

När kan ekologisk kompensation bidra till att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster?

Slutrapport

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

RAPPORT 6996 | SEPTEMBER 2021



När kan ekologisk kompensation bidra till att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster?

Slutrapport

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

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 978-91-620-6996-4

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2021

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2021

Omslagsfoto: Erik Öckinger



Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ECBES – När kan ekologisk kompensation bevara ekosystemtjänster och biologisk mångfald, 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 miljö kvalitetsmålen som rör biologisk mångfald och ekosystemtjänster uppnås.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag.

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

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm, september 2021

Maria Ohlman
Chef Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	5
Summary	7
Inledning	9
Bakgrund	9
Syntes av utvärderingar av ekologisk kompensation	12
Bakgrund	12
Hur utvärderar man att det inte skett någon nettoförlust?	12
Metodik	14
Resultat	17
Syntes och diskussion	20
Syntes av uppföljningar av naturvårdsrestaureringar	23
Bakgrund	23
Metoder	24
Övergripande mönster	29
Skillnader mellan naturtyper och organismgrupper	30
Skillnader mellan restaureringsåtgärder	32
Effekter på olika aspekter av biologisk mångfald	34
Fördröjningseffekter	35
Avvägningar och synergier mellan kompensationsmål	36
Syntes och sammanfattning	37
Sammanfattning och rekommendationer	39
Källförteckning	42
Bilaga 1	47

Sammanfattning

Om ekologisk kompensation ska kunna bidra till att hindra förlusten av biologisk mångfald och ekosystemtjänster krävs god kunskap om faktorer som främjar respektive hindrar att kompensationsåtgärder är effektiva. Vi har gjort två olika litteratursynteser som handlar om detta: 1) En syntes av vetenskapliga studier som utvärderar ekologisk kompensation, och 2) En syntes av vetenskapliga studier som utvärderar naturvårdsrestaureringar (vilket är en vanlig form av ekologisk kompensation), som utförts i andra sammanhang än ekologisk kompensation.

Vi fann endast 40 vetenskapliga studier från hela världen som utvärderade effekter av ekologisk kompensation på biologisk mångfald eller ekosystemtjänster. Endast en av dessa var utformad så att man kunde avgöra om kompensationen har hindrat att det skett någon nettoförlust av biologisk mångfald. Den vanligaste typen av kompensation som utvärderades i dessa studier var nyskapande av biotoper. Majoriteten av studierna var utförda i våtmarker eller sötvattensmiljöer i Nordamerika, och det är därför svårt att dra generella slutsatser som går att tillämpa på andra naturtyper och i andra delar av världen. Det verkar dock som att det är svårare, eller tar längre tid, att kompensera ekosystemtjänster än biologisk mångfald.

Vår syntes av 93 vetenskapliga studier som utvärderat restaureringsåtgärder genom att jämföra både före och efter restaurering samt med kontrollmiljöer utan åtgärder, visade på stor variation i utfall. Naturvårdsrestaureringar leder långt ifrån alltid till högre biologisk mångfald. Effekten av restaurering skiljde sig inte tydligt mellan de studerade ekosystemen skog, gräsmarker, våtmarker och sandmarker, och inte heller mellan olika organismgrupper. Däremot verkar effekten av restaureringen ta längre tid i skogsmiljöer än i gräsmarker och våtmarker. Inom respektive typ av ekosystem fanns skillnader mellan specifika restaureringsåtgärder, och i flera fall var effekten bättre när man utfört en kombination av åtgärder än effekten av dessa åtgärder för sig. För att kunna bedöma under vilka förutsättningar restaurering på en plats kan vara en effektiv åtgärd för att kompensera naturvärden som förlorats på en annan plats är det viktigt att förstå bättre vad den stora variationen i utfall beror på.

Tyvärr fanns det alltför få studier för att möjliggöra en utvärdering av potentiella synergier eller avvägningar mellan olika mål med restaureringar, som mellan biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Framtida studier bör därför belysa sådana potentiella synergier eller avvägningar.

Vår syntes visar att:

- Det finns stora kunskapsluckor kring hur väl ekologisk kompensation hindrar förlusten av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Det är därför ännu inte möjligt att ta fram evidensbaserade riktlinjer för hur ekologisk kompensation bör utformas.
- Innan kunskap finns bör inte ekologisk kompensation användas storskaligt som medel för att hindra förlusten av biologisk mångfald.

- När man utformar kompensationsåtgärder är det viktigt att använda ekologisk kunskap. Även om antalet utvärderingar av ekologisk kompensation är litet kan man få god vägledning från andra typer av ekologiska undersökningar.
- För att kunna utvärdera vilka kompensationsåtgärder som förhindrar nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster behöver myndigheter som begär ekologisk kompensation samtidigt kräva en systematisk och långsiktig uppföljning av utfallet av kompensationen.

Summary

If ecological compensation (biodiversity offsetting) is going to be an important tool for halting the loss of biodiversity and ecosystem services, we need solid knowledge on the factors that promote or impede effective compensation actions. We have conducted two separate literature syntheses about this: 1) A synthesis of scientific peer-reviewed studies that evaluate the effect of ecological compensation on biodiversity or ecosystem services, and 2) A synthesis of scientific studies that evaluate biodiversity restoration actions (a common form of compensation), performed in other contexts than ecological compensation.

We found only 40 scientific studies worldwide that assessed the effects of ecological compensation on biodiversity or ecosystem services. Only one of these was designed in a way that it was possible to evaluate if no net loss of biodiversity was achieved. The most frequent type of compensation that was evaluated in these studies was creation of habitats. The majority of studies was performed in wetland or freshwater habitats in North America. It is therefore difficult to draw any general conclusions that are applicable in other ecosystems and in other parts of the world. It appeared, however, more difficult – or at least taking longer time – to compensate for ecosystem services than for biodiversity.

Our synthesis of 93 scientific BACI (before-after-control-impact) studies of biodiversity restoration actions showed a large variation in outcomes. Restoration actions do far from always result in higher biodiversity. The effect of restoration did not differ between forest, grassland, wetland, and sandy ecosystems, or between groups of species. However, the positive effect of restoration appeared to take longer time in forest than in grassland and wetland habitats. Within each ecosystem type, there were differences between specific types of restoration actions, and combinations of actions appeared to have a more positive effect than each of these actions alone. In order to draw conclusions for ecological compensation, it is important to understand the causes of the large variability in outcomes. Without this understanding, it is not possible to evaluate under what circumstances restoration of a habitat at one site can compensate for lost biodiversity or other values at another site.

Unfortunately there were too few studies to evaluate potential synergies or trade-offs between restoration targets such as between restoring biodiversity or ecosystem services. Future studies should aim at assessing when such potential synergies and trade-offs might occur.

Our synthesis shows that:

- There are large knowledge gaps regarding how well ecological compensation can achieve the goal of not net loss of biodiversity or ecosystem services. Therefore, it is not yet possible to develop evidence-based guidelines on how to design ecological compensation actions.
- Until evidence exists, ecological compensation should not be applied at a large scale as a measure to halt the loss of biodiversity.

- When ecological compensation is used it is, however, important to use general ecological knowledge and draw conclusions from other types of scientific ecology literature when designing compensation actions.
- To be able to identify compensation actions that achieve no net loss of biodiversity or ecosystem services, authorities that demand ecological compensation also need to demand systematic and long-term monitoring of the outcome of these compensation actions.

Inledning

Bakgrund

Ekonomisk och samhällelig utveckling leder till stora förändringar i markanvändning. Detta hotar inte enbart enskilda växt- och djurarter, utan har också stor påverkan på ekosystemens funktion (Cardinale m fl 2012), vilket gör det svårare att uppnå en hållbar utveckling (Blicharska m fl 2019). Internationella överenskommelser, som Konventionen om biologisk mångfald, syftar till att vända denna utveckling. Som en del i detta arbete tillämpas i allt högre grad åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald i samband med olika typer av exploatering. Ekologisk kompensation utgör det sista steget i den så kallade skadelindringshierarkin, och ska bara användas efter att man försökt, i tur och ordning, att undvika, minimera och återställa effekter av exploatering på biologisk mångfald.

Ekologisk kompensation kan bli ett viktigt verktyg för att hindra förlusten av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Både kommuner och statliga myndigheter visar ett stort intresse för och arbetar allt mer med ekologisk kompensation. Även om ekologisk kompensation än så länge är relativt sällsynt i Sverige, kommer användandet troligen att öka (SOU 2017).

Ekologisk kompensation är dock ett omstritt verktyg, och det saknas evidens för många av de bakomliggande antaganden som görs (Maron m fl 2012). Det finns exempelvis 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). Om ekologisk kompensation används i omfattande skala i många länder utan att uppnå de tänkta effekterna kommer detta att få stora konsekvenser för biologisk mångfald globalt (zu Ermgassen m fl 2019b).

För att ekologisk kompensation ska kunna bli ett effektivt verktyg i naturvårdsarbetet krävs riktlinjer från nationella myndigheter till företag och andra myndigheter om när ekologisk kompensation bör användas, vilka kompensationsåtgärder som fungerar bra i olika sammanhang, och vilka naturvärden som kan kompenseras. Sådana riktlinjer bör vara evidensbaserade och bygga på kunskap om kompensationsåtgärders effektivitet. Eftersom ekologisk kompensation har använts i så begränsad omfattning finns stora osäkerheter kring vilka sammanhang där det fungerar väl eller i motsats, där ekologisk kompensation ej lämpar sig.

Ekologisk kompensation har hittills använts i relativt begränsad omfattning i Sverige, medan det använts under längre tid i vissa andra länder, som USA, Australien, Storbritannien och Tyskland (Bull m fl 2013; Wende m fl 2018). Därför går det att dra lärdom från utvärderingar som gjorts av kompensationsåtgärder där. Dock kommer merparten av vår kunskap om hur effektiv ekologisk kompensation är från ett fåtal miljöer, och en begränsad del av världen (Gelcich m fl 2017), vilket begränsar möjligheten till generella slutsatser.

Antagligen kan inte alla naturvärden som påverkas eller förstörs genom exploatering kompenseras fullt ut. Till exempel kommer olika arter att dra nytta av kompensationsåtgärder, som nyskapande eller restaurering av biotoper, i varierande grad beroende på deras ekologiska egenskaper (Keddy 1992). Naturtyper vars värden är omöjliga eller mycket svåra att återställa skulle kunna klassas som

”icke-förhandlingsbara biotoper” (Helldin 2015), det vill säga miljöer där påverkan alltid bör undvikas, oavsett exploateringens natur, som därmed inte heller är aktuella för ekologisk kompensation. Det är viktigt att identifiera sådana naturtyper och naturvärden, baserat på ekologisk kunskap.

Kompensationsåtgärder kan ha olika syften, så som att gynna enskilda hotade arter eller att återställa biologisk mångfald mer generellt (Naturvårdsverket 2015). Ibland är fokus på olika ekosystemtjänster, och man kan anta att detta kommer att bli allt vanligare i framtiden. Det är inte säkert att alla naturvärden kan kompenseras med samma åtgärder, eller att en åtgärd som utförs för att kompensera ett visst naturvärde nödvändigtvis kan kompensera andra förlorade naturvärden. Kompensationsåtgärder skapar sällan, eller aldrig, en exakt kopia av den miljö som har förlorats. Ett exempel kan vara om man genom exploatering torrlägger en damm som både utgör livsmiljö för groddjur och samtidigt fungerar som kvävefälla. Om man då skapar en ny damm, speciellt utformad för att fungera som kvävefälla, finns en risk att den nya dammen inte blir en lika bra livsmiljö för groddjuren som den ursprungliga dammen var. Därför är det centralt att slå fast vilka naturvärden som ska kompenseras. I praktiken är detta dock ofta otydligt. För beslutsfattare och utförare är det viktigt att veta om man kan förvänta sig synergier mellan olika kompensationsmål, d v s om man kan kompensera fler av de förlorade naturvärdena med samma åtgärd, eller om det till och med kan vara omöjligt att uppnå olika kompensationsmål med samma åtgärder.

Få kompensationsåtgärder har en omedelbar effekt. Oftast finns en fördröjning mellan utförandet och åtgärdens fulla genomslag. Det beror delvis på att successionen i växt- och djursamhällen tar tid, och att viktiga strukturer såsom död ved tar tid att utvecklas. Men det finns även en ”kolonisationskredit” (jfr ”utdöendeskuld” (Jackson & Sax 2010)) då det kan ta tid för arter att kolonisera nyskapade miljöer. Denna återkolonisering kan ta lång tid, i synnerhet i fragmenterade landskap där potentiella källpopulationer är små och ligger långtifrån kompensationsplatsen (Hanski 2000). För vissa arter och landskap kan avståndet från källpopulationer vara så långt att återkolonisation av en nyskapad eller restaurerad biotop är omöjlig eller ytterst osannolik (Öckinger m fl 2018). Det är därför viktigt att veta hur lång tid det kan ta från att kompensationsåtgärden utförs till man kan förväntas nå full effekt, och hur detta skiljer sig mellan olika naturtyper, kompensationsåtgärder och organismgrupper.

Om ekologisk kompensation skulle användas i större utsträckning i framtiden än idag skulle det finnas goda möjligheter till synergier med arbetet med grön infrastruktur. Man skulle exempelvis kunna styra lokaliseringen av kompensationsåtgärder som restaurering eller nyskapande av biotoper så att de bidrar till att stärka ekologiska rumsliga samband och förbättra arters spridningsmöjligheter. Baserat på ekologisk teori kan man också anta att sådana åtgärders effektivitet kan bero på i vilken typ av landskap de utförs, exempelvis avstånd till liknande biotoper (Helsen m fl 2013; Helm 2015).

Mål och syfte

Det övergripande syftet med projektet ”*När kan ekologisk kompensation bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster*” har varit att öka kunskapen om under vilka förutsättningar ekologisk kompensation bidrar till att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Mer specifikt har vi sökt svaren på:

1. Vilken evidens finns i den vetenskapliga litteraturen för att ekologisk kompensation är ett effektivt verktyg för att bevara biologisk mångfald eller ekosystemtjänster?
2. Skiljer sig utfallet av ekologisk kompensation mellan naturtyper och organismgrupper?
3. Finns det naturvärden – exempelvis artgrupper, aspekter av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster – som är särskilt svåra att kompensera?
4. Hur lång fördröjning är det mellan att kompensationsåtgärder utförts och man når den önskade effekten på biologisk mångfald eller ekosystemtjänster?
5. Beror längden på denna fördröjning på i vilken typ av landskap kompensationsåtgärden utförs, eller hur de är fördelade rumsligt?
6. Finns det avvägningar mellan olika kompensationsmål som måste beaktas när man ställer krav på ekologisk kompensation?

Vi har försökt svara på dessa frågor genom att göra synteser av information från vetenskaplig litteratur, samt meta-analyser av data från publicerade vetenskapliga studier. Vi har gjort synteser baserat på två olika kategorier av vetenskapliga studier, genom två separata systematiska litteratursökningar. Först har vi sökt efter empiriska studier som har utvärderat effekter av ekologisk kompensation. Här sökte vi efter vetenskapliga studier från hela världen, och inkluderade alla typer av ekologisk kompensation utan någon begränsning beträffande naturtyp. Eftersom vi insåg att detta skulle ge ett relativt begränsat underlag gjorde vi också en andra sammanställning. Här sökte vi efter studier som utvärderat effekter av två vanligt förekommande former av ekologisk kompensation, nyskapande respektive restaurering av biotoper, men där dessa åtgärder inte skett som kompensation utan med andra syften. Här begränsade vi oss till studier från tempererade klimat, och fokuserade på åtgärder i skog, gräsmarker, våtmarker och sandmiljöer. Trots dessa begränsningar var antalet studier mycket stort, och vi valde därför att sammanställa data endast från studier med ett strikt upplägg där man jämför både före med efter åtgärden, och där åtgärden utförts med en kontroll (”before-after-control-impact” [BACI]).

Syntes av utvärderingar av ekologisk kompensation

Bakgrund

För att ekologisk kompensation ska kunna bli ett viktigt verktyg för att motverka förlusten av biologisk mångfald krävs kunskap om vilka kompensationsåtgärder som faktiskt fungerar. Därför har vi sammanställt och analyserat information som finns i den vetenskapliga litteraturen om ekologisk kompensation.

Det finns ett relativt stort antal konceptuella artiklar som diskuterar olika aspekter av ekologisk kompensation, och hur den borde utformas, men utan att presentera några egna empiriska data. En nyligen publicerad global utvärdering av policyer och åtgärder kopplade till att det inte skall vara någon förlust efter kompensation (inga nettoförluster eller ”No net loss”) visade (zu Ermgassen m fl 2019a) att i 17 fall av 48 (35%) uppnåddes inte målet om att inte orsaka någon nettoförlust av biologisk mångfald. I alla dessa 17 fall hade man dock endast utvärderat huruvida den förlorade arean av en viss naturtyp, oftast våtmark, hade kompenserats (zu Ermgassen m fl 2019a). Det är inte alls säkert att detta innebär att man faktiskt har lyckats kompensera förluster på biologisk mångfald eller ekosystemtjänster. Det finns därför ett stort behov av ytterligare utvärderingar av kompensationsåtgärders effektivitet, och vad som krävs för att man ska lyckas med att uppnå målet om ingen nettoförlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. I vår studie sammanställde vi information från publicerade empiriska utvärderingar av olika typer av ekologisk kompensation. Detta gjorde vi med syftet att svara på följande frågor:

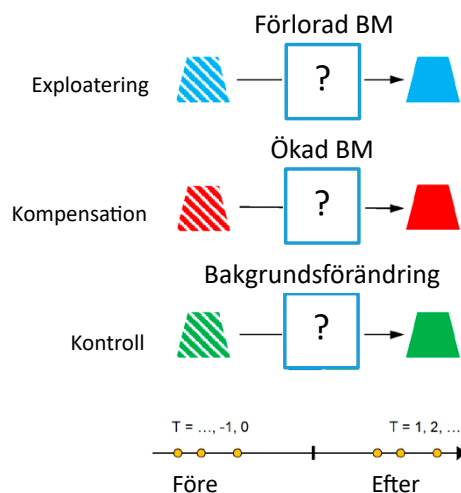
- a) Vilken evidens finns i den vetenskapliga litteraturen för att ekologisk kompensation (”biodiversity offsets”) leder till att det inte sker några nettoförluster av biologisk mångfald?
- b) Beror utfallet av kompensationsåtgärder på naturtyp, och vilka organismgrupper eller ekosystemtjänster som man har syftat till att kompensera?
- c) Vilka fördröjningseffekter finns mellan åtgärders genomförande och effekter på biologisk mångfald eller ekosystemtjänster?

Hur utvärderar man att det inte skett någon nettoförlust?

Att utvärdera om en kompensationsåtgärd leder till att det inte sker någon nettoförlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster är inte enkelt. Ett vanligt tillvägagångssätt är att jämföra utfallet med någon kontroll- eller referensmiljö (”control-impact” eller ”reference-impact”). I en jämförelse med en kontrollmiljö låter man alltså en helt annan plats representera situationen innan kompensationsåtgärden. Naturligtvis finns alltid en viss variation mellan platser på grund av helt andra orsaker. En sådan jämförelse kommer därför alltid att vara behäftad med viss

osäkerhet. I en jämförelse med en referensmiljö låter man istället en annan plats representera målstadiet, som man försöker uppnå genom kompensationsåtgärden. Detta är vanligt exempelvis när kompensationen utgörs av någon typ av restaurering. På detta sätt kan man inte avgöra huruvida kompensationen lyckas undvika nettoförlust, utan man mäter bara hur långt från det önskvärda målstadiet man har nått genom kompensationsåtgärden. Ett alternativ är att göra mätningar på den plats där kompensationsåtgärden kommer att utföras redan innan den utförs, och uppföljande mätningar efteråt (before-after-studie). Detta ger svar på om kompensationsåtgärden lett till den önskvärda ökningen av biologisk mångfald. Dock tar man då inte hänsyn till att förändringar över tiden kan ske av andra orsaker. Därför behövs också en jämförelse med en kontrollmiljö, som sker både för och efter kompensationsåtgärden ("before-after-control-impact [BACI]).

Hur utvärderas att det inte uppstått nettoförlust?



Figur 1. Konceptuell bild över vilka mätningar som behövs för att utvärdera om den sammanlagda effekten av exploatering och kompensation blir att det inte sker någon nettoförlust av biologisk mångfald. Man behöver kvantifiera både den biologiska mångfalden (BM) som förloras genom exploateringen och den ökning som sker genom kompensationen. Dessutom behöver man kontrollera för bakgrundförändringar i biologisk mångfald, orsakade av andra faktorer. Alla dessa tre typer av förändringar behöver kvantifieras genom mätningar före och efter att exploatering och kompensationsåtgärder utförs.

För att utvärdera kompensationsåtgärden behöver detta också jämföras med den förlust av biologisk mångfald som skett där man har exploaterat (Peterson m fl 2018). Man behöver alltså motsvarande före- och efter-mätningar även där exploateringen har skett. Idealt bör man även mäta biologisk mångfald på en eller flera orörda platser vid samma tidpunkter, det vill säga före och efter exploatering och kompensation. Detta är nödvändigt för att kontrollera för eventuella bakgrundförändringar av biologisk mångfald som till exempel kan vara orsakade av storskaliga miljöförändringar (Figur 1).

Metodik

Litteratursökning

Vi sökte systematiskt efter vetenskapliga studier från hela världen där man har utvärderat effekter av ekologisk kompensation ("biodiversity offsetting") på biologisk mångfald eller ekosystemtjänster. För att hitta studier använde vi den vetenskapliga bibliografiska databasen Web of Science (inkluderande databaserna Core Collection, BIOSIS och CABI). Sökningen innefattade en söksträng med tre separata delar: i) termer för ekologisk kompensation (inkl. "biodiversity offsetting" som vi betraktar som en synonym), ii) termer för att hitta utvärderingar av åtgärder, och iii) termer för olika responsvariabler (se Tabell 1).

Vi sökte i första hand efter studier som utvärderade kompensationsåtgärder genom före-efter-studier (dvs samma plats före och efter kompensationsåtgärden genomförts) eller "control-impact"-studier (kompensationsåtgärden jämförs med en annan plats, utan denna åtgärd, som substitut för en "före"-undersökning). Eftersom antalet studier var relativt litet inkluderade vi även kontroll-referens-studier (kompensationsåtgärden jämförs med en referens) i sökningen (se exempelvis Benayas m fl 2009). För att avgränsa åtgärder som vi ansåg vara ekologisk kompensation följde vi definitionen från Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), som definierar biodiversity offsets som "*actions designed to compensate for significant residual adverse biodiversity impacts arising from project development after appropriate prevention and mitigation measures have been taken*" (BBOP 2009).

Litteratursökningen utfördes den 12 januari 2021. I första söksteget identifierades 1415 artiklar (Figur 2). I nästa steg läste vi igenom alla titlar och sammanfattningar (abstract) av studierna. För att en studie skulle komma med i nästa steg behövde den uppfylla alla följande fördefinierade kriterier:

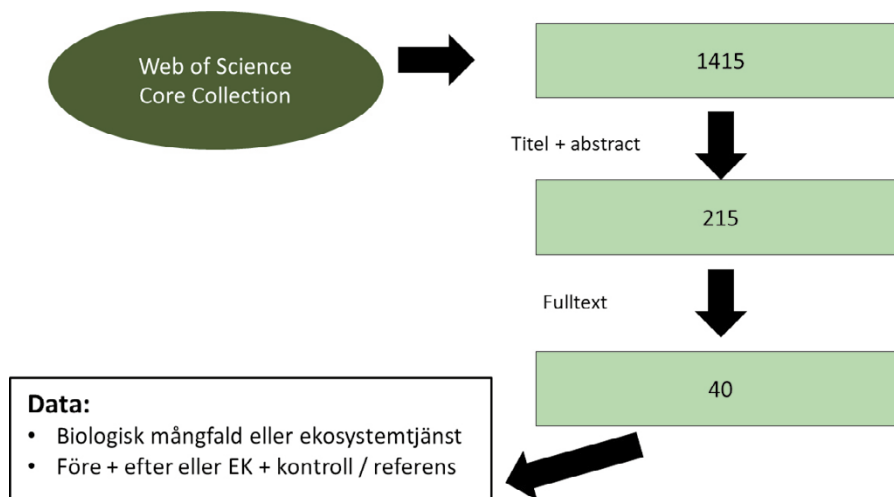
1. Artikelns måste innehålla en empirisk utvärdering baserad på fältdata från minst en lokal där man utfört en kompensationsåtgärd. Kompensationen kan ske i form av nyskapande av en biotop, restaurering eller förbättring av något annat slag.
2. Det måste finnas minst ett kvantitativt mått på utfallet för någon aspekt av biologisk mångfald eller en ekosystemtjänst.
3. Det måste finnas minst en jämförelse i) före och efter kompensationsåtgärden på den plats där kompensationsåtgärden utförts ("before-after" [BA] jämförelse), eller ii) mellan lokalen (eller lokalerna) där kompensationsåtgärden utförts och en obehandlad kontroll ("control-impact" [CI] jämförelse), eller iii) mellan lokalen/lokalerna där kompensationsåtgärden utförts och en mer eller mindre naturlig referens ("reference-impact" [RI] jämförelse), som utgör en målbild för utfallet av kompensationsåtgärden.

Vi kontrollerade att vi var överens om hur vi skulle tillämpa dessa kriterier genom att tre av oss (JJ, LW, EÖ) läste samma titlar och sammanfattningar och gjorde ett urval oberoende av varandra. Därefter testade vi överensstämmelsen mellan våra bedömningar genom ett Fleiss' kappa-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. Därefter granskade JJ samtliga artiklar baserat på dessa kriterier. Detta resulterade i 215 potentiellt relevanta artiklar baserat på titel och sammanfattning (Figur 2). Av dessa kunde vi få tag på hela artikeln i 214 fall, medan en inte var tillgänglig för oss.

För dessa 214 läste JJ hela artikeln, och gjorde ytterligare en sortering, baserat på samma kriterier som ovan. Efter detta steg återstod 40 artiklar som uppfyllde alla våra sökkriterier (Figur 2, Bilaga 1).

Tabell 1. Termer som användes i litteratursökningen. Vi sökte efter dessa termer i titlar, sammanfattningar (abstract) och nyckelord i den vetenskapliga bibliografiska databasen Web of Science (inkluderande databaserna Core Collection, BIOSIS och CABI). Sökningen innehöll tre delar: i) termer som identifierar ekologisk kompensation och synonyma termer (t ex "biodiversity offset", ii) termer som identifierar en kvantitativ utvärdering, och iii) termer som identifierar responsvariabler.

i)	("ecological compensat*" OR "no net loss" OR "biodiversity offset*" OR "habitat offset*" OR "environmental offset*" OR "compensatory mitigat*" OR "biodiversity bank*" OR "conservation bank*" OR "habitat bank*" OR "mitigation bank*" OR "species bank*" OR "in-lieu fee" OR "permittee-responsible mitigat*" OR "in-kind compensat*" OR "compensatory habitat*" OR "market-based conservation" OR "market-based nature conservation" OR "compensatory provision*" OR "compensation element*" OR "compensation habitat*" OR "habitat compensat*" OR "compensation project*")
ii)	(impact* OR effic* OR effect* OR response* OR outcome* OR success* OR fail* OR assess* OR evaluat* OR evidence OR survey*)
iii)	(*diversity OR species OR richness OR abundance OR presence OR "ecosystem service*" OR function* OR number* OR "community composition")



Figur 2. Schematisk bild över sökning och urvalsprocessen bland de identifierade artiklarna.

Var och en av dessa 40 artiklar innehöll en eller flera utvärderingar av kompensationsåtgärders betydelse för antingen någon aspekt av biologisk mångfald eller någon ekosystemtjänst. Vissa artiklar innehöll utvärderingar av effekter på flera olika artgrupper eller ekosystemtjänster. Varje sådan utvärdering av effekten på en aspekt utgjorde en datapunkt i vår metaanalys (se nedan).

Av de 40 artiklar som uppfyllde våra sökkriterier var det bara sex som även fanns med i den ovan nämnda syntesen av zu Ermgassen m fl. (2019a) som hade en liknande frågeställning. Av de övriga 26 artiklarna som fanns med i zu Ermgassens sammanställning utvärderade en stor del (n=17) mer generella policyer eller program för att nå "no net loss", snarare än specifika kompensationsåtgärder, vilket vi letade efter. Andra artiklar som togs upp av zu Ermgassen men som inte kom med i vårt urval mätte bara indirekt effekter på biologisk mångfald, t ex genom att utvärdera kompenserad areal snarare än något direkt mått på biologisk mångfald.

Datasammanställning

Från varje artikel sammanställde vi information om studieår, rumsliga koordinater, typ av exploatering, naturtyp, typ av kompensation (t ex restaurering eller nyskapande av biotoper), studieupplägg, och tid mellan att kompensationsåtgärden och uppföljningen utfördes. Dessutom sammanställde vi responsen i form av biologisk mångfald eller ekosystemtjänst(er). Det fanns ett stort antal olika mått på biologisk mångfald, vilka vi grupperade i tre breda kategorier: *abundans* (antal individer, täthet av individer, förekomst/icke-förekomst, täckningsgrad och biomassa), *diversitet* (artrikedom, olika diversitetsindex, dominans och olika kvalitetsindex) och *demografi* (reproduktion och överlevnad). Vi grupperade också de utvärderade organismgrupperna i breda kategorier: växter, ryggradslösa djur, fiskar, groddjur, fåglar och mikroorganismer. Växtkategorin inkluderade, förutom kärlväxter, en studie om lavar och en om algpåväxt. För att klassificera variabler relaterade till ekosystemtjänster använde vi ramverket från Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005), som delar in ekosystemtjänster i försörjande, reglerande, kulturella och upprätthållande. Vi skiljde också på ekosystems strukturer och processer, funktioner, tjänster och värden. Vi inkluderade alla typer av ekosystemtjänster, och inkluderade även ekosystemstrukturer, -funktioner och -värden som indirekta mått på ekosystemtjänster, om syftet med studien var att utvärdera en ekosystemtjänst.

Beräkningar och summering

Vi extraherade data från var och en av de 40 artiklarna för att beräkna responskvoten för mätningar före och efter att kompensationsåtgärder utförts, och mellan kompensation och kontroll respektive referens. Vi extraherade data från texten, tabeller och figurer i artiklarna. För att extrahera data från figurer använde vi programmet WebPlotDigitizer version 4.1 (tillgängligt på <https://automeris.io/WebPlot-Digitizer/>). Det fanns inga studier som mätte förlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster till följd av exploatering.

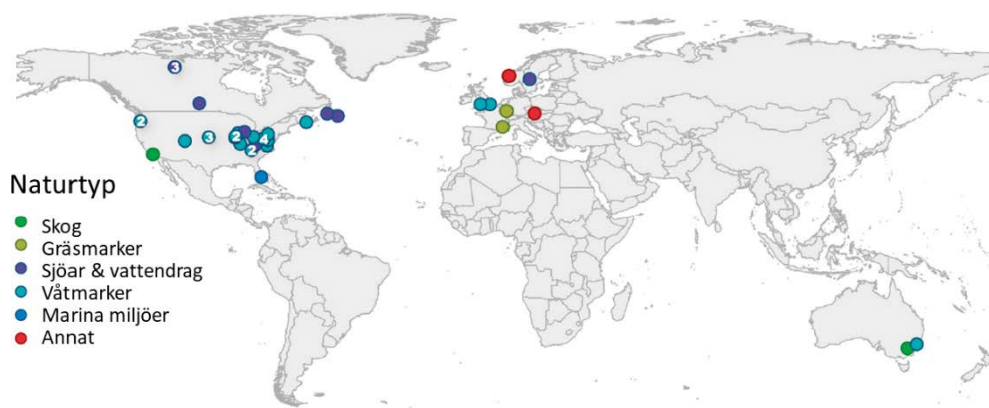
Som mått på kompensationsåtgärdernas effekt använde vi den naturliga logaritmen (L) av responskvoten (R):

$$L = \ln(R) = \ln(\bar{X}_O) - \ln(\bar{X}_C),$$

där \bar{X}_O och \bar{X}_C är medelvärdet för kompensationslokalen (nedsänkt O), och antingen före-, kontroll, eller referens (nedsänkt C), för varje givet mättillfälle (Hedges m fl 1999). Om \bar{X}_O eller \bar{X}_C är noll eller negativ kan ingen responskvot beräknas. Så var fallet för 32 mätpunkter från 6 olika studier. Dessa jämförelser uteslöts från den kvantitativa metaanalysen, men inkluderades i alla andra analyser. Om mätningar skedde på flera punkter inom en lokal, eller under olika årstider, beräknade vi medelvärdet för hela lokalen.

Om en studie utvärderade effekter på mer än en artgrupp eller mer än en ekosystemtjänst, eller mätte flera olika aspekter av biologisk mångfald som exempelvis både artrikedom och abundans beräknade vi L separat för varje sådant mått. I några fall, när man rapporterade flera variabler som vi bedömde var olika mått på samma fenomen (exempelvis biomassa och antal individer, eller fler olika diversitetsmått), använde vi medelvärdet av L för dessa mått. Om det önskvärda utfallet av kompensationen var ett negativt mått ändrade vi tecken till ett positivt mått när vi beräknade L .

För att summera evidensen för kompensationsåtgärders effektivitet räknade vi antalet studier som gjorde olika typer av jämförelser: före mot efter, kompensation mot kontroll, och kompensation mot referens. Vi noterade också längden på mätserien, och tiden mellan kompensation och utvärdering. I nästa steg utvärderade vi responskvoter. I jämförelser före och efter kompensation innebär ett positivt värde på responskvoten (L) en förbättring (t ex högre biologisk mångfald) efter åtgärden. I jämförelser mellan kompensation och referens innebär istället en positiv responskvot att kompensationslokalen har högre uppmätt värde av responsvariabeln (t ex antal arter) än referenslokalen.



Figur 3. Geografisk utbredning, samt fördelning på a) naturtyper, och b) typ av exploatering som kompenseras, av de 40 studier som uppfyllde våra sökkriterier. Från Josefsson m fl 2021.

Resultat

Vi fann 40 vetenskapliga studier som uppfyllde våra sökkriterier (Figur 2; Appendix 1). Många studier innehöll mätningar från flera olika platser, och vissa studier hade utvärderat mer än en responsvariabel. Trots att vi sökte studier från hela världen kom de 40 studierna från endast åtta länder. Flest studier, 31 stycken, kom från Nordamerika (Figur 3). Sju studier kom från Europa, och tre från Australien. Varken Asien, Afrika eller Sydamerika var representerade bland de identifierade studierna. De flesta studierna ($n = 33$) utvärderade kompensationsåtgärder i våtmarker eller sötvattensmiljöer (sjöar och vattendrag), och endast sex studier utvärderade åtgärder i landmiljöer (Figur 3a).

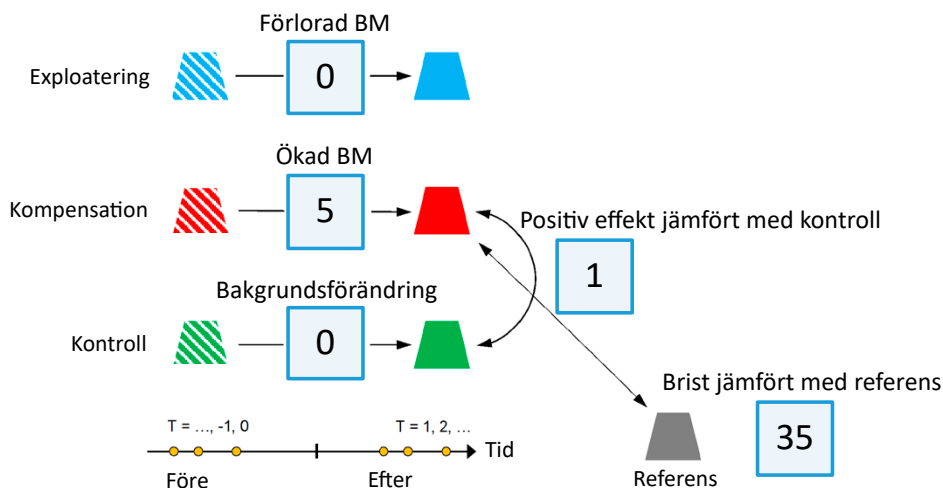
Av de 40 studier som inkluderades i det slutliga urvalet var 17 utvärderingar av så kallade habitatbanker ("mitigation banks") där man alltså utfört kompensationsåtgärder utan direkt koppling till en specifik exploatering, utan för att kunna sälja kompensationskrediter som kompensation för framtida exploateringar, eller liknande system inom statlig förvaltning. Bland övriga studier fanns en rad olika exploaterande verksamheter representerade. De flesta kompensationsåtgärderna innebar nyskapande av biotoper, vilket var fallet i 25 av studierna, medan 10 studier utvärderade restaurering och 5 utvärderade både nyskapande och restaurering.

Förvånande nog var ingen av de 40 studierna utformad så att de kunde utvärdera om kompensationsåtgärden ledde till att det inte skedde någon nettoförlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster. Ingen studie hade mätt eller uppskattat vilken förlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster som skedde genom den exploatering som skulle kompenseras. Även om en kompensationsåtgärd hade en

positiv effekt, exempelvis genom att restaurering av en våtmark ledde till högre artrikedom lokalt, var det alltså omöjligt att veta om denna positiva effekt var tillräcklig för att balansera den förlust som hade skett.

Det fanns dock en studie (Pickett m fl 2013), som kan tjäna som ett gott exempel på hur man kan utforma en utvärdering av kompensationsåtgärder. I samband med nybyggnation inom Sydney Olympic Park (Sydney, Australien) förstördes 9 av 26 dammar där den hotade grodarten *Litoria aurea* ("Golden bell frog") levde. Som kompensationsåtgärd skapades 43 nya dammar, med förhoppningen att grodan skulle använda dessa istället. Genom fångst-återfångst-studier uppskattades grodans populationsstorlek inom parken före exploateringen, år 1999–2000, samt efter exploatering och kompensationsåtgärder, sammantaget i samtliga (befintliga samt nyskapade) dammar år 2001 samt 2007–2011. Genom att studien endast rapporterade den sammanlagda populationsstorleken gick det inte att utvärdera minskningen i populationsstorlek som orsakades av att de 9 dammarna förstördes och ökningen i populationsstorlek som orsakades av kompensationsåtgärderna separat från varandra. Men i praktiken är nettoförändringen, som alltså var det som rapporterades i artikeln, mer relevant. I detta fall hade den sammanlagda populationsstorleken ökat inom Sydney Olympic Park 10 år efter att kompensationsåtgärderna utfördes.

Den största andelen av studierna, 35 av 40, jämförde utfallet av kompensationsåtgärderna mot en referens, som alltså representerar ett tänkt målstadium (Figur 4). Fem studier jämförde situationen före och efter kompensationsåtgärder på samma plats, men ingen av dessa kontrollerade för bakgrundsförändringar genom före-efter-mätningar på en annan plats. En studie jämförde utfallet av kompensationsåtgärderna med en opåverkad kontroll.

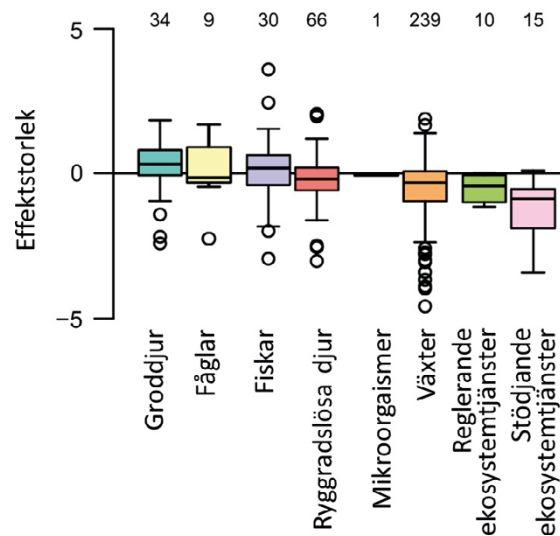


Figur 4. Antal studier som utfört olika typer av jämförelser för att utvärdera ekologisk kompensationsåtgärder (Josefsson m fl 2021). Jämför Figur 1.

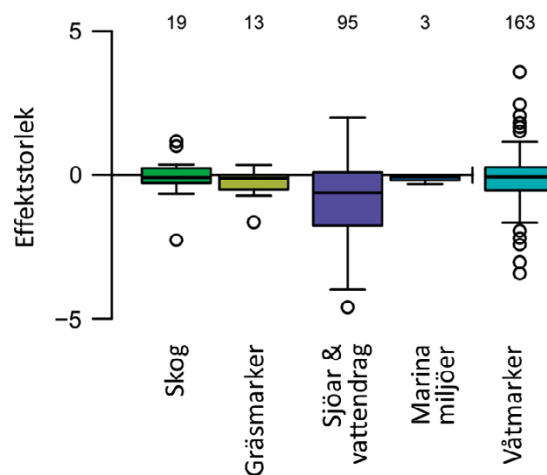
27 av de 40 studierna utvärderade endast effekter på biologisk mångfald, 9 utvärderade effekter på både biologisk mångfald och någon ekosystemtjänst, och 4 utvärderade endast effekter på ekosystemtjänster. 25 av de 36 studierna som utvärderade effekter på biologisk mångfald inkluderade endast en organismgrupp eller art. Den oftast undersökta organismgruppen var växter (18 studier) följt av ryggradslösa djur (12 studier). Alla studier som utvärderade effekter på ekosystemtjänster var utförda i våtmarker eller sötvatten, och inkluderade mått på primärproduktion, vattenrening, vattenreglering, klimatreglering och näringsomsättning.

De flesta studier (88%) mätte utfallet av kompensationsåtgärden endast under ett år, och endast en studie inkluderade data från mer än 10 år. Den längsta tiden mellan kompensation och den sista tidpunkten i någon mätserie var 21 år (median: 8 år).

I jämförelser mellan kompensationsåtgärder och referens var responskvoten för ekosystemtjänster generellt negativ (Figur 5), vilket tyder på att man inte lyckats kompensera dessa ekosystemtjänster, eller åtminstone inte nå upp till samma nivå som i referenslokalerna. För biologisk mångfald var mönstret inte lika tydligt, med stor variation mellan olika studier, och ingen tydlig skillnad mellan olika organismgrupper (Figur 5) eller naturtyper (Figur 6).

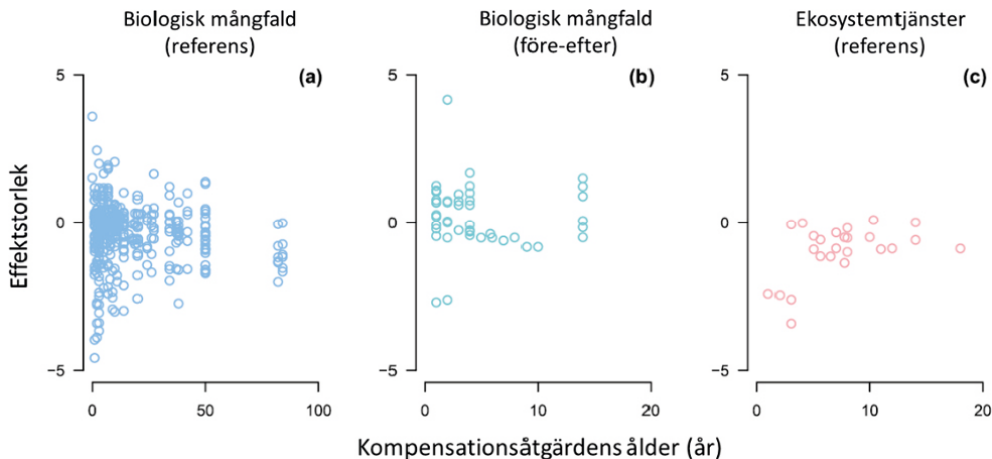


Figur 5. Effektstorlek (uttryckt som den naturliga logaritmen av responskvoten) för jämförelser mellan ekologisk kompensation och referensmiljöer för olika organismgrupper samt två kategorier av ekosystemtjänster. Positiva värden indikerar att kompensationsmiljön har bättre status (högre biologisk mångfald eller högre avsättning av ekosystemtjänster) än referensmiljön, medan negativa värden indikerar att kompensationen inte nått upp till samma nivå som referensmiljön. Från Josefsson m fl 2021.



Figur 6. Effektstorlek för jämförelse mellan ekologisk kompensation och referensmiljöer för olika naturtyper. Positiva värden indikerar att kompensationsmiljön har bättre status (högre biologisk mångfald eller högre avsättning av ekosystemtjänster) än referensmiljön, medan negativa värden indikerar att kompensationen inte nått upp till samma nivå som referensmiljön. Från Josefsson m fl 2021.

Det fanns ingen tydlig effekt av tiden sedan kompensationsåtgärden utfördes på utfallet när det gäller biologisk mångfald (Figur 7). För ekosystemtjänster verkar det däremot ske en ökning med tiden, så att kompensationslokalerna närmar sig referensen ju längre tid som förflutit sedan kompensationsåtgärden utfördes (Figur 7).



Figur 7. Förändring i effektstorlek med ökande tid sedan kompensationen utfördes, för: a) biologisk mångfald i studier som jämför mot en referens, b) biologisk mångfald i före-efterjämförelser, och c) ekosystemtjänster i studier som jämfört mot en referens. Positiva värden indikerar att kompensationsmiljön har bättre status (högre biologisk mångfald eller högre avsättning av ekosystemtjänster) än referensmiljön, medan negativa värden indikerar att kompensationen inte nått upp till samma nivå som referensmiljön. Från Josefsson m fl 2021.

Syntes och diskussion

Det är tydligt att det än så länge finns mycket begränsad evidens för att ekologisk kompensation, i den form den genomförs i praktiken, faktiskt leder till att det inte sker någon nettoförlust av biologisk mångfald. Vi fann endast 40 publicerade studier från hela världen där man utvärderade effekter av ekologisk kompensation på biologisk mångfald eller ekosystemtjänster. Detta, tillsammans med att dessa 40 studier inte är representativa varken när det gäller naturtyper eller geografi gör att det är svårt att dra generella slutsatser som är direkt tillämpbara för ekologisk kompensation i exempelvis Sverige. Trots att vi sökte efter vetenskapliga studier från hela världen kom huvuddelen av de publicerade utvärderingarna från en begränsad del av världen, där Nordamerika var starkt överrepresenterat. Ur ett svenskt tillämpligt perspektiv är det också ett problem att fördelningen mellan olika naturtyper var mycket skev. Liksom tidigare synteser också har funnit (t ex Gelcich m fl 2017; zu Ermgassen m fl 2019a), rörde den största delen av de publicerade utvärderingarna effekter av kompensationsåtgärder i våtmarker eller sötvattensmiljöer. Med tanke på att uppskattningsvis 64% av all ekologisk kompensation ("biodiversity offsets") utförs i skogliga miljöer (Bull & Strange 2018) är det olyckligt att endast 2 av de 40 studierna berörde åtgärder i skog.

Det är också anmärkningsvärt att ingen av studierna var utformad på ett sätt att det gick att utvärdera vilka naturvärden som gick förlorade genom exploateringen, och endast en studie (Pickett m fl 2013) kunde svara på om man nått målet att inte orsaka någon nettoförlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster.

zu Ermgassen m fl. (2019a) sökte specifikt efter studier som utvärderade ”no net loss”, och fann 32 sådana studier från hela världen. Men de allra flesta av dessa studier utvärderade enbart indirekta mått på biologisk mångfald, som exempelvis areal av en viss naturtyp. Även om man har lyckats skapa eller återställa en lika stor areal av en naturtyp som den areal som har gått förlorad innebär inte detta att ingen biologisk mångfald har gått förlorad, eftersom det finns många olika faktorer som påverkar om arter faktiskt lyckas etablera sig eller inte i en nyskapad eller restaurerad miljö (Bakker & Berendse 1999; Brudvig 2011; Helsen m fl 2013).

Många av studierna som utvärderade effekter av kompensationsåtgärder gjorde en jämförelse mot någon eller flera referensmiljöer. Sådana studier utvärderar alltså egentligen hur nära man kommer en sorts idealstadium, snarare än att mäta om, eller hur mycket, den utförda kompensationsåtgärden ökar den biologiska mångfalden på en viss plats. Detta är alltså ett ganska långt steg ifrån att utvärdera nettoutfallet av exploatering och kompensation. Vi ser därför ett tydligt behov av att framtida utvärderingar av kompensationsåtgärder har en utformning som gör det möjligt att uppskatta både den skada på biologisk mångfald eller ekosystemtjänster som man vill kompensera, och i vilken utsträckning kompensationsåtgärderna lyckas med detta. Det faktum att majoriteten av studierna var just från våtmarker och sötvattensmiljöer gör det också svårt att generalisera till andra naturtyper. Det har visats att våtmarkssystem ofta återhämtar sig snabbare än andra ekosystem (Jones m fl 2018). Det finns alltså en risk att man överskattar chansen till lyckad kompensation om man försöker generalisera slutsatser från åtgärder i våtmarker till att inkludera också andra miljöer.

Trots dessa brister finns det ett antal generella mönster i utfallet av de 40 studierna. För det första finns det en skillnad mellan kompensation av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Även om det är stor variation inom varje kategori ser vi att man mer sällan nådde upp till samma nivå som i referensmiljöerna för de ekosystemtjänster som utvärderats, än vad som var fallet för biologisk mångfald. Det tycks alltså vara svårare att kompensera förlorade ekosystemtjänster än förlorad biologisk mångfald. Däremot fanns det inga tydliga skillnader i utfall för olika organismgrupper, även om det fanns en svag tendens till mer positivt utfall för ryggradsdjur (fiskar, fåglar, groddjur) än för växter. Något som eventuellt är ett tecken på samma fenomen är att det fanns en fördröjningseffekt i kompensationen av ekosystemtjänster, men inte för biologisk mångfald. Det är alltså möjligt att den till synes sämre kompensationen av ekosystemtjänster än av biologisk mångfald beror på att det tar längre tid att närma sig referensnivån för de utvärderade ekosystemtjänsterna än för att nå motsvarande nivåer för biologisk mångfald. Det är oklart vad dessa skillnader beror på. En tänkbar förklaring är att kompensationsåtgärderna i första hand är utformade för att kompensera biologisk mångfald och inte ekosystemtjänster (Sonter m fl 2018). Faktum är att det ofta inte är tydligt vad de utvärderade kompensationsåtgärderna i första hand syftar till att kompensera. Om åtgärderna syftar till att kompensera inte bara biologisk mångfald, utan också ekosystemfunktioner eller -tjänster, såsom Bull m fl (2013) föreslår, behöver man utforma kompensationsåtgärder så att de gynnar många olika naturvärden, och dessutom följa upp effekterna på både biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

En annan tänkbar förklaring till att det är svårare att kompensera ekosystemtjänster än biologisk mångfald kan vara att det är komplicerade ekologiska processer som ligger bakom flertalet ekosystemtjänster och att det tar tid för sådana processer att återuppbyggas (Cardinale m fl 2012). Dessutom har man i många fall använt

förenklade mått på biologisk mångfald, som antal arter, eller ett diversitetsindex som inte tar hänsyn till arternas identitet. Det går antagligen fortare för ett visst antal arter att kolonisera en nyskapad biotop eller återkomma till en restaurerad miljö än att återfå samma artsammansättning som tidigare, men antalet arter betyder inte så mycket ur naturvårdssynpunkt.

Sammantaget visar vår sammanställning och analys av publicerade vetenskapliga empiriska studier av effekter av ekologisk kompensation att det finns stora kunskapsluckor. Det är möjligt att en viss del av denna kunskap kan finnas på annat håll, i form av rapporter och annan ”grå” litteratur som är mycket mersvårtillgänglig. Att sammanställa sådan kunskap kräver ett helt annat angreppssätt än det vi har använt här. Det kan också finnas värdefull kunskap i annan ekologisk vetenskaplig litteratur som inte lyfter ekologisk kompensation *per se* men där man kan dra slutsatser om ekologisk kompensation. Därför kompletterade vi vår sammanställning av litteratur om ekologisk kompensation med en andra litteratursammanställning, av studier som har utvärderat naturvårdsrestaureringar (se nästa kapitel).

Syntes av uppföljningar av naturvårdsrestaureringar

Bakgrund

Eftersom ekologisk kompensation är ett relativt nytt begrepp, och forskningen om ekologisk kompensation därmed är ganska begränsad (Gelicich m fl 2017), förväntade vi oss inte att alla frågeställningar skulle kunna besvaras enbart genom att läsa vetenskapliga studier som utvärderar ekologisk kompensation. Viktiga slutsatser kan också dras från andra typer av ekologiska studier. Nyskapande och restaurering av biotoper är två vanligt förekommande former av kompensation, både i Sverige och internationellt (Naturvårdsverket 2015; Gelicich m fl 2017). Vi kompletterade därför sammanfattningen och meta-analysen av studier om ekologisk kompensation med en sammanfattning av studier som utvärderar effekter av naturvårdsrestaurering och nyskapande av biotoper på biologisk mångfald.

Det finns flera egenskaper som teoretiskt kan påverka utfallet av naturvårdsrestaureringar och nyskapande av livsmiljöer, både hos den restaurerade eller nyskapade miljön, hos det omgivande landskapet och hos arterna (Suding 2011). När de fysiska betingelserna skapats eller återställts måste växt- och djursamhällena återuppbyggas, antingen från fröbanken (om det gäller växter), eller från den regionala artpoolen (Bakker & Berendse 1999; Sundermann m fl 2011). Dessa processer kan ta flera decennier (Helsen m fl 2013; Waldén m fl 2017), och för svårspridda arter kan det vara låg sannolikhet för att de någonsin koloniserar nyskapade habitat på egen hand. Detta gäller i synnerhet arter vars livsmiljö är fragmenterad, vilket gör att det blir långa avstånd till potentiella källpopulationer (Öckinger m fl 2018), eller om arten har begränsad spridningsförmåga (Woodcock m fl 2012). För att bedöma nyttan av restaurering behöver man veta vilka arter eller artgrupper som har svårast att etablera eller återhämta sig efter restaurering. Det är också viktigt att veta hur långa fördröjningseffekter man kan förvänta sig i olika naturtyper, för olika grupper av organismer, och efter olika typer av åtgärder. Hur lång tid det är mellan en åtgärd och maximalt utfall är viktigt att känna till, om man vill ta hänsyn till den ökade osäkerhet som en lång fördröjningseffekt innebär, exempelvis genom ”multipliers”, dvs säkerhetsmarginaler i form av att kompensera större yta än den som har förlorats (Laitila m fl 2014; Moilanen & Kotiaho 2018).

Olika aspekter av biologisk mångfald motsvarar ofta olika mål med naturvårds- eller kompensationsåtgärder och kan svara olika på miljöförändringar och åtgärder. Naturvårdare har ofta fokuserat på sällsynta arter eller på en hög mångfald av arter, men på senare år har det blivit vanligare att ekosystemtjänster står i centrum. Att skatta ekosystemtjänster lyfts ofta fram som ett sätt att visa på värdet av biologisk mångfald. Men även om många ekosystemtjänster är beroende av att det finns tillräckligt med biologisk mångfald är det inte säkert att samma åtgärder gynnar både ekosystemtjänster och exempelvis hotade arter. Till exempel visade Kleijn m. fl. (2015) att pollinering av viktiga jordbruksgrödor (en viktig ekosystemtjänst) endast är beroende av 5% av de pollinerande insekter som finns i närheten, och att det viktiga istället var att dessa 5% av insekterna fanns i tillräckligt antal. För att

gynna ekosystemtjänsten pollinering borde man alltså i detta fall vidta åtgärder för att upprätthålla tillräckligt stora populationer av de 5% av pollinerande insekter som pollinerar grödan, men om man vill gynna en hög mångfald av insekter kan helt andra naturvårdsåtgärder behövas (Kremen 2005). Det finns också en risk för undanträngning, d.v.s. att om man satsar mycket resurser på att gynna ett visst naturvärde finns det mindre resurser kvar till andra åtgärder. Det finns därför ett stort behov av att utvärdera om restaurering och andra kompensationsåtgärder kan gynna flera olika naturvärden eller miljömål samtidigt, eller om det finns avvägningar som gör att det krävs helt olika åtgärder för att kompensera olika naturvärden (Birkhofer m fl 2015).

Vi utförde därför en systematisk litteraturöversikt över studier som har utvärderat restaurering eller nyskapande av biotoper eller ekosystem, och som har utvärderat effekter på biologisk mångfald, med syftet att svara på:

- a) Vilken information finns i litteraturen om restaureringsekologi som kan användas för att föreslå rekommendationer för ekologisk kompensation?
- b) Hur skiljer sig utfallet av restaureringar och nyskapande av biotoper mellan olika naturtyper, typer av åtgärder och organismgrupper?
- c) Hur lång fördröjning finns mellan åtgärd och maximalt utfall i olika naturtyper, för olika typer av åtgärder och organismgrupper?
- d) Hur skiljer sig utfallet av restaureringar och nyskapande av biotoper, och hur skiljer sig fördröjningseffekterna, för olika aspekter av biologisk mångfald, så som antal arter, artdiversitet och abundans av enskilda arter och mellan biologisk mångfald och ekosystemtjänster?
- e) Vilka avvägningar och synergier finns mellan olika kompensationsmål?

Metoder

Litteratursökning

Arbetet med den systematiska litteraturöversikten utfördes tillsammans med projektet ”Systematisera ekologisk kunskap för att effektivisera ekologisk kompensation” (SEEC; projektledare: Lina Widenfalk). Samma sökning och litteraturdatabas användes i båda projekten, men vi har fokuserat på olika frågeställningar. Förutom de mer övergripande frågeställningarna har vi i detta projekt fokuserat på frågorna om fördröjningseffekter och om utfall för olika aspekter av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, och potentiella synergier och avvägningar mellan dessa. SEEC har istället fokuserat mer ingående på skillnader mellan olika naturtyper och åtgärder, och på utfall för arter med olika egenskaper. Vi utarbetade ett sökprotokoll för att identifiera relevanta studier. Det gjorde vi innan sökningen startade, men protokollet uppdaterades under arbetets gång när tveksamheter uppstod.

Vi avgränsade sökningen till studier från boreala och tempererade regioner på norra halvklotet, därför att vi i första hand var intresserade av resultat som är relevanta för svenska förhållanden. Vi valde också att begränsa oss till landmiljöer, och att där fokusera på skog, gräsmarker, våtmarker samt sandmarker. Vi använde den definition på ekologisk restaurering som har tagits fram av the Society for Ecological Restoration, nämligen ”en process där man underlättar återhämtningen av ett

ekosystem som har degraderats, skadats eller förstörts” (eng: “the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed” (SER 2004)).

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, som innehöll: i) de utvalda naturtyperna, ii) nyckelord för att identifiera restaurering eller nyskapande iii) olika responsvariabler, och iii) 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)*

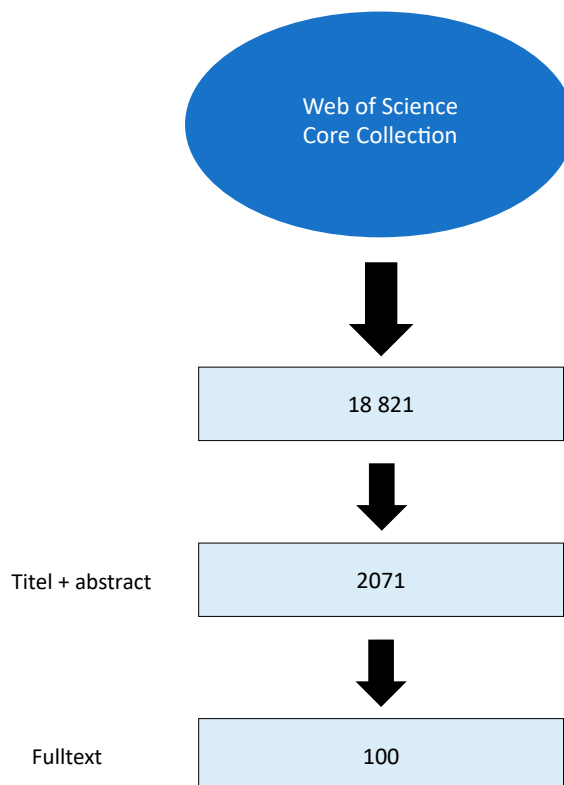
Den slutliga sökningen utfördes den 28 februari 2019, och resulterade i 18 821 träffar. I nästa steg läste vi igenom titlar och sammanfattningar (abstract) av alla dessa studier. För att en studie skulle komma med i nästa steg behövde den uppfylla alla följande fördefinierade kriterier (Tabell 2).

Alla artiklars titlar och sammanfattningar lästes igenom. Vi kontrollerade att vi var överens om hur vi skulle tillämpa dessa kriterier genom att tre av oss läste samma titlar och sammanfattningar och gjorde ett urval oberoende av varandra. Därefter analyserade vi överensstämelsen mellan våra bedömningar genom ett Fleiss’ kappa-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 som ovan. All genomläsning och kodning utfördes i programvaran EPPI-Reviewer 4.

Efter att ha granskat först titlar och sammanfattningar återstod 2074 studier (Figur 8). Eftersom vi insåg att det även efter genomläsning av hela artiklarna skulle återstå alltför många studier för att vi skulle kunna extrahera och analysera all data, begränsade vi oss till studier med den striktaste typen av jämförelse, dvs BACI (before-after-control-impact)-studier. Detta är alltså studier som 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 (Tabell 2).

Tabell 2. Sökkriterier för studier till syntesen av uppföljningar av naturvårdsrestaureringar och nyskapande av biotoper.

Kriterium	Definition
Språk	Engelska
Ämne	Naturvårdsbiologi (i vid bemärkelse)
Relevant population	Landmiljöer (skog, gräsmarker, våtmarker och sandmarker) i boreala och tempererade regioner på norra halvklotet (norr om Kräftans vändkrets), i följande klimatzoner enligt Köppen-Geigers klassificering: (Peel m fl 2007) Cfb, Cfc, Dfa, Dfb, Dfc, Dfd, Dsa, Dsb, Dsc, Dsd, Dwa, Dwb, Dwc och Dwd.
Relevanta åtgärder	Nyskapande och restaurering av biotoper. Vi inkluderade enbart studier där syftet var att skapa eller restaurera naturvärden, med däremot 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 fältförhållanden (det vill säga t ex i växthus) inkluderades inte.
Relevanta komparatorer	Jämförelser av restaurerade lokaler för och efter restaureringen redovisades (before-after; BA) eller jämförelser mellan nyskapade eller restaurerade och icke-behandlade lokaler eller jämförelser mellan olika typer av åtgärder (control-impact; CI), eller 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 bara om det också fanns något mått på biologisk mångfald.



Figur 8. Schematisk bild över sökning och urvalsprocessen bland de identifierade artiklarna.

Bedömning av studiekvalitet

För att endast inkludera de studier vars slutsatser var bäst underbyggda gjorde vi en bedömning av studiernas kvalitet. Vi tog fram kriterier för denna bedömning i förväg, baserat på Eales m fl (2018). Dessa finns beskrivna i Tabell 3. Endast studier där svaret var "ja" på samtliga kriterier togs med i det slutliga urvalet. Efter detta återstod exakt 100 studier att extrahera data från.

Tabell 3. 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.

Extraktion och sammanställning av data

Från varje artikel sammanställde vi information om:

- Titel och bibliografisk data
- Studieår
- Geografisk information: land, region och klimatzon där studien utfördes
- Typ av ekosystem (skog, gräsmark, vårmare, sandmark)
- Naturtyp som man syftade till att (åter-)skapa
- Vad som orsakad 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 3)

- Typ av studie: experiment eller observation
- På vilken rumslig skala utfallet mättes
- Tid mellan åtgärd och uppföljning
- Om samma data även hade presenterats i en annan artikel
- Typ av utfall: biologisk mångfald eller ekosystemtjänst
- Organismgrupp eller kategori av ekosystemtjänst (enligt MEA 2005)
- Förekomst av data för enskilda arter (ja eller nej)
- Typ av utfall för biologisk mångfald: artrikedom, artsammansättning, diversitetsindex, abundans, demografi
- Mätmetod

Dessutom sammanställde vi responsen i form av olika aspekter av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster. Vi extraherade data från texten, tabeller och figurer i artiklarna. För att extrahera data från figurer använde vi WebPlotDigitizer version 4.1 (<https://automeris.io/WebPlotDigitizer/>).

Beräkning av effektstorlek

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

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

där SD är den sammanvägda standardavvikelsen, som tar hänsyn både till stickprovstorleken och variansen mellan mätpunkter. Genom att dividera med standardavvikelsen justeras effektstorleken alltså efter hur säkra mätningarna är i varje studie. Denna beräkning gjordes för varje mätfälle efter att åtgärden (restaureering eller nyskapande) utfördes. Om det fanns flera upprepade mätningar innan åtgärden utfördes använde vi den senaste av dessa (oftast året innan åtgärden). Om en studie rapporterade medelfel (SE) eller konfidensintervall (CI) istället för standardavvikelse omvandlades dessa enligt följande:

$$SD = SE\sqrt{n}$$

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

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

För att kunna dra slutsatser sammanställde vi dessa data på två olika sätt. Den första sammanställningen inkluderade en mätning innan åtgärden genomfördes, samt den sista mätningen i varje tidsserie av upprepade mätningar på samma plats. Dessa data användes i de flesta av analyserna. Den andra sammanställningen inkluderade samtliga observationer (upprepade mätningar) från varje tidsserie, för att vi skulle kunna utvärdera fördröjningseffekter.

Tabell 4. Antal studier per typ av ekosystem, med underkategorier

Naturtyp	Antal studier
Skog	36*
Lövskog	18
Barrskog	17*
Blandskog	1
Gräsmark	35*
Öppen hävdad gräsmark	13
Öppen stäpp/prärie	6
Stäpp, prärie och hedmark med träd eller buskar	16*
Sandmarker	3
Våtmark	20
Torvmark	9
Salt våtmark (påverkad av tidvatten)	7
Annan våtmark	4
TOTALT	93

* En studie berörde både skog och gräsmark.

Övergripande mönster

Av de 100 studierna byggde två på exakt samma data. En av dessa uteslöts därför. Ytterligare fem studier uteslöts därför att de inte primärt utvärderade effekter på biologisk mångfald, och en för att den endast hade följt upp effekter 5 månader efter restaureringen, vilket vi bedömde var för kort tid för en bra utvärdering. Alltså återstod 93 studier. De flesta studierna var utförda i Nordamerika (USA: 55, Kanada: 6), och resten i Europa. Av de europeiska studierna var de flesta utförda i Finland (n = 12), följt av Sverige (n = 4) och Tyskland (n = 4).

Av studierna berörde 35 åtgärder i skog, 34 i gräsmarker, 20 i våtmarker, 4 i sandmarker, och 1 i både skog och gräsmark (denna finns med i båda kategorierna i nedanstående sammanställningar) (Tabell 4).

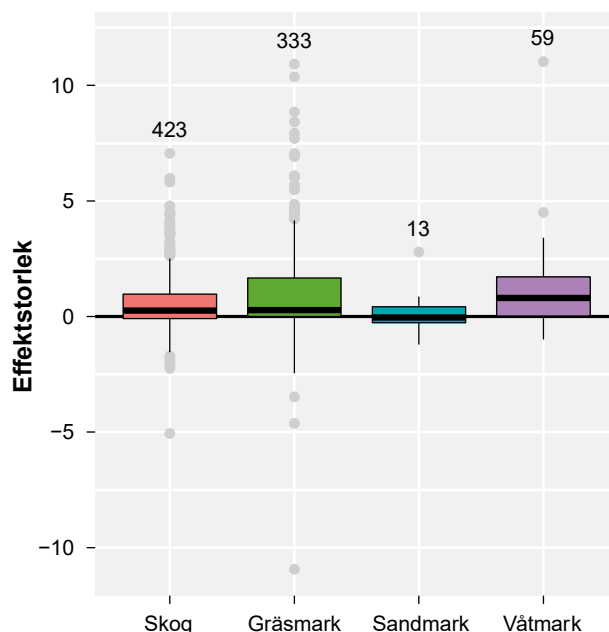
De flesta studier utvärderade restaurering, och endast 4 studier utvärderade nyskapande av biotoper. Detta beror antagligen på att vi endast inkluderade studier med ett före-efter-upplägg, och alltså krävde att det skulle finnas jämförelser med mätningar på samma plats innan åtgärden genomfördes. Detta är oftast inte fallet när det gäller utvärderingar av nyskapade miljöer, och det är ofta inte heller så relevant att jämföra med vad som fanns på denna plats tidigare om man skapar en helt ny miljö som skiljer sig mycket från vad som fanns på platsen innan (t ex en ny våtmark på före detta åker). Av studierna som utvärderade nyskapade biotoper berörde två våtmarksmiljöer, en sandmark och en gräsmark. Våra slutsatser gäller således främst effekter av restaurering, och det är osäkert i vilken mån de också är representativa för vad man kan förvänta sig efter nyskapande av biotoper. Eftersom vår meta-analys av publicerade utvärderingar av kompensationsåtgärder (ovan) främst berörde nyskapade miljöer är dock vår syntes av restaureringsuppföljningar ett bra komplement till syntesen av kompensationsåtgärder.

Av restaureringsstudierna innehöll två studier enbart data på invasiva/exotiska arter, och uteslöts därför från metaanalysen. Även en studie som enbart rapporterade tillväxt av en art uteslöts. Femton studier som enbart innehöll artvisa data behandlades separat. I sammanställningen av effekter av naturvårdsrestaureringar på biologisk mångfald ingår därför data från 71 studier (Figur 9).

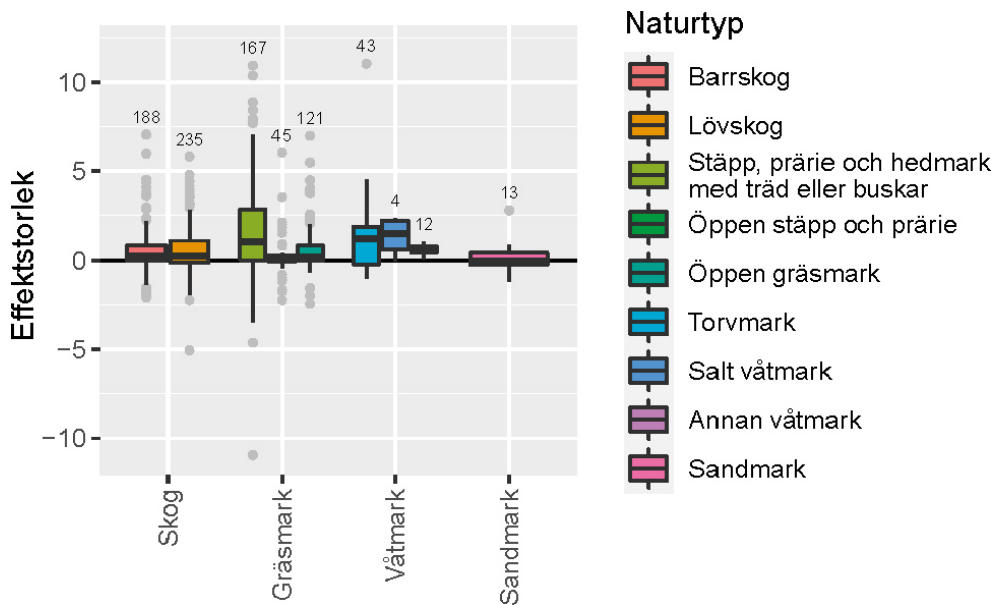
Skillnader mellan naturtyper och organismgrupper

Överlag ledde restaurering till högre biologisk mångfald, vilket illustreras av att effektstorleken i genomsnitt var positiv (Figur 9). Variationen i effektstorlek inom de fyra kategorierna av ekosystem, skog, gräsmark, sandmarker och våtmark, var stor – betydligt större än skillnaderna mellan kategorierna. Effektstorleken tycks dock vara generellt lägre i sandmarker jämfört med de andra ekosystemtyperna, och inte heller skild från noll. Alltså kan man i sandmarker inte se någon tydlig effekt av restaureringsåtgärder överhuvudtaget. Detta ska dock tolkas med viss försiktighet, eftersom antalet studier från sandmarker var litet och bara innefattar 13 mätserier.

Om man delar upp de fyra typerna av ekosystem i underkategorier blir bilden mera komplicerad (Figur 10). Bland våtmarkerna verkar effekten vara mindre för kategorin ”Annan våtmark” än för torvmarker och salta, tidvattenspåverkade våtmarker. Bland gräsmarkstyperna verkar effekten vara större i kategorin ”Stäpp, prärie eller hedmark med buskar eller träd” än för de två mera öppna gräsmarks-typerna (Figur 10). Det är dock svårt att veta om dessa skillnader beror på natur-typerna i sig, eller om de beror på att restaureringsåtgärderna skiljer sig mellan naturtyperna.

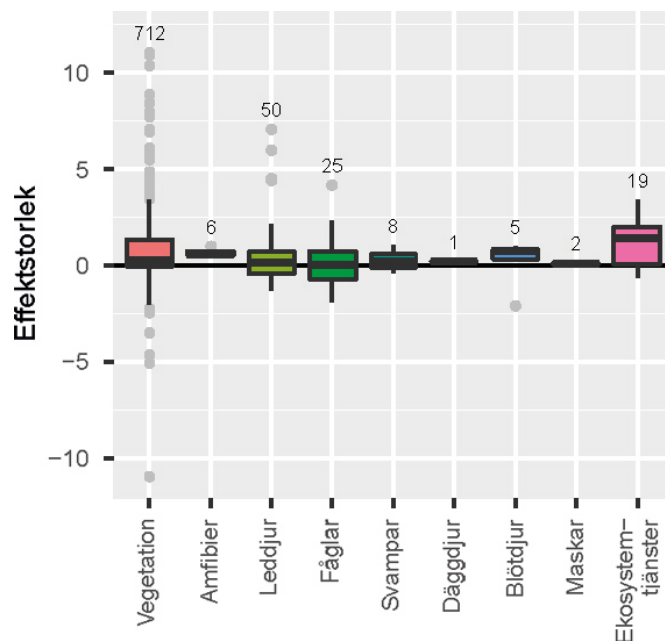


Figur 9. Effektstorlek vid sista måttillfället inom de fyra typerna av ekosystem. Siffrorna ovanför varje låddiagram anger antalet mätserier.



Figur 10. Effektstorlek vid sista mättillfället inom de fyra typerna av ekosystem och deras underkategorier. Siffrorna ovanför varje låddiagram anger antalet mätserier.

De flesta studierna hade utvärderat effekter på växter eller vegetation, följt av leddjur (insekter och spindeldjur) och fåglar (Figur 11). Variationen i effektstorlek var betydligt större inom än mellan organismgrupper. Den genomsnittliga effektstorleken för både leddjur och fåglar är mycket nära noll, vilket innebär att restaurering inte ledde till någon tydlig ökning av biologisk mångfald för dessa grupper. I synnerhet för växter var variationen mellan olika studier mycket stor, vilket kan förklaras av skillnader mellan olika arter inom organismgruppen, eller troligare av andra skillnader mellan studierna, som naturtyp, typ av restaureringsåtgärd, typ av responsvariabel, och fördröjningseffekter.

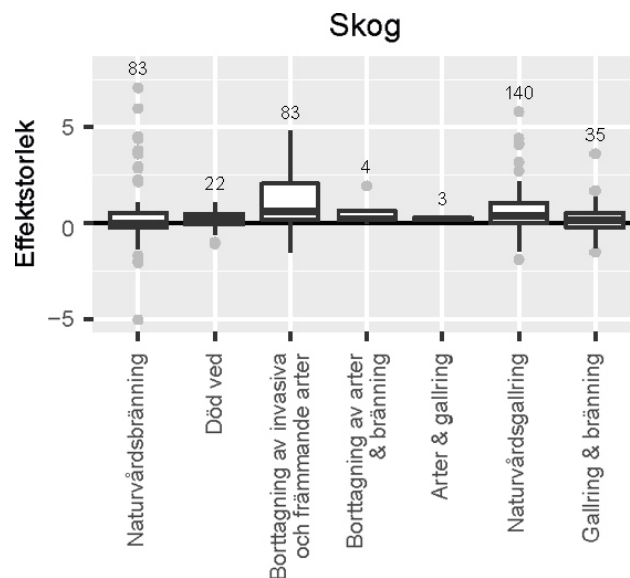


Figur 11. Effektstorlek vid sista mättillfället för olika organismgrupper samt för ekosystemtjänster. Siffrorna ovanför varje låddiagram anger antalet mätserier.

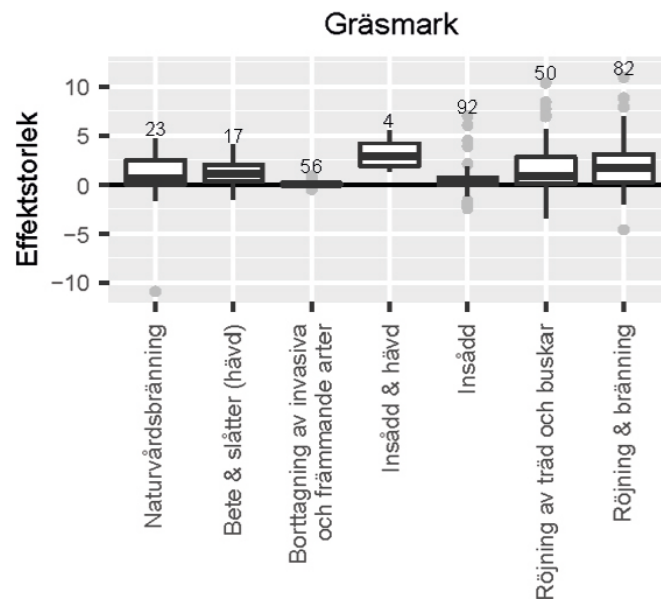
Skillnader mellan restaureringsåtgärder

En del av variationen i effekt inom respektive typ av ekosystem kan förklaras av att responsen skiljde sig åt mellan olika typer av restaureringsåtgärder (Figur 12–15). Typerna av restaureringsåtgärder skiljde sig mellan ekosystemkategorierna, så att det endast går att dra slutsatser om en viss åtgärd inom respektive typ av ekosystem.

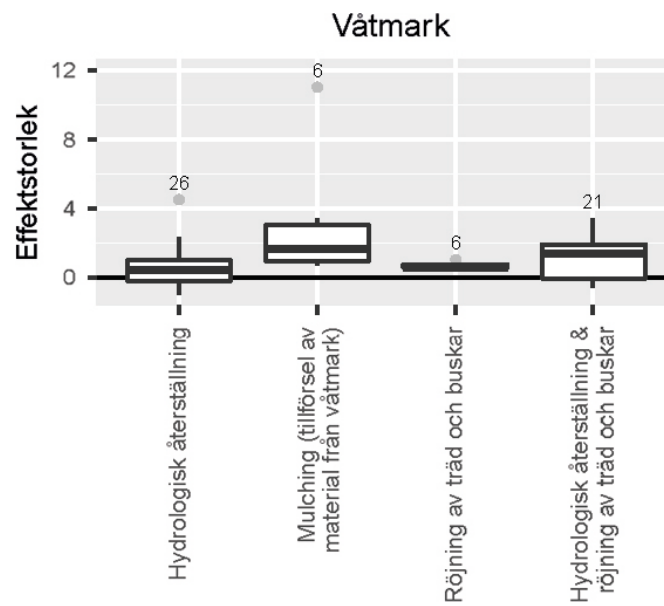
I skog fanns inga tydliga skillnader i effektstorlek mellan olika typer av åtgärder (Figur 12). I gräsmarker verkar effekten vara låg för borttagande av invasiva eller främmande arter, och för insådd av önskvärda växter (Figur 13). Däremot var effekten hög av insådd i kombination med efterföljande hävd (dock är denna effekt baserad på en enda studie), liksom av kombinationen av röjning och bränning (Figur 13). I våtmarker var effekten av att återställa hydrologin i kombination med att röja igenväxningsvegetation (träd och buskar) något högre än effekten av dessa åtgärder var för sig (Figur 14). Det verkar alltså som att en kombination av olika åtgärder kan vara mer effektivt än att enbart genomföra en enda åtgärd. Även tillförsel av växtmaterial ("mulching"), verkar ha en god effekt i våtmarker. I sandmarker är effekten av att ta bort igenväxande vegetation i form av träd och buskar högre än effekten av att ta bort matjord och att ta bort invasiva eller främmande arter (Figur 15), men eftersom dessa mönster endast bygger på en studie för vardera åtgärd bör de tolkas med försiktighet.



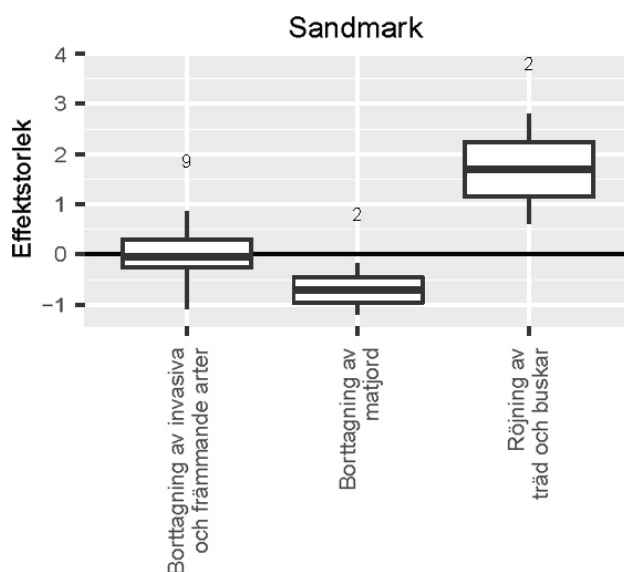
Figur 12. Effektstorlek vid sista mättillfället för olika restaureringsåtgärder i skog. Siffrorna ovanför varje låddiagram anger antalet mätserier.



Figur 13. Effektstorlek vid sista mättillfället för olika restaureringsåtgärder i gräsmark. Siffrorna ovanför varje låddiagram anger antalet mätserier.



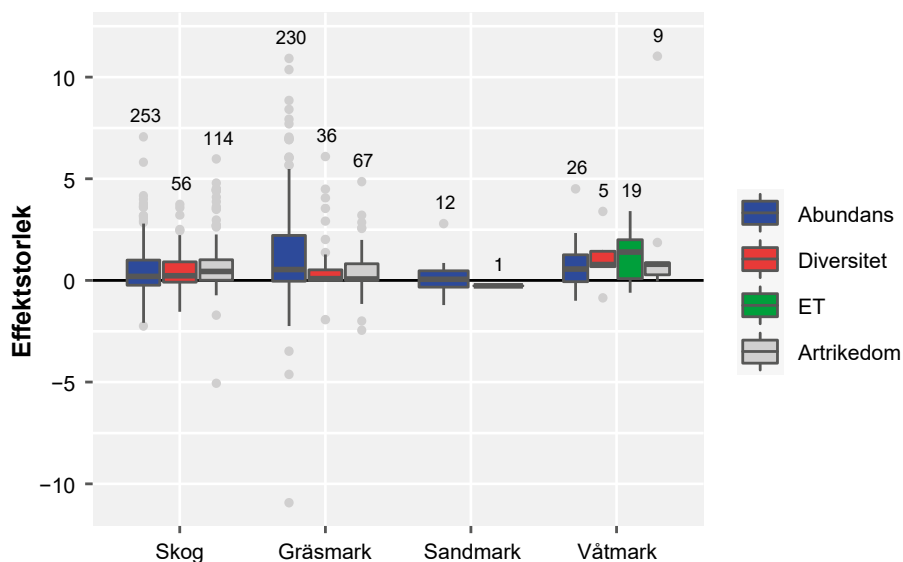
Figur 14. Effektstorlek vid sista mättillfället för olika restaureringsåtgärder i våtmark. Siffrorna ovanför varje låddiagram anger antalet mätserier.



Figur 15. Effektstorlek vid sista mättillfället för olika restaureringsåtgärder i sandmark. Siffrorna ovanför varje låddiagram anger antalet mätserier.

Effekter på olika aspekter av biologisk mångfald

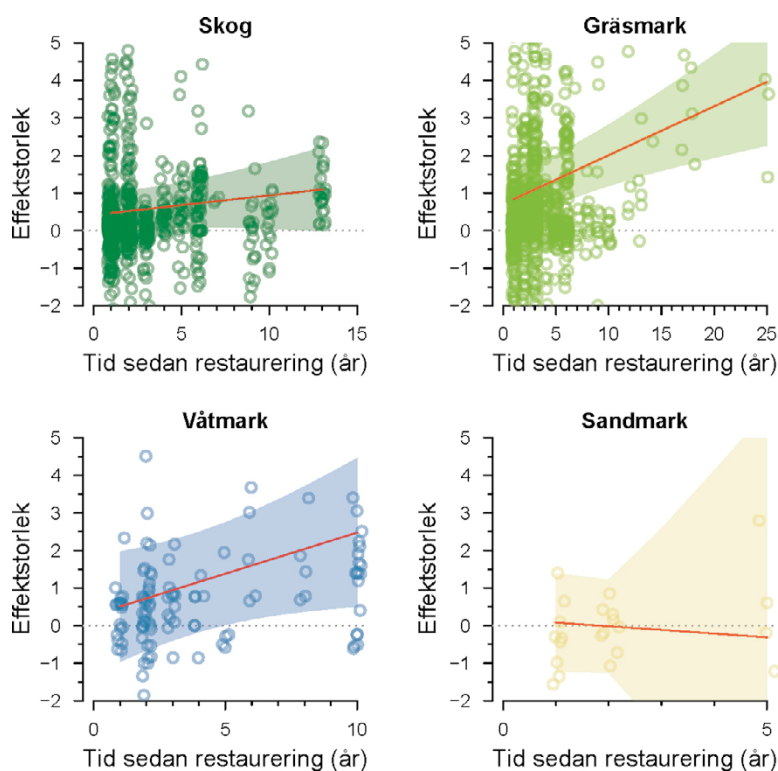
I utvärderingarna var abundans det vanligaste måttet på biologisk mångfald, följt av artrikedom och olika diversitetsindex. Detta mönster var detsamma i alla fyra typerna av ekosystem (Figur 16). Det fanns ingen tydlig skillnad i effektstorlek mellan dessa aspekter av biologisk mångfald, i någon av ekosystemkategorierna (Figur 16).



Figur 16. Effektstorlek vid sista mättillfället över olika habitattyper samt måttenhet. ET = Ekosystemtjänst.

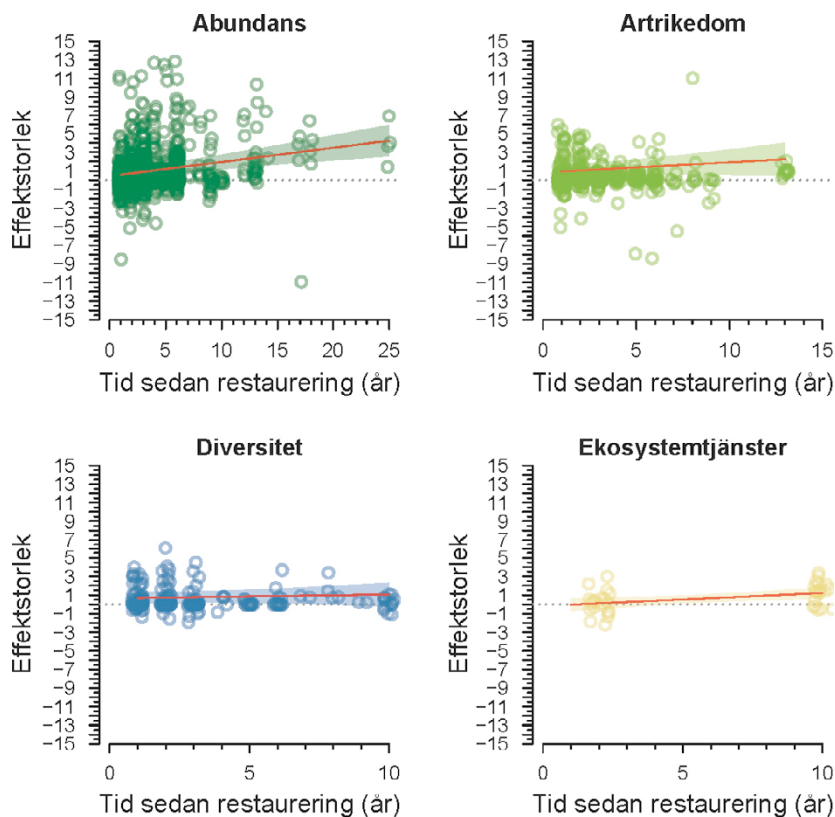
Fördröjningseffekter

Generellt ökade effektstorleken ju längre tid som hade gått sedan restaureringsåtgärderna genomfördes. Detta var fallet i alla typer av ekosystem utom i sandmarker, men för dem var antalet studier och datapunkter alltför lågt för att det skall gå att säga något säkert om fördröjningseffekter (Figur 17). I varken skog, gräsmarker eller våtmarker nåddes någon platå, d v s den biologiska mångfalden ser ut att fortsätta öka även efter den maximala tid (skog: 13 år, gräsmarker: 25 år, våtmarker: 10 år) som förekom i någon mätserie (Figur 17). Detta stämmer även med vad andra studier har visat. Exempelvis hade ängar på före detta åkermark efter 50 år fortfarande en annan artsammansättning än ängar med längre historia (Schmid m fl 2017). Detta visar på vikten av en långsiktig uppföljning eller övervakning, inte minst när man använder restaurering som ekologisk kompensation.



Figur 17. Effektstorlek över tid sedan restaureringen genomfördes inom de fyra typerna av ekosystem. Observera att den maximala tiden sedan restaurering skiljer sig mellan ekosystemkategorierna.

Intressant nog ser biologisk mångfald ut att öka snabbare i gräsmarker och våtmarker än i skogar (Figur 17). Detta är förväntat med tanke på den långsammare dynamiken i skogsmiljöer, p g a att många skogslevande arter, inte minst träd, är mycket långlivade. Att det tar olika lång tid att nå full återhämtning i olika typer av ekosystem har betydelse, för miljöer där man kan förvänta sig att återhämtningen tar längre tid lämpar sig generellt sämre för ekologisk kompensation, och kan i många fall ses som "icke-förhandlingsbara biotoper" (Helldin 2015).



Figur 18. Effektstorlek över tid sedan restaureringen genomfördes för fyra olika typer av responsvariabler. Observera att den maximala tiden sedan restaurering skiljer sig mellan kategorierna.

Alla typer av mått på biologisk mångfald ökade med tid sedan restaureringen (Figur 18). Det fanns ingen tydlig skillnad i hur snabbt de olika aspekterna av biologisk mångfald ökade med tiden, delvis beroende på att de flesta studier utfördes relativt kort tid efter restaureringen. Det var också stor variation mellan studier inom respektive kategori.

Avvägningar och synergier mellan kompensationsmål

Endast två studier innehöll data för både biologisk mångfald och någon ekosystemtjänst. Båda dessa studier var utförda i torvmossar som har restaurerats genom att hydrologin har återställts (Tuittila m fl 1999; Haapalehto m fl 2011). Det är därför inte möjligt att dra några generella slutsatser om eventuella synergier eller avvägningar mellan restaurering för att öka biologisk mångfald eller för att gynna ekosystemtjänster. Det är dock intressant att notera att i båda fallen lyckades restaureringen med att öka både ekosystemtjänster (kolomsättning respektive mineralisering) och biologisk mångfald (mätt som täckningsgrad av typiska myrmarksväxter). Däremot konstaterades i det ena fallet (Haapalehto m fl 2011) att man 10 år efter restaureringen nått samma nivåer av mineralisering i de restaurerade ytorna som i orörda torvmossar, medan vegetationen ännu inte återhämtat sig till samma nivå, utan flera arter typiska för orörda mossar saknades. Här finns ett stort behov av studier som

utvärderar hur både biologisk mångfald, av många olika artgrupper, och flera olika ekosystemtjänster svarar på olika typer av restaureringsåtgärder, i olika naturtyper. För ekologisk kompensation behövs dessutom motsvarande utvärdering av hur olika artgrupper och ekosystemtjänster påverkas av den exploatering som ska kompenseras.

Syntes och sammanfattning

Till skillnad från det begränsade antalet studier som följt upp ekologisk kompensation finns en omfattande litteratur som har utvärderat effekter av naturvårdsrestaureringar på biologisk mångfald. Även om dessa studier och de naturvårdsrestaureringar som utvärderas i dem inte utförts inom ramen för ekologisk kompensation bör de kunna bidra med värdefull kunskap om under vilka förhållanden restaurering kan vara en effektiv kompensationsåtgärd.

Inom detta projekt hade vi bara möjlighet att dra slutsatser från en mindre del av alla restaureringsstudier som vi fann i vår litteratursökning, men de studier som inkluderades är de med det striktaste upplägget (before-after-control-impact), och från vilka man därför kan dra de säkraste slutsatserna. Dessutom finns litteraturdatabasen kvar som en viktig produkt från detta projekt, och vi hoppas kunna fortsätta med fördjupade analyser av andra delar av litteraturen inom kommande projekt.

Vår litteraturoversikt visar att naturvårdsrestaureringar långt ifrån alltid lyckas med att öka den biologiska mångfalden. Variationen i utfall är stor både inom och mellan studier. Det finns flera tänkbara orsaker till denna variation. En orsak kan vara variation i utgångsläget innan restaurering, exempelvis när det gäller vilka arter som redan finns på plats, markförhållanden eller markanvändningshistorik. Tyvärr är denna information sällan tydligt angiven i de studier som ingår i vår syntes, och därför svårt att ta hänsyn till. Man kan dock observera att naturvårdsrestaureringar i flera fall utförs för att förhindra framtida förluster av biologisk mångfald, som kan ske genom det finns en ”utdöendeskuld” (Kuussaari m fl 2009), snarare än att faktiskt öka mångfalden. Ett sådant förhållande av framtida utdöenden är dock svårt att mäta, och kräver analys av kontrafaktiska scenarier.

Vi fann endast små skillnader i utfall mellan de huvudsakliga typerna av ekosystem vi studerade: skog, gräsmark, våtmark och sandmark. Däremot verkar det finnas större skillnader mellan olika underkategorier av naturtyper. Eftersom denna indelning delvis sammanfaller med vilka åtgärder som har utförts är det dock svårt att dra långtgående slutsatser utifrån detta.

Även om skillnaderna i utfall mellan typerna av ekosystem är små, fanns det skillnad i hur snabb förbättringen efter restaureringsåtgärder verkar vara. Intressant nog ser ökningen i biologisk mångfald ut att gå långsammare i skogar än i gräsmarker och våtmarker. Denna skillnad är förväntad med tanke på att det generellt tar lång tid för skogsekosystem att utvecklas, och den naturliga dynamiken i skogar generellt är relativt långsam. Eftersom osäkerheten i utfall ökar med hur lång tid det tar att nå full återhämtning behöver man ta hänsyn till detta genom att exempelvis restaurera betydligt större yta av sådana naturtyper som återhämtar sig långsamt (Moilanen & Kotiaho 2018). Man kan också dra slutsatsen att miljöer där återhämtningen är mycket långsam inte lämpar sig för ekologisk kompensation, utan dessa bör ses som ”icke-förhandlingsbara biotoper” (Helldin 2015).

Eftersom det i stor utsträckning var olika typer av restaureringsåtgärder som hade utförts i de olika naturtyperna, och relativt få studier som utvärderade respektive åtgärd i samma miljö, är det svårt att dra slutsatser som allmängiltiga för alla naturtyper. Borttagning av invasiva och främmande arter verkade dock ge bättre effekt i gräsmarker än i skog, Dessutom var det ofta stor variation i utfall mellan studier som har utvärderat likartade åtgärder. Sannolikt beror utfallet ofta både på den specifika åtgärden och på de förhållanden under vilka åtgärden utförts. Det är inte möjligt i den analys som vi utförde att reda ut vad dessa skillnader kan bero på, men ur tillämpad synvinkel är detta viktigt att förstå. Detta skulle dock kräva ett stort antal studier som har utvärderat samma typ av åtgärder under olika miljöförhållanden, eller många olika åtgärder under samma miljöförhållanden. Trots det stora antalet restaureringsstudier är detta fortfarande inte möjligt för de flesta typer av åtgärder.

Intressant nog verkade det i flera fall som att en kombination av åtgärder, till exempel att både återställa hydrologin och röja träd och buskar i våtmarker, har mer positiv effekt än de enskilda åtgärderna var för sig. Detta är ett tecken på att det ofta inte är så effektivt med enkla och standardiserade lösningar, utan att man når bättre effekt om restaureringsåtgärderna är skraddarsydda till varje enskild situation.

Vi såg ingen tydlig skillnad i utfall beroende på vilken aspekt av biologisk mångfald, såsom artrikedom, artdiversitet eller abundans, som hade utvärderats. I de flesta fall har dock relativt enkla mått använts, exempelvis antal arter inom en viss organismgrupp. Om man enbart mäter artrikedom eller artdiversitet tar man inte hänsyn till *vilka* arter som finns på en viss plats. De arter som först återkoloniserar efter restaurering kan domineras av vanliga och mobila generalistarter, som inte alls är specialiserade till just denna naturtyp, och att mer specialiserade arter som man egentligen vill gynna inte lyckas återkolonisera. Att då enbart mäta antal arter kan bli missvisande. Mer relevant är att fokusera på arter som är typiska för naturtypen, eller som har den som sitt huvudsakliga habitat. Dessutom kan andra mått, som funktionell diversitet, d.v.s. variationen i funktionella egenskaper bland arterna i ett samhälle (Gagic m fl 2015) eller fylogenetisk diversitet, som tar hänsyn till hur närbesläktade arterna i ett samhälle är (Winter m fl 2013), vara mer relevanta än artrikedom. Ingen av studierna i vår syntes använde dock något av dessa mått för att utvärdera restaurering. Ett annat alternativ kan vara att mäta hur "mättat" samhället i de restaurerade biotoperna är, d.v.s. hur stor andel av de arter som skulle kunna finnas där, som faktiskt finns där (Lewis m fl 2017). Noreika m fl. (2020) har visat att ett så kallat "community completeness index", som mäter denna mättnadsgrad, kan fungera som ett mer informativt mått på restaureringsframgång.

Tyvär innehöll vårt urval för få studier som mätte både biologisk mångfald och någon ekosystemtjänst för att vi skulle kunna analysera eventuella avvägningar eller synergier mellan dessa restaurerings- eller kompensationsmål. De få studier som fanns indikerade att man genom att restaurera torvmossar visserligen kan gynna både biologisk mångfald och ekosystemtjänster, men att det kan ta lång tid innan båda målen uppfylls. Detta visar på vikten av ett långtidsperspektiv både när det gäller den förväntade effekten övervakning och uppföljning av åtgärderna.

Sammanfattning och rekommendationer

Sammanfattning av kunskapsläget

Det ökade intresset för ekologisk kompensation hos både myndigheter och företag gör att det finns ett stort behov av riktlinjer om ekologisk kompensation. Vi behöver veta vilka naturvärden som överhuvudtaget kan kompenseras och vilka miljöer alla ingrepp bör undvikas. Vi behöver också kunskap om effekten av olika kompensationsåtgärders i olika naturtyper, vilka organismgrupper som svarar bäst på dessa kompensationsåtgärder, och vilka avvägningar mellan olika kompensationsmål som kan uppstå. Sådan kunskap är helt central för att ekologisk kompensation ska kunna ha den betydelse som många hoppas på. Den kunskapen finns inte idag, eftersom det finns för få vetenskapliga studier som utvärderar ekologisk kompensation.

Det är anmärkningsvärt att endast en av de 40 vi kunde identifiera var utformade så att målet om ingen nettoförlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster kunde testas specifikt. Övriga studier jämförde kompensationsåtgärden mot ett referensvärde eller mot en kontroll utan före-efter-data, vilket gör att uppskattningen av kompensationens effekt blir osäker. Det är också uppenbart att publicerade kompensationsstudier är skevt fördelade mellan olika platser i världen och i olika typer av miljöer där åtgärderna utförts. Den viktigaste slutsatsen av vår syntes av utvärderingar av ekologisk kompensation är därför att det behövs både fler och bättre utformade studier för att man ska kunna ta fram evidensbaserade riktlinjer för ekologisk kompensation i framtiden. Vi såg en tendens till att det är svårare att kompensera ekosystemtjänster än biologisk mångfald. Om detta mönster håller även när fler olika naturtyper och åtgärder utvärderas kan det innebära att det krävs större områden för att kompensera även ekosystemtjänster, eller att man till och med behöver olika typer av åtgärder för att kompensera både biologisk mångfald och olika ekosystemtjänster.

Eftersom antalet studier som utvärderat ekologisk kompensation är så begränsat är det nödvändigt att dra slutsatser även från andra typer av ekologiska studier, såsom utvärderingar av restaureringsåtgärder. Vår analys av BACI studier av restaureringsåtgärder visar att de i de flesta fall leder till en förbättring för biologisk mångfald, i alla typer av miljöer som vi utvärderade. Detta visar att restaurering är en relevant form av ekologisk kompensation.

Ökningen av biologisk mångfald efter restaurering verkar gå långsammare i vissa miljöer, såsom i skog jämfört med gräsmarker och våtmarker. Detta behöver inte betyda att man inte når den avsedda effekten, bara att det tar längre tid. Även 25 år efter restaurering verkade den biologiska mångfalden öka i restaurerade gräsmarker. För att veta om man verkligen når den önskade effekten är det därför viktigt med ett långtidsperspektiv både i uppföljning och i naturvårdsplanering.

Både i vår sammanställning av studier om ekologisk kompensation och våra studier om restaurering var uppföljningar av flera olika naturvårdsmål ovanliga. I synnerhet när det gäller ekologisk kompensation vill man antagligen oftast kompensera för flera olika förlorade eller skadade naturvärden samtidigt. Det finns

därför ett stort behov av ytterligare studier som utvärderar hur både biologisk mångfald, av många olika artgrupper, och flera olika ekosystemtjänster svarar på olika typer av restaureringsåtgärder eller andra kompensationsåtgärder.

Ekologisk kompensation skulle kunna spela en viktig roll inom arbetet med grön infrastruktur och rumslig planering, exempelvis genom att placering av kompensationsåtgärder görs så att ekologiska rumsliga samband stärks. Tyvärr fanns inte tillräcklig information i de granskade artiklarna för att kunna dra slutsatser om betydelsen av landskapssammanhang för kompensations- eller restaureringsåtgärders effektivitet, eller hur åtgärderna bidrar till att stärka sådana samband. Det ska dock betonas att värdet av många ekosystemtjänster är plats specifika, vilket inverkar på placeringen av åtgärder som ska kompensera förlorade ekosystemtjänster. Det gäller exempelvis värdet av ekosystemtjänsten pollinering, som är beroende av att insektspollinerade grödor finns i närheten, och naturområden för rekreation, som behöver finnas i närheten av människors bostäder. Vad som är en optimal placering beror därför på vilka värden som ska kompenseras.

Rekommendationer för framtida ekologisk kompensation

Som redan nämnts är kunskapsläget, baserat på den vetenskapliga litteraturen, om hur ekologisk kompensation bör utformas för att vara effektiv än så länge ytterst begränsat. Dessutom visar syntesen av uppföljningar av restaureringsåtgärder på en stor variation i utfall, som inte kan förklaras tydligt av vare sig naturtyp, typ av åtgärder eller vilka organismgrupper som varit i fokus. Det är därför svårt att ge vetenskapligt underbyggda rekommendationer för framtida ekologisk kompensation. Trots det vill vi lyfta ett antal punkter som är viktiga att beakta:

- **Identifiera ”icke-förhandlingsbara biotoper”.** Vissa naturvärden och naturtyper kommer alltid att vara mycket svåra att ny- eller återskapa. Det är viktigt att identifiera vilka dessa är, och ge dem ett långsiktigt skydd, så att de inte kan komma ifråga för exploatering och ekologisk kompensation.
- **Kompensera alla förlorade naturvärden.** Ofta skadas eller förloras flera olika naturvärden genom olika typer av exploatering. Det är dock vanligt att kompensationsåtgärder inriktas på en enskild art eller artgrupp, vilket inte automatiskt leder till att andra naturvärden kompenseras. Kompensationsåtgärder måste därför syfta till att kompensera många olika förlorade eller skadade naturvärden.
- **Identifiera och lyft fram goda exempel på lyckad kompensation.** Det finns goda exempel på när ekologisk kompensation lyckats bra, även om dessa inte finns med i den vetenskapliga litteraturen. Dessa kan lyftas fram som goda exempel. Det är dock viktigt att alla kompensationsåtgärder utvärderas systematiskt.
- **Ta fram riktlinjer för uppföljning av ekologisk kompensation.** Alla kompensationsåtgärder bör följas upp systematiskt, för att säkerställa att syftet med åtgärderna uppnås och att de verkligen leder till att det inte sker någon nettoförlust av biologisk mångfald. Naturvårdsverket bör därför ta fram riktlinjer för sådan uppföljning, och ställa krav på att dessa följs.
- **Tillgängliggör uppföljningar.** För att säkerställa att det är möjligt att dra lärdom av utförda kompensationsåtgärder och deras utfall bör rapporter och data från uppföljningar av dessa göras öppet tillgängliga.

Gör utvärderingar i ”grå” litteratur lättillgängliga

Utvärderingar av ekologisk kompensation publiceras inte alltid vetenskapligt. Mycket kunskap kan finnas i den ”grå” litteraturen, d.v.s. rapporter från myndigheter och företag. Den ”grå” litteraturen är dock delvis svåråtkomlig och svår att söka på ett systematiskt sätt. Det finns trots detta ett antal synteser av grå litteratur som utvärderat ekologisk kompensation (Poulin m fl 2016; May m fl 2017). Det har dock visat sig att det är svårt att ge tydliga rekommendationer baserat på dessa synteser, eftersom många av de rapporter som utvärderar ekologisk kompensation endast är baserade på grova indirekta mått på effekter på biologisk mångfald, som exempelvis hur stor areal av olika naturtyper som skapats eller återställts. Detta är även fallet i flera vetenskapliga studier (Marshall m fl 2020). Vi menar därför att det är viktigt att även uppföljningar och utvärderingar av ekologisk kompensation som inte är ämnade att publiceras i den vetenskapliga litteraturen utformas på ett strikt sätt, så att det går att utvärdera utfallet med vetenskaplig metodik. Vi fann ett par goda exempel (Sahley m fl 2017; Török m fl 2018) där företag och forskare samarbetat för att kompensationsåtgärderna skulle utformas på ett sådant sätt. Om sådana rapporter blir lättare att finna kan framtida sammanställningar av utvärderingar av ekologisk kompensation bli mycket mer utförliga. Detta skulle man kunna uppnå om myndigheter ställde krav på att utvärderingsrapporter görs öppet tillgängliga i samband med att man ställer krav på ekologisk kompensation.

Riktlinjer för framtida uppföljning av ekologisk kompensation

För att kunna dra viktiga lärdomar från utförda kompensationsåtgärder och ta fram evidensbaserade riktlinjer för under vilka förutsättningar, hur, och var ekologisk kompensation bör användas, och hur kompensationsåtgärder bör utformas i framtiden, är bättre uppföljning av kompensationsåtgärder nödvändigt. Vi föreslår att myndigheter alltid ska kräva systematisk uppföljning av åtgärderna som en integrerad del av den ekologiska kompensationen. En sådan uppföljning måste vara långsiktig. Hur länge den bör pågå vara beror på vilka naturtyper och naturvärden som ska kompenseras, och efter hur lång tid man kan förvänta sig att se den fulla effekten. Uppföljningen ska alltid innefatta en mätning eller uppskattning av de naturvärden som går förlorade genom exploateringen. Annars är det, som vi sett ovan, omöjligt att utvärdera om kompensationsåtgärderna gör att man inte orsakar någon nettoförlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster. Eftersom det i de allra flesta fall är mer än ett enda naturvärde som förloras eller skadas krävs det både att syftet med kompensationen är tydligt, och att uppföljningen av både förluster och kompensation innefattar flera olika dimensioner, exempelvis både biologisk mångfald och flera olika ekosystemtjänster.

För att myndigheter, företag och forskare ska kunna dra lärdomar från dessa utvärderingar krävs att de blir öppet tillgängliga. Det vore därför önskvärt att myndigheterna även ställer detta som krav, när de ställer krav på systematisk och långsiktig uppföljning. För att göra detta möjligt kan exempelvis Naturvårdsverket skapa en öppen, sökbar databas, där både utvärderingsrapporter och underliggande data görs öppet tillgängliga.

Källförteckning

- Bakker, J.P. & Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 63–68.
- BBOP (2009). *Biodiversity Offset Implementation Handbook*. Washington DC: Business and Biodiversity Offsets Programme.
- Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A. & Bullock, J.M. (2009). Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1172460>
- Birkhofer, K., Diehl, E., Andersson, J., Ekroos, J., Früh-Müller, A., Machnikowski, F., Mader, V.L., Nilsson, L., Sasaki, K., Rundlöf, M., Wolters, V. & Smith, H.G. (2015). Ecosystem services – current challenges and opportunities for ecological research. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2. <https://doi.org/10.3389/fevo.2014.00087>
- Blicharska, M., Smithers, R.J., Mikusiński, G., Rönnbäck, P., Harrison, P.A., Nilsson, M. & Sutherland, W.J. (2019). Biodiversity's contributions to sustainable development. *Nature Sustainability*, 2(12), 1083–1093. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0417-9>
- Brudvig, L.A. (2011). The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go. *American Journal of Botany*, 98, 549–558.
- Bull, J.W. & Strange, N. (2018). The global extent of biodiversity offset implementation under no net loss policies. *Nature Sustainability*, 1(12), 790–798. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0176-z>
- Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J. & Milner-Gulland, E.J. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47(3), 369–380. <https://doi.org/10.1017/S003060531200172X>
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. <https://doi.org/http://www.nature.com/nature/journal/v486/n7401/abs/nature11148.html#supplementary-information>
- Christie, A.P., Amano, T., Martin, P.A., Shackelford, G.E., Simmons, B.I. & Sutherland, W.J. (2019). Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *Journal of Applied Ecology*, 56(12), 2742–2754. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13499>
- Eales, J., Haddaway, N.R., Bernes, C., Cooke, S.J., Jonsson, B.G., Kouki, J., Petrokofsky, G. & Taylor, J.J. (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), 19. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0131-5>

- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E.M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S.G., Tscharrntke, T., Weisser, W. & Bommarco, R. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B*, 282, 20142620. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>
- Gelcich, S., Vargas, C., Carreras, M.J., Castilla, J.C. & Donlan, C.J. (2017). Achieving biodiversity benefits with offsets: Research gaps, challenges, and needs. *Ambio*, 46(2), 184–189. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0810-9>
- Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C. & Maron, M. (2015). FORUM: Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. 52(2), 532–537. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.12398>
- Haapalehto, T.O., Vasander, H., Jauhiainen, S., Tahvanainen, T. & Kotiaho, J.S. (2011). The Effects of Peatland Restoration on Water-Table Depth, Elemental Concentrations, and Vegetation: 10 Years of Changes. 19(5), 587–598. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00704.x>
- Hanski, I. (2000). Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Ann.Zool. Fennici*, 37, 271–280.
- Hedges, L.V., Gurevitch, J. & Curtis, P.S. (1999). The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. 80(4), 1150–1156. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1150:TMAORR\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1150:TMAORR]2.0.CO;2)
- Helldin, J.-O. (2015). *Icke-förhandlingsbara biotoper – ett koncept för att undvika exploatering av små biotoper med oersättliga naturvärden. Trafikverket Rapport 2015:211*. Borlänge: Trafikverket.
- Helm, A. (2015). Habitat restoration requires landscape-scale planning. *Applied Vegetation Science*, 18(2), 177–178. <https://doi.org/10.1111/avsc.12159>
- Helsen, K., Hermy, M. & Honnay, O. (2013). Spatial isolation slows down directional plant functional group assembly in restored semi-natural grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 404–413. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12037>
- Jackson, S.T. & Sax, D.F. (2010). Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 153–160.
- Jones, H.P., Jones, P.C., Barbier, E.B., Blackburn, R.C., Rey Benayas, J.M., Holl, K.D., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D. & Mateos, D.M. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1873). <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2577>
- 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>
- Keddy, P.A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3(2), 157–164. <https://doi.org/10.2307/3235676>

Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L.G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A.-M., Kremen, C., M'Gonigle, L.K., Rader, R., Ricketts, T.H., Williams, N.M., Lee Adamson, N., Ascher, J.S., Baldi, A., Batary, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J.C., Blitzer, E.J., Bommarco, R., Brand, M.R., Bretagnolle, V., Button, L., Cariveau, D.P., Chifflet, R., Colville, J.F., Danforth, B.N., Elle, E., Garratt, M.P.D., Herzog, F., Holzschuh, A., Howlett, B.G., Jauker, F., Jha, S., Knop, E., Krewenka, K.M., Le Feon, V., Mandelik, Y., May, E.A., Park, M.G., Pisanty, G., Reemer, M., Riedinger, V., Rollin, O., Rundlof, M., Sardinias, H.S., Scheper, J., Sciligo, A.R., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Thorp, R., Tscharrntke, T., Verhulst, J., Viana, B.F., Vaissiere, B.E., Veldtman, R., Westphal, C. & Potts, S.G. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications*, 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms8414>

Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8(5), 468–479. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x>

Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Roda, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Steffan-Dewenter, I. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10, 564–571.

Laitila, J., Moilanen, A. & Pouzols, F.M. (2014). A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1247–1254. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/2041-210X.12287>

Lewis, R.J., de Bello, F., Bennett, J.A., Fibich, P., Finerty, G.E., Götzenberger, L., Hiiesalu, I., Kasari, L., Lepš, J., Májeková, M., Mudrák, O., Riibak, K., Ronk, A., Rychtecká, T., Vitová, A. & Pärtel, M. (2017). Applying the dark diversity concept to nature conservation. *Conservation Biology*, 31(1), 40–47. <https://doi.org/10.1111/cobi.12723>

Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D.A., Lindenmayer, D.B. & McAlpine, C.A. (2012). Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, 141–148. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003>

Marshall, E., Wintle, B.A., Southwell, D. & Kujala, H. (2020). What are we measuring? A review of metrics used to describe biodiversity in offsets exchanges. *Biological Conservation*, 241, 108250. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108250>

May, J., Hobbs, R.J. & Valentine, L.E. (2017). Are offsets effective? An evaluation of recent environmental offsets in Western Australia. *Biological Conservation*, 206, 249–257. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.038>

MEA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. . Washington, DC.: World Resources Institute.

Moilanen, A. & Kotiaho, J.S. (2018). *Planning biodiversity offsets. Twelve operationally important decisions. TemaNord 2018:513* Nordic Council of Ministers.

Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A. & Curran, M. (2015). The true loss caused by biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 192, 552–559. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.016>

- Naturvårdsverket (2015). *Tillämpning av miljöbalkens bestämmelser om ekologisk kompensation – En kartläggning. Rapport 6667*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Noreika, N., Pärtel, M. & Öckinger, E. (2020). Community completeness as a measure of restoration success: multiple-study comparisons across ecosystems and ecological groups. *Biodiversity and Conservation*, 29(13), 3807–3827. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02050-1>
- Peel, M.C., Finlayson, B.L. & McMahon, T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11(5), 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Peterson, I., Maron, M., Moillanen, A., Bekessy, S. & Gordon, A. (2018). A quantitative framework for evaluating the impact of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 224, 162–169. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.005>
- Pickett, E.J., Stockwell, M.P., Bower, D.S., Garnham, J.I., Pollard, C.J., Clulow, J. & Mahony, M.J. (2013). Achieving no net loss in habitat offset of a threatened frog required high offset ratio and intensive monitoring. *Biological Conservation*, 157, 156–162. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.014>
- Poulin, M., Pellerin, S., Cimon-Morin, J., Lavallée, S., Courchesne, G. & Tendland, Y. (2016). Inefficacy of wetland legislation for conserving Quebec wetlands as revealed by mapping of recent disturbances. *Wetlands Ecology and Management*, 24(6), 651–665. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9494-y>
- Sahley, C.T., Vildoso, B., Casaretto, C., Taborga, P., Ledesma, K., Linares-Palomino, R., Mamani, G., Dallmeier, F. & Alonso, A. (2017). Quantifying impact reduction due to avoidance, minimization and restoration for a natural gas pipeline in the Peruvian Andes. *Environmental Impact Assessment Review*, 66, 53–65. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.06.003>
- Schmid, B.C., Poschod, P. & Prentice, H.C. (2017). The contribution of successional grasslands to the conservation of semi-natural grasslands species – A landscape perspective. *Biological Conservation*, 206, 112–119. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.002>
- SER (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. . Tucson: Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group.
- Sonter, L.J., Gourevitch, J., Koh, I., Nicholson, C.C., Richardson, L.L., Schwartz, A.J., Singh, N.K., Watson, K.B., Maron, M. & Ricketts, T.H. (2018). Biodiversity offsets may miss opportunities to mitigate impacts on ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(3), 143–148. <https://doi.org/doi:10.1002/fee.1781>
- SOU (2017). *Ekologisk kompensation – Åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samtidigt som behovet av mark-exploatering tillgodoses. SOU 2017:34*. Stockholm: Statens Offentliga Utredningar.
- Suding, K.N. (2011). Toward an era of restoration in ecology: Successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), 465–487. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>
- Sundermann, A., Stoll, S. & Haase, P. (2011). River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications*, 21(6), 1962–1971. <Go to ISI>://WOS:000294155900008

- Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., Vasander, H. & Laine, J. (1999). Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Oecologia*, 120(4), 563–574. <https://doi.org/10.1007/s004420050891>
- Török, K., Csecserits, A., Somodi, I., Kövendi-Jakó, A., Halász, K., Rédei, T. & Halassy, M. (2018). Restoration prioritization for industrial area applying multiple potential natural vegetation modeling. 26(3), 476–488. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.12584>
- Waldén, E., Öckinger, E., Winsa, M. & Lindborg, R. (2017). Effects of landscape composition, species pool and time on grassland specialists in restored semi-natural grasslands. *Biological Conservation*, 214, 176–183. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.07.037>
- Wende, W., Tucker, G.M., Quetier, F., Rayment, M. & Darbi, M. (2018). *Biodiversity offsets: European perspectives on No net loss of biodiversity and ecosystem services*. Springer International Publishing.
- Winter, M., Devictor, V. & Schweiger, O. (2013). Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends in Ecology & Evolution*, 28(4), 199–204. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534712002881>
- Woodcock, B.A., Bullock, J.M., Mortimer, S.R. & Pywell, R.F. (2012). Limiting factors in the restoration of UK grassland beetle assemblages. *Biological Conservation*, 146(1), 136–143. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.033>
- zu Ermgassen, S.O.S.E., Baker, J., Griffiths, R.A., Strange, N., Struebig, M.J. & Bull, J.W. (2019a). The ecological outcomes of biodiversity offsets under “no net loss” policies: A global review. *Conservation Letters*, e12664. <https://doi.org/10.1111/conl.12664>
- zu Ermgassen, S.O.S.E., Utamiputri, P., Bennun, L., Edwards, S. & Bull, J.W. (2019b). The Role of “No Net Loss” Policies in Conserving Biodiversity Threatened by the Global Infrastructure Boom. *One Earth*, 1(3), 305–315. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.019>
- Öckinger, E., Winsa, M., Roberts, S.P.M. & Bommarco, R. (2018). Mobility and resource use influence the occurrence of pollinating insects in restored seminatural grassland fragments. *Restoration Ecology*, 26(5), 873–881. <https://doi.org/doi:10.1111/rec.12646>

Bilaga 1

Referenser till de 40 studier av utfallet av ekologisk kompensation som uppfyllde våra sökkriterier

- Alignan, J.-F., Debras, J.-F., and Dutoit, T. (2018). Orthoptera prove good indicators of grassland rehabilitation success in the first French Natural Asset Reserve, *Journal for Nature Conservation* 44: 1–11.
- Balcombe, C. K., Anderson, J. T., Fortney, R. H., Rentch, J. S., Grafton, W. N., and Kordek, W. S. (2005). A comparison of plant communities in mitigation and reference wetlands in the mid-appalachians, *Wetlands* 25(1): 130–142.
- Bosch, K. van den, and Matthews, J. W. (2017). An assessment of long-term compliance with performance standards in compensatory mitigation wetlands, *Environmental Management* 59(4): 546–556.
- Bowron, T., Neatt, N., Proosdij, D. van, Lundholm, J., and Graham, J. (2011). Macro-tidal salt marsh ecosystem response to culvert expansion, *Restoration Ecology* 19(3): 307–322.
- Brooks, R. P., Wardrop, D. H., Cole, C. A., and Campbell, D. A. (2005). Are we purveyors of wetland homogeneity? A model of degradation and restoration to improve wetland mitigation performance, *Ecological Engineering* 24(4): 331–340.
- D'Angelo, E. M., Karathanasis, A. D., Sparks, E. J., Ritchey, S. A., and Wehr-McChesney, S. A. (2005). Soil carbon and microbial communities at mitigated and late successional bottomland forest wetlands, *Wetlands* 25(1): 162–175.
- Gabriel, C. M., Clarke, K. D., and Campbell, C. E. (2010). Invertebrate communities in Compensation creek, a man-made stream in boreal Newfoundland: the influence of large woody debris, *River Research and Applications* 26(8): 1005–1018.
- Gingerich, R. T., and Anderson, J. T. (2011). Decomposition trends of five plant litter types in mitigated and reference wetlands in West Virginia, USA, *Wetlands* 31(4): 653–662.
- Gustafsson, S., Osterling, M., Skurdal, J., Schneider, L. D., and Calles, O. (2013). Macroinvertebrate colonization of a nature-like fishway: the effects of adding habitat heterogeneity, *Ecological Engineering* 61(A): 345–353.
- Gutrich, J. J., Taylor, K. J., and Fennessy, M. S. (2009). Restoration of vegetation communities of created depressional marshes in Ohio and Colorado (USA): The importance of initial effort for mitigation success, *Ecological Engineering* 35(3): 351–368.
- Hossler, K. and Bouchard, V. (2010). Soil development and establishment of carbon-based properties in created freshwater marshes, *Ecological Applications* 20(2): 539–553.
- Jones, N. E., Scrimgeour, G. J., and Tonn, W. M. (2008). Assessing the effectiveness of a constructed arctic stream using multiple biological attributes, *Environmental Management* 42(6): 1064–1076.

- Jones, N. E., Tonn, W. M., Scrimgeour, G. J., and Katopodis, C. (2003). Productive capacity of an artificial stream in the Canadian Arctic: assessing the effectiveness of fish habitat compensation, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(7): 849–863.
- Krenz, R. J. III, Schoenholtz, S. H., and Zipper, C. E. (2016). Riparian subsidies and hierarchical effects of ecosystem structure on leaf breakdown in Appalachian coal-field constructed streams, *Ecological Engineering* 97: 389–399.
- Lindenmayer, D. B., Crane, M., Evans, M. C., Maron, M., Gibbons, P., Bekessy, S., and Blanchard, W. (2017). The anatomy of a failed offset. *Biological Conservation* 210(A): 286–292.
- Longcore, T. (2003). Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, USA), *Restoration Ecology* 11(4): 397–409.
- Magee, T. K., Ernst, T. L., Kentula, M. E., and Dwire, K. A. (1999). Floristic comparison of freshwater wetlands in an urbanizing environment, *Wetlands* 19(3): 517–534.
- Moerke, A. H., and Lamberti, G. A. (2003). Responses in fish community structure to restoration of two Indiana streams, *North American Journal of Fisheries Management* 23(3): 748–759.
- Murata, N., and Feest, A. (2015). A case study of evidence for showing “no net loss” of bird biodiversity in a development project, *Water and Environment Journal* 29(3): 419–429.
- Northington, R. M., Benfield, E. F., Schoenholtz, S. H., Timpano, A. J., Webster, J. R., and Zipper, C. (2011). An assessment of structural attributes and ecosystem function in restored Virginia coalfield streams, *Hydrobiologia* 671(1): 51–63.
- Nunn, A. D., Clifton-Dey, D., and Cowx, I. G. (2016). Managed realignment for habitat compensation: use of a new intertidal habitat by fishes, *Ecological Engineering* 87: 71–79.
- Peralta, A. L., Matthews, J. W., and Kent, A. D. (2010). Microbial Community Structure and Denitrification in a Wetland Mitigation Bank, *Applied and Environmental Microbiology* 76(13): 4207–4215.
- Petranka, J. W., Kennedy, C. A., and Murray, S. S. (2003b). Response of amphibians to restoration of a southern appalachian wetland: A long-term analysis of community dynamics, *Wetlands* 23(4): 1030–1042.
- Petranka, J. W., Murray, S. S., and Kennedy, C. A. (2003). Responses of amphibians to restoration of a southern appalachian wetland: Perturbations confound post-restoration assessment, *Wetlands* 23(2): 278–290.
- Pickett, E. J., Stockwell, M. P., Bower, D. S., Garnham, J. I., Pollard, C. J., Clulow, J., and Mahony, M. J. (2013). Achieving no net loss in habitat offset of a threatened frog required high offset ratio and intensive monitoring, *Biological Conservation* 157: 156–162.
- Price, Edward P. F.; Spyreas, Greg; Matthews, Jeffrey W. (2019). Wetland compensation and its impacts on beta-diversity. *Ecological applications* 29(1): e01827.

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

Quigley, J. T., and Harper, D. J. (2006). Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in achieving no net loss, *Environmental Management* 37(3): 351–366.

Rezek, R. J., Furman, B. T., Jung, R. P., Hall, M. O. and Bell, S. S. (2019). Long-term performance of seagrass restoration projects in Florida, USA. *Scientific reports* 9: 15514.

Rydgren, K., Halvorsen, R., Auestad, I., and Hamre, L. N. (2013). Ecological design is more important than compensatory mitigation for successful restoration of alpine spoil heaps, *Restoration Ecology* 21(1): 17–25.

Scrimgeour, G. J., Tonn, W. M., and Jones, N. E. (2014). Quantifying effective restoration: reassessing the productive capacity of a constructed stream 14 years after construction, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71(4): 589–601.

Scruton, D. (1996). Evaluation of the construction of artificial fluvial salmonid habitat in a habitat compensation project, Newfoundland, Canada, *Regulated Rivers – Research and Management* 12(2).

Shaffer, P. W., and Ernst, T. L. (1999). Distribution of soil organic matter in freshwater emergent/open water wetlands in the Portland, Oregon metropolitan area, *Wetlands* 19(2–3): 171–183.

Snell-Rood, E. C., and Cristol, D. A. (2003). Avian communities of created and natural wetlands: Bottomland forests in Virginia, *Condor* 105(2): 303–315.

Spieles, D. J., Coneybeer, M., and Horn, J. (2006). Community structure and quality after 10 years in two central Ohio mitigation bank wetlands, *Environmental Management* 38(5): 837–852.

Stefanik, K. C., and Mitsch, W. J. (2012). Structural and functional vegetation development in created and restored wetland mitigation banks of different ages. *Ecological Engineering* 39: 104–112.

Strain, G. F., Turk, P. J., and Anderson, J. T. (2014). Functional equivalency of created and natural wetlands: diet composition of red-spotted newts (*Notophthalmus viridescens viridescens*), *Wetlands Ecology and Management* 22(6): 659–669.

Strain, G. F., Turk, P. J., Tri, A. N., and Anderson, J. T. (2017). Anuran occupancy of created wetlands in the Central Appalachians. *Wetlands Ecology & Management* 25(3): 369–384.

Teels, B. M., Mazanti, L. E., and Rewa, C. A. (2004). Using an IBI to assess effectiveness of mitigation measures to replace loss of a wetland-stream ecosystem, *Wetlands* 24(2): 375–384.

Vecrin, M. P., and Muller, S. (2003). Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows, *Applied Vegetation Science* 6(2): 271–278.

Publikationer från projektet (t o m maj 2021)

Josefsson, J., Widenfalk, L.A., Blicharska, M., Hedblom, M., Pärt, T., Ranius, T. & Öckinger, E. (2021). Compensating for lost nature values through biodiversity off-setting – Where is the evidence? *Biological Conservation* 257, 109117. <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.

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

När kan ekologisk kompensation bidra till att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster?

Slutrapport

Rapporten presenterar resultaten av två litteratursynteser med fokus på hur och när ekologisk kompensation skulle kunna bidra till att minska förlusten av biologisk mångfald. En syntes av vetenskapliga studier som utvärderar ekologisk kompensation, och en syntes av vetenskapliga studier som utvärderar naturvårdsrestaureringar utförda i andra sammanhang.

Resultaten visar att det finns stora kunskapsluckor kring hur väl ekologisk kompensation hindrar förlusten av biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

En slutsats är därför att det ännu inte är möjligt att ta fram evidensbaserade riktlinjer för hur ekologisk kompensation bör utformas. För att kunna ta fram sådana riktlinjer i framtiden är det viktigt att kompensationsåtgärder följs upp systematiskt.

Projektet har samverkat med SEEK – Systematisera ekologisk kunskap för att optimera ekologisk kompensation inom samma forskningssatsning och rapporten kan med fördel läsas tillsammans med rapporterna: Systematisera ekologisk kunskap för att effektivisera ekologisk kompensation, NV-7007 och Ekologisk kunskap för ekologisk kompensation, NV-6995.

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