störningsdynamik systemet har och i vilken landskapskontext åtgärden utförs. Det saknas övergripande kunskapssynteser som jämför åtgärder och utvärderar deras effektivitet för olika aspekter av biologisk mångfald och olika typer av ekosystem. Sådana jämförelser kan användas för att avgöra vilka åtgärder som innebär störst risk och ge vägledning i valet av åtgärder att genomföra inom kompensationsprojekt. Detta projekt syftade till att göra detta.

Möjligheten att med hjälp av riktade åtgärder gynna och bevara arter och deras livsmiljöer (t.ex. död ved) beror både på arternas och livsmiljöernas egenskaper och på landskapskontexten de befinner sig i (Pöll, Willner & Wrba 2016). Växternas möjlighet att kolonisera nyligen skapade eller restaurerade miljöer beror både på arternas förekomst i omkringliggande landskap, deras förmåga att sprida sig inom detta landskap, och kvaliteten på det nyskapade habitatet (Götzenberger m.fl. 2012). Även andra förhållanden kan påverka hur väl arter svarar på naturvårdsåtgärder. Kunskap om vilka arter som svarar bäst på sådana åtgärder kan vara användbar vid beslut kring ekologisk kompensation.

Syfte och upplägg

Det övergripande syftet med detta projekt – ”Systematisera ekologisk kunskap för att effektivisera ekologisk kompensation” – har varit att ta fram vägledning för att förbättra tillämpningen av ekologisk kompensation i Sverige. Detta gjorde vi genom att dels utvärdera hur ekologisk kompensation tillämpas i Sverige för att identifiera hinder och möjligheter för effektiv implementering, dels sammanfatta tillgänglig kunskap om effektiviteten av olika åtgärder som kan fungera som kompensation.

I den första delen av projektet (*implementeringsutvärdering*) kartlade vi hur ekologisk kompensation tillämpas i Sverige idag, för att kunna dra slutsatser kring vilka problem, hinder och möjligheter som finns för effektiv implementering. Detta gjordes genom en intervjustudie, med semi-strukturerade intervjuer och en workshop, där vi försökte svara på frågorna:

1. Vilka arter och biotoper ingår i kompensationsprojekt som genomförs i Sverige idag?
2. Vilka aspekter av biologisk mångfald ingår i kompensationsprojekt och hur hanteras tidsaspekter och rumslig skala i dessa projekt?
3. Vad finns det som kan hindra eller begränsa att ekologisk kompensation blir ett effektivt verktyg för bevarandet av biologisk mångfald?
4. Vilka möjligheter till förbättringar för implementering finns och vilken utveckling tror de att EK kommer ha i framtiden?

Den andra delen (*kunskapssyntesen*) syftar till att öka kunskapen om vilka kompensationsåtgärder som kan bidra till att bevara biologisk mångfald och under vilka förutsättningar. Det gjorde vi genom en systematisk översikt och syntes av vetenskaplig litteratur som utvärderat effekter på biologisk mångfald efter restaurering eller nyskapande av biotoper, och där vi försökte svara på frågorna:

1. I vilken utsträckning skiljer sig effekten av restaureringsåtgärder på biologisk mångfald beroende på inom vilken biotop som åtgärden görs och vilken kategori av åtgärd som utförs?
2. Vilka artgrupper påverkas positivt av restaureringsåtgärder och har dessa arter egenskaper som skiljer sig från dem som inte påverkas positivt?

Dessutom försökte vi svara på frågorna:

3. Vilka effekter har ekologisk kompensation på andra aspekter av biologisk mångfald om kompensationen är utformad för att bevara t.ex. en viss artgrupp?
4. Påverkas utfallet av kompensationsåtgärder av den rumsliga eller tidsmässiga skala de utförs och värderas på?

Men dessa frågor behandlas i en annan rapport – ”När kan ekologisk kompensation bidra till att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster” (Öckinger m.fl. 2021).

Vi har i slutet av rapporten vägt samman slutsatserna från våra svar på samtliga frågor för att ge en vägledning kring hur man kan förbättra tillämpningen av ekologisk kompensation.

Implementering av ekologisk kompensation i Sverige¹

Ekologisk kompensation i Sverige – en bakgrund

Möjligheten att kräva kompensationsåtgärder vid förlust av naturvärden har funnits i den svenska miljölagstiftningen sedan 1964 (Naturvårdsverket 2016) och är inskriven som just ekologisk kompensation i Miljöbalken från 1999. Idag kan myndigheter ställa krav på ekologisk kompensation utifrån flera olika delar av Miljöbalken (SFS 1998:808, 1998). Vissa av dessa baseras på EU-lagstiftning, utifrån bland annat art- och habitatdirektivet eller fågeldirektivet. I samband med intrång i Natura 2000-områden eller påverkan på skyddade arter inom dessa så finns krav på tillsynsmyndigheten att de ska kräva ekologisk kompensation av exploatören (7 kap. 29 § Miljöbalken), medan tillsynsmyndigheter har en mer generell möjlighet att kräva ekologisk kompensation i samband med artskyddsdispenser eller tillståndsärenden för att bedriva verksamhet som påverkar generella biotopskydd (16 kap. 9 § Miljöbalken). Även för intrång i naturreservat finns ett obligatoriskt krav på ekologisk kompensation om det innebär ett upphävande av beslut eller dispens från föreskrifterna i naturreservatet (7 kap. 7 § 4 stycket Miljöbalken).

Trots denna möjlighet så har antalet krav på ekologisk kompensation utifrån Miljöbalken varit mycket begränsat under perioden 1965–2015 (Naturvårdsverket 2015). Dock ökade intresset och diskussionen kring kompensation i slutet av denna period, till stor del beroende på svenska företags engagemang i det internationella samarbetet The Business och Biodiversity Offsets Programme (BBOP). För att möta det ökade intresset och främja en enhetlig tillämpning tog Naturvårdsverket fram en handbok kring ekologisk kompensation (Naturvårdsverket 2016). Internationellt samarbetar Sverige med andra medlemsstater i det Nordiska ministerrådet för att sprida kunskap om ekologisk kompensation till tjänstemän inom länsstyrelserna (Moilanen & Kotiaho 2018).

Exploatörer som kan orsaka skada på skyddade naturvärden (oavsett om det är privata bolag, statliga myndigheter eller en kommun) behöver söka tillstånd eller dispens från aktuell tillsynsmyndighet, vilket kan vara en kommun, länsstyrelse eller Skogsstyrelsen beroende på vilket lagutrymme det gäller. I samband med detta ska en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) lämnas in som verksamhetsutövaren är skyldig att sammanställa. Bedömningen av naturvärden, som är en del av MKB:n, görs ofta av ekologikonsulter. Om dispensen eller tillståndet ges ska ett andra beslut tas där alla vidtagna åtgärder för att undvika negativ påverkan

¹ Kapitlet bygger på studien Blicharska m.fl. (under revision).

på naturvärden – utifrån skadelindringshierarkin; *undvika, minimera* och *återställa* – bedöms och behov av eventuell ytterligare kompensation av kvarvarande skada beslutas. Att beslut om dispens eller tillstånd ska vara klart innan beslut om kompensation prövas kallas för en tvådelad process. Den tvådelade processen syftar till att säkerställa att utvecklingsprojekt som godkänns ska vara tillåtna även om kompensationen misslyckas, för att minska risken att alltför negativa ingrepp tillåts med löften om kompensation där utgången är osäker. Frivillig kompensation används som begrepp om kommuner eller andra exploitörer genomför ekologisk kompensation utan att det har ställts något juridiskt krav på kompensation. Ekologisk kompensation ska alltid inkludera en bedömning av omfattningen av påverkan som verksamheten kommer att ha på skyddsvärda naturvärden, samt en metod för att avgöra vad och hur mycket som ska skyddas, restaureras eller skapas för att kompensera för denna påverkan. Kvaliteten på denna bedömning och dessa beräkningar varierar mycket och det finns få tydliga vägledningar för hur detta ska göras, och inga som tillämpas i Sverige. BBOP står för en av de mest använda definitionerna och utvärderingsmodellerna för ekologisk kompensation, men ger endast översiktliga rekommendationer kring att kvalitet och area av områden skall vägas samman (BBOP 2012). Vägledningen från Naturvårdsverket beskriver inte hur dessa bedömningar bör göras, men den understryker att funktionaliteten hos kompensationen är viktigare än vilken yta som täcks (Naturvårdsverket 2016).

För att undersöka hur ekologisk kompensation implementeras i Sverige idag utgick vi från ett policy-implementeringsperspektiv i syfte att öka kunskapen om vilka avvägningar som påverkar tillämpningen. Fokus var på aspekter som kan påverka utfallet av kompensationen på biologisk mångfald och andra ekosystemtjänster. För att förstå komplexiteten i dessa avvägningar valdes intervjuer som studiemetod. Vi genomförde intervjuer och en workshop med aktörer inom Sverige som i sin yrkesroll hanterar frågor kring ekologisk kompensation.

Metod för att utvärdera implementering av ekologisk kompensation

Studien genomfördes genom semi-strukturerade intervjuer med 17 respondenter med hjälp av ett på förhand framtaget protokoll med upplägg och studiefrågor (Appendix 1, efter t.ex. (Kallio m.fl. 2016)). Att intervjuerna är semi-strukturerade innebär att de baseras på ett förberett protokoll med de frågor som är centrala för studien och som ska inkluderas under intervjuens gång, men att intervjun tillåts avvika från dessa och istället följa upp ämnen som respondenten tar upp för att få fördjupade svar beträffande aspekter som respondenten tycker är viktiga. Intervjuerna genomfördes av tre forskare, oberoende av varandra, som alla varit med och tagit fram intervju-protokollet tillsammans med övriga projektmedlemmar.

Frågorna behandlade fem olika teman, och respondenten ombads svara på dessa med avseende på sin organisation: 1) hur definieras och uppfattas ekologisk kompensation, 2) vilka naturvärden (arter och miljöer, samt aspekter av biologisk mångfald) inkluderas i ekologisk kompensation och varför just dessa, 3) hur ofta förekom ekologisk kompensation och under hur lång tid hade de arbetat med detta, 4) vilken roll har ekologisk kompensation för naturvårdsarbetet, 5) vilka hinder och eventuella lösningar på dessa ser de kring användningen av ekologisk kompensation och hur ser de på framtiden. Intentionen var att fokusera på ekolo-

giska avvägningar, för att baserat på resultaten från den andra delen av projektet som fokuserar på kunskapssyntes av restaureringsstudier kunna ge vägledning om hur arbetssätt bör ändras i framtiden.

Vid varje intervju deltog en eller två respondenter från varje organisation. De genomfördes under 60–90 minuter och spelades in för att sedan transkriberas. Organisationerna som tillfrågades valdes utifrån deras roll i att forma hur ekologisk kompensation tillämpas i praktiken. Respondenterna valdes inom dessa organisationer eftersom de var insatta i den ekologiska dimensionen av ekologisk kompensation. Organisationerna utgjordes av myndigheter som ställer krav på ekologisk kompensation (tillståndsmyndighet, framförallt länsstyrelser), myndigheter som utför den ekologiska kompensationen (exploatörer, framförallt kommuner) samt ekologikonsulter som hjälper exploatörer och myndigheter att ta fram underlagen för bedömning av ekologisk kompensation (Tabell 1). Urvalet av länsstyrelser och kommuner gjordes för att inkludera representation från både norra och södra Sverige, samt både från storstäder och mindre orter (Appendix 2). Detta urval gjordes då dessa faktorer kan påverka vilka naturmiljöer som kan bli påverkade och vilken typ av utvecklingsprojekt som dominerar. Vi inkluderade även representanter för nationella myndigheter som arbetar med och är rådgivande kring naturvårdsfrågor och ekologisk kompensation (rådgivande myndighet). Här ingick Naturvårdsverket, Trafikverket (TRV, två intervjuer), Jordbruksverket men även Sametinget. De intervjuade från nationella myndigheter svarade på en mera övergripande nivå, medan övriga ombads svara med exempel från typiska kompensationsprojekt de kände till från sin organisation.

Tabell 1. De sjutton genomförda intervjuerna var fördelade mellan fyra olika kategorier av respondenter med olika roll kopplad till processen kring ekologisk kompensation (EK).

Respondent	Roll i processen för Ekologisk kompensation	Antal respondenter
Kommun	Exploator eller tillsynsmyndighet	4
Länsstyrelse	Tillsyns- eller rådgivande myndighet	5
Nationell myndighet	Exploator (TRV) eller rådgivande myndighet	5
Ekologikonsult	Ger underlag till MKB och kompensationsplan	3

Exploator = de som utför EK i praktiken;

Tillsynsmyndighet = godkänner tillstånd eller dispens, vilket i nästa steg kan leda till att de ställer krav på ekologisk kompensation;

Rådgivande myndighet = kommer med förslag och ibland vägledning till verksamhetsutövare och myndigheter kring hur ekologisk kompensation kan utformas.

Intervjuerna kompletterades med en workshop med ytterligare representanter för myndigheter (Naturvårdsverket och fler kommuner) samt en markägare, markägarorganisationer och exploatörer. Denna workshop hölls för att bredda perspektivet på hur ekologisk kompensation kan utformas i framtiden och för att identifiera möjliga lösningar på hinder som identifierats i intervjuer.

De transkriberade intervjuerna analyserades kvalitativt med hjälp av öppen kodning där intervjumaterialet organiserades i kategorier (Bryman 2012). Kategorierna valdes i förväg och grupperades utifrån de fem teman som nämndes tidigare, men vi inkluderade även kategorier som uppkom under kodningsprocessen. Eftersom utfallet från intervjuerna visade att ekologiska avvägningar inte kunde göras i den omfattning som vi förväntat inkluderades även andra aspekter som påverkade varför avvägningarna inte kunde göras. Kodningen genomfördes av två forskare inom projektgruppen. För att säkerställa saklighet och pålitlighet i tolkningen gjordes kodningen först av den ena forskaren och sedan den andre (oberoende av varandra).

Diskussioner kring tolkningen genomfördes kontinuerligt för att kvalitetssäkra kodningen och ledde till att vi tog fram nya koder. Varje kodad transkribering granskades även av den forskare som hade hållit intervjun, för att säkerställa att inga missförstånd hade uppstått. Efter kodningen sammanställde vi information enligt metod föreslagen av (Corbin & Strauss 2008). Workshopen spelades in men transkriberades inte, dessa lyssnades igenom av samma forskare som höll intervjuerna och information som kompletterade informationen från intervjuerna noterades och har använts för att bredda bilden i resultatet.

Resultat från intervjuer kring implementering i Sverige

Eftersom svaren under intervjuerna visade att ekologiska avvägningar inte är det viktigaste för utformningen av kompensationsprojekt idag har resultaten presenterats utifrån de aspekter som vi bedömde vara mest relevanta för hur ekologisk kompensation tillämpas i Sverige. Citat tagna från intervjuerna är inkluderade inom citat-tecken i resultatpresentationen, men kan vara förkortade eller förtydligade (till exempel om det varit konstig ordföljd) för att tydliggöra huvudpoängen.

Vad betraktas som ekologisk kompensation?

Det råder en ganska stor samstämmighet bland de intervjuade i synen på ekologisk kompensation som ett sätt att på en plats kompensera för ekologiska värden som förloras på en annan plats. Samtliga intervjuade personer menar att det framförallt är lagstiftningen i form av Miljöbalken som är drivande bakom ekologisk kompensation. Flera lyfter också fram frivillig kompensation, alltså åtgärder som vidtas på frivillig basis utan att det krävs genom lagstiftning. En person från Naturvårdsverket menar att ekologisk kompensation alltid ska övervägas vid exploatering även om det inte krävs i miljölagstiftningen. Något som lyfts fram som ett problem i sammanhanget är att kompensationen inte motsvarar den typ av värden som försvunnit. Någon nämner att förluster av ekologiska värden ibland till och med ersätts med rekreationsvärden, exempelvis lekplatser.

SKADELINDRINGSHIERARKIN

Många av de intervjuade i studien lyfter fram betydelsen av hela skadelindringshierarkin, och att det är viktigt att skilja skadelindring från kompensation. Detta är något som ofta blandas ihop, menar många av respondenterna. Några nämner exempelvis att anläggningen av en viltpassage i samband med ett vägbygge ibland kan ses som ekologisk kompensation när det egentligen handlar om skadelindring. Bland annat intervjuade från länsstyrelser anger att sammanblandning av kompensation och tidigare steg av skadelindring är en utbredd missuppfattning bland exploatörer. Några av de intervjuade som representerade kommuner var heller inte konsekventa med hur begreppet ekologisk kompensation användes, och använde det när det i själva verket var skadelindring som avsågs.

VAD SKA KOMPENSERAS?

Det råder delade meningar om vad som ska kompenseras i samband med ekologisk kompensation. Vissa menar att det är viktigt att samma värden som har gått förlorade kompenseras (så kallat lika-för-lika), exempelvis att en gammal barrskog ska kompenseras med restaurering eller avsättning av en annan gammal barrskog. Vikten av att förlorade naturvärden ersätts med samma typer av värden betonas framför allt av representanter för länsstyrelser, och de understryker också vikten av att kompensationen geografiskt sker i närheten av de värden som förlorats i samband med exploatering (närhetsprincipen). De flesta av de intervjuade menar dock att kompensation med andra värden kan vara befogat om det sker i närheten av de förlorade värdena.

Representanter från framför allt länsstyrelser menar att möjligheter att kompensera med andra värden gör att kompensationen ofta styrs av andra grunder än de rent ekologiska, exempelvis vad som är enklast och billigast eller att redan planerade åtgärder räknas in som ett kompensationsprojekt.

”... även om äpplen byts mot päron så ska ju ändå resultatet leda till förbättringar för naturvärden”

Många menar att om kompensation med andra värden ska tillåtas vore det bra om det fanns ett beslutsstöd med anvisning om vilka värden som är viktiga att gynna i en viss region. Den skulle kunna vara utformad som en önskelista över ekologiska förstärkningsåtgärder som exploatörer kan välja ifrån när det ska utföra ekologisk kompensation. En representant från Naturvårdsverket säger bland annat ”... även om äpplen byts mot päron så ska ju ändå resultatet leda till förbättringar för naturvärden”. Samma person menar att det bör finnas tydliga riktlinjer för vilka kompensationsåtgärder som är lämpliga på regional nivå.

Hur används ekologisk kompensation idag?

Utifrån intervjuerna verkar tillämpningen av ekologisk kompensation skilja sig åt mellan olika delar av Sverige. Representanter för länsstyrelser i södra Sverige menar att det är ganska många projekt med ekologisk kompensation som har initierats under de senaste åren, medan länsstyrelser i norra Sverige anser att kompensationsprojekten blivit färre under de senaste åren. Ett konsultföretag verksamt i norra Sverige menar dock att det fortfarande initieras många kompensationsprojekt. Uppfattningen om hur vanligt ekologisk kompensation är skiljer sig alltså mellan aktörerna.

ORSAKEN BAKOM EKOLOGISK KOMPENSATION

Intervjuerna visade att kompensationsåtgärder som reglerades av lagstiftning oftast var kopplade till art- och habitatskydd och inte till naturreservat och Natura 2000-områden (Tabell 2). Dock menar flera intervjuade att detta är problematiskt: kompensation på artnivå kan bli väldigt specifik och utformas för riktat, så att åtgärderna inte skapar förutsättningar för andra arter med liknande krav. Ett exempel på detta är att flytta en skyddad art till en annan lokal. En representant för Naturvårdsverket menar att artskydd ska säkra livskraftiga populationer och därför bättre hanteras genom att minimera effekterna av exploateringen, alltså genom tidigare steg i skadelindringshierarkin.

Uppdelningen i de fem kategorierna av orsak bakom kompensation (Tabell 2) baseras på vilka former som nämndes i flertalet intervjuer. Till exempel nämndes vattenverksamhet endast av en respondent och finns därför inte med som kategori. Artskydd, habitatskydd, reservat och Natura 2000-områden har fått egna kategorier eftersom det juridiska regelverket ser olika ut för dessa eller att de syftar till att bevara olika värden. Med ”frivilliga” avses all form av kompensation där det inte finns ett juridiskt krav men där antingen kommuner eller privata aktörer gör åtgärder för att kompensera förlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster.

Intervjuade tjänstemän från länsstyrelser menar att exploatering i naturreservat och Natura 2000-områden alltid borde medföra krav på ekologisk kompensation, medan representanterna för kommunerna inte alls nämner det. De flesta intervjuade nämner också frivilliga kompensationsåtgärder. Framför allt kommuner ser det som en möjlighet vid olika typer av stadsutveckling på egen mark. Miljökonsulterna nämner också privata exploatörer som redan nu utför frivillig kompensation, bland annat för att vara progressiva då man misstänker att det kan ställas hårdare krav på detta senare i projektprocessen.

Tabell 2. Hur ofta respondenter nämnt i intervjun att de uppfattar att det förekommer olika kategorier av juridiska (eller frivilliga) krav på ekologisk kompensation. Antalet intervjuade som nämner respektive anledning (ALLA/Flesta/Vissa/Ingen) samt hur ofta de intervjuade anger det som bakomliggande skäl: Ofta (≥ 5)/Ibland (3–4)/Sällan (1–2)/Aldrig (0).

	Artskydd	Habitatskydd	Reservat	Natura 2000	Frivilliga*
Länsstyrelser	ALLA	Flesta	Flesta	Flesta	Flesta
	Ibland	Ofta	Ofta	Sällan	Sällan
Kommuner	Flesta	Vissa	Ingen	Vissa	Vissa
	Ibland	Sällan	Aldrig	Ibland	Ibland
Ekologikonsulter	ALLA	Flesta	ALLA	Flesta	ALLA
	Ofta	Sällan	Ibland	Sällan	Ibland
Naturvårdsverket	Ofta	Sällan	Ibland	Sällan	Sällan
Jordbruksverket	Aldrig	Ofta	Aldrig	Aldrig	Sällan
Trafikverket	Ibland	Sällan	Ibland	Ibland	Ibland
Sametinget	Aldrig	Aldrig	Aldrig	Aldrig	Sällan

Antalet intervjuade: Länsstyrelser = 5, Kommuner = 4, Ekologikonsulter = 3, Naturvårdsverket = 1, Jordbruksverket = 1, Trafikverket = 2, Sametinget = 1.

*Frivillig ekologisk kompensation kan antingen vara utförd av privata exploatörer eller av kommuner.

VILKA ARTGRUPPER OCH MILJÖER KOMPENSERAS?

Enligt intervjuerna är den vanligaste formen av kompensation att träd flyttas eller att nya träd som ersättning planteras på annan plats i samband med vägbygge (Tabell 3). Skog var den näst vanligaste naturmiljön (biotopen) vid ekologisk kompensation. Respondenterna nämnde framför allt äldre barrskogar i norra Sverige och ädellövskogar i södra Sverige. Kompensation utförs både genom att skogar avsätts och genom restaurering, exempelvis genom att död ved skapas. Våtmarker, dammar och vattendrag är också vanliga biotoper där ekologisk kompensation förekommer. Framför allt utförs restaureringsåtgärder men även anläggning av nya dammar för groddjur. Myrar är enligt respondenterna betydligt svårare att hantera och kompensera. En representant från länsstyrelsen sade ”det är inte som en groddamm som kan skapas med en grävare som sedan grodor koloniserar inom några år. En myr kan ta 5–10 000 år att skapa”.

”det är inte som en groddamm som kan skapas med en grävare och som sedan groddor koloniserar inom några år. En myr kan ta 5–10 000 år att skapa”

Tabell 3. Andelen respondenter som nämnde att ekologisk kompensation genomfördes kopplat till olika kategorier av biotop. Hur stor andel av respondenterna som nämnde varje kategori och hur ofta varje kategori nämndes per intervju är sammanställt. Vilka åtgärder som oftast nämndes identifierades men där gjorde vi ingen kvantifiering.

Biotop	Andel av intervjuade*	Gånger onämnd**	Åtgärder
Enskilda träd/alléer	Flesta (0,71)	Ibland (2,58)	Translokering, plantering
Skogar	Flesta (0,65)	Ibland (3,55)	Skydd, restaurering
Våtmarker och myrar	Flesta (0,65)	Ibland (3,45)	Restaurering, skydd
Dammar och vattendrag	Många (0,53)	Ibland (3,33)	Restaurering, nyskapande
Jordbrukslandskapet, t.ex. odlingsröse, stenmur	Många (0,53)	Ibland (3,00)	Skötsel, flytta murar
Död ved	Många (0,41)	Sällan (2,29)	Flytta, nyskapande
Annat/specifikt	Många (0,41)	Sällan (2,29)	Inget angivet
Sandmiljöer	Många (0,35)	Sällan (1,83)	Nyskapande
Gräsmarker	Vissa (0,18)	Ibland (3,67)	Restaurering, skötsel
Många olika/ospecificerat	Vissa (0,18)	Sällan (1,33)	Inget angivet

* $\geq 0,6$ (60 % eller högre) = *Flesta*; 0,30–0,59 = *Många*; $< 0,30$ = *Vissa*.

** ≥ 3 ggr nämnd/intervju = *Ibland*; 1–2,9 ggr nämnd/intervju = *Sällan*.

Naturtyper (biotoper) som inte nämndes av någon respondent är inte inkluderade.

Många kompensationsprojekt är kopplade till artskydd eller åtgärdsprogram för hotade arter. Då är det framförallt fåglar och groddjur som är fokusarter, vilka nämns av nästan alla intervjuade personer. Även sandlevande och vedlevande leddjur (framförallt insekter), kärlväxter och reptiler (kräldjur) nämns av flera personer (Tabell 4).

Tabell 4. Andelen respondenter som nämnde att ekologisk kompensation genomfördes med fokus på olika artgrupper. Hur stor andel av respondenterna som nämnde de olika artgrupperna och hur ofta varje kategori nämndes under enskilda intervjuer är sammanställt baserat på alla intervjuer. Vi identifierade vilka åtgärder som oftast nämndes men kvantifierade inte detta.

Artgrupp	Andel av intervjuade*	Gånger onämnd**	Åtgärder
Fåglar ¹	Flesta (0,80)	Ofta (4,17)	Restaurering av våtmarker och skogar
Groddjur ²	Flesta (0,60)	Ofta (4,33)	Skapa dammar, grodpassager
Leddjur	Många (0,53)	Ibland (3,00)	Skapa sandmiljöer & död ved
Kärlväxter (inkl träd)	Många (0,47)	Ofta (4,14)	Flytta växter & träd, skötsel
Reptiler	Många (0,40)	Ibland (2,33)	Skapa vinterhabitat
Fladdermöss	Många (0,33)	Sällan (1,00)	Inget angivet
Fiskar	Vissa (0,27)	Sällan (1,75)	Restaurering av vattendrag
Svampar	Vissa (0,20)	Sällan (1,33)	Skapa död ved
Mossor	Vissa (0,20)	Sällan (1,33)	Flytta mossor/substrat
Lavar	Vissa (0,20)	Sällan (1,00)	Flytta lavar/substrat
Vilt	Vissa (0,20)	Sällan (1,00)	Viltpassager över vägar

* $\geq 0,6$ (60 % eller högre) = *Flesta*; 0,30–0,59 = *Många*; $< 0,30$ = *Vissa*.

** $\geq 3,3$ ggr nämnd/intervju = *Ofta*; 2,2–3,3 = *Ibland*; $< 2,2$ = *Sällan*.

Artgrupper som inte nämndes av någon respondent är inte inkluderat.

¹ Främst våtmarksfåglar, hackspettar och andra skogsfåglar.

² Främst större vattensalamander, men även vanlig padda och gölgröda nämns.

UPPFÖLJNING AV KOMPENSATIONSPROJEKT

Trots kunskap om betydelsen av uppföljning kände få av de intervjuade till någon systematisk uppföljning av ett kompensationsprojekt. En konsult som arbetat med ekologisk kompensation nämnde att det kan finnas en tvekan hos projektägaren att utföra uppföljning då man är rädd för att det ska visa på brister i åtgärderna. Samtidigt betonar flera intervjuade betydelsen av uppföljningar för att öka kunskapen och kunna förbättra kompensationsåtgärder i framtiden.

Flera intervjuade påtalar att de uppföljningar som de känner till är utförda under en väldigt kort tidsperiod eller enbart följer upp om åtgärder gjorts och inte deras utfall. Många nämner dock även att fler uppföljningar är planerade och flera föreslår att det borde ställas högre krav på uppföljning av myndigheterna i samband med ekologisk kompensation. Några intervjuade nämner också metodologiska problem vid uppföljningar, såsom problem att hitta övergripande sätt att mäta effekterna av kompensationsåtgärderna.

Så uppfattas ekologisk kompensation

POTENTIAL

Många intervjuade är positiva till ekologisk kompensation och anser att den har stor potential att stärka den biologiska mångfalden och förbättra möjligheterna att uppnå svenska och globala miljömål. Flera av de intervjuade är engagerade i kompensationsprojekt och menar att konceptet har stora möjligheter för framtiden och man menar att frågor kring artskydd och biologisk mångfald prioriteras högre genom ekologisk kompensation. De som har intervjuats har vi dock valt ut just för att de har god kunskap om arbetet med ekologisk kompensation inom deras organisation, så vi vet inte om de är representativa för alla som kommer i kontakt med kompensationsfrågor.

En representant för länsstyrelsen framhåller också den pedagogiska vinsten med ekologisk kompensation, som består i att det är lättare att få olika exploitörer att förstå och arbeta konstruktivt med effekterna av den egna verksamheten. Det gör det också lättare att skapa ett engagemang för olika åtgärder som reducerar dessa effekter.

RISKER

De intervjuade menar att det finns flera risker med ekologisk kompensation. Inte minst uttrycker man oro för att ekologisk kompensation leder till att det blir lättare att få tillstånd för exploatering som tidigare haft striktare restriktioner. Så kallade habitatbanker eller kompensationspooler, där exploitörer kan bidra ekonomiskt till inköp och skydd av olika naturtyper på annan plats som en typ av kompensation, nämndes bland annat av flera länsstyrelserepresentanter. De menar att det finns en risk för "green washing" med den formen av kompensation, och att ekologisk kompensation då kan bli "ett sätt att köpa sig fri från övrigt ansvar". Många menar också att det inte finns någon samverkan eller rumslig plan för de åtgärder som utförs, vilket kan leda till åtgärderna får en begränsad eller obetydlig effekt i ett större perspektiv.

De flesta som intervjuas beskriver att det är svårt att överhuvudtaget kompensera för vissa naturvärden. Här nämns bland annat flerhundraåriga skogar och myrar som har utvecklats under tusentals år. Men även renbete nämns, där naturliga beten med marker täckta av renlavar är mycket svåra att återskapa, och att förstörda renbeten därför istället ersätts i pengar till stödfodring.

”...ska man vara strikt så är det ju egentligen omöjligt att kompensera allt”

Många intervjuade är också mycket skeptiska till tanken på ”no-net-loss” (inga nettoförluster), alltså att man genom kompensationsåtgärder helt ska kunna eliminera de negativa effekterna på naturvärden och biologisk mångfald. En intervjuad från en kommun säger: ”ska man vara strikt så är det ju egentligen omöjligt att kompensera allt”. Representanter för myndigheter menar också att begreppet ”inga nettoförluster” kan vara kontraproduktivt då det inger en falsk förhoppning om möjligheterna att exploatera utan att påverka naturvärden, vilket kan leda till att gränsen för vad som får exploateras förskjuts och resurser tas från andra mer effektiva naturvårdsformer. Samtidigt uttrycker också några personer, från bland annat kommuner och nationella myndigheter, oro för att krav på ekologisk kompensation kan komma att innebära ökade kostnader för exploatering som får samhällsekonomiska konsekvenser.



Våtmarker är en biotop där kompensationsåtgärder ofta utförs. Flera intervjuade nämnde att det kan ta lång tid för naturvärden att skapas. Utanför Umeå och Skellefteå finns flera våtmarksområden som påverkas av stora infrastrukturprojekt och där kompensationsåtgärder gjorts och planeras. Foto: Eva Romell, Greensway.

Hinder för att utföra ekologisk kompensation

Flera av de intervjuade ser problem och hinder för att utföra ekologisk kompensation. De menar att praktiska frågor som lagstiftning och tillgång på mark är det som styr och inte ekologiska förutsättningar. En av personerna från en länsstyrelse uttryckte att: ”Jag tror att det kommer att handla mer om biologi i framtiden, och vad det är vi verkligen vill åstadkomma. Nu går mycket tid åt till de administrativa delarna”.

”Jag tror att det kommer att handla mer om biologi i framtiden, och vad det är vi verkligen vill åstadkomma. Nu går mycket tid åt till de administrativa delarna”

LAGSTIFTNING

Många intervjuade ser ett problem i att lagstiftningen kan kräva ekologisk kompensation endast i specifika fall, som när exploatering påverkar formellt skyddade områden eller arter som omfattas av artskyddet. De intervjuade påpekar att det bara är Miljöbalken som tar upp ekologisk kompensation, och inte exempelvis Plan- och bygglagen, och lagstiftning kring anläggning av infrastruktur. I de senare fallen blir ekologisk kompensation oftast en fråga om frivillighet, och då är det de tillgängliga resurserna som begränsar vad som är möjligt. Några intervjuade ser också problem i beslutsprocessen och att ekologisk kompensation kan efterfrågas i samband med beslut om exploatering men att det inte är obligatoriskt. Många länsstyrelser tar med ekologisk kompensation i sina beslut.

”I de fall som inte regleras i lagstiftningen finns det inga tydliga rutiner, man kan jobba med kompensation hur mycket eller hur lite man vill”

TYDLIGHET, RUTINER OCH KONTROLL

Flera intervjuade menar att eftersom det saknas en standard för hur och när ekologisk kompensation ska genomföras (när det inte regleras strikt genom lagstiftning) så är det stor skillnad mellan olika kommuner och länsstyrelser i hur ofta ekologisk kompensation används. En kommunrepresentant säger: ”I de fall som inte regleras i lagstiftningen finns det inga tydliga rutiner, man kan jobba med kompensation hur mycket eller hur lite man vill”. Även här nämns de begränsade möjligheterna för uppföljning och att det inte finns något kontrollsystem på nationell nivå som följer upp hur åtgärderna lyckas.

RESURSER, KUNSKAP OCH ERFARENHET

Något som ofta påpekas är att särskilt mindre kommuner har begränsat med både resurser och kunskap kring ekologisk kompensation. I vissa kommuner saknas även ansvarig ekolog. Flera beskriver en verklighet som är hårt tidspressad när det gäller exempelvis arbete med planer och tillstånd. Då kan det kännas svårt att lägga till ytterligare ett moment i form av kompensationsåtgärder, särskilt när kunskapen om hur sådana åtgärder skulle kunna utföras är begränsad. Några länsstyrelser nämner också att man är försiktig med krav på kompensationsprojekt när det gäller stora infrastrukturprojekt, för att inte lägga en extra börda på projektet. Många nämner också att ett problem med bristande resurser och kunskap är att kompensationsåtgärderna inte blir relevanta ur ett ekologiskt perspektiv – man är nöjd att det utförs någon åtgärd över huvud taget, även om den inte fullt kompenserar för exploateringen.

TILLGÅNGEN PÅ MARK

Samtliga intervjuade menar att bristen på mark för kompensationsåtgärder är ett stort problem för att utföra åtgärderna. Eftersom myndigheter sällan har mark som kan användas, kräver åtgärderna förhandlingar med markägare. Detta är ett särskilt stort problem vid mer omfattande exploatering med stor påverkan på naturmiljön. Då blir ofta tillgången på mark avgörande för vilka kompensationsåtgärder som utförs, snarare än vad som är mest ekologiskt relevant.

Förslag på förbättringar och framtiden – från intervjuer och workshop

De intervjuade och personer som deltog vid workshopen lyfter fram flera förslag på utveckling och förbättringar, de mest frekvent framhållna finns sammanställt här.

- *Processer och långsiktiga strategier* – Planera för kompensation tidigt i projektet. Integrera kompensationen i befintliga ekologiska planer, exempelvis arbetet med grön infrastruktur och ekosystemtjänster. Säkerställ att områden som har använts som kompensationsområde blir långsiktigt hanterade som sådana genom att de offentliggörs i en geografisk databas.
- *Högre krav* – Ställ högre krav på den kompensation som genomförs, ta höjd för fördröjningar genom att det ska vara lite mer som kompenseras än det som försvinner.
- *Standard, rutiner och goda exempel* – Inför en standard så att nivån och omfattningen av ekologisk kompensation blir mer lika över hela landet. Den skulle kunna omfatta förslag på åtgärder och goda exempel.

Diskussion och syntes för implementering av ekologisk kompensation i Sverige

Genom intervjuer och en workshop har vi undersökt hur tjänstemän på myndigheter, ekologikonsulter och verksamhetsutövare upplever implementeringen av ekologisk kompensation inom sina verksamheter. Märkbart var den mängd hinder som framkom för en effektiv implementering av ekologisk kompensation, vilket försvårar att det ska bidra till målet att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Många aktörer identifierade en stor potential för naturvården, men även risker kring användandet av ekologisk kompensation. Generellt var inställningen till möjligheterna med ekologisk kompensation mer positiva bland de som ingick i vår studie än den inställning som visar sig i den internationella litteraturen och bland forskare, som oftare beskriver bristerna och problemen (Maron m.fl. 2012, Curran, Hellweg & Beck 2014, Gordon m.fl. 2015, Moreno-Mateos m fl. 2015, Maron m fl. 2016, zu Ermgassen m fl. 2019a). Eftersom urvalet av respondenter baserades på att de skulle ha arbetat med ekologisk kompensation och att de som har valt att arbeta med dessa frågor kan ha en mera positiv inställning, vet vi inte om respondenternas är helt representativa. Synen på ekologisk kompensation har även visat sig skilja mellan personer från olika dicipliner (Persson 2013), medan vi har hade en mer enhetlig grupp huvudsakligen bestående av biologer, miljöveterare och planerare. Något som var slående från intervjuerna var att olika organisationer som är tänkta att samarbeta kring ekologisk kompensation hade olika syn på vad kompensation var för något, där vissa pratade om inga nettoförluster (no-net loss) och andra om skadelindring.

Eftersom många aktörer upplevde att det i första hand var praktiska och juridiska aspekter som påverkade vilken kompensation som var möjlig att genomföra kunde ekologiska avvägningar mellan olika artgrupper, naturtyper eller rumsliga skalor inte tas upp tydligt i resonemangen under intervjuerna. Vår sammanställning i denna rapport av habitat och arter som har inkluderats i kompensations-

projekt är inte heltäckande för vad som görs i Sverige, eftersom det endast baseras på intervjuer från ett urval av representanter. För att få en komplettare bild kan enkätundersökningar genomföras baserat på t.ex. de fall där det är känt att krav om kompensation har ställts (Sjöholm 2019).

Ekologisk kompensation är ett relativt nytt begrepp i Sverige. Att det tolkas och används på olika sätt av olika aktörer visar att det är outvecklat som verktyg. Det finns fortfarande inte tillräckligt väl etablerade rutiner och rekommendationer på den nivå som de flesta aktörer arbetar med ekologisk kompensation, vilket gör att den definition som används varierar. Att ekologisk kompensation inte är likvärdigt integrerat inom olika delar av de lagtexter som styr verksamheter som påverkar naturmiljöer är ett av de mer avgörande problemen, som påpekas av flertalet respondenter. Detta skapar en ojämlig tillämpning bland annat beroende av vilken verksamhet som bedrivs, men även beroende av hur van aktuell tillsynsmyndighet är av att använda sig av ekologisk kompensation i en viss typ av ärenden. Implementeringen av ekologisk kompensation har varit långsammare i Sverige jämfört med länder som Tyskland, Storbritannien, USA, Kina och Australien (SOU 2017). Den långsamma implementeringen inom myndigheterna beror både på interna och externa faktorer (Massey m.fl. 2014). De interna faktorerna utgörs av brist på resurser och kunskap för att tillämpa kompensation, och externa det svaga juridiska incitamentet att använda ekologisk kompensation.

Intervjuerna visade att ekologisk kompensation oftare genomförs kopplat till habitatskydd jämfört med naturreservat eller Natura 2000, vilket stämmer med resultaten från genomgångar av beslut som skickas till Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2015, Sjöholm 2020). Dock är det enligt sammanställningen av beslutsdokumenterna inte vanligare med kompensation kopplat till artskydd (Sjöholm 2020), vilket det uppgavs vara enligt intervjuerna i vår studie. Denna skillnad kan bero på att många i intervjuerna eventuellt även inkluderar förstärkningsåtgärder som tas för att inte påverka populationer som är skyddade, medan det juridiskt inte räknas som en kompensationsåtgärd. Att habitatskydd är vanligaste orsaken till kompensation kan tyckas motsägelsefullt i förhållande till den svenska lagstiftningen, eftersom det endast är ett krav att begära ekologisk kompensation i fall som gäller intrång i naturreservat eller Natura 2000-områden. Att det är vanligare att det används för habitatskydd kan bero på att dessa miljöer ofta är små och avgränsade (till exempel en allé eller stenmur), vilket gör att det kan vara enkelt och tydligt hur kompensation kan utformas jämfört med för en mer komplex biotop som i ett naturreservat. Krav på kompensation utifrån habitatskydd och artskydd utnyttjas endast av vissa myndigheter och regleringen kring vilka krav som ska ställas i de fallen blir osäkrare. Det här skapar ett osäkert och oförutsägbart system. Liknande svårigheter med organisatoriska brister som bidrar till att ekologisk kompensation inte tillämpas på ett sätt som kan bidra till att förhindra förlust av naturvärden har visat sig i bland annat Frankrike (Guillet & Semal 2018). För att ekologisk kompensation ska leda till att förlusten av biologisk mångfald förhindras måste i många fall strukturella förändringar göras så att inte åtgärderna endast upprätthåller ett system som gynnar samhällsutveckling på bekostnad av naturvärden (Damiens, Porter & Gordon 2020).

Trots detta hade flertalet av de intervjuade i vår studie en generellt positiv syn på ekologisk kompensation och lyfter bland annat de pedagogiska värdena med att sätta ett pris på naturen och visa människor som annars inte arbetar med naturvård att det går att göra praktiska saker för att gynna naturvärden. De flesta var samtidigt

oroade över de risker som ekologisk kompensation kan föra med sig, framför allt att fler utvecklingsprojekt blir beviljade som annars inte skulle ha blivit det, eftersom det finns ett löfte om att värdena ska kompenseras. Det påtalades att vissa miljöer och naturvärden helt ska undantas från att riskera exploateras (no-go areas) och därför inte vara aktuella för kompensationsåtgärder. Ekologisk kompensation kritiserar ofta internationellt för att underminera strikt skydd av arter och naturmiljöer, genom att ge löften om att skapa dessa värden på andra platser men sedan inte kunna uppfylla dessa löften (Maron m.fl. 2012, Moreno-Mateos m.fl. 2015).

För att ekologisk kompensation ska gynna biologisk mångfald i Sverige behövs ett bredare perspektiv vid tillämpningen, vilket inkluderar hänsyn till effekterna av mer än ett utvecklingsprojekt, ett landskapsperspektiv och hänsynstagande till att vissa naturvärden inte går att kompensera inom en rimlig tidshorisont. I många av de exempel som lyftes under intervjuerna är de som designar ekologisk kompensation och de som ställer krav på ekologisk kompensation fokuserade på praktiska hinder, såsom vad exploatören kan gå med på att genomföra och var det finns mark att ta i anspråk. Ekologiska avvägningar eller utredningar kring om nettoförluster verkligen undviks med hjälp av åtgärderna blir oftast sekundärt. Ett praktiskt hinder är tidsaspekten, där lagutrymmet inte tillåter att områden skyddas i mer än 50 år om det inte avsätts i en permanent skyddsform som bekostas av staten. Tillfälliga skyddsformer är oftast lättare att komma överens med markägare om. I tillfälliga skyddsformer behöver beräkningar göras för att säkerställa att de skapade naturvärdena sett över tid blir likvärdigt vad som har förlorats (Moilanen & Kotiaho 2018), och att hänsyn tas till eventuella fördröjningseffekter från det att naturvårdsåtgärder görs till att de har fått önskad effekt för den biologiska mångfalden.

Baserat på dessa identifierade hinder har vi skapat en lista på förslag som kan användas för att förbättra ekologisk kompensation i Sverige. Dessa presenteras i slutkapitlet av rapporten.



Död ved sparas i form av träskulpturer längs promenadstigar, ett exempel på att ekologisk kompensation ibland handlar mer om rekreationsvärden än naturvärden. Det pedagogiska värdet i att ekologisk kompensation kan tydliggöra vad det kostar att förstöra höga naturvärden lyftes som en av fördelarna med verktyget, medan även risken att det öppnar upp möjligheten att påverka värden som annars inte hade tillåtits att påverkas nämndes i intervjuerna.
Foto: Marcus Hedblom, SLU.

Kunskapssyntes – naturvårdsrestaureringar och nyskapande av biotoper

Bakgrund

För att ekologisk kompensation ska fungera som ett effektivt naturvårdsverktyg behövs vägledning kring i vilka naturtyper, samt med vilka åtgärder, man kan förvänta sig ett positivt utfall gällande olika naturvärden. Ekologisk kompensation bör inte användas i alla sammanhang eftersom alla naturvärden sannolikt inte går att ersätta eller återskapa. Åtgärderna bör baseras på vetenskaplig kunskap om vilken effekt olika åtgärder har på miljöer och artgrupper beroende av deras historik och ekologi.

Ekologisk kompensation är ett relativt nytt verktyg och därför är också den vetenskapliga litteraturen än så länge begränsad. Noggranna utvärderingar av ekologisk kompensation har bara gjorts i vissa sammanhang, och därför finns stora kunskapsluckor kring dess effektivitet i stora delar av världen, och för många biotoper och typer av kompensation (Gelcich m.fl. 2017, Josefsson m.fl. 2021). Utvärderingar av restaureringar och nyskapande av biotoper, som är två av de vanligaste formerna av ekologisk kompensation både i Sverige och internationellt (Naturvårdsverket 2015, Gelcich m.fl. 2017), kan ge vägledning om olika åtgärder som kan ingå som kompensation även om de utförts i ett annat sammanhang. Det är dessa åtgärder som innebär störst risk att inte lyckas motverka nettoförlust av biologisk mångfald (jämfört med skydd eller skötsel) eftersom naturvärden inte går att mäta på förhand utan måste uppskattas utifrån vad som förväntas kunna skapas (Moilanen m.fl. 2009). Det gör att utvärderingar av dessa är speciellt viktigt.

Inom ekologisk forskning har det på senare år uppstått ett intresse för att studera nya miljöförhållanden och ekosystem som har skapats av människan (Morse m.fl. 2014). Denna inriktning har också kopplingar till ekologisk kompensation. Kompensationsåtgärder ingår dock i ett speciellt sammanhang, då de är kopplade till förväntade förluster som uppkommer på grund av ett utvecklingsprojekt. Därför blir det i utvärderingen av ekologisk kompensation viktigt att jämföra förluster med skapade eller skyddade värden från kompensationsåtgärder avseende omfattning, konsekvenser för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, tidsperspektiv och kostnader (McKenny & Kiesacker 2010).

Möjligheten att med hjälp av riktade åtgärder gynna och bevara specifika arter, livsmiljöer eller ekosystemtjänster beror både på arternas egenskaper och på den biotop och landskapskontext de befinner sig (Pöll, Willner & Wrabka 2016). Växternas möjlighet att kolonisera nyligen skapade eller förstärkta (restaurerade) miljöer beror både på deras närvaro i omkringliggande landskap, deras förmåga att sprida sig inom

detta landskap, och kvaliteten på den nyskapade biotopen (Götzenberger m.fl. 2012). Vissa arter är troligen lättare att gynna genom kompensationsåtgärder, till exempel de som sprider sig mycket och över stora områden. Arter som har sämre spridningsförmåga, vilket ofta är arter anpassade till senare successionsstadier, kan vara svårare att kompensera genom att skapa eller restaurera deras livsmiljö (Dahlberg & Stenström 1991, Dahlberg m.fl. 2001, Palviainen m.fl. 2005). Även andra egenskaper som arter har (t.ex. vilka funktionella grupper de tillhör) kan påverka hur väl de svarar på olika typer av naturvårdsåtgärder. Kunskap om vilka funktionella grupper som svarar bäst på naturvårdsåtgärder kan vara användbar vid beslut kring ekologisk kompensation.

Vi utförde en systematisk litteraturoversikt över vetenskapliga studier som utvärderat effekter på biologisk mångfald av naturvårdsrestaureringar eller nyskapande av miljöer. Vi hade som avsikt att svara på:

1. I vilken utsträckning skiljer sig effekten av restaureringsåtgärder på biologisk mångfald beroende på inom vilken biotop som åtgärden görs och vilken kategori av åtgärd som utförs?
2. Vilka artgrupper påverkas positivt av restaureringsåtgärder och har dessa arter egenskaper som skiljer sig från dem som inte påverkas positivt?

Metod för kunskapssyntes av naturvårdsrestaurering

Litteratursökning

Vi utförde en systematisk översikt av vetenskaplig litteratur gemensamt med projektet *"När kan ekologisk kompensation bidra till att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster"* (Öckinger m.fl. 2021) och skapade en gemensam litteraturdatabas. Analyser har genomförts gemensamt när frågeställningarna har överlappat. Inför arbetet tog vi fram ett protokoll för att identifiera och utvärdera relevanta studier. Protokollet utarbetades innan litteratursökningen genomfördes, men uppdaterades och kompletterades under arbetets gång när nya aspekter uppdagades vid diskussioner mellan alla forskare inblandade i projekten.

Vi inkluderade endast studier från boreala och tempererade regioner, eftersom vi var intresserade av resultat som är relevanta för svenska förhållanden. Dessutom begränsade vi sökningen till fyra breda kategorier av biotoper som är mest angelägna för kompensationsåtgärder: skogsmark, gräsmark, våtmark och sandmark. Studierna skulle vara utvärderingar av restaureringsåtgärder eller nyskapande av miljöer i naturvårdssyfte och mäta utfallet på biologisk mångfald antingen i form av en artgrupp eller enskilda arter.

Efter granskning av titel och sammanfattning återstod 2 074 relevanta artiklar. Av dem valde vi ut dem som följde en BACI-design (before-after-control-impact). BACI-studier utvärderar effekten av restaurering eller nyskapande genom mätningar både före och efter åtgärden (restaurering eller nyskapande), både på den plats där åtgärden utfördes och på en eller flera lokaler utan denna åtgärd, som kontroll. Vid utvärdering av naturvårdsåtgärder är den vetenskapliga kvalitén på studiedesign avgörande för att kunna dra robusta slutsatser utan att riskera snedvridning av data (Josefsson m.fl. 2020).

Från de 93 artiklar som vi inkluderade som relevanta efter granskning av hela artikeln extraherade vi mätserier utifrån parvis uppföljning av åtgärd och kontroll, så att varje utvärderat utfall i kombination med en åtgärd utgör en egen mätserie. Resultatet presenteras i form av effektstorlek, vilket är ett mått som är positivt om den biologiska mångfalden har ökat mer i området för åtgärd än inom kontrollområden. Vissa aspekter som var tänkta att ingå i syntesen, som t.ex. landskapskontext, fördelning av åtgärdsområden i landskapet, storlek på det åtgärdade området eller statusen för naturvärdet innan åtgärd gick inte att sammanställa eftersom sådan information inte presenterades på ett enhetligt sätt i de inkluderade studierna. Detaljerad beskrivning av sökmetod, datasammanställning och beräkning av effektstorlek återges i Appendix 3.

Fröspridningsstrategi och funktionella grupper av kärlväxter

Analyserna av skillnader i effekt beroende på arters egenskaper behandlade enbart kärlväxter, eftersom vi både hade flest mätserier från enskilda arter av kärlväxter och det finns flera databaser med funktionella egenskaper för växter. För att kunna inkludera så många mätserier som möjligt valde vi att endast inkludera två egenskaper som var möjliga att få tag på för många av arterna i materialet, fröspridningsstrategi samt funktionell grupp.

Genom att dela in växter i funktionella grupper utifrån vilket växtsätt de har kan jämförelser mellan olika växtsamhällen göras. Även samhällen som inte har likartad taxonomisk sammansättning kan jämföras utifrån vilka livsutrymmen (nischer) som ingående arter besitter. I analysen använde vi oss av breda klasser kopplat till livslängd, hur mycket solljus som arten har möjlighet att utnyttja och dess förökningskapacitet. Detta kan ha betydelse, t.ex. för att energin som krävs för träd och buskar att tillväxa skulle kunna hämma deras möjlighet att snabbt svara på en restaureringsåtgärd, jämfört med örter eller gräs. Klassningen av olika strategier för fröspridning gjordes utifrån (Tyler m.fl. 2021) som utgår ifrån vilka vektorer eller hjälpmedel som används vid fröspridning. Sättet som växter sprider sig på kan påverka vilket möjligt spridningsavstånd de har och kopplar även till vilket habitat som arten föredrar (till exempel arter kopplade till störda miljöer).

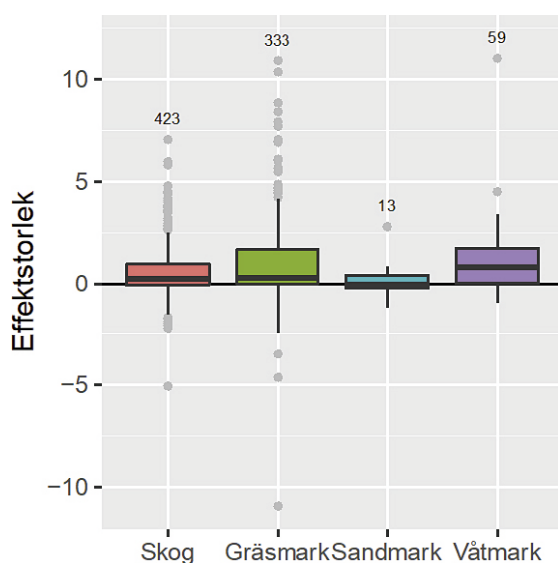
Resultat från kunskapssyntes av naturvårdsrestaurering

Vår systematiska litteratursökning resulterade i 93 studier som utvärderade restaureringsåtgärder eller nyskapande av miljöer på utfallet för biologisk mångfald eller enskilda arter. De flesta studier utvärderade restaurering, och endast fyra studier utvärderade nyskapande av biotoper. Eftersom vi enbart inkluderade studier med före-efter-upplägg blir studier av nyskapande sällsynta då det ofta inte är relevant att mäta biologisk mångfald på samma plats innan åtgärden genomfördes.

Studierna genomfördes inom fyra kategorier av biotoper; skog, gräsmark, sandmark och våtmark. Vanligast var studier från skog (35) och gräsmark (34), medan endast ett fåtal studier (4, med 13 inkluderade mätserier tillsammans) följde upp restaureringsåtgärder genomförda i sandmarker och något fler (20 studier) i våtmarker. Studierna var framför allt utförda i USA (55), följt av Europa (32) och ett fåtal från Kanada (sex studier).

Generella effekter av restaureringsåtgärder

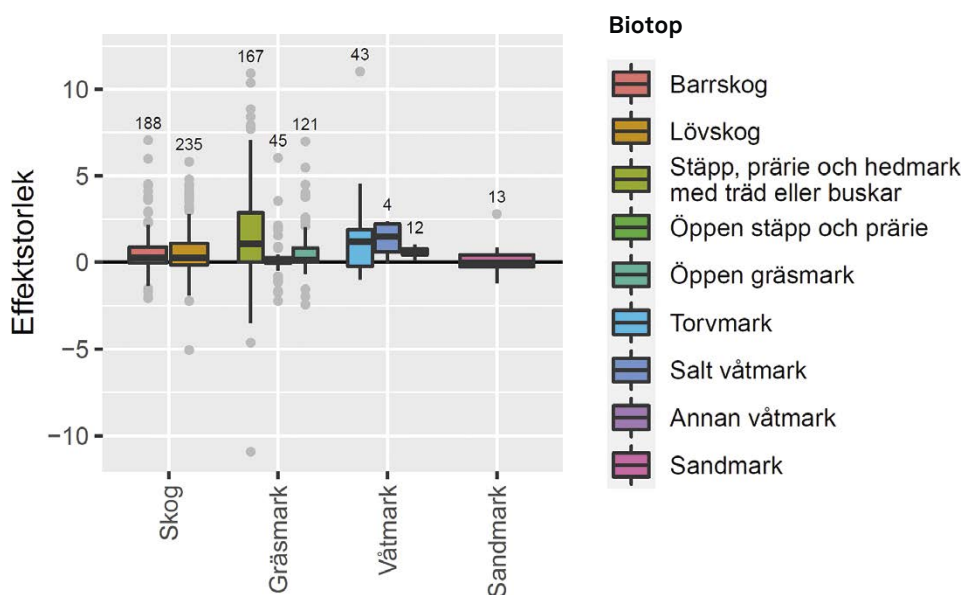
Effekten av restaurering varierar stort mellan studierna men är generellt antingen svagt positiv eller också finns det ingen tydlig effekt (Figur 1). Det är även små skillnader i utfall mellan studier i skog, gräsmarker och våtmarker, men den verkar vara något lägre i sandmark som dock har så få inkluderade studier att det är svårt att dra någon generell slutsats om detta. För de tre övriga är effektstorleken oftast mellan noll och två gånger kontrollvärdet, vilket innebär att den positiva effekten är måttlig. Variationen inom varje kategori är också stor. Inom alla fyra biotoper fanns exempel på resultat som visade på en negativ effekt på biologisk mångfald efter restaureringsåtgärder, jämfört med kontrollområdena.



Figur 1. Effektstorleken för alla biotoper, förutom för sandmark, visade övervägande positiva resultat av restaureringsåtgärder på biologisk mångfald, jämfört med kontrollområden. Ovanför varje lådagram anges hur många mätpunkter (resultat på skillnad mellan behandling och kontroll vid slutpunkt för en mätserie) som har använts från varje biotopkategori.

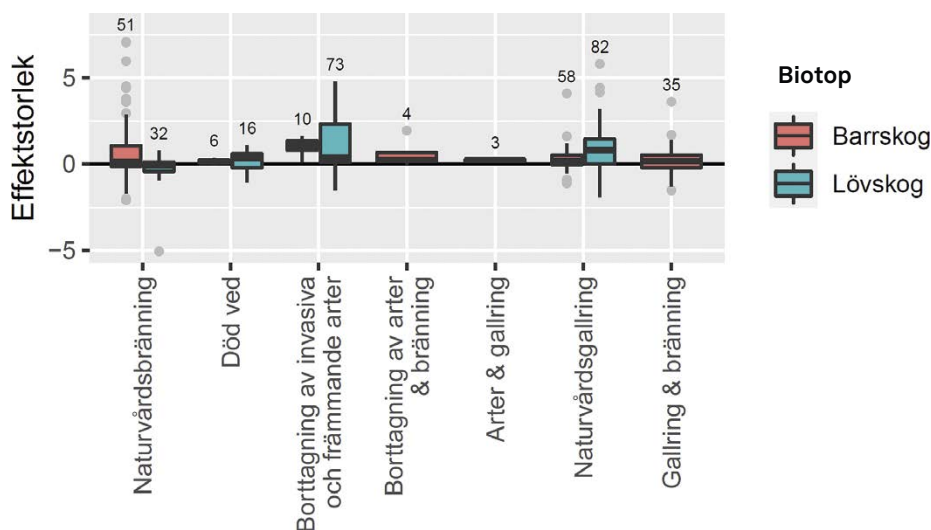
Jämförelse mellan biotoper och åtgärder

De fyra biotopkategorierna är en alltför generell uppdelning för att kunna dra slutsatser om vad restaureringsåtgärderna innebär. Men även när vi delar vi upp i snävare biotoper är det en stor variation mellan studier (Figur 2). Från skog finns studier utförda inom barrskog och lövskog, med likartat antal studier och spridning i utfall inom båda. Beträffande gräsmarker delade vi in studierna i de som även har ett visst inslag av träd eller buskar (stäpp, prärie och hedmark med träd eller buskar), de som är naturligt öppna (öppen stäpp och prärie) samt de som hålls öppna främst på grund av någon mänsklig aktivitet (öppen gräsmark). Antalet studier och spridningen i utfall är störst bland gräsmarker med träd eller buskar, men även öppna gräsmarker ingår med många studier. Våtmarker har inkluderats som torvmark, salt våtmark eller annan våtmark, där endast torvmarkerna finns representerade med ett betydande antal studier. För båda de andra kategorierna är utfallen övervägande positiva, men de har endast fyra respektive tretton mätserier inkluderade. För sandmarker gjordes ingen finare uppdelning av biotopen eftersom antalet studier för litet.



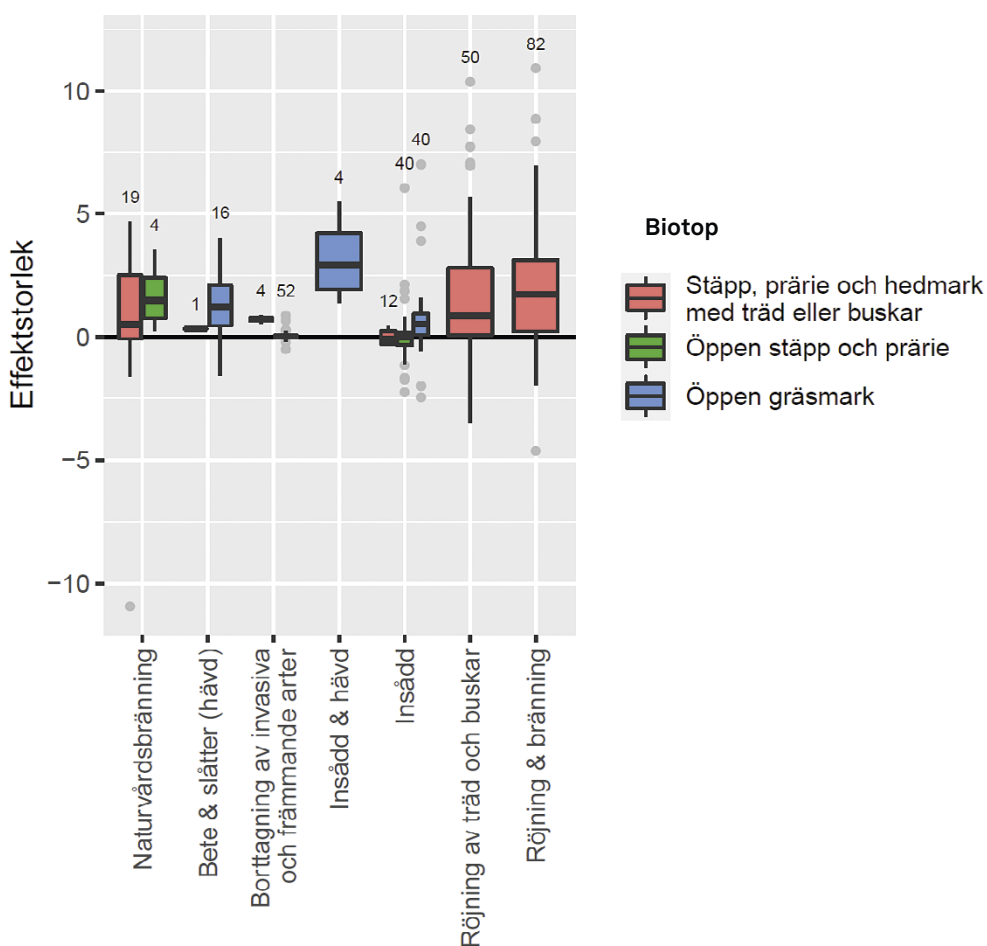
Figur 2. Effektstorlek vid den sista mätpunkten i respektive mätserie för åtgärder uppdelade på underkategorier av naturtyper. Generellt visar de flesta studier en positiv effekt av åtgärder i alla naturtyper, men variationen är stor inom de flesta. Ovanför varje lådagram anges hur många mätserier som ingår i varje kategori.

I materialet ingick många mätserier från både barrskog och lövskog och variationen i effektstorlek var likartad mellan dessa (Figur 2). Däremot har till exempel åtgärden att först gallra och sedan bränna endast studerats i barrskog, medan borttagning av invasiva och främmande arter har studerats mer i lövskog (Figur 3). Den senare är en av åtgärderna som för det mesta har ett positivt resultat, medan gallring och bränning och även skapandet av död ved inte skiljer sig från noll och därför inte generellt kan sägas ge god effekt. Naturvårdsbränning i lövskog tycks också oftare ha negativ än positiv effekt på biologisk mångfald, vilket kan bero på att många av studierna mätte effekten efter en kortare tid än vad det tar innan de positiva effekterna hinner utvecklas.



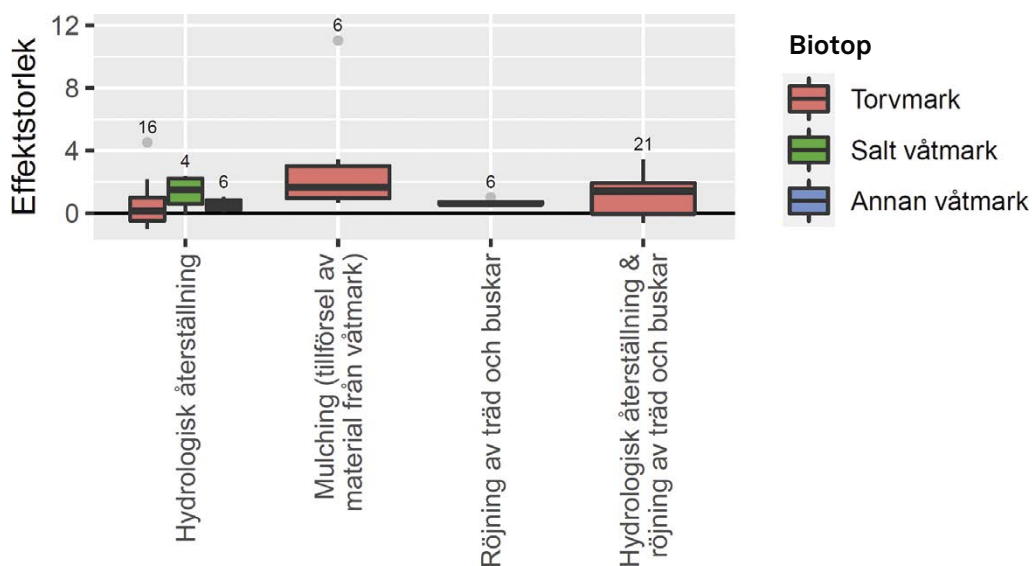
Figur 3. Effektstorleken för restaureringsåtgärder utförda i antingen barrskog eller lövskog, fördelat på de olika typerna av åtgärder. Ovanför varje lådagram anges hur många mätserier som ingår i varje kategori.

Beträffande gräsmarker är flest studier från biotoper som karaktäriseras av öppenhet men med inslag av träd och buskar (stäpp, prärie och hedmark) eller från öppen gräsmark som oftast har en mänsklig påverkan (öppen gräsmark, t.ex. ängs- och betesmark). Färre studier är utförda i helt öppna miljöer utan mänsklig påverkan (öppen stäpp och prärie) (Figur 2). Variationen i utfall av åtgärder är stor inom alla dessa tre underkategorier, men restaureringarna i öppen stäpp och prärie visar generellt sämre resultat än i andra gräsmarkstyper. Åtgärden röjning av träd och buskar, med eller utan efterföljande bränning, har endast studerats i de öppna gräsmarkerna med träd och buskar och ger där överlag positiva resultat på biologisk mångfald (Figur 4). Insådd av önskvärda växter har studerats i alla tre typerna av gräsmark men tycks i sig inte ha en generellt positiv effekt. Inte heller borttagning av invasiva eller främmande arter ger en effektstorlek skild från noll men har framförallt studerats i öppen gräsmark samt i lägre utsträckning inom öppna gräsmarker med träd eller buskar.



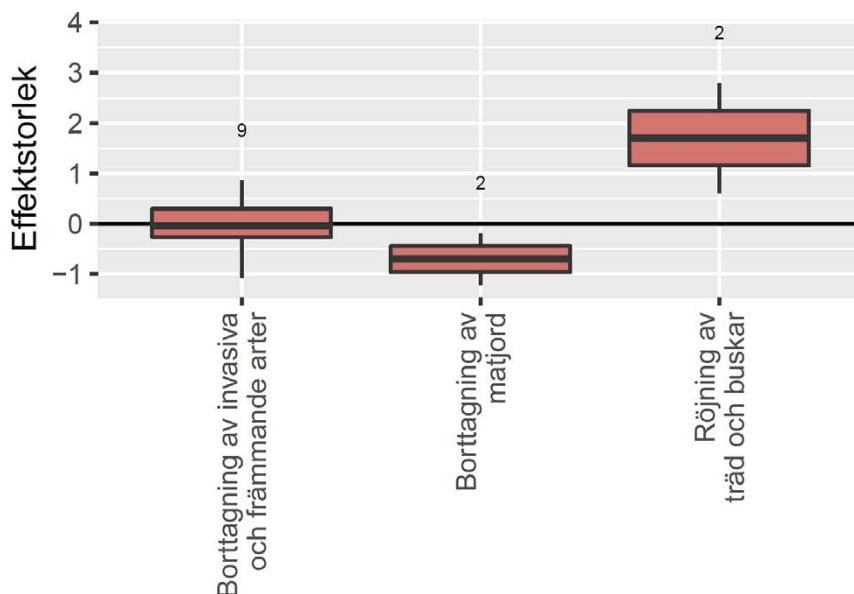
Figur 4. Effektstorleken för restaureringsåtgärder utförda i tre olika typer av gräsmarker. För varje naturtyp har effektstorleken redovisats fördelat på olika typerna av åtgärder. Ovanför varje lådagran anges hur många mätserier som ingår i varje kategori.

Flest mätserier från våtmarker kommer från torvmark (Figur 5). Studierna från saltvåtmark och annan våtmark visar generellt på något bättre effekt men är också betydligt färre vilket gör att resultaten inte är lika tillförlitliga. Från alla tre typerna av våtmark fann vi studier på effekten efter återställning av hydrologin (Figur 5). Från torvmarker, som hade flest mätserier, skiljer sig effekten inte från noll och restaurering ger alltså inte en generell positiv effekt på biologisk mångfald. För salt våtmark var effekten bättre, men det bygger endast på fyra mätserier. Om den hydrologiska återställningen gjordes tillsammans med röjning av träd och buskar verkar effekten bli bättre, men dessa resultat baseras endast på studier från torvmark. Enbart röjning av träd och buskar har däremot studerats endast i annan våtmark, men där gav generellt positiv om än ganska låg effekt. Tillförsel av organiskt material från en annan eller tidigare våtmark ("mulching") ger en positiv effekt men studerades endast i torvmark och från sex mätserier.



Figur 5. Effektstorleken för restaureringsåtgärder utförda i tre olika typer av våtmarker: torvmark, salt våtmark och annan våtmark. För varje biotop har effektstorleken redovisats fördelat på olika typerna av åtgärder. Ovanför varje lådagran anges hur många mätserier som ingår i varje kategori.

Alla sandmiljöer som studerades var i anslutning till vatten så som kustnära sanddyner eller sandbankar längs vattendrag. Då det är få mätserier för varje åtgärd är det svårt att dra generella slutsatser på effektivitet men röjning av träd och buskar hade en positiv effekt på biologisk mångfald medan borttagning av matjord hade negativ effekt i de två mätserier som de vardera representeras av (Figur 6). Effekten av borttagning av invasiva arter är inkluderat från nio mätserier men skiljde sig inte från noll, vilket gör att det inte går att säga att denna åtgärd generellt är positiv för biologisk mångfald.

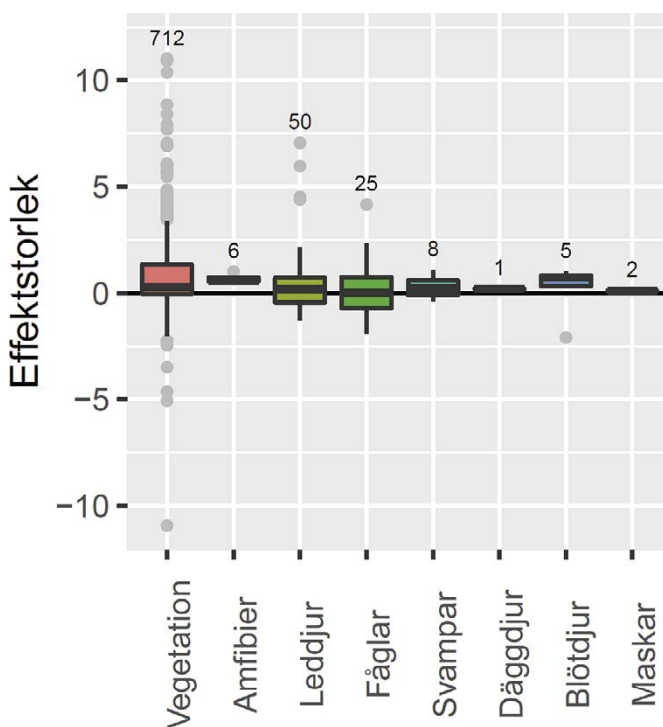


Figur 6. Effektstorleken för restaureringsåtgärder utförda i sandmark, fördelat på olika typer av åtgärder. Ovanför varje lådagram anges hur många mätserier som ingår i varje kategori.

Sammanfattningsvis är det svårt att ge generella rekommendationer kring åtgärder som ska ingå i ekologisk kompensation, då utfallet i de flesta fall är väldigt osäkert. Endast för ett fåtal åtgärder i specifika biotoper kunde vi visa på generellt goda effekter på biologisk mångfald och detta var oftast från ett fåtal studier vilket gör att det kan misstänkas att vi även hade sett negativa effekter om fler studier hade inkluderats.

Effektiviteten av restaureringsåtgärder för olika artgrupper

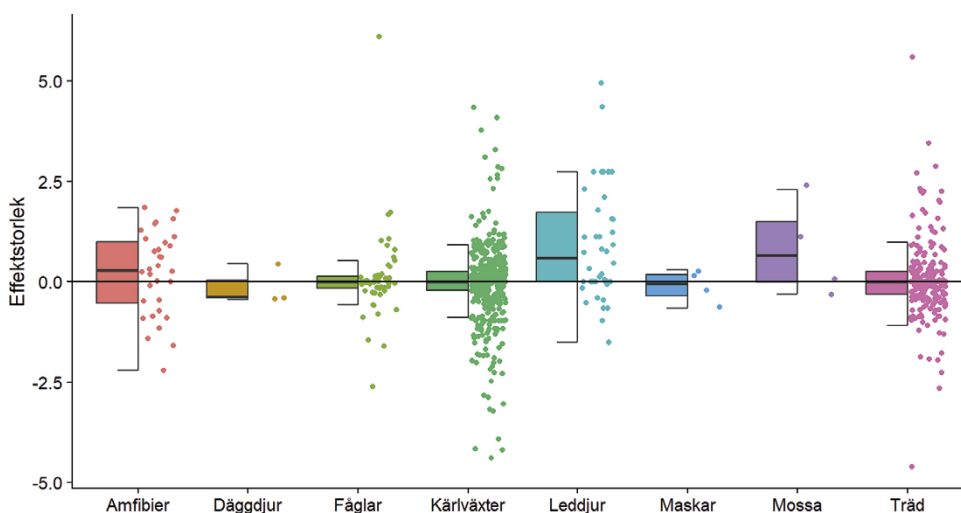
Effekterna av olika åtgärder mättes framförallt på gruppnivå i många studier, antingen som artrikedom, artdiversitet eller abundans av en viss artgrupp. Oftast studerades kärlväxter, mossor eller lavar (här sammanslaget som total vegetation) och även leddjur och fåglar förekom i många mätserier (Figur 7), medan groddjur, svampar, däggdjur, blötdjur och maskar endast fanns representerade med ett fåtal mätserier vardera. Effektstorleken för de flesta artgrupper ligger på eller nära noll, vilket betyder att restaureringsåtgärderna inte kan sägas ha varit effektiva för någon artgrupp. Undantaget var groddjur som endast uppvisar positiv effekt, men som endast kommer från sex mätserier och därför ska tolkas med försiktighet. Majoriteten av effektstorlekarna för total vegetation är också positiva, även om medelvärdet är nära noll. Därför är det intressant att se mer i detalj på för vilka åtgärder och för vilken typ av arter som åtgärderna har god effekt.



Figur 7. Effektstorleken för restaureringsåtgärder på olika artgrupper. En klar majoritet av studierna inkluderar olika grupper av vegetation (kärlväxter, mossor och lavar). Ovanför varje lådagran anges hur många mätserier som ingår i varje kategori.

Vi samlade även data från studier av effekten på enskilda arter, i form av arters abundans. De 47 studier vi fann var fördelade på skogsmark (16), gräsmark (18) och våtmark (14) men vi fann inga studier från sandmark. Effekten på enskilda arter är väldigt relevant i utformningen av ekologisk kompensation, då syftet ofta är att gynna enskilda skyddade arter. Här dominerar också kärlväxter (560 mätserier) och träd (263 mätserier) antalet utvärderade utfall (det vill säga antalet mätserier för olika arter, flera arter eller uppföljningar av olika åtgärder kan inkluderas från

en studie), medan fåglar (57), leddjur (51) och groddjur (32) är något mer sparsamt studerade. Däggdjur, maskar och mossor finns endast med från enstaka studier, medan svampar och blötdjur helt saknas. Även effekten på enskilda arter visar att åtgärderna oftast ger små eller inga positiva effekter, med medelvärden över noll endast för groddjur, leddjur och mossor (Figur 8).

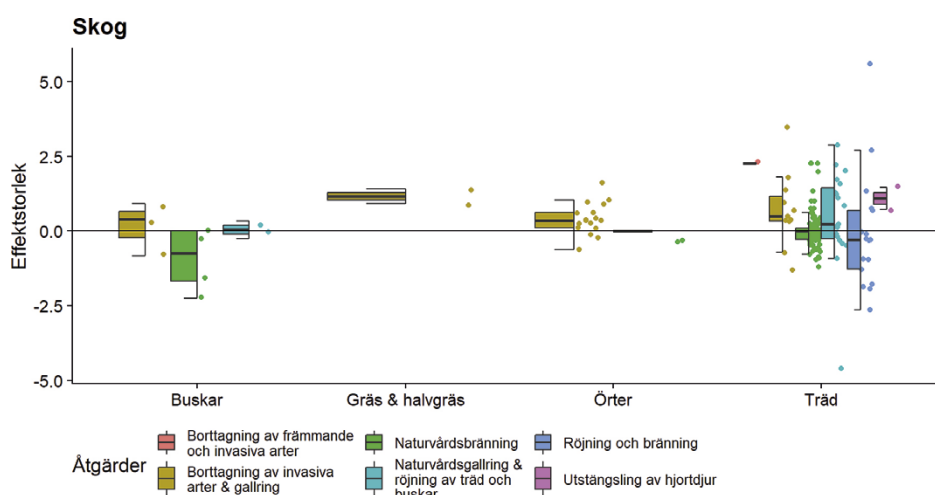


Figur 8. Effektstorleken för restaureringsåtgärder på enskilda arter, fördelade efter artgrupp. En klar majoritet av studierna behandlar kärlväxter och träd. Varje lådagram visar medelvärde och 95 % intervall. Bredvid dessa finns de ingående mätpunkterna visualiserade.

Effekt av åtgärder beroende av egenskaper hos kärlväxter

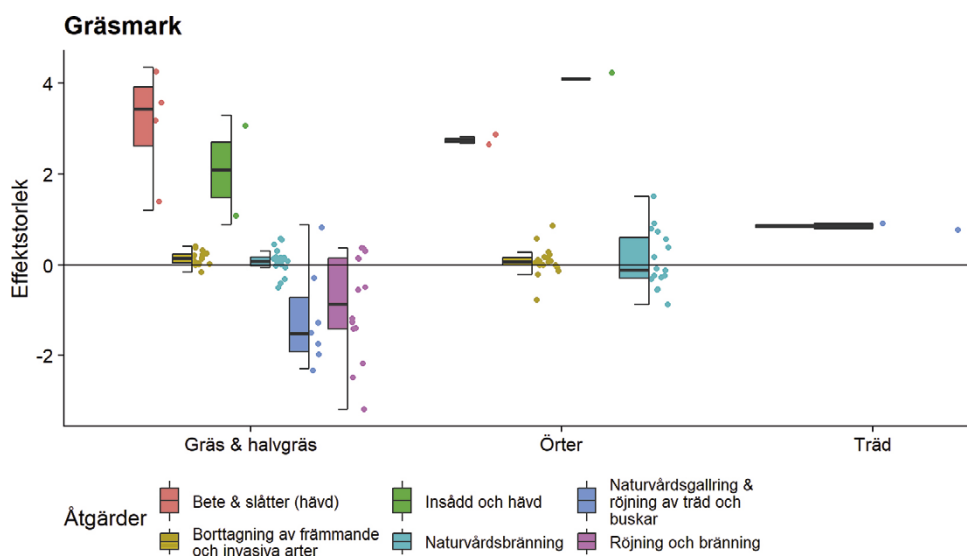
För att bedöma hur olika arteegenskaper påverkar hur arterna svarar på olika typer av åtgärder gjorde vi ytterligare analyser av endast data från studier av enskilda kärlväxtarters abundans. För andra artgrupper var fördelningen av arter med likartade egenskaper från olika studier alltför begränsad. Växter delade vi in i olika funktionella grupper (alltså grupper med olika egenskaper) baserat på växtsätt: gräs & halvgräs (graminoider), örter, buskar och träd. Abundansdata för kärlväxter fanns från 35 studier fördelat på skogsmark (12), gräsmark (13) och våtmark (11).

Studier genomförda i *skogsmark* har främst analyserat hur olika träd svarat på åtgärderna. För dessa tycks borttagning av främmande och invasiva arter samt att stänga ute betande hjortdjur vara effektiva åtgärder (Figur 9). Den sista åtgärden har dock endast undersökts i två mätserier. Borttagning av främmande och invasiva arter studerades för alla funktionella grupper, men gav negativa eller svaga resultat för buskar och örter. Naturvårdsbränning var den vanligast studerade åtgärden men gav en stor variation i effektstorlek för träd samt negativ eller obefintlig effekt på buskar och örter. För de senare grupperna kan utfallet bero på hur lång tid efter åtgärd som uppföljningen har gjorts, vilket vi inte har undersökt.



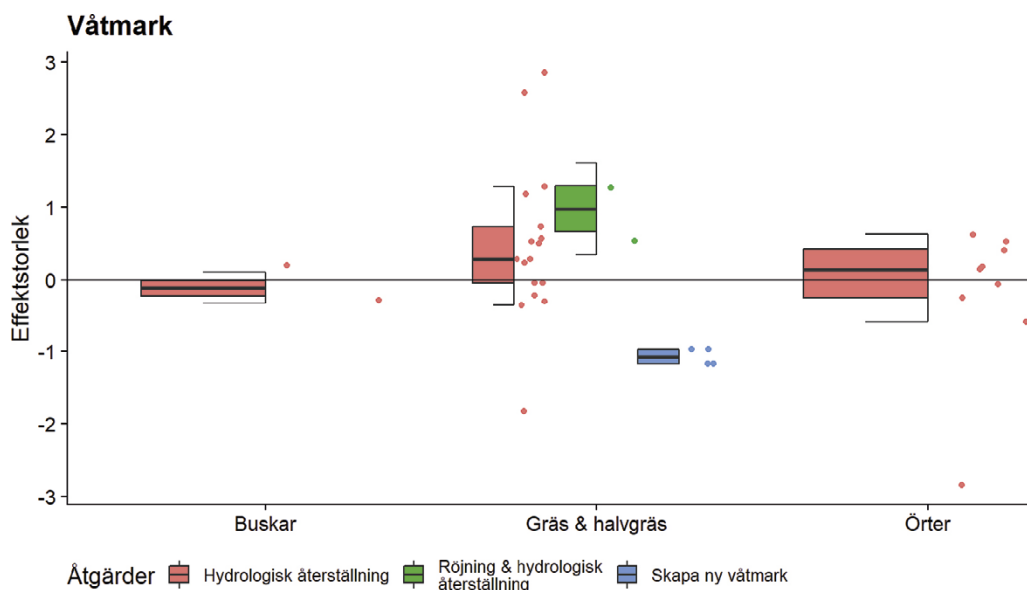
Figur 9. Effektstorleken för åtgärder utförda i skog, mätt som abundans av enskilda kärlväxtarter. Arterna är uppdelade i funktionella grupper för växtsätt och utfallet kategoriserat utifrån vilken restaureringsåtgärd som är utförd. Varje lådagram visar medelvärde och 95 % intervall. Bredvid dessa finns ingående mätpunkter visualiserade.

I *gräsmarker* var det främst gräs och halvgräs som mättes men även ganska många örter, medan träd endast förekom i två fall (Figur 10). Återupptagen hävd (bete och slåtter), i några fall i kombination med insädd av önskvärda kärlväxter ger en positiv effekt på abundansen av studerade arter, för grupperna gräs & halvgräs och örter. Naturvårdsbränning och borttagning av främmande och invasiva arter har i studier haft både positiv och negativ effektstorlek för både gräs & halvgräs och örter. Det kan bero på att dessa grupper initialt påverkas negativt av åtgärden men att studier som följer utvecklingen längre kan mäta de långsiktiga positiva effekterna. Endast två träd finns representerade och de hade en positiv effekt av röjning av icke önskvärda träd och buskar. Naturvårdsgallring samt röjning och gallring eller röjning och bränning tycks generellt ha en negativ effekt på abundansen av gräs & halvgräs.



Figur 10. Effektstorleken för åtgärder utförda i gräsmark, mätt genom abundans av enskilda kärlväxtarter. Arterna är uppdelade baserat på växtsätt och utfallet kategoriserat utifrån vilken restaureringsåtgärd som är utförd. Varje lådagram visar medelvärde och 95 % intervall. Bredvid finns ingående mätpunkter visualiserade.

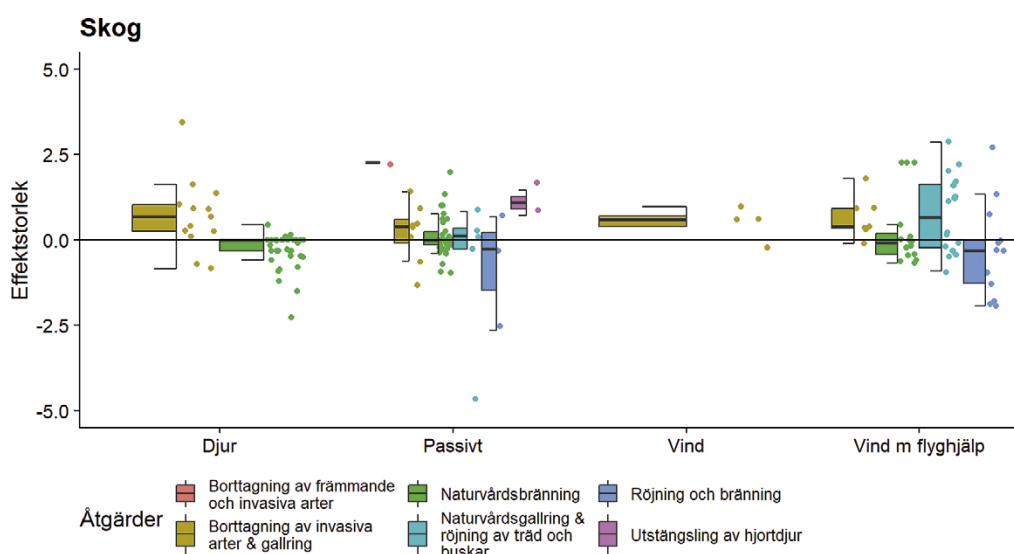
Ganska få studier presenterade data på enskilda arter från *våtmarker*. Bland dessa studerade flest hur hydrologisk återställning påverkar arterna. För gräs & halvgräs gav detta en generellt positiv respons medan utfallet för örter var mer varierat och buskar endast studerades för två arter med olika utfall (Figur 11). För gräs & halvgräs fanns även två mätserier efter en kombination av röjning och hydrologisk återställning som båda visade ett positivt resultat. Skapandet av nya våtmarker studerades endast för gräs & halvgräs men med negativ effektstorlek.



Figur 11. Effektstorleken för åtgärder utförda i våtmarker, mätt genom abundans av enskilda kärlväxtarter. Arterna är uppdelade baserat på växtsätt och utfallet kategoriserat utifrån vilken restaureringsåtgärd som är utförd. Varje lådagram visar medelvärde och 95 % intervall. Bredvid finns ingående mätpunkter visualiserade.

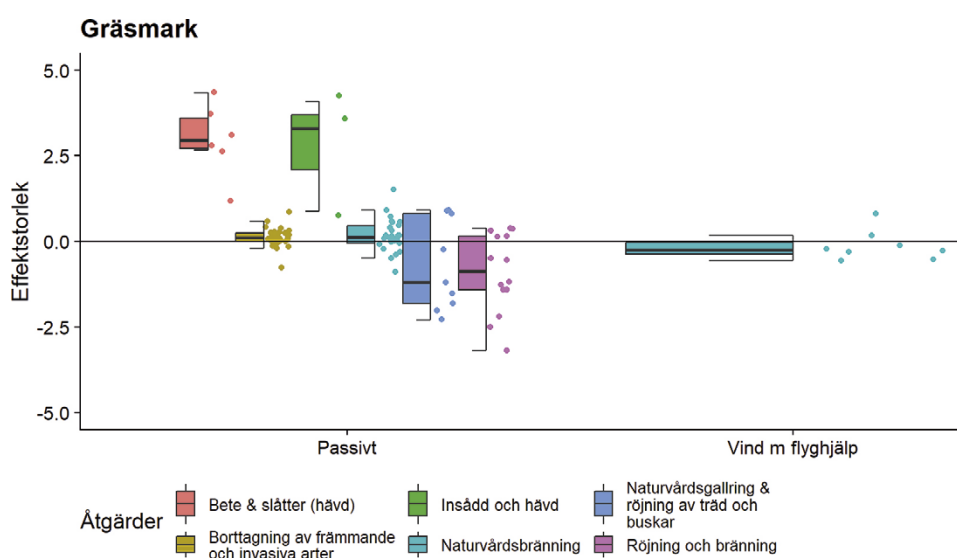
Hur växter sprider sig påverkar hur lätt de har att kolonisera nya områden. Bland de kärlväxtarter vi hade data för återfanns arter som sprids med hjälp av djur (främst fåglar och myror), de som primärt har passiv spridning, de som sprids med vatten, samt två typer av vindspridda arter: de med små frön och de som har hjälpstrukturer (t.ex. vingar eller plymer) som underlättar spridningen med vind.

För restaurering av *skogsmark* genom borttagning av invasiva och främmande arter återfanns arter från alla fyra av dessa grupper och utfallet var likartat oberoende av spridningsmekanism (Figur 12), med övervägande svagt positiva utfall av åtgärden. Efter naturvårdsbränning svarade arter med passiv spridning eller vindspridda med hjälpstrukturer likartat, med effektstorlek som inte skiljer från noll i medel och med relativt stor spridning i utfall. Kärlväxter som sprids via djur verkar dock svara sämre på naturvårdsbränning. Naturvårdsgallring och röjning gav positiv effektstorlek för arter som var vindspridda medan röjning och bränning gav svagt negativ effektstorlek för dessa arter (Figur 12).



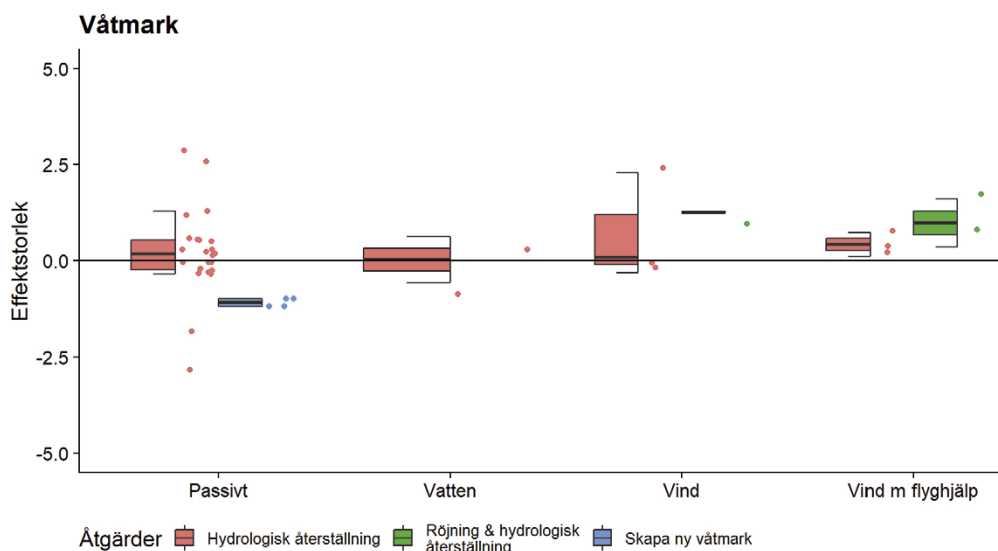
Figur 12. Effektstorleken för åtgärder utförda för att gynna kärlväxter i skogsmark, mätt genom abundans av enskilda arter. Arterna är uppdelade baserat på strategi för spridning av sina frön och utfallet kategoriserat utifrån vilken restaureringsåtgärd som är utförd. Varje lådagram visar medelvärde och 95 % intervall. Bredvid finns ingående mätpunkter visualiserade.

Arterna som har studerats i *gräsmarker* var framförallt passivt spridda men ett fåtal hade hjälpstrukturer för vindspridning (Figur 13). En genomsnittligt positiv effekt uppmättes efter återupptagen hävd, i vissa fall kombinerat med insådd av önskvärda växter, men dessa resultat kom från endast nio mätserier. För naturvårdsbränning och borttagning av invasiva arter varierade effekten. Efter röjning med efterföljande bränning samt naturvårdsgallring minskade abundansen av arterna i många fall efter åtgärd jämfört med förändringen i kontrollområdena.



Figur 13. Effektstorleken för åtgärder utförda för att gynna kärlväxter i gräsmark, mätt som abundans av enskilda arter. Arterna är uppdelade baserat på strategi för spridning av frön och utfallet kategoriserat utifrån vilken restaureringsåtgärd som är utförd. Varje lådagram visar medelvärde och 95 % intervall. Bredvid finns ingående mätpunkter visualiserade.

För majoriteten av kärlväxarterna i *våtmarker* ger hydrologisk återställning en positiv effekt på artens abundans, oavsett spridningsmetod (Figur 14). De få studier av röjning i samband med återställning visade enbart positiv effekt. Däremot hade alla nyskapade våtmarker en negativ effekt på arter jämfört med kontrollområden.



Figur 14. Effektstorleken för åtgärder utförda för att gynna kärlväxter i våtmarker, mätt som abundans av enskilda arter. Arterna är uppdelade baserat på strategi för växternas spridning och utfallet kategoriserat utifrån vilken restaureringsåtgärd som är utförd. Varje lådagram visar medelvärde och 95 % intervall. Bredvid finns ingående mätpunkter visualiserade.

Sammanfattning av kunskapssyntes om naturvårdsrestaurering

Från ett omfattande material (18821 studier) insamlat genom systematisk sökning av vetenskaplig litteratur resulterade våra strikta krav på studiekvalitet och relevanta klimatförhållanden att endast information från 93 studier slutligen inkluderades. Det finns alltså ett stort ytterligare material i den litteraturlösa databas som har byggts upp inom projektet, och som kan användas för att identifiera studier med mindre strikt design men som ändå kan ge vägledning vid planering av kompensationsåtgärder. Vi har dock inte använt dem i våra analyser.

De inkluderade studierna visar generellt på positiva effekter av restaurering, men variationen är stor och medeleffekten ofta nära noll. Effekterna är relativt lika i olika biotoper. Antalet tillgängliga mätserier som uppfyller kriterierna i analysen, framförallt före-efter-kontroll-effekt, skiljer sig också mellan olika naturtyper. Det finns flest mätserier från skogsmark och gräsmark, men det finns också relativt många studier från våtmark medan det finns få studier på sandmark.

Även om det finns en stor variation mellan mätserierna inom olika biotoper är det ändå några åtgärder som generellt har en större positiv effekt än andra. Hit hör framförallt effekten av hävd, men också borttagandet av invasiva och främmande arter är generellt positivt. Detta speglar sannolikt den stora dominansen av kärlväxter i mätserierna. Restaureringsekologi har länge dominerats av växtstudier (Young 2000), sannolikt eftersom växter utgör grunden för de flesta landekosystem

och därför ses som utgångsläge för möjligheten att återställa ett helt system. Det gör att det blev lättare för oss att dra slutsatser om vilka åtgärder som fungerar för växtsamhället än för andra artgrupper.

Vid jämförelse mellan olika organismgrupper, beträffande framförallt abundansen av enskilda arter, är skillnaden i effekt av alla studerade åtgärder inte särskilt stor mellan kärlväxter och andra grupper. För skogsmark är det värt att notera att exempelvis skapande av död ved har en generellt svag effekt, vilket kan bero på skevheten i mätta artgrupper och att arter som lever i död ved är underrepresenterade. För leddjur (där framförallt insekter är inkluderat) i skogsmark har restaurering generellt en positiv effekt.

Tittar man på enbart kärlväxter blir effekten av hävd samt borttagande av främmande och invasiva arter ännu mer tydligt positiva. Det gäller både i skogsmark och gräsmarker. För våtmarker är det framförallt återställda hydrologiska förhållanden och röjning som har positiv effekt. Värt att notera för våtmarkerna är att nyskapande snarare visar på en negativ effekt. Dessa studier är dock gjorda relativt kort tid efter att våtmarkerna skapades och visar troligen därför både på svårigheten att nyskapa biotoper, men kan även bero på att effekten av återskapande av en biotop tar tid. Att det tar tid att skapa biotoper behöver man beakta vid utformningen av ekologisk kompensation, så att inte beräkningar av vilka åtgärder som behövs utgår från en falsk förväntan att den biologiska mångfalden kommer att gynnas direkt när åtgärden är genomförd.

Den stora effekten av hävd, och i viss mån röjning, bekräftar tidigare studier som visat på snabba effekter på exempelvis artrikedomen av kärlväxter. Sannolikt är det svårare att hitta effekter i system med längre responstid, såsom äldre skogar och speciella vedkvaliteter som behöver lång tid för att utvecklas (Jonsell m.fl. 2019). Resonemang bör föras om det finns livsmiljöer som inte alls lämpar sig för ekologisk kompensation, utan att dessa bör ses som "icke-förhandlingsbara biotoper" eftersom de bildas så långsamt (Helldin 2015).

Metoden att använda före-efter-kontroll-effekt innebär att studiedesignen är bra vilket sannolikt är nödvändigt för att kunna göra en pålitlig utvärdering av effekten av olika restaureringsåtgärder (Josefsson m.fl. 2020). En nackdel med att ha det som krav är dock att det sannolikt leder till ett skevt urval med en dominans av korttidsstudier (Öckinger m.fl. 2021). Att utföra före-efter-kontroll-effekt-studier kan också vara kostsamt och praktiskt svårt.

Även om det var svårt att dra generella slutsatser kring vilka biotoper, artgrupper eller arter med vissa egenskaper som det är lättare att gynna med restaureringsåtgärder så finns det för många av biotoper och artgrupper information som kan användas vid beslut i kompensationsärenden. Det är t.ex. möjligt att använda våra framtagna effektivitetsmått och spridningsmått för åtgärder och biotoper vid beräkning av s.k. multiplikatorer ('multipliers'), som används vid beräkningen av kompensationens omfattning. Detta är beräkningar som görs för att fastställa hur stor yta som behöver restaureras eller nyskapas för att kompensationsåtgärden ska bedömas leda till att ingen nettoförlust av biologisk mångfald kvarstår (Moilanen m.fl. 2009). Osäkerhet i utfallet av åtgärd är en aspekt som bör påverka hur stort område som används för kompensation för att ta höjd för risken att åtgärden inte ger förväntad vinst.

Riktlinjer för bättre anpassad ekologisk kompensation

Generella slutsatser

För att ekologisk kompensation ska kunna bidra till att uppnå målet att stoppa förlusten av biologisk mångfald och ekosystemtjänster krävs tydligare riktlinjer till både myndigheter och exploatörer om hur ekologisk kompensation bör användas. De bör ta upp vilka naturvärden som kan och inte kan kompenseras och vilka kompensationsåtgärder som fungerar bra i specifika sammanhang. Dessa riktlinjer behöver vara baserade på gedigna utvärderingar av olika åtgärders effekt på biologisk mångfald. Idag genomförs ekologisk kompensation i Sverige på många olika sätt där kommuner och konsulter prövar sig fram och där det generella resonemanget är att det bättre göra något alls än inget. Risken när inga ekologiska utvärderingar görs av utförda kompensationer är att myndigheter lär sig av varandra utifrån vad som var enkelt att praktiskt driva igenom istället för vad som ger långsiktigt positiv effekt på biologisk mångfald. Om ekologisk kompensation används i omfattande skala i många länder utan att åtgärderna uppnår de tänkta effekterna kan det få stora konsekvenser för biologisk mångfald globalt (zu Ermgassen m.fl. 2019b). Det finns även en risk för undanträngning, så att ekonomiska resurser används till ekologisk kompensation på bekostnad av andra naturvårdsåtgärder (Gordon m.fl. 2015, Moreno-Mateos m.fl. 2015).

Kompensationsåtgärder som utförs i Sverige utgår idag inte från kunskap om vilka restaureringsåtgärder som fungerar, utan styrs snarare av praktiska omständigheter. Lagstiftning och tillgång till mark att förlägga kompensationsområden på är det som i första hand styr hur ekologisk kompensation utformas. För att veta om kompensationsåtgärder faktiskt leder till att det inte sker någon nettoförlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster krävs att de följs upp. Idag sker detta sällan i praktiken, och när det sker en uppföljning handlar den oftast enbart om att den planerade åtgärden har utförts, och inte vilken effekt den har på biologisk mångfald eller ekosystemtjänster. Det går därför inte att veta om ekologisk kompensation hjälper samhället att nå målet om att stoppa förlusten av biologisk mångfald.

Utvärdering av den vetenskapliga litteraturen av restaureringsåtgärder – gjorda i för Sverige relevanta klimatförhållanden – visar generellt på positiva effekter av restaurering, men variationen är stor och medeleffekten är ofta nära noll. Effekterna är relativt lika i olika naturtyper med mindre avvikelser. Antalet tillgängliga mätserier som uppfyller kriterierna i analysen, framförallt före-efter-kontroll-effekt, skiljer sig också mellan olika naturtyper. Den stora variationen i utfall mellan studier kan också bero på att åtgärder har olika bra effekt, och att artgrupper svarar olika på dessa åtgärder. Landskapskontext, storlek på det åtgärdade området och status på naturvärdet innan åtgärd är exempel på faktorer som skulle kunna förklara skillnader i effekt mellan studier men som vi inte kunde få in standardiserade data på.

Vidare analys av enskilda artgrupper eller biotoper, utan krav på studiedesign enligt före-efter-kontroll-effekt, skulle kunna visa på tydligare skillnad mellan åtgärder om dessa aspekter tas med i bedömningen. Det fanns dock inga systematiska skillnader mellan biotoper eller mellan artgrupper som vi kan basera generella riktlinjer för ekologisk kompensation på. Däremot finns det gott om bra exempel, både på lyckade restaureringsåtgärder med klart positiv effekt och på restaureringsåtgärder som inte har någon positiv, eller till och med en negativ effekt på biologisk mångfald. Sådana exempel kan ge värdefulla lärdomar när man ska utföra ekologisk kompensation. Det vore värdefullt med en sammanställning av sådana lyckade och mindre lyckade exempel som är relevanta ur ett svenskt perspektiv, men det ligger utanför detta projekt. Exempel på åtgärder som fungerar bra finns sammanställda på Conservation Evidence hemsida <https://www.conservationevidence.com/>. Vi rekommenderar att en motsvarande plattform tas fram för svenska förhållanden.

Faktorer som används vid beräkningen av hur stort område som behöver åtgärdas jämfört med det som påverkas negativt av utvecklingsprojektet kallas multiplikatorer. De används för beakta att ett större område behövs p.g.a. bland annat fördröjningseffekter eller osäkerhet i utfall. Våra resultat skulle kunna användas för att ta fram sådana multiplikatorer; eftersom den stora variationen i utfall som vi påvisade är ett mått på osäkerheten.

Hinder för effektiv implementering av ekologisk kompensation i Sverige

Utifrån de identifierade bristerna i enhetlig implementering av ekologisk kompensation i Sverige har vi sammanställt en lista med hinder och risker med den utformning av ekologisk kompensation som tillämpas idag.

Juridik och beslutsprocessen

- *Svagt juridiskt system:*
Ekologisk kompensation är inkluderad på olika sätt inom olika delar av svensk miljölagstiftning, vilket skapar ett osäkert system. Kompensation krävs för sällan och Miljöbalken upplevs som för begränsad. Detta skapar osäkerhet även i de fall där ekologisk kompensation anges som ett alternativ när det finns en brist på juridiskt bindande krav.
- *Dåligt integrerad i beslutsprocessen:*
Eftersom ekologisk kompensation oftast inte är obligatorisk blir nivån på kraven beroende av hur van varje tjänsteman är av att arbeta med kompensationsärenden.
- *Placering i beslutsprocessen:*
Kompensation bör introduceras tidigt i ett projekt för att kunna utformas på ett sätt så att kompensationsåtgärder har möjlighet att genomföras innan exploateringen påbörjas. Det skulle även möjliggöra att man i högre utsträckning prioriterar att undvika att skada värden som är svårare att kompensera. Detta är dock svårt idag p.g.a. den tvådelade beslutsprocessen, som kräver att beslut kring dispens eller tillstånd ska ges innan kompensationsåtgärder utvärderas.

- *Otillräckliga skyddsformer:*
Myndigheterna kan oftast inte utkräva garantier för att kompensationsområden kommer att skyddas långsiktigt. Det gör att den långsiktiga nyttan med kompensationsåtgärden blir osäker.
- *För tillåtande syn på vad som kan kompenseras:*
Det saknas ett strikt juridiskt skydd för att vissa värden inte kan kompenseras även om det i realiteten finns naturvärden som aldrig kan kompenseras inom ramarna för vad som är praktiskt genomförbart. Genom att allt betraktas som möjligt att kompensera urholkas strikta skyddsformer.
- *För små kompensationsområden:*
Kompensationsområden är oftast relativt små och sällan eller aldrig större än det område som har påverkats negativt av ett exploateringsprojekt. Myndigheter upplever sig begränsade, att de inte har juridiskt utrymme att kräva en ekologiskt relevant nivå på kompensationsåtgärderna genom att till exempel använda sig av multiplikatorer som tar hänsyn till osäkerheter i utfall av kompensationsåtgärder och fördröjningseffekter.

Rutiner och kontrollsystem

- *Saknas gemensamt system:*
Stora skillnader mellan hur olika kommuner och länsstyrelser tillämpar ekologisk kompensation innebär en osäkerhet för exploitörer och att samma exploatering ger olika utfall i nettoförlust av biologisk mångfald.
- *Saknas tydliga rutiner:*
Bristen på tydliga och enhetliga rutiner som delas av flera myndigheter skapar osäkerhet, tillämpningen blir beroende av enskilda individers erfarenhet eller vilja att genomdriva kompensationsprojekt.
- *Svagt kontrollsystem:*
Myndigheterna har oftast ingen möjlighet att göra uppföljningar av genomförd ekologisk kompensation, varken av utförandet eller av effekten på biologisk mångfald. Det finns därför stora osäkerheter kring om utlovade kompensationsåtgärder alls är genomförda och om de i så fall har inneburit de vinster för naturvärden som har utlovats.

Kostnader, kunskap och erfarenhet

- *För lite resurser:*
Många kommuner och länsstyrelser har varken personal eller budget för att ta fram underlag eller göra utvärderingar av kompensationsåtgärder, eller sköta avsatta eller restaurerade områden.
- *Svårt bedöma rimlig kostnad:*
Osäkerheter kring vad som kan vara rimligt att kräva av exploitörer.
- *Saknas kunskap och erfarenheter:*
Både myndigheter och exploitörer är ovana att bedöma negativa effekter på naturvärden och möjligheterna att genomföra kompensationsåtgärder, och det råder osäkerhet kring vilka åtgärder som kan fungera.

- *No-net-loss begreppet skapar falsk säkerhet:*
Eftersom det går att ställa krav på kompensationsåtgärder som gör att inga nettoförluster av biologisk mångfald ska kvarstå, men ingen uppföljning sker, finns det risk att en falsk säkerhet skapas. Det kan leda till att en högre förlust av naturvärden tillåts än om kompensation inte var ett alternativ.
- *Saknas en helhetssyn:*
Exploateringsprojekten bedöms enskilda på liten skala, vilket skapar svårigheter att upptäcka kumulativa negativa konsekvenser på naturvärden. Kompensation riskerar därför att utformas utan att ta hänsyn till den biologiska mångfalden i ett större perspektiv.
- *Praktiska omständigheter går före ekologi:*
Myndigheterna fokuserar ofta på att lösa administrativa problem kring kompensationsåtgärder, som att hitta någon som långsiktigt kan sköta kompensationsområden eller att komma överens med alla inblandade aktörer. Det ger mindre utrymme för ekologiska bedömningar som krävs för att kompensationsåtgärder ska ha önskad effekt.
- *Tillgång till mark för kompensationsområden:*
Många aktörer har inte själva tillgång till närliggande mark, eller så finns det inte kvar något oexploaterat område med liknande naturmiljö inom samma landskap. Brist på mark som kan fungera som kompensationsområde råder i alla delar av Sverige men i olika omfattning, ofta på mindre skala i södra Sverige och större i norra.

Bättre anpassad ekologisk kompensation

I denna rapport har vi inte utvärderat om ekologisk kompensation är det bästa alternativet för att bevara biologisk mångfald, utan undersöker vad som kan göras för att det ska få en bättre effekt när det används. Vi utgår från ett myndighetsperspektiv då det här finns störst chans att förbättra åtgärdernas effekt utifrån ekologisk kunskap.

Vi rekommenderar att en nationell standard tas fram och att rutiner utarbetas för tillsynsmyndigheter, och att ekologisk kompensation integreras bättre i beslutsprocessen. Ett bredare helhetstänkande kring bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster bör utvecklas, genom att öka fokus på landskapsperspektiv och ta hänsyn till fördröjningseffekter för både konsekvenser av exploatering och nyttan av kompensationsåtgärder. Genom att sammanställa goda och sämre exempel på kompensationsåtgärder kan kvaliteten på genomförd kompensation höjas. För att minska effekten av stora skillnader i hanteringen och resurser mellan myndigheter inom landet kan bildandet av ett nationellt center vara en lösning. Detta skulle ha som uppgift att tillhandahålla kunskap om naturvårdsåtgärder och ekologisk kompensation samt eventuellt också genomföra och utvärdera dessa. Om habitatbanker, kompensationspooler eller liknande system blir aktuellt i framtiden är det även viktigt att det finns en samlande organisation som ansvarar för att garantera kvalitet.

För att minska problem som uppstår på grund av den sena placeringen i beslutsprocessen bör myndigheter utreda hur den tvådelade beslutsprocessen kan modifieras. Det är önskvärt med ett system som förutsätter skadelindring, säkerställer att tillstånd och dispenser inte ges som inte skulle ha beviljats utan kompensation, men samtidigt möjliggöra förberedelse för kompensation tidigt i processen, eftersom det ökar sannolikheten att åtgärder genomförs och har avsedd effekt.

Vi förespråkar att en systematisk uppföljning av de naturvärden som förloras genom exploatering, och av kompensationsåtgärdens effekter, blir en integrerad del av ekologisk kompensation. Myndigheter som ställer krav på ekologisk kompensation bör samtidigt ställa krav på att bedömning görs av förlusten vid exploatering samt att långsiktigt följa upp kompensationsåtgärdernas effekter. För att myndigheter, företag och forskare ska kunna dra lärdomar från dessa utvärderingar krävs att de blir öppna tillgängliga. Därför bör myndigheterna även ställa detta som krav. För att göra detta möjligt kan exempelvis Naturvårdsverket skapa en öppen, sökbar databas, där både utvärderingsrapporter och underliggande data görs tillgängliga.

Vi förespråkar även en geografiskt refererad databas (naturvårdsverkets webverktyg/karttjänst <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>) för att dokumentera alla kompensationsområden och koppla dessa till motsvarande områden som har exploaterats. På så sätt blir det möjligt att följa upp de naturvärden som förloras och samtidigt de som avsätts, förstärks och skyddas för att kompensera för dessa. Det gör att man långsiktigt kan bedöma i vilken mån kompensationsområden utgör en motvikt till de värden som förloras.



Genom systematiska uppföljningar av relevanta artgrupper inom området som ska exploateras och i kompensationsområdet före och efter att åtgärder är genomförda kan bedömning av effekterna på biologisk mångfald göras. Här är en fönsterfälla utplacerad för att följa artsammansättningen av vedlevande skalbaggar. Foto: Samuel Keith, Greensway.

Källförteckning

BBOP (2012) *Guidance notes to the Standard on Biodiversity Offsets*. Washington, D.C.: Forest Trends.

Benayas, J. M. R. m.fl. (2009) Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis, *Science*, 325(5944), pp. 1121–1124. doi: 10.1126/science.1172460.

Blicharska, M., Hedblom, M., Josefsson, J., Widenfalk, O., Ranius, T., Öckinger, E., Widenfalk, L.A. (*under revision*) Operationalization of Ecological Compensation in Sweden – obstacles and ways forward. *Journal of Environmental Management*

Bryman, A. (2012) *Social research methods*. 4th ed. Oxford ; New York: Oxford University Press.

CBD (Convention on Biological Diversity). (2011) *Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020, Including Aichi Biodiversity Targets*. Available at: <https://www.cbd.int/sp/>.

Christie, A. P. m.fl. (2019) Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses, *Journal of Applied Ecology*. Edited by J. Louzada, 56(12), pp. 2742–2754. doi: 10.1111/1365-2664.13499.

Corbin, J. & Strauss, A. (2008) *Basics of qualitative research: Techniques and procedures for developing grounded theory*. Sage: Thousand Oaks.

Crouzeilles, R. m.fl. (2016) A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success, *Nature Communications*, 7(1), p. 11666. doi: 10.1038/ncomms11666.

Curran, M., Hellweg, S. & Beck, J. (2014) Is there any empirical support for biodiversity offset policy?, *Ecological Applications*, 24(4), pp. 617–632. doi: 10.1890/13-0243.1.

Dahlberg, A. m. fl. (2001) Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity, *Biological Conservation*, 100(2), pp. 151–161. doi: 10.1016/S0006-3207(00)00230-5.

Dahlberg, A. & Stenström, E. (1991) Dynamic changes in nursery and indigenous mycorrhiza of *Pinus sylvestris* seedlings planted out in forest and clearcuts, *Plant and Soil*, 136(1), pp. 73–86. doi: 10.1007/BF02465222.

Damiens, F. L. P., Porter, L. & Gordon, A. (2020) The politics of biodiversity offsetting across time and institutional scales, *Nature Sustainability*. doi: 10.1038/s41893-020-00636-9.

Eales, J. m. fl. (2018) What is the effect of prescribed burning in temperate and boreal forest on biodiversity, beyond pyrophilous and saproxylic species? A systematic review, *Environmental Evidence*, 7(1), p. 19. doi: 10.1186/s13750-018-0131-5.

zu Ermgassen, Sophus O. S. E. m. fl. (2019a) The ecological outcomes of biodiversity offsets under “no net loss” policies: A global review, *Conservation Letters*, 12(6). doi: 10.1111/conl.12664.

zu Ermgassen, Sophus Olav Sven Emil *m. fl.* (2019b) The Role of “No Net Loss” Policies in Conserving Biodiversity Threatened by the Global Infrastructure Boom, *One Earth*, 1(3), pp. 305–315. doi: 10.1016/j.oneear.2019.10.019.

European Commission (2020) *Protecting biodiversity: nature restoration targets under EU biodiversity strategy*. Available at: https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12596-Protecting-biodiversity-nature-restoration-targets-under-EU-biodiversity-strategy_en (Hämtat: 20 May 2021).

Gordon, A. *m. fl.* (2015) FORUM: Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies, *Journal of Applied Ecology*. Edited by C. Banks-Leite, 52(2), pp. 532–537. doi: 10.1111/1365-2664.12398.

Götzenberger, L. *m. fl.* (2012) Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects, *Biological Reviews*, 87(1), pp. 111–127. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x.

Guillet, F. & Semal, L. (2018) Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy, *Biological Conservation*, 221, pp. 86–90. doi: 10.1016/j.biocon.2018.03.001.

Gustafsson, L., Kouki, J. & Sverdrup-Thygeson, A. (2010) Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25(4), pp. 295–308. doi: 10.1080/02827581.2010.497495.

Helldin, J.-O. (2015) *Icke-förhandlingsbara biotoper – ett koncept för att undvika exploatering av små biotoper med oersättliga naturvärden*. 2015:211. Borlänge: Trafikverket.

Jones, H.P. *m. fl.* (2018) Restoration and repair of Earth’s damaged ecosystems, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1873), p. 20172577. doi: 10.1098/rspb.2017.2577.

Jones, H. P. & Schmitz, O. J. (2009) Rapid Recovery of Damaged Ecosystems, *PLoS ONE*. Edited by G. C. Trussell, 4(5), p. e5653. doi: 10.1371/journal.pone.0005653.

Jonsell, M. *m. fl.* (2019) Increasing influence of the surrounding landscape on saproxylic beetle communities over 10 years succession in dead wood, *Forest Ecology and Management*, 440, pp. 267–284. doi: 10.1016/j.foreco.2019.02.021.

Josefsson, J. *m. fl.* (2020) Improving scientific rigour in conservation evaluations and a plea deal for transparency on potential biases, *Conservation Letters*, 13(5). doi: 10.1111/conl.12726.

Josefsson, J. *m. fl.* (2021) Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – Where is the evidence?, *Biological Conservation*, 257, 109117. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109117>

Kallio, H. *m. fl.* (2016) Systematic methodological review: developing a framework for a qualitative semi-structured interview guide, *Journal of Advanced Nursing*, 72(12), pp. 2954–2965. doi: 10.1111/jan.13031.

Koh, N. S., Hahn, T. & Ituarte-Lima, C. (2017) Safeguards for enhancing ecological compensation in Sweden, *Land Use Policy*, 64, pp. 186–199. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.02.035.

Laurance, W. F. (2010) Habitat destruction: death by a thousand cuts, ur Sodhi, N. S. & Ehrlich, P. R. (red) *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, pp. 73–87. doi: 10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0005.

Maron, M. *m. fl.* (2012) Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies, *Biological Conservation*, 155, pp. 141–148. doi: 10.1016/j.biocon.2012.06.003.

Maron, M. *m. fl.* (2016) Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting, *BioScience*, 66(6), pp. 489–498. doi: 10.1093/biosci/biw038.

Massey, E. *m. fl.* (2014) Climate policy innovation: The adoption and diffusion of adaptation policies across Europe, *Global Environmental Change*, 29, pp. 434–443. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.09.002.

Moilanen, A. *m. fl.* (2009) How Much Compensation is Enough? A Framework for Incorporating Uncertainty and Time Discounting When Calculating Offset Ratios for Impacted Habitat, *Restoration Ecology*, 17(4), pp. 470–478. doi: 10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x.

Moilanen, A. & Kotiaho, J. S. (2018) *Planning biodiversity offsets – Twelve operationally important decisions*. 2018:513. Copenhagen: Nordic Council of Ministers (TemaNord). Available at: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:norden:org:diva-5223> (Accessed: 2 March 2021).

Moreno-Mateos, D. *m. fl.* (2015) The true loss caused by biodiversity offsets, *Biological Conservation*, 192, pp. 552–559. doi: 10.1016/j.biocon.2015.08.016.

Naturvårdsverket (2015) *Tillämpning av miljöbalkens bestämmelser om ekologisk kompensation: en kartläggning*. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2016) *Ekologisk kompensation: en vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden*. Stockholm: Naturvårdsverket.

Palviainen, M. *m. fl.* (2005) Changes in the Above- and Below-ground Biomass and Nutrient Pools of Ground Vegetation After Clear-cutting of a Mixed Boreal Forest, *Plant and Soil*, 275(1–2), pp. 157–167. doi: 10.1007/s11104-005-1256-1.

Persson, J. (2013) Perceptions of environmental compensation in different scientific fields. *International Journal of Environmental Studies* 70, 611–628. <http://dx.doi.org/10.1080/00207233.2013.835526>.

Persson J. (Red.). (2014) *Miljökompensation vid väg- och järnvägsprojekt: identifiering av status, problem och möjligheter*. Rapport 2014:24. Fakulteten för Landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap, SLU. Alnarp.

Persson, J., Larsson, A. & Villarroya, A. (2015) Compensation in Swedish infrastructure projects and suggestions on policy improvements, *Nature Conservation*, 11, pp. 113–127. doi: 10.3897/natureconservation.11.4367.

Pöll, C. E., Willner, W. & Wrbka, T. (2016) Challenging the practice of biodiversity offsets: ecological restoration success evaluation of a large-scale railway project, *Landscape and Ecological Engineering*, 12(1), pp. 85–97. doi: 10.1007/s11355-015-0282-2.

Rega, C. (2013) Ecological compensation in spatial planning in Italy, *Impact Assessment and Project Appraisal*, 31(1), pp. 45–51. doi: 10.1080/14615517.2012.760228.

- Rosenvald, R. & Löhmus, A. (2008) For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects, *Forest Ecology and Management*, 255(1), pp. 1–15. doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.016.
- Rundcrantz, K. & Skärbäck, E. (2003) Environmental compensation in planning: a review of five different countries with major emphasis on the German system. *Environmental Policy and Governance*. 13: 204–226. <https://doi.org/10.1002/eet.324>
- Saint-Germain, M., Drapeau, P. & Hébert, C. (2004) Comparison of Coleoptera assemblages from a recently burned and unburned black spruce forests of northeastern North America, *Biological Conservation*, 118(5), pp. 583–592. doi: 10.1016/j.biocon.2003.10.007.
- SFS 1998:808 (1998) *Miljöbalken*, Svensk Författningssamling.
- Sjöholm, L. (2019) *Ekologisk kompensation och tillämpning av miljöbalkens kompensationsbestämmelser åren 2015–2018: en uppföljning av rapport 6667*. Rapport 6898. Naturvårdsverket.
- SOU (ed.) (2017) *Ekologisk kompensation: åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samtidigt som behovet av markexploatering tillgodoses: betänkande*. Stockholm: Wolters Kluwer (Statens offentliga utredningar, 2017:34).
- Tyler, T. m.fl. (2021) Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants, *Ecological Indicators*, p. 13.
- Villarroya, A., Barros, A. C. and Kiesecker, J. (2014) Policy Development for Environmental Licensing and Biodiversity Offsets in Latin America, *PLoS ONE*. doi: 10.1371/journal.pone.0107144.
- Young, T. P. (2000) Restoration ecology and conservation biology, *Biological Conservation*, p. 12.
- Öckinger, E. m.fl. (2021) *När kan ekologisk kompensation bidra till att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster?* Rapport 6996. Stockholm: Naturvårdsverket.

Appendix 1

Frågeformulär för intervjuer

Detta formulär användes vid de semi-strukturerade djupintervjuerna för studien ”Operationalization of Ecological Compensation in Sweden – obstacles and ways forward” (Blischarska m.fl., under revision).

Frågor markerade med * ställdes i alla intervjuer, medan vilka av övriga frågor som ställdes anpassades efter svarandes roll och tidigare svar.

Generella frågor (1 – max 5 min)

- Vilken roll har du idag? Vad jobbar du med?
- Vilka olika ansvarsområden innebär det?
- Vilken bakgrund har du? Utbildning? Tidigare tjänster?

Koppling till “Ekologisk kompensation”

- Har du någon erfarenhet av projekt som kan kopplas till ekologisk kompensation?
- Vilken roll har du själv haft i dessa projekt?
- Hur definierar du EK?
 - Är det EK i juridisk mening eller projekt som ”bara” kan räknas som EK?
- Har ev projekt som kan räknas in (trots att de inte haft en juridisk status som EK) varit benämnda som EK eller kallats något annat?

Huvudfrågor (55–70 min)

Denna del är uppdelad i två olika sektioner, med frågor som passar olika bra beroende på om den som blir intervjuad huvudsakligen har övergripande kunskap inom området eller om de har arbetat fokuserat med specifika projekt. Frågor från båda sektionerna kan ställas till samma person och i olika ordning.

Generella frågor

- Kommer ‘ekologisk kompensation’ ofta upp, som del av olika exploateringsprojekt, inom din organisation?
- I anslutning till vilken typ av projekt lyfts detta?
- Går det att specificera hur ofta det görs?
- *Vilken typ av värden strävar projekten oftast efter att kompensera för?
 - Fråga upp om de aspekter som inte har lyfts av dem: arter, habitat, ekosystemtjänster, lokal el regional diversitet.
- *Vilken typ av information används (av er el konsult) för att avgöra vilka värden som ska kompenseras?
- *På vilka grunder görs de ekologiska avvägningarna inom dessa projekt?

- Vilken typ av information används för att bestämma hur kompensationen utförs?
- På vilken skala (rumslig och tidsmässig) planeras ekologisk kompensation?
- Jämfört med hur ofta ekologiska kompensationsprojekt planeras, finns det en skillnad i hur ofta de genomförs?
Händer det ofta att EK inte tas upp alls även om det skulle vara relevant?
- *Hur ser du på ekologisk kompensation som koncept? Fördelar och nackdelar.
- Ser du några kompensationsåtgärder som inte används idag som kan bli aktuella i framtiden?
- Finns det värden (arter, miljöer, ES) som aldrig kan kompenseras?
- Hur tycker du att den ekologiska uppföljningen av EK fungerar idag?
 - Om svar "dåligt": Finns det något som skulle behövas för att underlätta uppföljningen?

Om det någon gång under intervjun framkommer att den EK de vill göra inte kan genomföras så ställ följdfrågorna:

- Vad tror du ligger bakom att det är svårt att få igenom de åtgärder som du tror skulle behövas?
- Ser du något sätt som skulle underlätta så att du kunde arbeta med det här mer ekologiskt baserat?
- Vad skulle du vilja göra annorlunda ifall du hade möjlighet?

Projektspecifika frågor

Om det är en person som vi märker tidigt är insatt i väldigt många olika projekt, så kan vi be dem att svara baserat på "summan" av flera projekt som har haft samma/liknande fokus.

- Vilka arter/artgrupper fokuserade ni på inom det EKprojektet?
- Varför fokuserar ni på just dessa och vilken kunskap används för att göra det urvalet?
- Vilka habitat fokuserade ni på inom det EKprojektet?
- Varför fokuserar ni på just dessa och vilken kunskap används för att göra det urvalet?
- Vilka ekosystemtjänster fokuserade ni på inom det EKprojektet?
- Varför fokuserar ni på just dessa och vilken kunskap används för att göra det urvalet?
- Vilken skala (rumslig och tidsmässig) var EKprojektet planerat på?
- Varför inkluderades inte en större/mindre skala?
- Varför valdes den tids-skalan för "baseline" och uppföljning?
- Vilken uppföljning har gjorts på det projektet?
- Tycker du att EK var lyckat i det här fallet?
- Hur hade du velat göra om du fick planera det helt fritt?
- Vad hindrade dig från att genomföra EK på det sättet?
- Baserat på allt det du har pratat om nu kring dessa specifika projekt, kan du estimerar hur ofta EK projekt planeras och/eller genomförs inom er organisation?

Appendix 2

Representanter i intervjuer och workshop

Intervjuerna genomfördes med 17 representanter från dessa myndigheter och organisationer.

Kommuner: Göteborg, Uppsala, Malmö, Örebro

Länsstyrelser: Västerbotten, Norrbotten, Skåne, Stockholm, Västra Götaland

Nationella myndigheter: Trafikverket region mitt, Trafikverket region syd, Jordbruksverket, Naturvårdsverket, Sametinget

Miljökonsulter: Calluna, Enetjärn Natur (numer Ecogain), Ekologigruppen

Vid *workshopen* deltog representanter från dessa myndigheter och organisationer:

Kommuner: Stockholm, Växjö, Eskilstuna, Västerås, Strängnäs

Nationella myndigheter: Trafikverket

Markägare, markägarorganisationer och exploatörer: LRF, Sveaskog, Boliden, Skogssällskapet

Appendix 3

Metodbeskrivning kunskapssyntes av naturvårdsrestaurering

Vi sökte litteratur i den vetenskapliga bibliografiska databasen Web of Science Core Collection (inkluderande endast indexen SCI-EXPANDED, CPCI-S och ESCI). Vi formulerade en söksträng med fyra separata delar: i) de utvalda naturtyperna, ii) nyckelord för att identifiera restaurering eller nyskapande iii) olika responsvariabler (utfall), och iiiii) nyckelord för att identifiera utvärderingar och jämförelser:

(wetland OR mire* OR peatland* OR marsh* OR swamp* OR fen* OR bog* OR grassland* OR pasture* OR meadow* OR heath* OR forest* OR wood* OR tree* OR dune* OR "sand* habitat*") AND (creat* OR restor* OR recreat* OR rehabilitat*) AND (*diversity OR species OR richness OR abundance OR occupanc* OR occurrence* OR presence OR communit* OR service* OR good* OR function*) AND (impact* OR effect* OR response* OR effic* OR outcome* OR assess* OR evaluat* OR survey* OR monitor* OR compar*) AND (control* OR baseline OR reference OR natural OR undisturbed OR before OR pre)*

Den slutliga sökningen utfördes den 28 februari 2019, och resulterade i 18 821 träffar. Därefter gick vi igenom titlar och sammanfattning av dessa studier. För att en studie skulle komma med till nästa steg behöver den uppfylla följande fördefinierade kriterier (Tabell 5).

Tabell 5. Sökkriterier för studier till kunskapssyntesen av uppföljningar av naturvårdsrestaureringar och nyskapande av biotoper.

Kriterium	Definition
Språk	Engelska
Ämne	Naturvårdsbiologi (i vid bemärkelse)
Relevant population	Landmiljöer (skog, gräsmarker, sandmarker) och våtmarker i boreala och tempererade regioner på norra halvklotet, enligt följande klimatzoner enligt Köppen-Geigers klassificering: (Peel m. fl. 2007) Cfb, Cfc, Dfa, Dfb, Dfc, Dfd, Dsa, Dsb, Dsc, Dsd, Dwa, Dwb, Dwc, Dwd, och norr om Kräftans vändkrets.
Relevanta åtgärder	Nyskapande och restaurering av biotoper. Vi inkluderade enbart studier där syftet var att skapa eller restaurera naturvärden, och inte när syftet var att exempelvis öka produktionen i jord- eller skogsbruk.
Typer av studier	Fältstudier, med primärdata från experiment eller observationer, som utvärderar effekter av restaurering eller nyskapande. Simulerings- och modelleringsstudier, eller experiment som inte utfördes under fältförhållande (t.ex. i växthus) inkluderades inte.
Relevanta komparationer	Jämförelser mellan restaurerade lokaler före och efter restaurering (before-after; BA). Jämförelser mellan nyskapade eller restaurerade och icke-behandlade lokaler, eller jämförelser mellan olika typer av åtgärder (control-impact; CI). Studier som kombinerar ovanstående (before-after-control-impact; BACI). Vi inkluderade inte studier som refererar till andra artiklar för att förklara upplägget eller för jämförelsedata.
Relevanta utfall	Direkta mått på biologisk mångfald (i vid bemärkelse), inklusive (med inte begränsat till) artsammansättning, diversitet, artrikedom, och abundans, liksom data på reproduktion, överlevnad, och demografi för en eller flera arter. Dessutom inkluderade vi mått på ekosystemfunktioner eller -tjänster, men enbart om det också fanns något mått på biologisk mångfald.

Alla artiklar granskades först utifrån titel och sammanfattning. Vi testade att vi var överens om hur vi skulle tillämpa kriterierna genom att tre av oss läste samma titlar och sammanfattningar och gjorde bedömningar oberoende av varandra. Därefter kontrollerade vi överensstämelsen mellan våra bedömningar genom ett Fleiss' kappat-test. I de fall vi hade gjort olika bedömningar diskuterade vi dessa, och upprepade testet till vi nådde ett kappa-värde på minst 0.6. I nästa steg lästes hela texten, och bedömdes enligt samma kriterier. All granskning och kodning utfördes i programvaran EPPI-Reviewer 4.

Efter granskning av titel och sammanfattning återstod 2 074 studier. Efter detta steg beslutade vi att endast studier med en BACI-design (before-after-control-impact) skulle inkluderas. Dessa studier utvärderar effekten av restaurering eller nyskapande genom mätningar både före och efter åtgärden (restaurering eller nyskapande), både på den plats där åtgärden utfördes och på en eller flera lokaler utan denna åtgärd, som kontroll. Vid utvärdering av naturvårdsåtgärder är den vetenskapliga kvalitén på studiedesign avgörande för att kunna dra robusta slutsatser utan att riskera snedvridning av data (Josefsson m. fl., 2020). Vi inkluderar endast studier med den starkaste formen av studiedesign. Studiernas kvalitet bedömdes utifrån kriterier som vi satte upp baserat på Eales m fl. (2018) (Tabell 6). Granskning av hela texten för de kvarvarande 2074 studierna gjordes utifrån samma kriterier som innan men med tillägget att endast inkludera BACI-design.

Tabell 6. Kriterier för att bedöma studiers kvalitet (anpassat från (Eales m. fl. 2018)).

Kriterium	Ja	Delvis	Nej	Oklart
Tidsmässig och rumslig kontroll	BACI-studie	BA eller CI	Varken BA eller CI	Otillräcklig information för att bedöma detta
Lämplig och representativ replikering	Flera olika lokaler med åtgärden i fråga, eller ett enda stort område med representativa och oberoende mätpunkter inom området	En enda lokal med begränsad replikering inom lokalen	En enda lokal	Otillräcklig information för att bedöma detta
Låg risk för skevhet, exempelvis olika utgångslägen för åtgärd och kontroll	Minimal risk för sammanblandning med andra ("confounding") faktorer	Viss risk för sammanblandning med andra ("confounding") faktorer	Tydligt att sammanblandning med andra faktorer kan ha påverkat resultatet	Otillräcklig information för att bedöma detta
Lämplig metod för att mäta utfall	Pålitlig eller standardiserad mätmetod, och mätningar på tillräcklig tidsmässig och rumslig skala för att utvärdera utfallet	Delvis standardiserad metodik	Olämplig mätmetod, eller otillräcklig tidsmässig och rumslig skala för att utvärdera utfallet	Otillräcklig information för att bedöma detta

BACI, before-after-control-impact; BA, before-after; CI, control-impact.

Heltextsgranskningen resulterade i att 93 *artiklar* kvarstod och som bedömdes innehålla material som mötte våra satta kriterier. För dessa samlades information in systematiskt av tre forskare, utifrån på förhand bestämda kategorier. Under arbetets gång hölls regelbundna avstämningsmöten med flertalet av övriga forskare i projektgruppen för att reda ut eventuella oklarheter där beslut och finjusteringar av kriterierna protokollfördes. Även heltextsgranskningen och kodningen genomfördes i programvaran EPPI-Reviewer 4. Vi extraherade data från text, tabeller och figurer i artiklarna samt från Appendix och bilagda material när sådana fanns tillgängliga. För att extrahera data från figurer använde vi WebPlotDigitizer version 4.1 (<https://automeris.io/WebPlotDigitizer/>).

Extraktion och sammanställning av data

Från varje artikel sammanställde vi följande information:

- Titel och bibliografiska data
- Studieår
- Geografisk information; land och region där studien utfördes; klimatzon
- Typ av ekosystem (skog, gräsmark, våtmark, sandmark)
- Naturtyp som man syftade till att (åter-)skapa
- Vad som orsakat förlust eller försämring av den miljö man vill (åter-)skapa
- Kategori av åtgärd: Restaurering eller nyskapande
- Typ av restaureringsåtgärd (om restaurering)
- Specifikt syfte med åtgärden
- Antal lokaler
- Area
- Studiens kvalitet (enligt Tabell 6)
- Typ av studie: experiment eller observation
- På vilken rumslig skala utfallet mättes
- Tid mellan åtgärd och uppföljning
- Om samma data även använts i en annan artikel
- Typ av utfall: biologisk mångfald eller ekosystemtjänst
- Organismgrupp eller kategori av ekosystemtjänst (enligt MEA 2005)
- Finns data för enskilda arter (ja eller nej)?
- Typ av utfall för biologisk mångfald: artrikedom, artsammansättning, diversitetsindex, abundans, demografi
- Mätmetod

Beräkning av effektstorlek

Från de 93 artiklar som vi hade inkluderat extraherade vi varje mätserie utifrån parvis uppföljning av åtgärd och kontroll, så att varje utvärderat utfall i kombination med en åtgärd utgör en egen mätserie. Det innebär att om en studie har följt artrikedom av både kärlväxter och fåglar efter en restaureringsåtgärd så utgör de två olika mätserier. På samma sätt kan abundansen av flera olika arter rapporteras i en studie och då utgöra flera olika mätserier i vår analys. Har samma studie utvärderat flera olika restaureringsåtgärder eller kombinationer av åtgärder, t.ex. röjning, bränning och en kombination av röjning och efterföljande bränning, så utgör de varsin mätserie. Om en åtgärd har följts upprepat under flera år extraherade vi en ny mätpunkt för varje provtagning och kopplade den till motsvarande mätpunkt för kontroll.

Vi beräknade effektstorleken för BACI-studier på det sätt som Christie m.fl. (2019) rekommenderar, enligt följande formel:

$$\frac{(After_{impact} - After_{control}) - (Before_{impact} - Before_{control})}{SD_{pooled}} \quad (1)$$

där SD är den sammanlagda standardavvikelsen. Effektstorleken är ett mått på hur stor förändring som sker i vald responsvariabel mellan tidpunkten före åtgärd och vid mättillfället medan hänsyn tas till eventuell förändring på kontroll.lokalen. Det innebär att ett positivt mått på effektstorlek visar att den biologiska mångfalden har ökat mer i området för åtgärd än inom kontrollen. Genom att dividera med standardavvikelsen justeras effektstorleken efter hur säkra mätningarna i varje studie är. Denna beräkning gjordes för varje mättillfälle efter att åtgärden (restaurering eller nyskapande) utfördes. Om det fanns flera upprepade mätningar innan åtgärden utfördes använde vi den senaste av dessa (oftast året innan åtgärden genomfördes). Om en studie rapporterade medelfel (SE) eller konfidensintervall (CI) istället för standardavvikelse omvandlades dessa enligt följande:

$$SD = SE\sqrt{n} \quad (2.1)$$

$$SD = \sqrt{n} \times (CI_{upper} - CI_{lower}) / 3.92 \quad (2.2)$$

Om varken SD, SE eller CI rapporterades, använde vi det maximala SD-värdet från övriga mätningar i denna naturtyp.

Slutsatser kring effekten av olika åtgärder gjordes genom att sammanställa dessa data, grupperat utifrån naturtyp, åtgärd och artgrupp. Alla analyser inkluderade en mätning innan åtgärden genomfördes, samt den sista mätningen i varje tidsserie av upprepade mätningar på samma plats. Oftast var utfallet mätt på artgruppsnivå och kunde vara t.ex. abundans av en artgrupp, artrikedom eller något diversitetsmått. Vi använde alla utfall som ett mått på biologisk mångfald och analyserade dem gemensamt. Från 47 av artiklarna fanns det data för abundansen av enskilda arter, totalt 217 arter. Dessa sammanställdes på samma sätt som måtten för biologisk mångfald men analyserades separat.

Appendix 4

Publikationer och presentationer inom projektet

Publikationer inom projektet (tom juli 2021)

Blicharska, M., Hedblom, M., Josefsson, J., Widenfalk, O., Ranius, T., Öckinger, E., Widenfalk, L.A. (under revision) Operationalization of Ecological Compensation in Sweden – obstacles and ways forward. *Journal of Environmental Management*

Josefsson, J., Widenfalk, L.A., Blicharska, M., Hedblom, M., Pärt, T., Ranius, T. & Öckinger, E. (2021). Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – Where is the evidence? *Biological Conservation* 257, 109117.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109117>

Öckinger, E., Blicharska, M., Hedblom, M., Josefsson, J., Pärt, T., Ranius, T., Widenfalk, L. (2020). Möjligheter och osäkerheter med ekologisk kompensation. *Biodiverse* 2(2020): 10–11.

Genomförd kommunikation av resultat från projektet (tom juli 2021)

Workshop med intressenter (2018)

Naturvårdsverkets Forskningsdag (2019)

EcoComp, vetenskapligt seminarium inom Vinnovaprojekt lett av Calluna (2021)

Uppsala kommun, dialogmöte (2021)

Flora & Faunavårdskonferensen, inkl workshop (2021)

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Systematisera ekologisk kunskap för att effektivisera ekologisk kompensation

Slutrapport

Rapporten presenterar resultaten av en syntes på tillgänglig kunskap om effektiviteten i olika restaureringsåtgärder och en utvärdering av hur ekologisk kompensation tillämpas i Sverige idag. Baserat på dessa var syftet att utforma en vägledning för att effektivisera tillämpningen av ekologisk kompensation.

Resultaten har identifierat kunskapsluckor och hinder för implementering av ekologisk kompensation i Sverige och presenterar konkreta förslag på hur processen kan förbättras.

En slutsats är att det ännu inte är möjligt att ta fram evidensbaserade riktlinjer för hur ekologisk kompensation bör utformas. Det är därför viktigt att kompensations- och restaureringsåtgärder följs upp systematiskt för att sådana riktlinjer ska kunna produceras i framtiden. Utifrån sina resultat rekommenderar projektet en nationell standard och etablerade rutiner för tillsynsmyndigheter, som bland annat kan öka fokus på landskapsperspektiv och bredare inkludering av naturvärden, samt att myndigheter ställer krav på systematisk uppföljning av kompensationsåtgärder och att dessa tillgängliggörs.

Projektet har samverkat med ECBES - När kan ekologisk kompensation bevara ekosystemtjänster och biologisk mångfald inom samma forskningssatsning och rapporten kan med fördel läsas tillsammans med rapporterna: NV 978-91-620-6996-4 och NV 978-91-620-6995-7.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.