

# Hur påverkas grundvattenmagasinering av restaurering, anläggning och dränering av våtmarker?

En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys



## **Hur påverkas grundvattenmagasinerings av restaurering, anläggning och dränering av våtmarker?**

En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys

Denna rapport har tagits fram av Formas i samarbete med externa sakkunniga experter. Innehållet i den första delen bygger på följande sakkunniggranskade vetenskapliga artikel och dess bilagor:

Bring, A., Thorslund, J., Rosén, L., Tonderski, K., Åberg, C., Envall, I., Laudon, H., 2022. Effects on groundwater storage of restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: a systematic review. *Environmental Evidence* 11, 38. Artikeln och rapporten är fritt tillgängliga på [formas.se/vatmarker-grundvatten](https://formas.se/vatmarker-grundvatten).

### **Sakkunniga**

Systematisk översikt, del 1:

Hjalmar Laudon, Sveriges lantbruksuniversitet

Karin Tonderski, Linköpings universitet

Lars Rosén, Chalmers tekniska högskola

Josefin Thorslund, Stockholms universitet

Samhällsekonomisk analys, del 2:

Frida Hellman, Luleå tekniska universitet

Patrik Söderholm, Luleå tekniska universitet

Jesper Stage, Luleå tekniska universitet

Lars Rosén, Chalmers tekniska högskola

### **Formas**

Arvid Bring, projektledare

Ida Envall, biträdande projektledare

Charlotte Åberg, informationsspecialist

Henrik Scharin, miljöekonom

Rapport: F3:2022

ISBN: 978-91-540-6165-5

Diarienummer: 2019-01839

Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande, Formas

[www.formas.se](https://www.formas.se)

Stockholm, 12 december 2022

## Förord

En översikt av vad forskningen sammantaget säger i en fråga är en viktig del av ett evidensinformerat beslutsfattande. Beslut i miljöarbetet kopplar i ökande grad till hela samhällets utveckling, och det är avgörande att effektiva åtgärder och styrmedel används. Takten behöver öka för att kunna nå miljömålen och målen i Agenda 2030.

I komplexa frågor är vetenskapen en avgörande pusselbit tillsammans med andra underlag. En syntes av forskningsläget underlättar för beslutsfattare att få en tillförlitlig överblick av kunskapen. För att kunna fatta välgrundade beslut behöver forskningen sammanfattas, och tilltron till resultaten i enskilda resultat bedömas. I kontroversiella frågor kan en systematisk översikt av forskningen klargöra vad som är känt och den tilltro som kan sättas till slutsatserna. En samhällsekonomisk analys av resultatens betydelse för förvaltning kan peka på utmaningar och möjligheter för förvaltningen i den aktuella frågan.

Rådet för evidensbaserad miljöanalys har som styrande organ beslutat att den här frågan ska utredas, och har fastställt rapportens slutsatser. Jag är glad och stolt över att vi på Formas med detta underlag kan bidra till ett miljö- och klimatarbete som bygger på en stark vetenskaplig grund. Jag vill rikta ett stort tack till rådet och den expertgrupp som bistått i arbetet med att identifiera, bedöma och sammanställa den vetenskapliga litteraturen på området. Jag vill också tacka SGU och Naturvårdsverket som bistått med värdefulla expertkunskaper.

Johan Kuylenstierna  
Generaldirektör  
Forskningsrådet Formas

## Inledning

Många insatser görs för att bromsa klimatförändringarna men trots det måste vi anpassa oss till en varmare värld. I Sverige har detta blivit tydligt under torra somrar det senaste årtiondet, då stora skogsbränder har rasat och vattenbristen i sydöstra Sverige har lett till att tankbilar fått köras över Ölandsbron. Våtmarker har lyfts fram som en åtgärd som kan göra skillnad under sådana förhållanden, genom att de bidrar till att lagra vatten i landskapet, utöver de många andra ekosystemtjänster som våtmarker också ger.

Formas har i en systematisk översikt utrett vilka effekterna blir på grundvattenmagasinerings av att restaurera, anlägga eller dränera våtmarker. Frågan har sitt ursprung i ett kunskapsbehov som formulerats av Sveriges geologiska undersökning, SGU. Även Naturvårdsverket har i en särskild utlysning om våtmarkers hydrologiska nyttor sett ett behov av fördjupad kunskap.

Med stöd av en förstudie genomförd av Formas beslutade Rådet för evidensbaserad miljöanalys att utreda frågan. För grundvattenmagasinerings har effekten av våtmarksåtgärder varit mindre känd, särskilt avseende effekter utanför våtmarken. En vetenskaplig expertgrupp har bistått Formas i arbetet att noggrant granska alla tillgängliga empiriska studier av våtmarksåtgärders effekter på grundvattenmagasinerings.

En samhällsekonomisk analys har genomförts i tillägg till den naturvetenskapliga sammanställningen av resultaten. Den samhällsekonomiska analysen beskriver våtmarksarbetets aktörer, incitament och aktiviteter, samt den påverkan som sker på miljön och välfärden. Även om frågan är avgränsad till effekter på grundvattenmagasinerings har analysen också beaktat de många andra nyttor våtmarker kan ge.

Den naturvetenskapliga sammanställningen har genomgått en oberoende vetenskaplig granskning och Rådet för evidensbaserad miljöanalys har fastställt slutsatserna i rapporten. I slutsatserna framkommer att det finns behov av mer forskning för att på empiriska grunder kunna bedöma effekterna av våtmarksåtgärder på grundvatten utanför våtmarken. Det har dock varit möjligt att dra slutsatser om hur grundvattenmagasinerings förändras i själva våtmarken. Resultaten utgör ett grundligt vetenskapligt underlag om vilka grundvatteneffekterna är av våtmarksåtgärder, och bidrar till ett väl underbyggt miljömålsarbete. Särskilt för målet *Grundvatten av god kvalitet* är slutsatserna av betydelse, men även målen *Begränsad klimatpåverkan*, *Myllrande våtmarker* samt *Ett rikt växt- och djurliv* är berörda.

Jag vill tacka Formas för det väl genomförda arbetet med sammanställningen. För den samhällsekonomiska analysen har Luleå tekniska universitet stått för en viktig insats. Jag vill också rikta ett särskilt tack till den externa sakkunniggruppen, och till de intressenter som bidragit med sin kunskap.

Lisa Sennerby Forsse  
Ordförande  
Rådet för evidensbaserad miljöanalys

# Sammanfattning

## Bakgrund och syfte

Många våtmarker har historiskt dränerats för att bli åkrar eller användas för skogsbruk. Dräneringen har vanligen gjorts genom utdikning som sänkt grundvattennivån. Odränerade våtmarker ger dock många ekosystemtjänster och samhällsnyttor som efterfrågas idag, till exempel biologisk mångfald, avskiljning av näringsämnen och kolinlagring. De kan också öka tillgången till vatten i landskapet. Därför finns nu olika former av stöd för våtmarksrestaurering.

Våtmarker restaureras oftast genom att diken fylls igen vilket höjer grundvattnets nivå. Det är dock osäkert hur stor effekten är, och om grundvattenmagasineringsen utanför själva våtmarksområdet också påverkas. I ett varmare klimat ökar risken för vattenbrist, vilket kan öka värdet av vattenlagringen i våtmarker. Detta kan väntas bli särskilt aktuellt i sydöstra Sverige, där perioder av torka väntas bli allt vanligare.

I den här rapporten redovisar vi en systematisk översikt (del 1) och en samhällsekonomisk analys (del 2). Syftet med den systematiska översikten är att fastställa kunskapsläget om hur grundvattenmagasineringsen påverkas av att restaurera, anlägga och dränera våtmarker. Dränering har inkluderats främst för att undersöka om restaurering kan återställa den påverkan som dräneringen har haft. I den samhällsekonomiska analysen sätter vi våtmarksåtgärder i ett större sammanhang. Syftet är att den samhällsekonomiska analysen ska bidra till ett beslutsunderlag för myndigheter och organisationer i frågor om våtmarksåtgärder och styrmedel.

## Metod

I den systematiska översikten har vi sökt efter litteratur i 8 vetenskapliga databaser och på 52 relevanta organisationers hemsidor. Vi har funnit och granskat över 11 000 vetenskapliga artiklar och rapporter. Av dessa uppfyllde 226 de på förhand uppställda urvalskriterierna. Kriterierna har utformats för att säkerställa relevans för svenska förhållanden. Från artiklarna har 146 olika studier kunnat användas i metaanalyser för att väga samman resultaten. Var och en av de ingående studierna har bedömts med avseende på vetenskaplig tillförlitlighet. Tillförlitligheten har legat till grund för bedömningar av hur säkra översiktens resultat är.

Resultaten från översikten har i sin tur använts som utgångspunkt för den samhällsekonomiska analysen. Analysen utgår från den konceptuella modellen DAPSIR som beskriver förvaltningssystemets koppling till aktörer i våtmarksarbetet, deras incitament, de aktiviteter som genomförs, hur aktiviteterna påverkar miljötillståndet och hur detta i sin tur påverkar välfärden. I den samhällsekonomiska analysen har våtmarkers samhällsnyttor belysts både med avseende på grundvattenmagasineringsen och i ett bredare perspektiv.

## Evidensgraderade slutsatser av den systematiska översikten

1. Den genomsnittliga höjningen av grundvattennivån efter restaurering av torvbildande våtmarker är inom intervallet 16 till 28 cm nära dikena. Motsvarande sänkning efter dränering är inom intervallet 10 till 27 cm. Restaurering kan därmed väntas återställa grundvattennivån nära diket i dränerade torvbildande våtmarker. Vi är *ganska säkra* på slutsatsen.
2. Restaurering av torvbildande våtmarker höjer grundvattennivån mest nära dikena, och effekten minskar i genomsnitt till hälften efter omkring tio meter. Därefter minskar effekten till obetydlig storlek efter ytterligare några tiotal meter. Dränering ger en avsänkning av grundvattennivån som avtar på liknande sätt, men kan sträcka sig något längre än för restaurering. Vi är *ganska säkra* på slutsatsen.
3. Typ av intervention, tid efter implementering och underliggande jordart förklarar som mest 15 procent av effektens variation. Vi är *osäkra* på slutsatsen.
4. Restaurering höjer grundvattennivån ungefär lika mycket i olika typer av torvbildande våtmarker (kärr, mossar och blandmyrar). Motsvarande gäller för den avsänkning som följer av dränering. Vi är *osäkra* på slutsatsen.
5. Restaurering i terrängtäckande mossar (så kallade *blanket bogs*) har små eller inga effekter på grundvattennivån. Vi är *osäkra* på slutsatsen.

Fler och mer detaljerade slutsatser presenteras i rapporten. Terrängtäckande mossar, så kallade *blanket bogs*, ingår inte i de torvbildande våtmarker som avses i slutsatserna 1-4, utan behandlas separat i slutsats 5.

## Resultatens betydelse för policy och förvaltning

Under gynnsamma hydrogeologiska förhållanden, som till exempel när sandiga jordar finns i anslutning till en våtmark, finns det skäl att förvänta sig att effekterna kan sträcka sig ut i omgivande marker, men vi har inte funnit en solid evidensbas som svarar på frågan om hur stor påverkan är. Den som fattar beslut om våtmarksåtgärder med ett särskilt syfte att förändra grundvattenmagasinerings i omgivande områden bör därför överväga insatser för att övervaka och följa upp effekterna utanför våtmarksområdet. Projekt bör fokusera på platser där våtmarken omges av genomsläppliga jordar. Eftersom effekterna är osäkra kan en lämplig strategi vara att börja med pilotförsök och småskaliga projekt som följs upp med systematiska mätningar.

Det är viktigt att känna till att de förändringar som erhålls i grundvattennivå kan skilja sig mellan olika restaureringsprojekt, även om dessa är likartade i angreppssätt och magnitud. I ett våtmarksprojekt kan man därför behöva räkna med en viss felmarginal, om specifika förändringar av grundvattenytans nivå eftersträvas. En användbar tumregel för att uppskatta hur långt förändringarna kan väntas sträcka sig är dock att effekten halveras efter ett visst avstånd. I praktiken sätter det en gräns på några tiotal meter i typiska fall.

Dräneringseffekterna sträckte sig i genomsnitt längre än effekterna av restaurering. I praktiken innebär det att effekter av tidigare torrläggningar kan ligga utanför den räckvidd som restaureringsinsatser har, även om restaureringen är framgångsrik nära diket. Denna skillnad i hur långt effekten sträcker sig ger skäl till viss försiktighet avseende slutsatsen att restaureringseffekterna är en spegling av dräneringseffekterna, och att restaurering återställer dräneringen i termer av grundvattennivåer. Det finns dock stöd för att detta stämmer nära diket,

där man typiskt placerar provtagningspunkter i restaureringsprojekt, men det kan vara så att återställningen inte når fullt ut till det avstånd som påverkats av den ursprungliga torrläggningen. Sammanpressning av marken som sker efter dräneringen och den oxidering som sker då torven är åtkomlig för syre under den tid som gått efter dräneringen medför att torvvolymen minskar genom dräneringen, vilket sänker markytan till en lägre nivå. Vid restaurering kan det innebära att grundvattenmagasineringskapaciteten i torven inte återfår den volym som fanns före dräneringen.

### **Resultatens betydelse för forskning**

Avsaknaden av studier i angränsande områden visar på ett behov av empiriska undersökningar av hur våtmarksrestaurering påverkar marken utanför själva våtmarksområdet, särskilt på platser där sådana effekter kan väntas vara av betydelse, såsom i sandiga jordar.

I många studier är rapporteringen av försöksmetodik och statistik ofullständig, på ett sätt som gör det omöjligt att använda resultaten i sammanvägningar. En enkel förbättring, som borde anses vara ett krav från redaktioner och granskare, vore att alltid rapportera den underliggande analysenheten som är grunden för variansuppskattningar, tillsammans med antalet enheter.

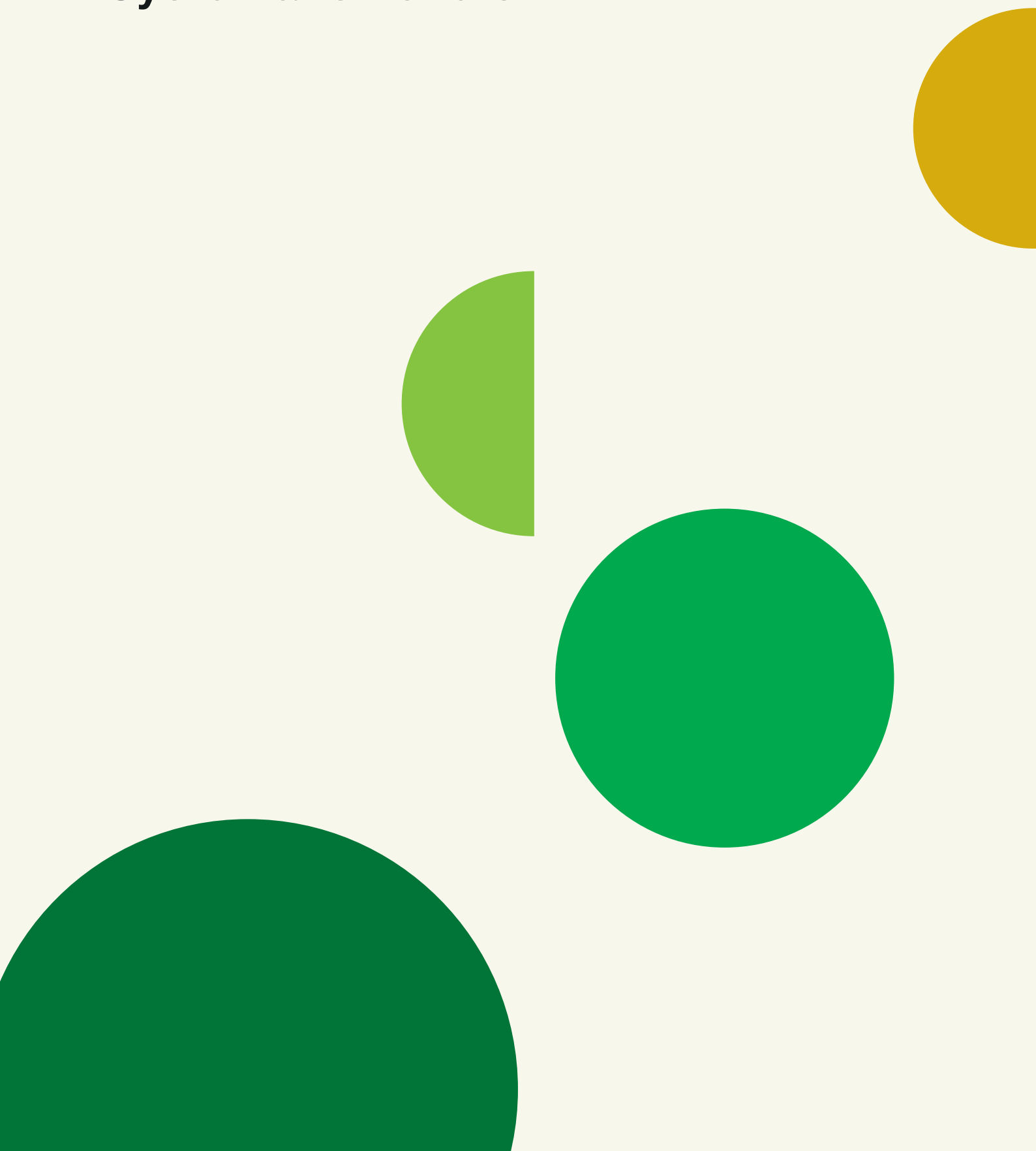
### **Samhällsekonomisk analys**

Den samhällsekonomiska analysen fokuserar på grundvattenmagasineringskapaciteten, men berör också andra ekosystemtjänster som våtmarker ofta bidrar med. Initialt beskrivs aktörernas incitamentsstrukturer med hjälp av spelteori. Den spelteoretiska analysen visar att aktörerna inte har incitament för bevarande av våtmarker eftersom andra kortsiktiga nyttor kan erhållas genom aktiviteter som skadar våtmarker, däribland ohållbart uttag av grundvatten samt avsänkning av grundvattennivån för jord- och skogsbruk i syfte att öka produktionen. Detta kan förändras genom styrmedel. För fyra av Sveriges miljömål med särskilt stor relevans för frågan beskriver rapporten vilka styrmedel som finns samt vilka framtida styrmedel som enligt Naturvårdsverket krävs för att nå målen. En viktig slutsats är att styrmedlen behöver införas i större omfattning för att målen ska nås.

Naturvårdsverket konstaterar att fler våtmarker behöver restaureras. Även om den systematiska översikten inte kan kvantifiera effekter på grundvattennivåer utanför våtmarksområden, visar den konceptuella analysen tillsammans med översikten att värnande, bevarande och restaurering av våtmarker kan ha positiva effekter på grundvattenmagasineringskapaciteten. För bedömning om styrmedel och våtmarksåtgärders lönsamhet krävs dock ytterligare undersökningar, främst kring interventionernas kostnader. Dessa kostnader beror på åtgärdens karaktär, omfattning, tidsperiod, geografiska placering, samt andra faktorer som exempelvis avkastningskrav och fördelning av kostnader på åtgärdens tidsperiod.

# Del 1

## Systematisk översikt





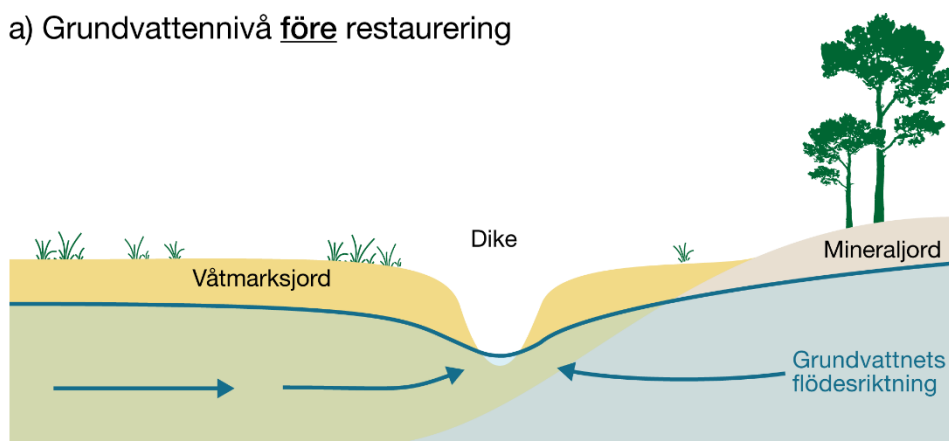
# Innehåll

<b>1. Bakgrund</b> .....	<b>10</b>
1.1 Projektets intressenter .....	11
1.2 Mål och syfte .....	11
<b>2. Metoder</b> .....	<b>13</b>
2.1 Sökningar efter litteratur .....	13
2.2 Urval av litteratur .....	13
2.3 Frågornas avgränsning .....	14
2.4 Granskning av tillförlitlighet .....	14
2.5 Extraktion av beskrivande data .....	15
2.6 Extraktion av data för metaanalys .....	16
2.7 Faktorer som kan påverka effektens storlek .....	17
2.8 Metaanalyser .....	17
2.9 Evidensgradering.....	17
2.10 Olika typer av statistiska resultat.....	18
<b>3. Resultat</b> .....	<b>20</b>
3.1 Beskrivande statistik.....	20
3.2 Sammanfattning av de inkluderade studierna.....	21
3.3 Tillförlitligheten hos de inkluderade studierna.....	23
3.4 Studier som rapporterar mätningar i omgivande mark.....	24
3.5 Kvantitativ syntes.....	24
3.6 Syntes av effekter för både restaurering och dränering.....	33
3.7 Känslighetsanalyser .....	33
3.8 Känslighet för publicerings skevhet.....	34
3.9 Begränsningar i översikten.....	34
3.10 Begränsningar i evidensbasen .....	34
<b>4. Slutsatser</b> .....	<b>36</b>
4.1 Evidensgraderade slutsatser .....	36
4.2 Övriga slutsatser av den systematiska översikten .....	36
4.3 Resultatens betydelse för policy och förvaltning .....	37
4.4 Resultatens betydelse för forskning .....	38
<b>5. Lista över bilagor</b> .....	<b>39</b>
<b>6. Referenser</b> .....	<b>40</b>

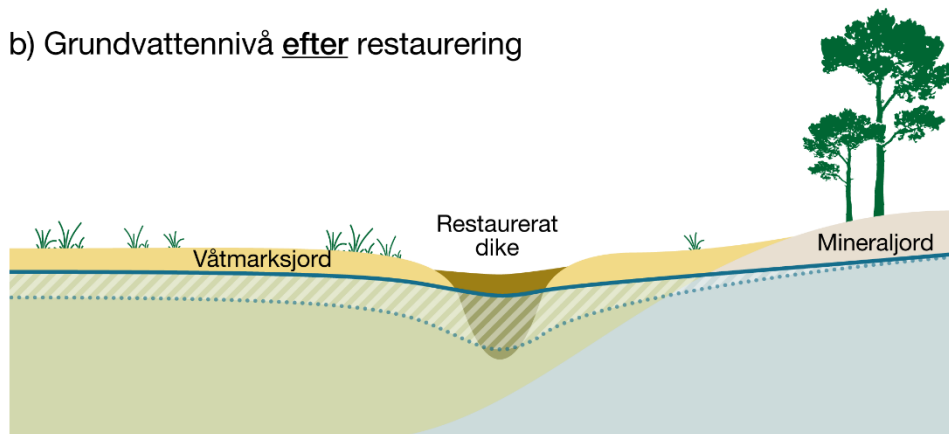
# 1. Bakgrund

Våtmarker är ekosystem som har många funktioner i landskapet (Cohen-Shacham et al., 2016; Pattison-Williams et al., 2018), och att restaurera dem är en viktig åtgärd bland annat för att främja biologisk mångfald, minska näringsläckage och bromsa den globala uppvärmningen. På senare år har intresset också ökat för våtmarkers hydrologiska roll, exempelvis gällande flödesutjämning och vattenhushållning, det senare särskilt i områden med risk för vattenbrist i sydöstra Sverige. Både intressenter och forskare framhåller dock att kunskapen inom området är otillräcklig, och att sådan kunskap är viktig vid planering av våtmarksprojekt. Det förekommer olika uppfattningar om hur stora effekterna är och vilken utsträckning de kan ha. Exempelvis är det oklart om en restaurering påverkar grundvattennivån även utanför själva våtmarksområdet, och i så fall hur långt en sådan effekt sträcker sig (se principskiss i **Figur 1**). En sammanställning av forskningen om våtmarkers påverkan på grundvatten bidrar därför till ett mer effektivt våtmarksarbete.

## a) Grundvattennivå före restaurering



## b) Grundvattennivå efter restaurering



**Figur 1.** Förändring av grundvattennivån efter restaurering av våtmark.

Trots de nyttor som våtmarker kan bidra med har de sedan lång tid torrlagts för att öka tillgången på mark (Hu et al., 2017). Marken har efterfrågats för skogsbruk, jordbruk och bebyggelse. I takt med att människan ändrat hydrologin i landskapet, och även på grund av ett ändrat klimat, så har mönstret av vattenflöden i våtmarkerna ändrats. Det har uppskattats att så mycket som 90 procent av jordens våtmarksområden har torrlagts eller fått försämrade hydrologiska funktioner (Davidson, 2014). I Sverige har större delen av denna förändring inträffat under de senaste hundra åren.

I kalla tempererade klimat, likt det i Sverige, är torvbildande våtmarker den vanligaste typen. Dessa våtmarker spelar en viktig roll i klimatsystemet genom att de kan fortsätta att lagra in kol i form av torv under lång tid (Adhikari et al., 2009). I Skandinavien torrlades våtmarker för jordbrukssyften i större omfattning från 1600-talet och framåt. Torrläggningarna nådde toppnivåer när de började genomföras för att höja produktiviteten i skogsbruket, vilket skedde som mest intensivt under mitten av 1900-talet. Näst Ryssland och Finland har Sverige den största arealen torrlagda torvmarker i världen (Strack, 2008). Många dräneringsdiken har förbättrat produktionen i skogen, men andra dikningsprojekt har främst lett till utarmade våtmarker.

Att dika ut en våtmark leder till att jorden blir torrare närmast diket. Hur långt effekten sträcker sig är dock osäkert. Effektens utsträckning påverkar i sin tur den mängd vatten som kan lagras i våtmarken och i landskapet. I våtmarker som är torvbildande finns oftast ett ytlager av nyligen tillförda växtrester, och i det skiktet kan vatten strömma snabbt. I ytlagret kan effekten av dränering därför märkas på ganska stort avstånd från diket, även om de absoluta förändringarna i grundvattennivå är ganska små (Lindsay, 2010). Effekter som sträcker sig flera hundra meter bort från diket, eller ännu längre, omnämns i litteraturen (Howie et al., 2009; Lindsay, 2010; Shiklomanov och Novikov, 1988). Modellsimuleringar från SGU visar också att effekterna bör kunna nå sådana avstånd vid gynnsamma förhållanden där genomsläppliga jordar finns intill våtmarken (Forsgård et al., 2022).

Under de ytliga lagren finns skikt där växtdelarna har brutits ned under längre tid. Här är jorden kompaktare och vattnet strömmar långsammare. Effekter på grundvattnets nivå i de undre lagren begränsas därför i huvudsak till diket närmare omgivning. Om mer genomsläppliga skikt förekommer på djupare nivåer i torven så kan effekten på grundvattennivå sträcka sig längre ner i jorden (Thorsbrink et al., 2019). På motsvarande sätt kan effekten vara begränsad även nära diket om hela jordprofilen har låg genomsläpplighet för vatten. Sammantaget så är de principiella mekanismerna för restaurering och dränering av våtmarker kända, men trots det så varierar effektens storlek på komplexa sätt, framför allt i områdena som angränsar våtmarken.

## 1.1 Projektets intressenter

Frågan har ursprungligen föreslagits av Sveriges geologiska undersökning (SGU). Rådet för evidensbaserad miljöanalys, som beslutar om vilka sammanställningar Formas ska genomföra, beslutade i september 2019 att frågan skulle utredas genom en systematisk översikt. Under arbetets gång har ett antal konsultationer med SGU och Naturvårdsverket hållits. Ytterligare myndigheter, kommuner och organisationer har inbjudits att inkomma med synpunkter, både på genomförandeplanen (Bring et al., 2020) och den vetenskapliga artikeln (Bring et al., 2022) som ligger till grund för den här rapporten. Projektgruppen, bestående av sakkunniggruppen (del 1) och Formas personal, har dock självständigt fattat alla beslut om metoder och avgränsningar.

## 1.2 Mål och syfte

Det huvudsakliga målet med projektet var att sammanställa all tillgänglig forskning som studerat effekter av restaurering, anläggning och dränering på grundvattenmagasinering såväl i som i nära anslutning till våtmarker. Avnämarna var särskilt intresserade av eventuella effekter utanför själva våtmarksområdet, men i brist på sådana studier undersöktes hur långt grundvatteneffekten når inom våtmarken, och hur stor den är. Detta delmål tillkom under projektets gång eftersom det

---

föreföll finnas begränsat med studier som undersökt effekter utanför våtmarksområdet. Ytterligare delmål var att om möjligt undersöka vilka faktorer som påverkar effektens storlek.

Syftet var att ge SGU, Naturvårdsverket och Länsstyrelserna ett vetenskapligt grundat beslutsunderlag som kan användas för att uppskatta våtmarksåtgärders förväntade effekt på grundvattenmagasineringen, och därmed också för att göra mer välgrundade val mellan olika potentiella restaureringsprojekt. Därmed stärker forskningssammanställningen arbetet för att nå flera av miljömålen, främst *Grundvatten av god kvalitet* och *Myllrande våtmarker* men bland andra också *Levande sjöar och vattendrag*, *Hav i balans samt levande kust och skärgård* och *Ett rikt växt- och djurliv*.

## 2. Metoder

Att genomföra en systematisk översikt innebär att man identifierar, samlar in och sammanställer forskningsresultat från flera olika studier. Ambitionen är att hitta all tillgänglig litteratur som undersökt en avgränsad fråga på samma sätt. Resultaten granskas med avseende på relevans och tillförlitlighet (evidensgranskning) och vägs samman för en definierad jämförelse. I evidensinformerat beslutsfattande ska jämförelsen vara relevant för ett beslutsproblem. Beslutsproblemet består oftast av ett val mellan två eller flera alternativa åtgärder. Ett möjligt val kan vara att vidta en specifik åtgärd eller att låta bli att göra något.

Innan arbetet med en systematisk översikt påbörjas skrivs en genomförandeplan. I denna plan beskrivs de moment man avser att genomföra och hur. Planen säkerställer att det finns en genomtänkt avgränsning av projektet som är definierad i förväg. Att låta granska och publicera planen bidrar till transparens och minskar risken att översiktens kriterier ändras under projektets gång. Genomförandeplanen för denna översikt har granskats av vetenskapliga experter och är publicerad i tidskriften *Environmental Evidence* (Bring et al., 2020) samt på Formas hemsida.

Resultaten från översikten har också publicerats i en vetenskaplig artikel (Bring et al., 2022) i samma tidskrift och har granskats av sakkunniga experter. En detaljerad beskrivning av metoderna återfinns i den vetenskapliga artikeln. Metoderna har följt internationella riktlinjer från *Collaboration for Environmental Evidence*, ett nätverk som utvecklar metoder för forskningssammanställningar inom miljöområdet. Metoderna återges i korthet i avsnitten nedan.

### 2.1 Sökningar efter litteratur

Vi genomförde en omfattande sökning efter både vetenskaplig litteratur och icke-granskat material. Sökningarna genomfördes både i ett antal vetenskapliga databaser och genom en sökmotor, Google Scholar. Därutöver sökte vi efter litteratur på hemsidor hos ett antal relevanta organisationer samt efterfrågade litteratur från intressenter. Detaljerad information om sökningarna återfinns i den vetenskapliga artikeln och i Bilaga 2 till den.

### 2.2 Urval av litteratur

Den litteratur som hittades granskades i två steg. I ett första steg granskades sammanfattningar av en person på Formas. Granskningens tillförlitlighet säkerställdes genom att ett urval om 300 sammanfattningar granskades av både den vetenskapliga expertgruppen och granskaren på Formas. Överensstämmelsen var 87% i urvalet. Detta uppfyllde kriteriet om minst 80% överensstämmelse som vi angett i protokollet, och återstoden av litteraturen granskades därför enbart av en person.

Alla artiklar som passerade granskning av sammanfattningen beställdes i fulltext. Granskning i fulltext gjordes av två granskare i par bestående av en person på Formas och en medlem i sakkunniggruppen. Artiklar som uteslöts efter granskning i fulltext, eller som inte var möjliga att få tag på, listas i Bilaga 3 till den vetenskapliga artikeln. I bilagan anges skäl till exkludering för alla studier. Alla inkluderade artiklar listas i Bilaga 4 till den vetenskapliga artikeln.

## 2.3 Frågornas avgränsning

Svenska myndigheter arbetar med våtmarksåtgärder på flera sätt. Främst rör det restaurering och nyanläggning av våtmarker, men dräneringsåtgärder förekommer också, dels i form av rensning av befintliga diken, dels i form av ny markavvattning i begränsad omfattning. I samtliga dessa fall kan effekter på grundvatten vara intressanta. Om det främsta syftet med våtmarken är att stärka vattenhushållningen, vilket framför allt är aktuellt i sydöstra Sverige där risken för vattenbrist är störst, är effekter på grundvatten utanför själva våtmarksområdet särskilt intressant.

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

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

För att en artikel skulle inkluderas behövde följande kriterier för artikeln vara uppfyllda:

- Population: grundvatten i tidigare nedisade områden i temporala och boreala klimat
- Intervention: restaurering, anläggning eller dränering av våtmark
- Kontroll: ingen intervention
- Utfall: grundvattennivå, grundvattenmagasinerings, grundvattenmängd

Kriterierna finns beskrivna mer i detalj i den vetenskapliga artikeln.

## 2.4 Granskning av tillförlitlighet

En vetenskaplig undersöknings tillförlitlighet kan påverkas av olika faktorer, som till exempel studieupplägg, antal försöksobjekt, och förhållandena under vilka studien genomfördes. Därför har vi granskat alla inkluderade studier och bedömt risken för att olika faktorer kan ge snedvridna resultat (bias). Bedömningen har grundat sig på fem kriterier (**Tabell 1**). För att en studie skulle anses ha hög tillförlitlighet krävde vi att studien bedömdes ha låg risk för bias för minst fyra av de fem kriterierna. En detaljerad redovisning av tillförlitlighetsgranskningen återfinns i den vetenskapliga artikelns metodavsnitt.

**Tabell 1.** Kriterier för bedömning av studiernas risk för snedvridning av resultat.

	Låg risk för bias	Hög risk för bias	Typ av risk för bias
<b>Aspekter som avser studieupplägg</b>			
Typ av jämförelse	Jämförelse över både tid och rum (så kallad BACI-design, med en kontrolllyta som jämförs med en interventionsyta samt en referensperiod före interventionen)	Jämförelse endast över rum eller tid (före-efter-design, eller kontrolllyta mot interventionsyta)	Fördelningsfel
Kontrollmatchning vid studiens början	Väl matchade kontrolllytor och interventionsytor, nära eller likartade men utan inbördes påverkan mellan ytorna	Matchning oklar, förekomst av andra faktorer som kan väntas påverka skillnad mellan kontroll- och interventionsytor	Fördelningsfel
Effektmodifierare och störande faktorer under studieperioden	Ingen eller minimal förekomst av andra interventioner, exponeringar eller trender som kan väntas skilja sig åt mellan grupperna, likartade miljöförhållanden under kontroll- och interventionsperiod, eller så har störande faktorer tagits hänsyn till	Förekomst av andra interventioner, exponeringar eller trender som kan väntas skilja sig åt mellan grupperna, till exempel skilda klimatförhållanden, väderhändelser eller andra miljöförändringar; och störande faktorer har inte tagits hänsyn till	Behandlingsfel
<b>Aspekter som avser grundvattenmätningar</b>			
Mätningarnas likhet och representativitet	Likartade och representativa mätningar mellan grupperna, inga systematiska skillnader kan väntas på grund av mätningar	Systematiska skillnader i mätningar, utfall som inte bedöms likvärdigt, eller mätningar som troligen inte är representativa	Bedömningsfel
<b>Övriga aspekter</b>			
Störande variabler som inte inkluderas i andra typer av risk för bias (till exempel finansieringskälla)	Inga uppenbara störande faktorer, alternativt förekomst av störande faktorer som tagits hänsyn till	Störande faktorer anges eller förekommer uppenbart, men har inte tagits hänsyn till	Övriga fel

Inga studier har exkluderats på grund av att tillförlitligheten var alltför låg. Däremot har vi använt resultaten från tillförlitlighetsgranskningen i känslighetsanalyser. På så sätt har vi kunnat bedöma om studier som är mindre tillförlitliga påverkar de resultat vi fått. Vi har också kunnat bedöma den allmänna tillförlitligheten hos forskningsbasen som helhet, som grund för att gradera den tilltro vi har till våra slutsatser.

## 2.5 Extraktion av beskrivande data

Från varje inkluderad studie har olika typer av beskrivande data extraherats. De beskrivande data innehåller bland annat information om:

- Geografisk plats för studien (land, region, koordinater)
- Typ av våtmark
- Klimatförhållanden (klimatzon, genomsnittlig temperatur och nederbörd)
- Typ av intervention
- Beskrivning av grundvattenmätningar

De beskrivande data är samlade i en metadatatabell med en rad för varje studie. En artikel kan innehålla flera studier, till exempel från olika våtmarker, och dessa har då fått separata rader i tabellen. Hela metadatatabellen återfinns i Bilaga 5 till den vetenskapliga artikeln.

## 2.6 Extraktion av data för metaanalys

Studier som utförts på ett likvärdigt sätt och rapporterar resultat med tillräcklig information kan vägas samman i en metaanalys. Resultaten i en studie utgörs av en effektstorlek, det vill säga hur stor effekt en intervention eller åtgärd hade, jämfört med ett kontrollområde eller en kontrollperiod där åtgärden inte genomfördes. Effektstorleken kan i sin tur baseras på olika utfallsmått som rapporteras i studien. Ibland kan utfallsmåtten användas direkt som effektstorlek, och ibland kan någon form av omräkning behövas för att omvandla ett utfallsmått till en effektstorlek.

I samtliga studier som ingick i våra metaanalyser var utfallsmåttet rapporterat som förändring i grundvattennivå, mätt i centimeter (ibland omvandlat från meter). För att beräkna effekten användes skillnaden mellan medelvärdena av de utfallsdata som rapporterades för kontroll- och behandlingsvåtmarker.

Vissa studier rapporterade utfallet på olika avstånd från den intervention som genomförts (oftast ett dike som grävts eller lagts igen). För dessa studier kunde vi också få ett samband mellan avstånd från dike och förändring i grundvattennivå. Sambandet beskrevs med en logaritmisk funktion på formen

$$y = m \ln x + b$$

där  $y$  är förändringen i grundvattennivå, uttryckt i centimeter,  $x$  avståndet från interventionen i meter (i de flesta fall var interventionen ett dike som grävts eller lagts igen), och  $m$  och  $b$  är koefficienter. För de här studierna användes de värden på  $m$  och  $b$  som bäst passade till de uppmätta värdena som effektstorlekar. Som antal observationer ( $N$ ) användes det antal skilda avstånd för vilka grundvattenmätningar rapporterats. Meta-analyserna för dessa studier var alltså ett sätt att använda många olika datapunkter för att få ett sammanvägt mått på hur stor förändringen i grundvattennivå var på olika avstånd från diket.

Dataextraktionen för metaanalys beskrivs närmare i metodbeskrivningen i den vetenskapliga artikeln samt i Bilaga 6 till den.



## 2.7 Faktorer som kan påverka effektens storlek

Vi har undersökt ett antal faktorer som kan tänkas påverka effekten. Alla faktorer har inte gått att undersöka i samtliga metaanalyser. Listan nedan anger de faktorer som undersökts i minst en metaanalys:

- Våtmarkstyp
- Våtmarkens lutning
- Typ av underliggande jord
- Torvdjup
- Klimatzon
- Typ av intervention
- Interventionens storlek
- Tiden efter intervention
- Dikesavstånd
- Studiedesign
- Typ av replikat (upprepad undersökning)
- Referenspunkt för grundvattenmätningar
- Största avstånd från dike för grundvattenmätningar
- Typ av transekt (linje av mätningar; antingen avgränsad mellan diken, eller öppen)

## 2.8 Metaanalyser

I metaanalyser vägs resultaten av flera likvärdigt utförda studier samman för att få ett mer tillförlitligt resultat. Det vanligaste är att de ingående studiernas värden viktas efter respektive studies inversa varians, på så sätt att studier med större varians, och alltså mer osäkra resultat, får mindre tyngd i sammanvägningen. I vår analys har vi i stället valt att som huvudregel vikta de ingående studierna efter antalet våtmarker som undersökts i respektive studie. Anledningen är att antalet analysenheter (våtmarker) i de enskilda studierna oftast är litet. När antalet enheter är litet kan skattningar av den sammanvägda variansen bli snedvridna. Att i stället använda antalet analysenheter ger en icke snedvriden skattning.

## 2.9 Evidensgradering

Vi har formulerat slutsatser baserat på resultaten från metaanalyser och verbala (narrativa) synteser av de ingående studierna. Varje slutsats evidensgraderades, vilket innebär att vi har gjort en bedömning av hur säkra vi är på den. Evidensgraderingen baserades på:

- den statistiska osäkerheten,
- hur många studier som ingår,
- resultatet av tillförlitlighetsgranskningen, och
- hur resultaten skiljer sig åt mellan studierna.

Kort sagt kan man säga att ju fler studier av god kvalitet som tydligt pekar i samma riktning, desto säkrare kan man vara på slutsatsen.

Evidensgraderingen av slutsatserna har följande nivåer:

- Vi är *mycket säkra*

Bygger på studier med hög eller medelhög tillförlitlighet utan försvagande faktorer vid en samlad bedömning.

- Vi är *säkra*

Bygger på studier med hög eller medelhög tillförlitlighet med förekomst av försvagande faktorer vid en samlad bedömning.

- Vi är *ganska säkra*

Bygger på studier med hög eller medelhög tillförlitlighet med flera försvagande faktorer vid en samlad bedömning.

- Vi är *osäkra*

Bygger på studier med hög eller medelhög tillförlitlighet med kraftigt försvagande faktorer vid en samlad bedömning.

- *Inkonklusivt*

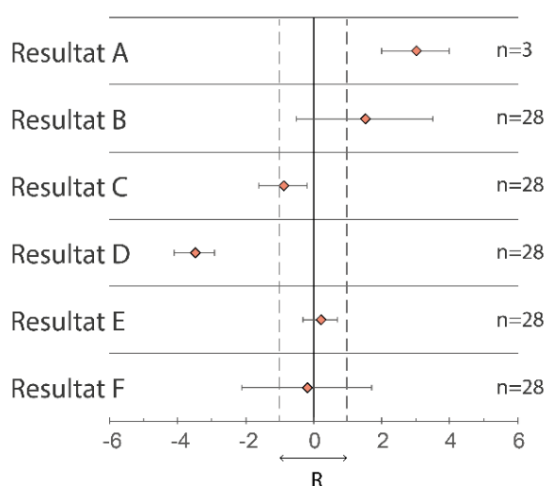
När studier saknas, tillgängliga studier har låg tillförlitlighet eller där studier av likartad kvalitet visar motsägande resultat, anges det vetenskapliga underlaget som otillräckligt och slutsatsen, svaret på frågan, är *inkonklusivt*.

Ju högre evidensgradering, desto mindre sannolikt är det att de redovisade slutsatserna kommer att påverkas av nya forskningsrön.

## 2.10 Olika typer av statistiska resultat

I **Figur 2** visas några tänkbara typresultat i en metaanalys. Romberna och felstaplarna visar sammanvägda medelvärden för beräknad effekt respektive konfidensintervall (95%) för dessa medelvärden. Konfidensintervallet är det intervall inom vilket medelvärdet väntas befinna sig i 95% av fallen, om undersökningen skulle upprepas. I figuren är också ett intervall *R* runt nolleffektlinjen inlagt, där effekten bedöms vara så liten att den saknar praktisk betydelse även om den skulle vara statistiskt signifikant. Nedan redogörs för hur vi tolkar dessa typresultat.

För resultat A och D finns en positiv respektive negativ sammanvägd medeleffekt, och konfidensintervallen befinner sig utanför intervallet *R*. Vid resultat D där antalet studier är stort anser vi att det finns en betydande negativ sammantagen effekt. Vid resultat A, där antalet studier är litet, bedömer vi att det finns en betydande positiv effekt åtminstone under de förhållanden som gällde vid det lilla antal studier som gjorts. Det kan dock inte uteslutas att ett fåtal tillkommande studier, med motsatta resultat, skulle kunna göra så att den sammantagna effekten inte längre är betydande.



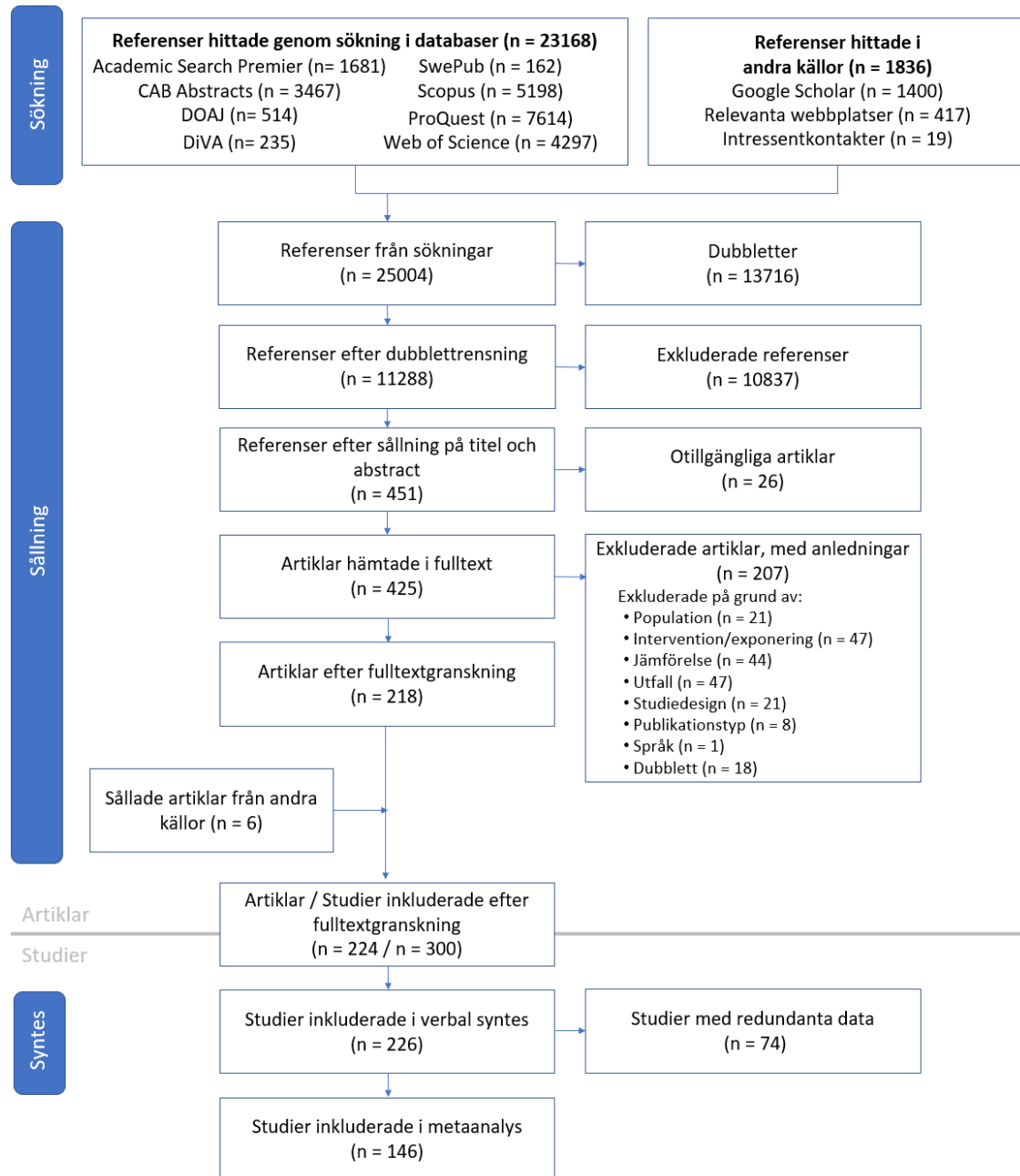
**Figur 2.** Några typexempel på resultat av metaanalyser. Skalan på X-axeln i figuren är godtycklig. Se text för tolkning av respektive resultat.

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

## 3. Resultat

### 3.1 Beskrivande statistik

Sökningar i vetenskapliga databaser, på relevanta webbsidor och i material som tillhandahölls av intressenter resulterade sammanlagt i 11 288 artiklar. Utöver dessa tillkom 6 artiklar från referenslistor som lästes under granskningen. Ett flödesschema som översiktligt beskriver sällningsprocessen presenteras i **Figur 3**.



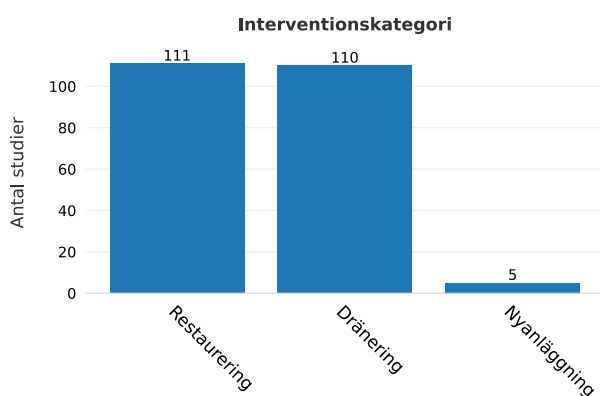
**Figur 3.** Flödesschema som visar de olika stadierna i sällningsprocessen.

Sällning av artiklar utifrån våra urvalskriterier resulterade i att 224 artiklar inkluderades (**Figur 3**). De 224 inkluderade artiklarna innehöll 300 olika studier. Det var vanligt att samma artikel innehöll studier av restaurering såväl som av dränering.

Av de 300 studierna var 69 överflödiga, det vill säga likvärdiga eller bättre grundvattendata från samma våtmark fanns rapporterade i en annan studie. Ytterligare fem studier användes inte separat utan rapporterade data som kombinerades med data för samma våtmark i en annan studie. Dessa 74 redundanta studier finns dock kvar i en separat flik i metadatatabellen.

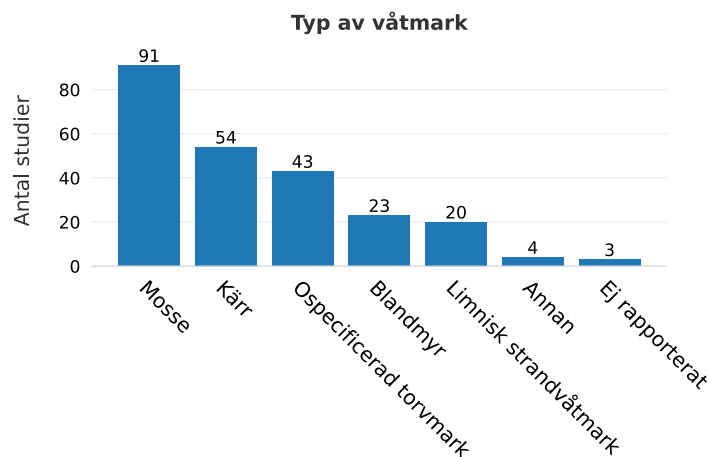
### 3.2 Sammanfattning av de inkluderade studierna

De återstående 226 studierna (från 167 artiklar) behandlade restaurering och dränering i lika stor utsträckning, medan det var ovanligt med studier av anlagda våtmarker på platser som inte tidigare varit våtmark. Restaureringseffekter rapporterades i 111 studier (95 artiklar), anläggning i 5 studier (5 artiklar) och dränering i 110 studier (90 artiklar, **Figur 4**).

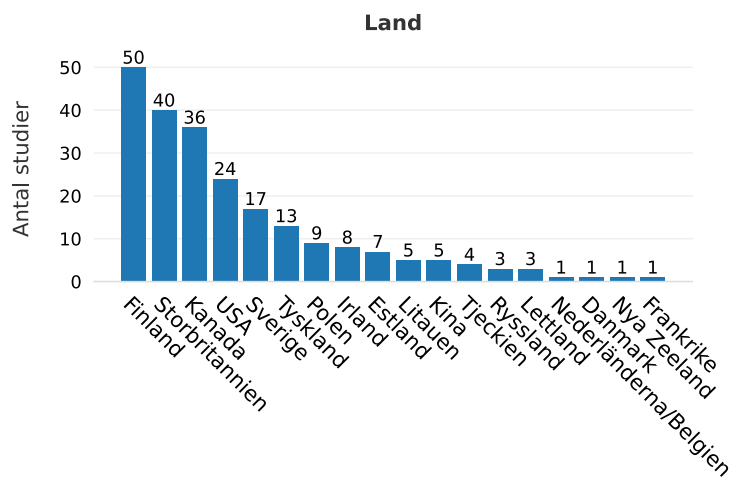


**Figur 4.** Antal studier uppdelade på typ av intervention.

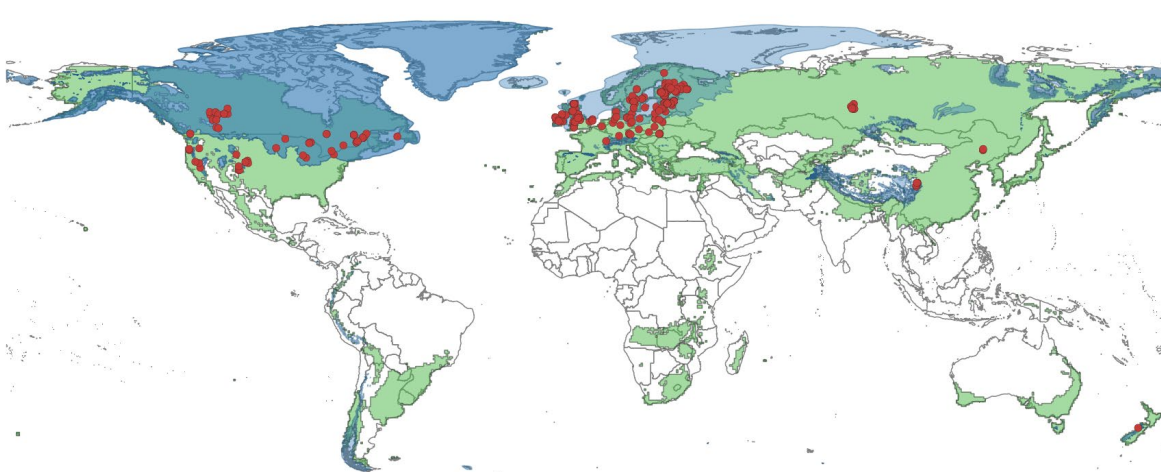
I evidensbasen förekom framför allt studier på torvbildande våtmarker (mossar och kärr undersöktes i 91 respektive 54 studier, medan ospecificerade torvmarker och blandmyrar utgjorde ytterligare 43 respektive 23 studier). Tillsammans utgjorde dessa 89% av alla studier (**Figur 5**). De länder som var mest representerade var Finland, Storbritannien och Kanada med 50, 40 respektive 36 studier, medan 17 studier var utförda i Sverige (**Figur 6** och **Figur 7**).



**Figur 5.** Antal studier uppdelade på typ av våtmark.

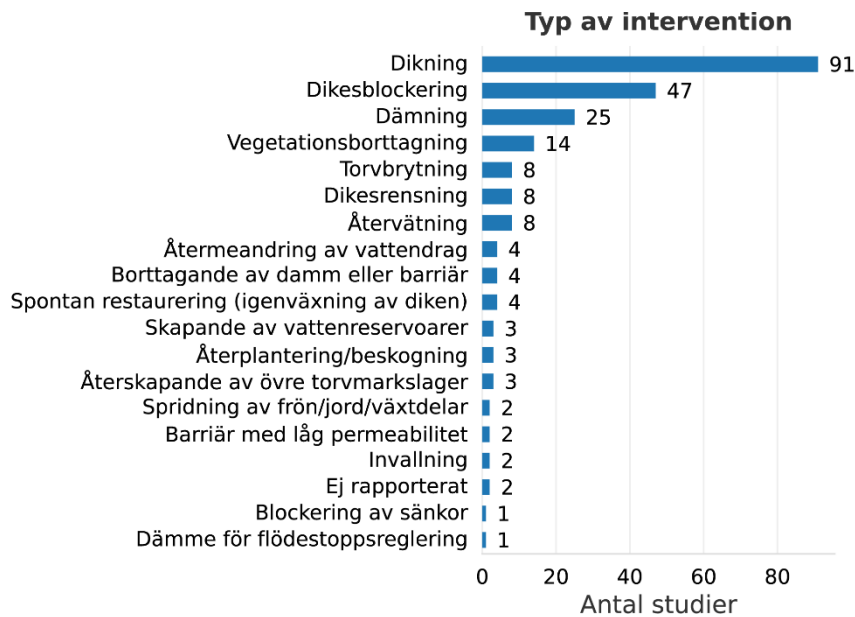


**Figur 6.** Antal studier uppdelade på land.



**Figur 7.** Platser för de våtmarker som undersökts. Röda punkter visar studielokaler. Den gröna skuggade ytan visar de inkluderade klimatzonerna (Köppen Geiger-zonerna BSk, C, och D; baserade på data från Beck et al. [2018]). Den blå skuggade ytan visar den ungefärliga utbredningen av istäcket under senaste istidsmaximum (baserat på data från Ehlers et al. [2011]). Vissa områden utanför den blå ytan var nedisade tidigare under kvartärperioden och har därför också inkluderats.

I restaureringsstudier förekom ett antal olika interventioner (**Figur 8**), främst dikesblockering ( $n = 47$  studier). Andra interventioner innefattade borttagning av vegetation ( $n = 14$ ), ospecificerade åtgärder för återvätning ( $n = 8$ ), återmeandering av vattendrag ( $n = 4$ ) och återskapande av övre torvmarkslager ( $n = 3$ ; **Figur 8**). Dräneringsstudier undersökte i de allra flesta fall effekterna av dikning ( $n = 91$ ), men 8 studier, alla från Finland, rapporterade effekter av dikesrensning.



**Figur 8.** Förekomsten av olika interventioner i de inkluderade studierna.

Många studier syftade till att undersöka växthusgasutbyte snarare än effekter på grundvattenmagasinering. Trots att vår översikt inte har detta fokus kan det vara av intresse att ta del av dessa resultat. De studier som har rapporterat sådana data kan därför hittas i en separat kolumn i metadatatabellen. Det är dock viktigt att komma ihåg att litteratursökningen inte syftade till att identifiera denna typ av studier. Det finns förmodligen flera studier som har undersökt växthusgasutbyte i samband med våtmarksåtgärder som inte ingår i denna översikt, i och med att de inte också har rapporterat effekter på grundvattennivån.

### 3.3 Tillförlitligheten hos de inkluderade studierna

För fyra av de fem tillförlitlighetskriterierna bedömdes en majoritet av studierna ha låg risk för snedvridning, även kallat bias (**Tabell 2**). Av de 226 studierna bedömdes 121 (54%) ha låg risk för snedvridning på minst fyra kriterier, och ansågs därmed ha hög tillförlitlighet. Av de 146 studier som användes i metaanalyser utgjordes 85 studier (58%) av studier med hög tillförlitlighet.

Det är viktigt att notera att risken för snedvridning enbart har bedömts med avseende på den fråga vi sökt besvara i den här översikten. Bedömningarna ska alltså inte tolkas som utlåtanden om studiernas kvalitet i allmänhet.

**Tabell 2.** Antal studier med låg respektive hög risk för snedvridning av resultat, alternativt inte möjliga att bedöma. Observera att summan av vissa rader överstiger 226; detta beror på att skilda våtmarker i samma studie kan ha bedömts olika.

Kriterium	Antal studier med			
	Låg risk för bias	Hög risk för bias	Inte möjligt att bedöma	Inte tillämpligt
Typ av jämförelse	41	185	-	-
Kontrollmatchning	135	33	15	47
Effektmodifierare	169	46	12	
Likvärdighet i mätningar	205	10	11	-
Andra störande faktorer	221	1	3	-

### 3.4 Studier som rapporterar mätningar i omgivande mark

Trots en omfattande sökning fann vi inte mer än ett fåtal studier ( $n = 9$ ) som undersökt effekter i omgivande mark. Dessa studier utfördes vid olika typer av våtmarker, i olika miljöer och för olika typer av våtmarksåtgärder. I de flesta fall redovisades inte mätningar på ett sätt som kunde ge ett svar på frågan, och endast två studier rapporterade mätningar på olika avstånd från interventionen. Resultatet var därför *inkonklusivt*, men vissa relaterade slutsatser kunde ändå dras (se nedan).

### 3.5 Kvantitativ syntes

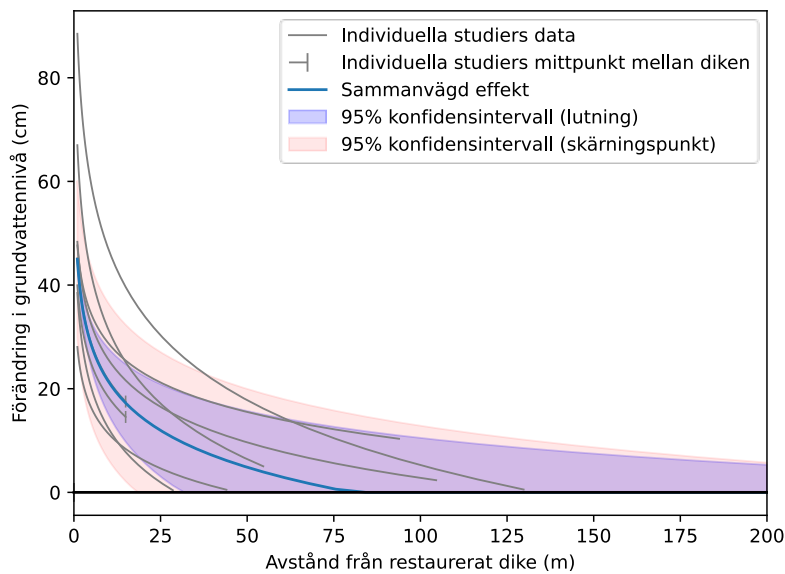
Resultaten från kvantitativa sammanvägningar (metaanalyser) presenteras först för restaurering och därefter för dränering. För båda dessa typer av interventioner presenteras först förhållandet mellan förändring i grundvattennivå och avståndet från interventionen, och därefter de genomsnittliga effekterna för våtmarken. Anlagda våtmarker har analyserats tillsammans med restaurerade våtmarker. Detaljerade resultat med statistik för samtliga analyser återfinns i Bilaga 7 och 8 till den vetenskapliga artikeln.

#### 3.5.1 Restaureringseffekter på olika avstånd

Endast 14 unika studier av restaurering eller anläggning, av totalt 115, kunde användas för att undersöka hur avståndet från diket påverkade höjningen av grundvattenytan. Resterande studier uteslöts av följande skäl: resultat ej redovisade för olika avstånd från dike ( $n = 73$ ), alltför begränsad utsträckning i tid ( $n = 17$ ), undersökningar av limniska strandvåtmarker med alltför varierande förhållanden ( $n = 9$ ), ej jämförbara avstånd för kontroll- och behandlingsvåtmark ( $n = 2$ ).

Resultaten visade stora skillnader i förändring av grundvattenytan och hur den påverkades av avståndet till diket. Det var tydligt att terrängtäckande våtmarker uppträdde på ett avvikande sätt jämfört med övriga våtmarker. Eftersom terrängtäckande våtmarker är ovanliga i Sverige redovisas inte ytterligare resultat för dessa här, utan vi hänvisar till den vetenskapliga artikeln.

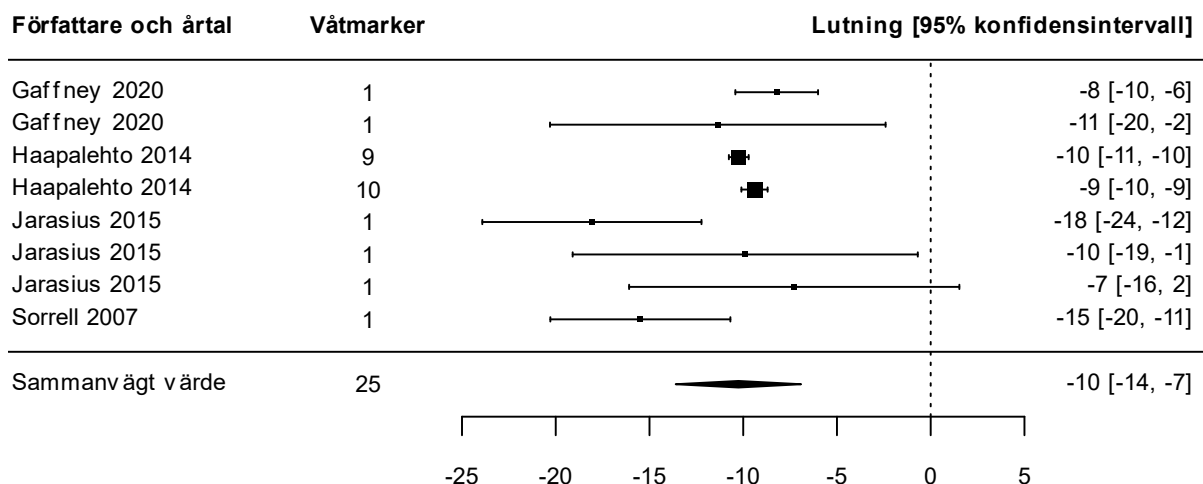




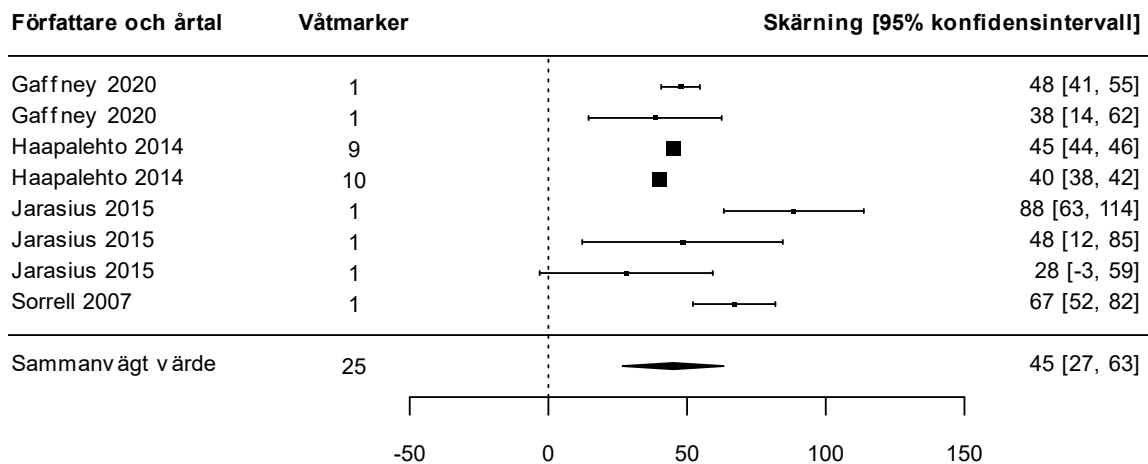
**Figur 9.** Förändring av grundvattenyta på olika avstånd från dike efter våtmarksrestaurering i torvbildande våtmarker (utom terrängtäckande våtmarker).

För de återstående torvbildande våtmarkerna ( $n = 8$ ) varierade höjningen av grundvattennivån på 1 meters avstånd från diket från 25 centimeter till över 80 centimeter (**Figur 9**). Skärningspunkten med x-axeln, det vill säga punkten där förändring i grundvattenytan upphörde, låg mellan cirka 30 meter till cirka 130 meter bort, om vi enbart tog med de avstånd där mätningarna ägt rum (om vi även inkluderade extrapolerade värden sträckte sig spannet bortom 200 meter). Metaanalysen indikerade att effekten av restaurering sjönk till noll på cirka 80 meters avstånd [95% konfidensintervall: 32, 407].

Om vi betraktar parametrarna  $m$  och  $b$  närmare tillsammans med deras standardfel framkommer ytterligare detaljer.



**Figur 10.** Skogsdiagram över lutningskoefficienten  $m$  i förhållandet  $y = m \ln x + b$  mellan avståndet från interventionen ( $x$ , mätt i meter) och effekten på grundvattennivån ( $y$ , mätt i centimeter). Avser studier i torvbildande våtmarker som inte är terrängtäckande.

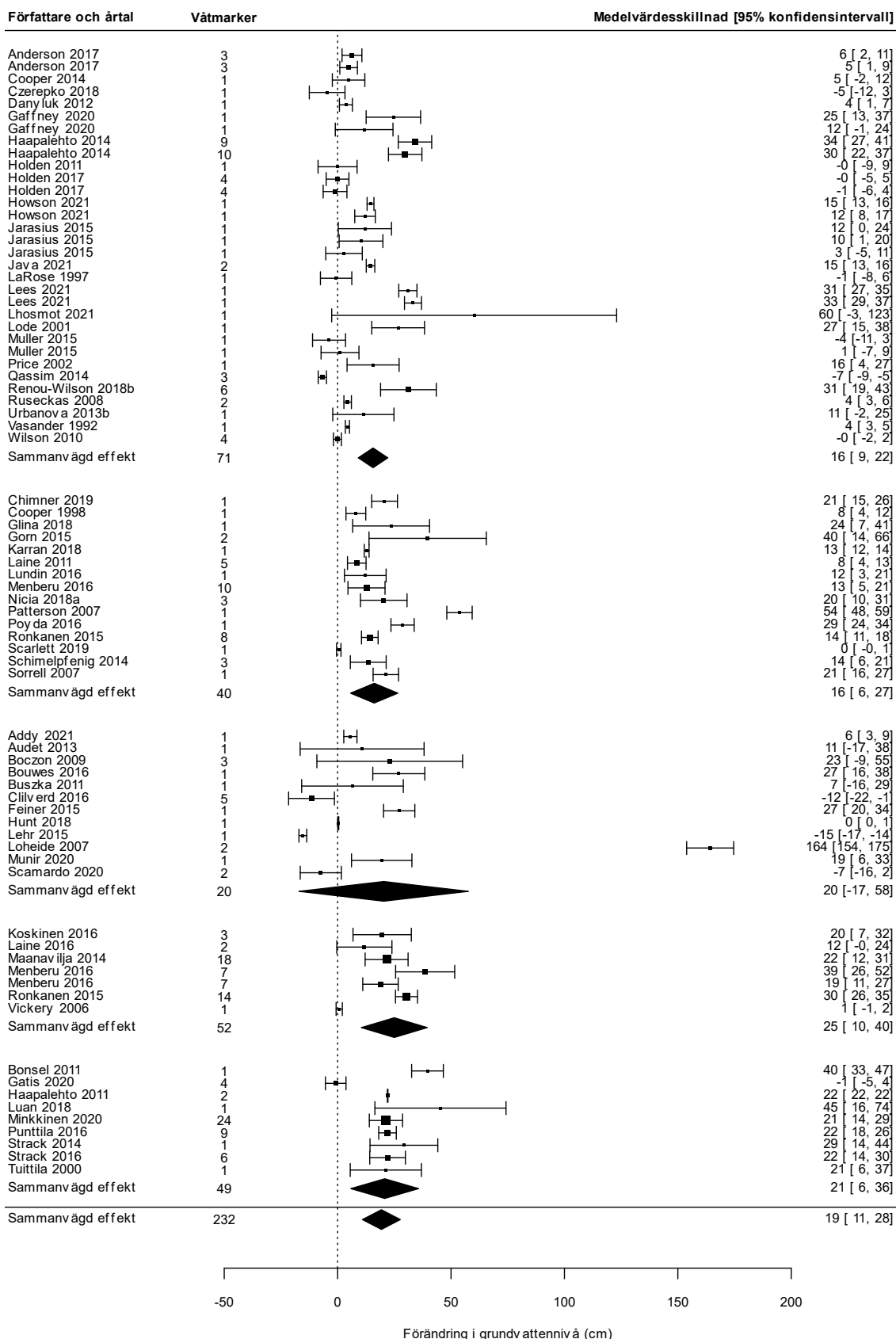


**Figur 11.** Skogsdiagram över koefficienten  $b$  i förhållandet  $y = m \ln x + b$  mellan avståndet från interventionen ( $x$ , mätt i meter) och effekten på grundvattennivån ( $y$ , mätt i centimeter). Avser studier i torvbildande våtmarker som inte är terrängtäckande.

För torvmarker som inte är terrängtäckande minskar påverkan på grundvattennivån med -10 [-14, -7] centimeter för varje enhets förändring i avståndet från diket (**Figur 10**). På avståndet 1 meter från diket är förändringen i grundvattennivån 45 [27, 63] centimeter (**Figur 11**). Effekten avtar relativt snabbt, och jämfört med storleken på 1 meters avstånd har den halverats efter 9 [5, 26] meter och är endast en fjärdedel så stor efter 27 [12, 132] meter. Vi undersökte om några faktorer inverkade på lutningen och skärningen, men inga faktorer var signifikanta. Statistik återfinns i Bilaga 7 och 8 till den vetenskapliga artikeln.

### 3.5.2 Allmänna effekter av restaurering

Allmänna effekter av våtmarksrestaurering rapporterades i 117 unika studier i 102 artiklar. Av dessa var 75 studier i 64 artiklar möjliga att inkludera i metaanalys. I metaanalysen innehåller gruppen ”ospecificerade torvmarker” både studier som inte rapporterar torvmarkstypen och studier där en och samma behandling inkluderade flera olika typer av torvmarker.



**Figur 12.** Skogsdiagram över allmänna effekter av våtmarksrestaurering på grundvattennivå.

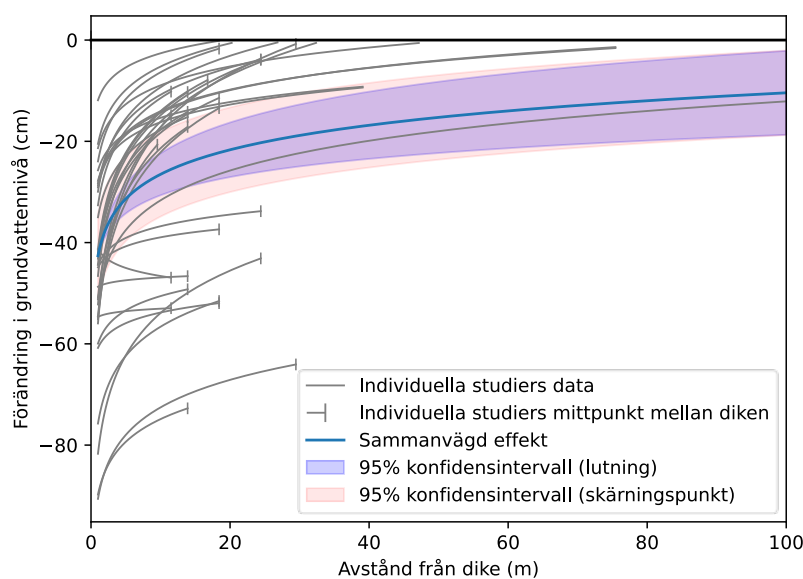
Hur påverkas grundvattenmagasinering av restaurering, anläggning och dränering av våtmarker?

Effekten i olika typer av torvmarker var snarlik, med genomsnittliga höjningar av grundvattennivån omkring 16 centimeter i mossar, 16 centimeter i kärr, 25 centimeter i blandmyrar och 21 centimeter i ospecificerade torvmarker (**Figur 12**). För alla torvmarkstyper ( $n = 63$ , exkluderat terrängtäckande) var den sammanvägda effekten 22 [16, 28] centimeter. För våtmarker som inte var torvmarker, det vill säga limniska strandvåtmarker, var konfidensintervallen breda och överlappade nolleffektlinjen. Effekterna från den här typen av våtmarker skiftade brett, från negativa till positiva. Vi undersökte olika effektmodifierare men fann inga som signifikant påverkade effektens storlek. Statistik återfinns i Bilaga 7 och 8 till den vetenskapliga artikeln.

### 3.5.3 Dräneringseffekter på olika avstånd

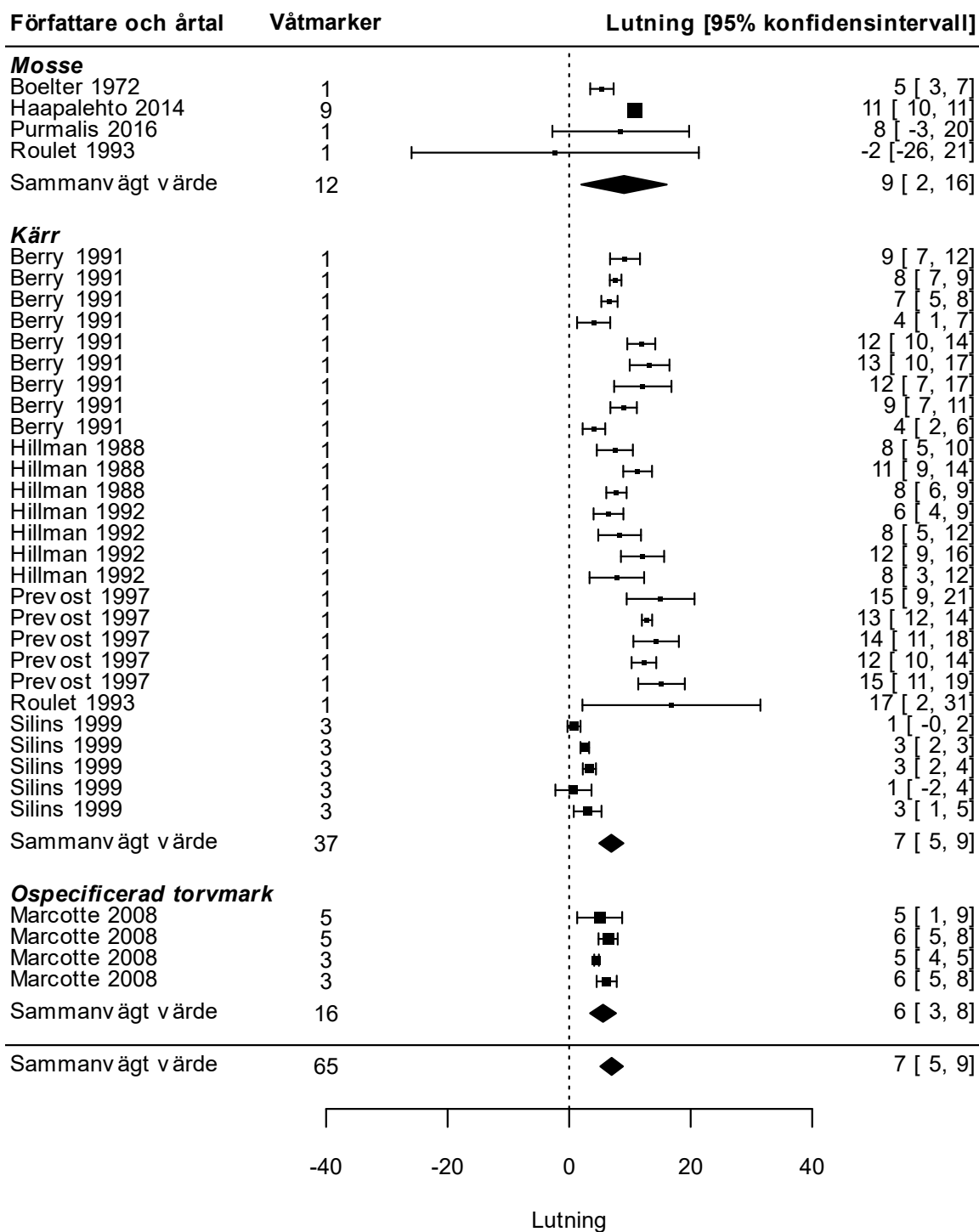
Effekter av dränering på olika avstånd från diket rapporterades i 41 studier i 17 artiklar. Ett antal studier uteslöts från metaanalys av olika anledningar: annat utfallsmått ( $n = 1$ ), resultat i kartform som inte gick att använda ( $n = 2$ ), endast effekter utanför våtmark ( $n = 1$ ), terrängtäckande våtmark ( $n = 1$ ), avvikande typ av våtmark ( $n = 1$ ). Detta gav 35 återstående studier som inkluderades i metaanalys.

Studierna uppvisade en stor variation i hur grundvattennivån förändrades med avståndet från diket (**Figur 13**). Avsänkningen av grundvattennivån på 1 meters avstånd från diket gick från -10 till mer än -90 centimeter.

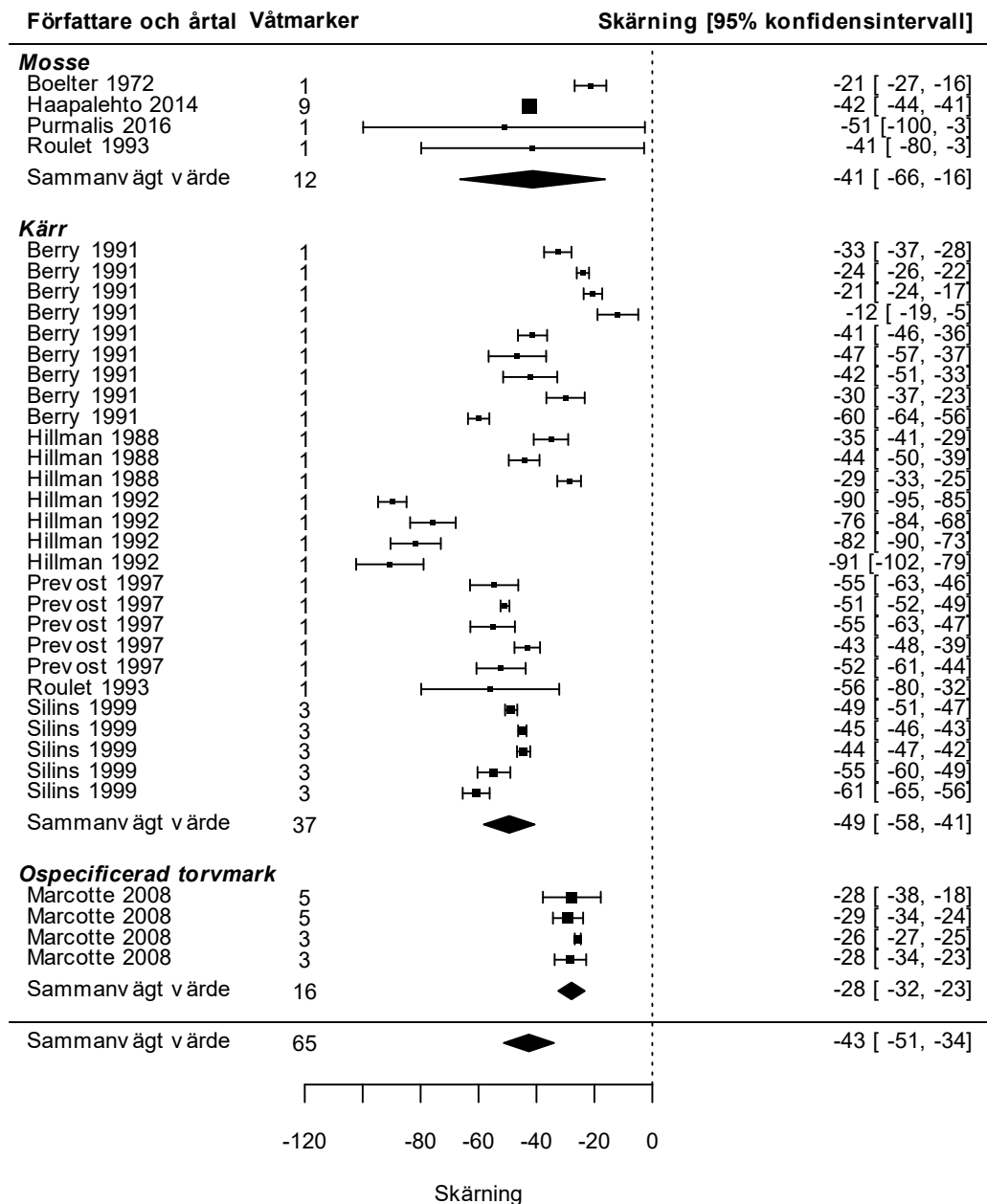


**Figur 13.** Effekter av dränering på olika avstånd, förutom terrängtäckande våtmarker.

Skärningspunkten med x-axeln, den punkt där effekten är noll, varierade från cirka 20 meter till över 225 meter, om endast de avstånd över vilka provtagning skedde tas med. Punktskattningen i metaanalysen indikerade att effekter av dikning blev noll vid omkring 440 meter, men konfidensintervallet var väldigt brett [121, 4191]. Det är viktigt att notera att de flesta studier endast mätte på avstånd upp till omkring 25 meter. Skattningen baseras därmed till stor del på hur grundvattennivån förändras nära diket, och extrapoleringen av avståndet till en nolleffekt bygger på en statistisk modell behäftad med stora osäkerheter.

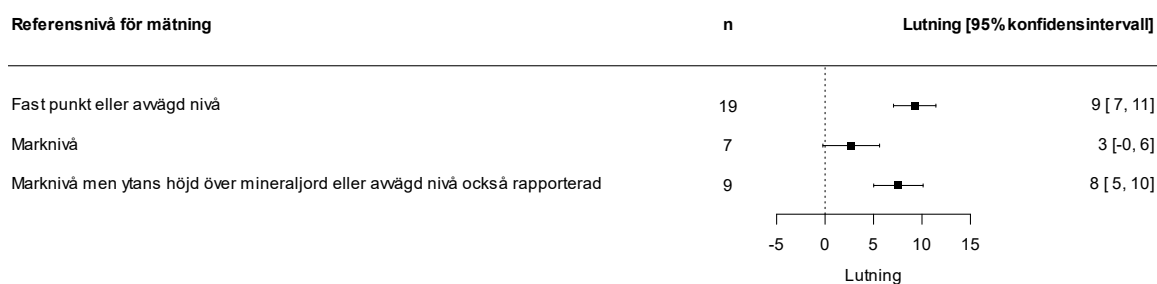


Figur 14. Skogsdiagram över lutningskoefficienten för dränering.



Figur 15. Skogsdiagram över skärningskoefficienten för dränering.

De flesta effektmodifierare var inte signifikanta, men vi fann att referenspunkten för grundvattenmätningarna påverkade lutningskoefficienten  $m$ : studier som använde en fast punkt eller avvägd nivå visade större ändring av effektens storlek med avstånd än studier som mätte enbart mot marknivån (se **Figur 16**). Dessutom visade skärningskoefficienten  $b$  på mindre grundvatteneffekter vid öppna transekter (linjer av provtagningspunkter med dike i bara den ena änden) jämfört med transekter som begränsades av diken i båda ändar. Detaljer återfinns i Bilaga 7 och 8 till den vetenskapliga artikeln.



**Figur 16.** Skogsdiagram över skärmingskoefficienten för dränering, uppdelad mellan studier (kolumnen n anger antal) som mäter grundvattennivån mot olika referensnivåer. Terrängtäckande torvmarker ingår ej i underlaget.

### 3.5.4 Allmänna effekter av dränering

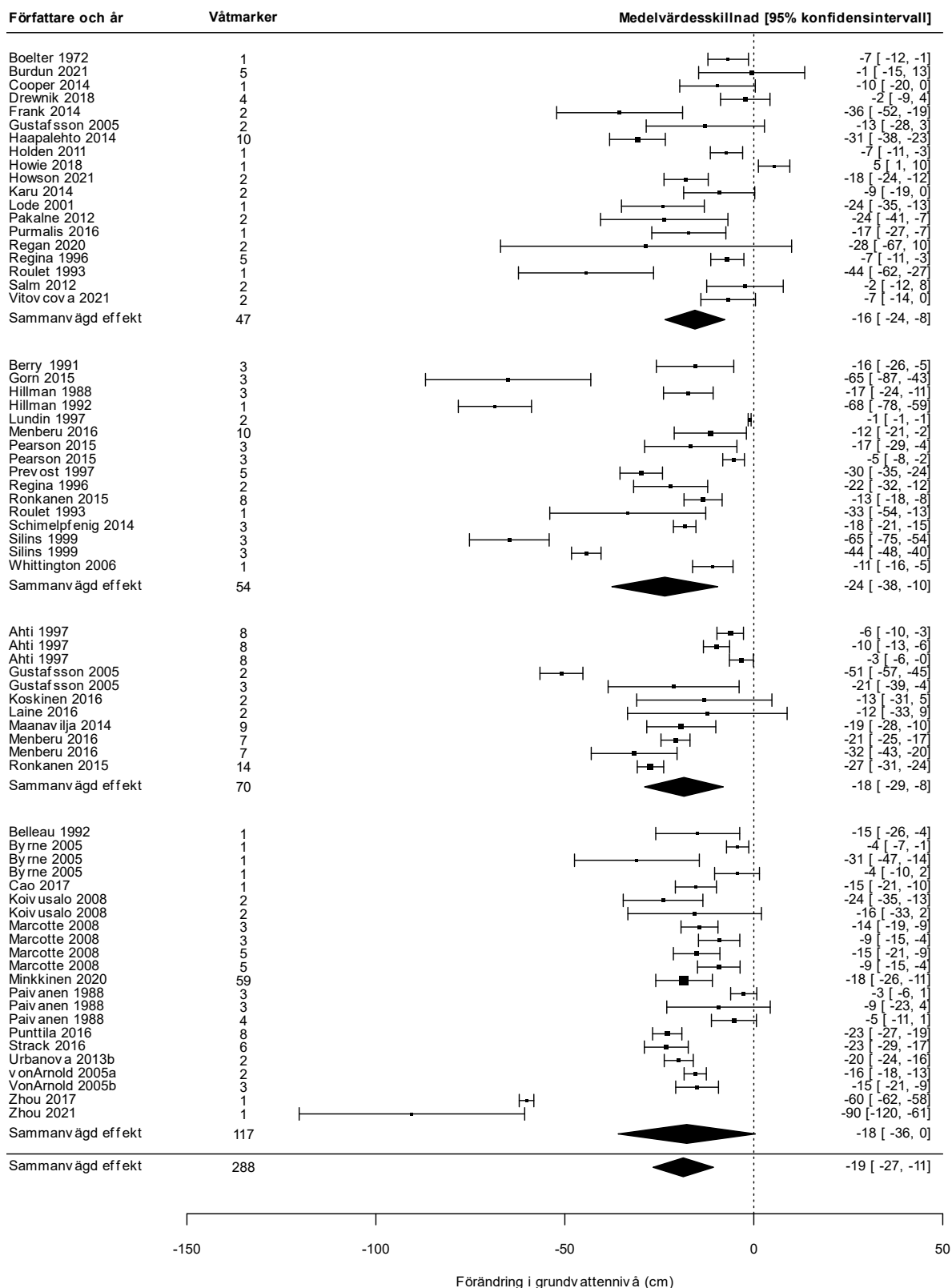
Evidensbasen för allmänna effekter av dränering inbegrep 114 unika studier i 94 artiklar. Av dessa var 68 studier möjliga att inkludera i metaanalys (**Figur 17**).

För dräneringen överlappade inte konfidensintervallen noll för någon våtmarkstypgrupp förutom för ospecificerade torvmarker, på grund av en enda studie med stora effekter som utökade hela gruppens konfidensintervall. Effekterna varierade avsevärt mellan studier, särskilt i mossar och kärr, men på gruppnivå indikerade effekterna att skillnaderna mellan olika typer av våtmarker var små. Medeleffekten i mossar, blandmyrar och ospecificerade torvmarker skilde sig åt på gruppnivå med mindre än 3 centimeter, medan blandmyrar visade ett medelvärde som var omkring 5 centimeter lägre än någon annan grupp.

Överlag var effekterna för dränering, när alla studier togs med, nära en spegling av effekterna av restaurering (förändringen var -19 [-27; -11] centimeter för dränering, jämfört med +19 [11, 28] centimeter för restaurering). Om jämförelsen avgränsades till torvmarker (det förekom enbart torvmarker i metaanalysen för dränering) var skillnaden likartad, men mer precist skattad för restaurering (restaureringseffekten var +19 [14, 25] centimeter). Om studierna i terrängtäckande torvmarker uteslöts ( $n = 6$ ) ändrades resultaten till -19 [-27, -10] centimeter för de återstående dräneringsstudierna ( $n = 62$ ). De motsvarande effekterna av restaurering skilde sig något åt (+22 [16, 28] centimeter,  $n = 47$ , se avsnitt om restaurering ovan) men konfidensintervallens storlekar överlappade fortfarande varandra till största del.

Inga effektmodifierare var signifikanta, utom klimatzonen. Studier i klimatzon *Dwc* (alla från höglänta torvmarker i Kina) hade markant annorlunda effekter än studier i zonerna *Dfb* och *Dfc*. Den avvikande gruppen var dock liten ( $n = 3$ ). Teststatistiken finns i Bilaga 7 och 8 till den vetenskapliga artikeln.

Vi undersökte också effekter av dikesrensning genom att separat analysera de artiklar som undersökt detta, men såg inga signifikanta effekter. Detta innebär att den dränerande effekten i våtmarker som dikesrensats är lika stor som i våtmarker som nydikats. Dikesrensningsstudierna var dock få ( $n = 8$ ), varför en generalisering till våtmarker i allmänhet är osäker.



Figur 17. Skogsdiagram över allmänna dräneringseffekter på grundvattennivåer.

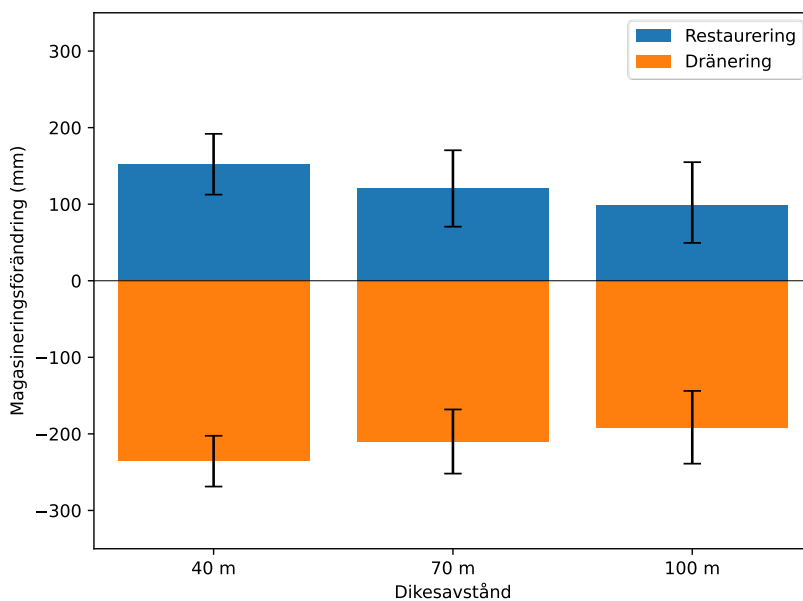


### 3.6 Syntes av effekter för både restaurering och dränering

Ett resultat som stod sig var att den allmänna effekten av restaurering liknade en spegling av dräneringseffekten. Detta pekar på att restaurering kan väntas återställa grundvattennivån nära diket för en grupp torvbildande våtmarker, oavsett typ av våtmark, i svenska förhållanden.

Vi såg stora skillnader i effekter för individuella våtmarker och studier, men kunde inte isolera några betydelsefulla effektmodifierare. Det är viktigt att notera att trots att vi funnit att faktorerna inte var signifikanta, så kan man inte dra slutsatsen att de saknar betydelse. De skulle ändå kunna ha betydelse utan att vår analys har kunnat isolera den betydelsen. Eftersom den återstående heterogeniteten mellan studierna var stor även när vi tagit med effektmodifierarna i modellerna kan det vara så.

För att sätta resultaten i perspektiv beräknade vi förändring i grundvattenlager i våtmarksjorden för olika typiska dikesavstånd (**Figur 18**). Om dikena placeras tätare ökade effekterna på grundvattenmagasinerings. Dräneringseffekterna var större än restaureringseffekterna, i termer av faktisk mängd lagrat grundvatten, delvis på grund av att effekterna sträckte sig något längre horisontellt och delvis på grund av ett antagande vi gjort om att porositeten är större i odränerad jord. Storleken på effekten var betydelsefull för både restaurering och dränering när man jämför den med typiska årliga nederbördsmängder i boreala områden (i storleksordningen 500 till 1000 millimeter per år).



**Figur 18.** Förändring i grundvattenmagasinerings i absolut mängd vatten (millimeter) för restaurering och dränering, baserat på förhållande mellan effektstorlek och avstånd och olika dikesavstånd. Felmarginaller visar konfidensintervallskattningar baserade på lutningskoefficienten för effekter rapporterade på olika avstånd från diket.

### 3.7 Känslighetsanalyser

Vi utförde flera känslighetsanalyser för att undersöka hur säkra resultaten är. Dessa redovisas i den vetenskapliga artikeln och i Bilaga 8 till den. Känslighetsanalyserna förändrade inte våra slutsatser men har vägts in i den evidensgradering som gjorts av slutsatserna.

### 3.8 Känslighet för publiceringskevhet

Publiceringskevhet kan uppstå på grund av att resultat som inte är signifikanta har lägre sannolikhet att bli publicerade. Vi använde flera metoder för att undersöka möjlig publiceringskevhet och dess eventuella effekter. Resultaten presenteras i Bilaga 9 till den vetenskapliga artikeln. Även om publiceringskevhet inte kan uteslutas fanns ingen stark indikation på vare sig skevhet eller på att en eventuell sådan skulle ha betydande inverkan på resultaten. I Bilaga 8 finns också kumulativa skogsdiagram som visar att de sammanvägda effekterna har varit stabila trots att många nya studier tillkommit de senaste åren.

### 3.9 Begränsningar i översikten

En systematisk översikt är en omfattande analys av litteraturen men har också begränsningar som i allvarliga fall kan ge snedvridna eller missvisande resultat. Vi gjorde uttömmande sökningar med vanliga ord om våtmarker och grundvatten (på engelska, svenska, norska, danska, franska, tyska, och polska), men vi kan ha missat studier som använt enbart andra ord. Det är svårt att uppskatta denna risk för snedvridning, men vi väntar oss att den har begränsad betydelse. Vi har ingen anledning att tro att det finns en systematisk snedvridning i resultat mellan studier vi hittat och studier vi kan ha missat av detta skäl.

Det kan ifrågasättas huruvida olika våtmarksstudier är jämförbara. Våtmarker är av naturen komplexa och heterogena system, och många faktorer kan påverka lokala förhållanden och effekter. Även om vi bedömer att åtminstone torvmarksinterventionerna är jämförbara så bör resultaten som kombinerar olika våtmarker tolkas med försiktighet.

Våra statistiska metoder förutsatte att variabiliteten var oberoende i alla studier. Vissa studier inkluderade dock jämförelser av flera olika interventioner mot en gemensam kontroll. Även om detta inte var vanligt bidrar detta till något smalare konfidensintervall än vad som annars hade varit fallet. De statistiska modellerna i denna studie, liksom i annan empirisk miljöforskning, kan inte väntas fullständigt fånga alla förekommande källor till osäkerhet. Istället måste statistiken tolkas i ett sammanhang. Ytterligare osäkerhet kan förekomma utan att den behandlats statistiskt.

När vi inte haft information om avstånd till diket kan resultaten anses vara ett genomsnitt av de områden forskarna har varit intresserade av. Vi bedömer att det är mycket sannolikt att provtagningsplatserna i dessa studier varit snedvridna mot området nära diket, jämfört med våtmarken som helhet. Därför motsvarar våra skattningar sannolikt en effektstorlek i närheten av interventionen, snarare än hela våtmarken. Detta ska hållas i åtanke vid tolkning av resultaten.

Den stora arealen torvmarker i Ryssland, tillsammans med en historisk begränsning i åtkomsten till vetenskapliga publikationer där, pekar på en möjlig brist i att vi inte inkluderat studier på ryska. Utelämnandet av studier på ryska, liksom övriga språk främst i Östeuropa, skulle dock enbart bidra till snedvridning av våra skattningar om effekterna i dessa regioner systematiskt avviker från den övriga litteraturen vi inkluderat. I sådana fall skulle dock överförbarheten till svenska förhållanden samtidigt försvagas.

### 3.10 Begränsningar i evidensbasen

Den huvudsakliga begränsningen vad gäller effekter utanför våtmarken var att det saknades tillräcklig tillförlitlig litteratur som kunde sammanställas. Detta pekar på en möjlig kunskapslucka.

Vad gäller tillförlitligheten var korta kalibrerings- och behandlingsperioder vanliga och kan ha ökad risken för snedvridningar på grund av variation i väderförhållanden. Åtminstone ett antal år är önskvärt vid före-efterjämförelser (Simonsson, 1987). Långa studieperioder är dock ofta inte möjliga med projektbaserad forskningsfinansiering för ett par år i taget. Detta gäller inte bara forskningsprojekt – även miljövårdsprojekt tenderar också att ha begränsade budgetar för långsiktig uppföljning av effekter.

Många studier hade små urval, med  $n = 1$  våtmark som den vanligaste storleken. Detta betyder att det inte fanns någon varians i skattningen av interventionens effekt, annat än den pseudoreplikering som genomförts inom samma behandlingsområde. Detta betyder förmodligen att konfidensintervallen underskattar den verkliga variationen i effekternas storlek.

## 4. Slutsatser

I den här systematiska översikten har vi identifierat och utvärderat alla tillgängliga empiriska studier på effekter på grundvattenmagasinering från att restaurera, anlägga och dränera våtmarker i tempererade och boreala klimat. I sammanställningen ingick alla våtmarkstyper av relevans för svenska förhållanden. Resultaten baseras dock främst på undersökningar från torvbildande våtmarker, eftersom underlaget för övriga typer av våtmarker var otillräckligt.

### 4.1 Evidensgraderade slutsatser

Som nämndes ovan rapporterade endast ett fåtal studier mätningar utanför våtmarksområdet, men många studier rapporterade mätningar i själva våtmarksjorden. Nedanstående slutsatser, som är baserade på dessa studier, är evidensgraderade. Det innebär att de sakkunniga experterna har bedömt hur säkra vi är på slutsatserna. Enkelt uttryckt baseras bedömningen på hur tillförlitliga resultaten i enskilda studier är, hur många studier som gjorts, och hur samstämmiga studiernas resultat är.

Terrängtäckande mossar, så kallade *blanket bogs*, ingår inte i de torvbildande våtmarker som avses i slutsatserna 1-4, utan behandlas separat i slutsats 5.

1. Den genomsnittliga höjningen av grundvattennivån efter restaurering av torvbildande våtmarker är inom intervallet 16 till 28 cm nära diken. Motsvarande sänkning efter dränering är inom intervallet 10 till 27 cm. Restaurering kan därmed väntas återställa grundvattennivån nära diket i dränerade torvbildande våtmarker. Vi är *ganska säkra* på slutsatsen.
2. Restaurering av torvbildande våtmarker höjer grundvattennivån mest nära diken, och effekten minskar i genomsnitt till hälften efter omkring tio meter. Därefter minskar effekten till obetydlig storlek efter ytterligare några tiotal meter. Dränering ger en avsänkning av grundvattennivån som avtar på liknande sätt, men kan sträcka sig något längre än för restaurering. Vi är *ganska säkra* på slutsatsen.
3. Typ av intervention, tid efter implementering och underliggande jordart förklarar som mest 15 procent av effektens variation. Vi är *osäkra* på slutsatsen.
4. Restaurering höjer grundvattennivån ungefär lika mycket i olika typer av torvbildande våtmarker (kärr, mossar och blandmyrar). Motsvarande gäller för den avsänkning som följer av dränering. Vi är *osäkra* på slutsatsen.
5. Restaurering i terrängtäckande mossar (så kallade *blanket bogs*) har små eller inga effekter på grundvattennivån. Vi är *osäkra* på slutsatsen.

### 4.2 Övriga slutsatser av den systematiska översikten

1. Ytterligare forskning behövs för att kunna dra empiriskt baserade slutsatser om vilka effekter våtmarksåtgärder har på grundvattennivåer och grundvattenmagasinering utanför själva våtmarksområdet. Det bristande kunskapsläget motiverar att man överväger pilotprojekt, eller särskilt stärker uppföljningen av effekterna, i restaurerings- och anläggningsprojekt där grundvatteneffekter utanför våtmarken eftersträvas.

2. Även om grundvattennivåer relativt markytan återställs nära diket är det inte säkert att effekten sträcker sig över hela den areal som den ursprungliga dräneringen påverkat, och inte heller att grundvattenmagasinets ursprungliga volym återställs fullt ut.
3. Vi har inte kunnat isolera några relevanta enskilda faktorer som tydligt styr effektens storlek, och heterogeniteten mellan olika studier var stor. Våra resultat pekar därmed på att kontextberoendet är stort för effekten av projekt för att restaurera våtmarker. Vid åtgärder där en specifik ändring av grundvattenytan eftersträvas kan man därför behöva följa upp åtgärden och vid behov förstärka den.
4. På grund av begränsningar i studiedesign och rapportering, till exempel för få mätplatser eller avsaknad av uppgifter om variationen mellan dem, kunde alla studier inte användas i metaanalyser. En förbättring av rapporteringen i enskilda forskningsstudier vore önskvärd. Vi ser fördelar med att publicera data i bilagor eller i öppna databaser, då dessa kan användas för eventuella omräkningar. I de fall data inte publiceras bör ett minimikrav vara att alltid ange osäkerhetsuppskattningar tillsammans med ett klagörande av vilket osäkerhetsmått som använts, vilken typ av observationer som låg till grund för det, samt hur många dessa observationer var.

### 4.3 Resultatens betydelse för policy och förvaltning

I gynnsamma hydrogeologiska förhållanden, som till exempel när sandiga jordar finns i anslutning till en våtmark, finns det skäl att förväntas sig att effekterna kan sträcka sig ut i omgivande områden, men vi har inte funnit en solid evidensbas i frågan. Den som fattar beslut om våtmarksåtgärder med ett särskilt syfte att förändra grundvattenmagasinering i omgivande områden bör överväga särskilda insatser att övervaka och följa upp effekterna utanför våtmarken. Projekt bör fokusera på platser där genomsläppliga jordar finns intill våtmarken. Att börja med pilotförsök och småskaliga projekt som följs upp med systematiska mätningar kan också vara en lämplig strategi, eftersom effekterna är osäkra. SGU har en handledning för våtmarksåtgärder med stöd om hur övervakning kan göras (SGU, 2022).

Våra resultat pekar på att interventionens storlek, det vill säga djupet på det dike som grävs eller läggs igen, inte påverkade utfallet av restaurering eller dränering av en våtmark på ett betydande sätt. Detta pekar i sin tur på att effekterna är beroende av ett antal olika – och i nuläget okända – faktorer och att grundvattennivåerna därför kan vara svåra att förutsäga med någon större precision. I praktiken innebär det att ett likartat djup av ett restaurerat dike kan ge varierande effekter på grundvattennivåer, beroende på andra lokala faktorer som också påverkar utfallet. Om ett beslut står mellan två föreslagna restaureringsprojekt, likartade i angreppssätt och magnitud, är det viktigt att känna till att de förändringar som erhålls i grundvattennivå kan vara olika. Till den grad effektmodifierare kan påverka utfall har vi inte kunnat isolera dem, utom den minskade effekt som följer av ökande avstånd från diket. Våtmarksinterventioner kan därför behöva använda sig av en viss felmarginal i sin utformning om specifika förändringar av grundvattenytans nivå eftersträvas. Att effekten halveras efter ett visst avstånd är dock en användbar tumregel för att uppskatta hur långt förändringarna kan väntas sträcka sig. I praktiken sätter det en gräns på några tiotal meter i typiska fall.

Dräneringseffekterna sträckte sig i genomsnitt längre än restaurering. I praktiken innebär det att effekter av tidigare torrläggningar kan ligga utanför den räckvidd som restaureringsinsatser har, även om restaureringen tycks framgångsrik nära diket. Anledningen till skillnaden kan ha att göra med torvmarkens sammanpressning. Även om sammanpressningen är störst nära diket kan den

påverka områden på hundra meters avstånd eller längre (Lindsay, 2010). Denna skillnad i hur långt effekten sträcker sig ger skäl till viss försiktighet för vår andra slutsats att restaureringseffekterna är en spegling av dräneringseffekterna, och att restaurering återställer dräneringen i termer av grundvattennivåer. Det kan finnas en begränsning i att detta stämmer nära diket, där restaureringsprojekt typiskt placerar provtagning, men att återställningen inte når fullt ut till det avstånd som påverkats av den ursprungliga torrläggningen. Våra uppskattningar av hur långt effekten sträcker sig är dock behäftade med vissa osäkerheter, eftersom provtagningen även för dessa analyser är snedvriden mot platser nära dikena. Sambandet mellan förändring i grundvattennivå och avstånd till diket är därför mer precist skattat nära diket.

#### 4.4 Resultatens betydelse för forskning

Avsaknaden av studier i angränsande områden visar på ett behov av empiriska undersökningar av effekter av våtmarksrestaurering utanför våtmarken, på platser där sådana effekter kan väntas vara av betydelse, som i sandiga jordar.

I många studier där en uppskattning av variabilitet rapporterades (oftast i formen av standardfel eller standardavvikelse) så angavs det inte vad denna uppskattning baserades på. Den kan ha baserats på alla mätvärden, provtytor, eller något annat. I många fall utelämnades ”antalet analysenheter” ( $N$ ), vilket utesluter möjligheten att använda variabilitetsuppskattningen i metaanalys. En enkel förbättring, som borde anses vara ett krav från redaktioner och granskare, vore att alltid rapportera  $N$  och den underliggande analysenheten som är grunden för variansuppskattningar som ges som felmarginaler (+/-) eller intervall runt ett centralt värde.

Inom ekologi och närliggande miljöforskning har forskningsstudier ofta brister i studiedesign (Barthel et al., 2021; Christie et al., 2020, 2019; Filazzola och Cahill Jr, 2021). Även om det kan vara svårt att använda helt randomiserade studieupplägg i hydrologi så visade flera studier att det är möjligt att uppnå tillfredsställande replikering med ett rimligt antal försöksplatser. Självklart beror det på en studies inriktning om det är möjligt, eftersom vissa mätningar är lättare att göra över många våtmarker medan andra kan vara orimligt tidskrävande eller kostsamma. För att förbättra kunskapen av hur variabla effekterna är skulle det vara till hjälp med färre men större studier, där behandlingar replikeras med samma metod men i oberoende våtmarker. Sådana studieupplägg är dyrare och skulle kräva att resurser gick till färre projekt. En avvägning är alltid nödvändig om vilka studieupplägg som bäst tjänar behoven för olika målsättningar inom både forskning och policy.

## 5. Lista över bilagor

Detaljerade beskrivningar av metoderna och resultaten finns i bilagorna till den vetenskapliga artikeln som ligger till grund för denna rapport. Bilagorna listas nedan.

Bilaga 1. Rapporteringsstandard enligt ROSES-kriterierna.

Bilaga 2. Litteratursökningar.

Bilaga 3. Lista över artiklar som exkluderats vid fulltextgranskning.

Bilaga 4. Lista över inkluderade artiklar.

Bilaga 5. Databas med metadata och effektstorlekar (excelfil).

Bilaga 6. Detaljerad beskrivning av hur dataextraktion genomförts.

Bilaga 7. Resultat av alla meta-analyser, test av effektmodifierare och känslighetsanalyser (excelfil).

Bilaga 8. Diskussion av tester för effektmodifierare och känslighetsanalyser.

Bilaga 9. Undersökning av publiceringskevhet.

Bilaga 10. Programkod för meta-analyserna i R.

## 6. Referenser

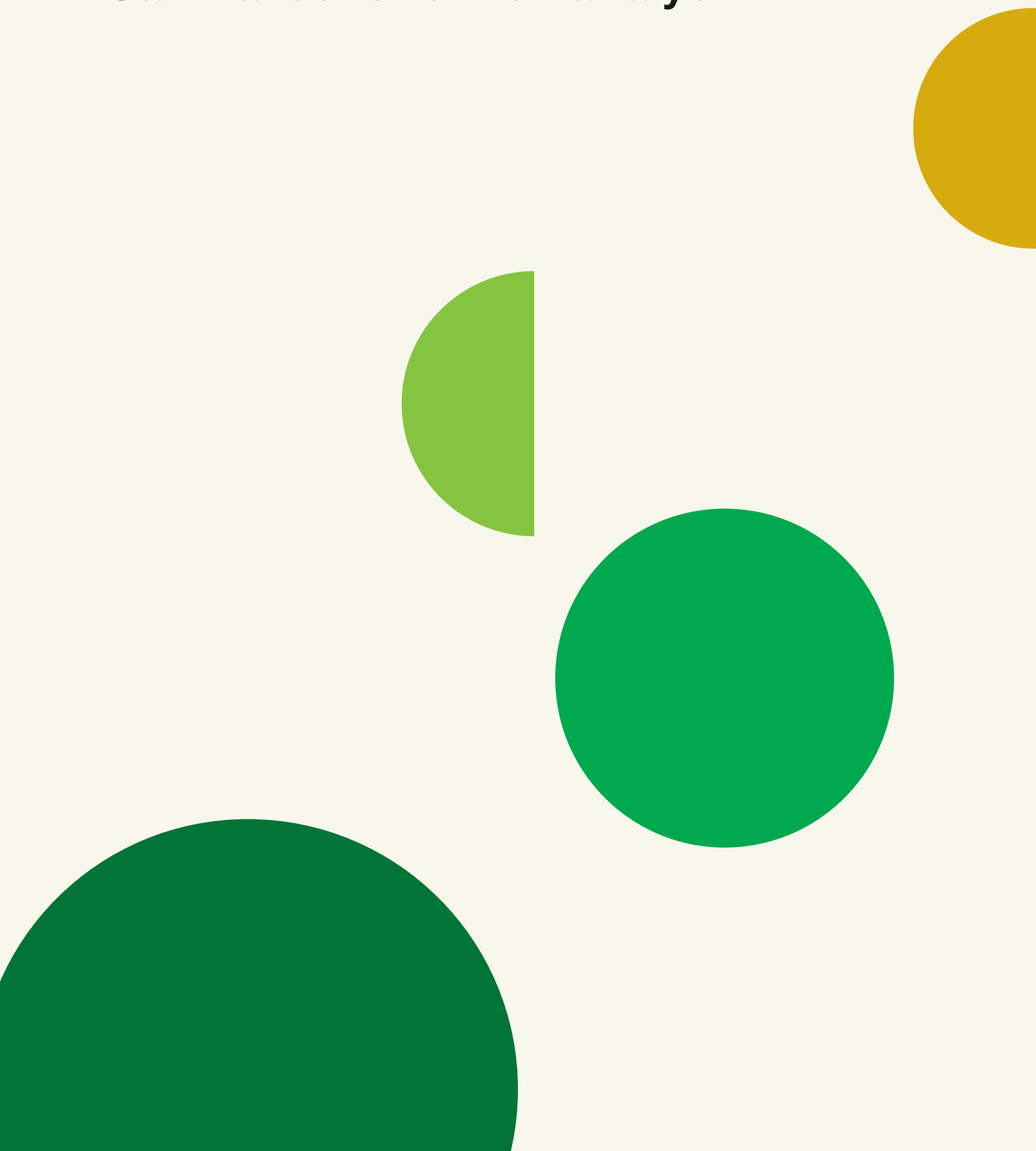
- Adhikari, S., Bajracharaya, R.M., Sitaula, B.K., 2009. A review of carbon dynamics and sequestration in wetlands. *J. Wetl. Ecol.* 42–46.
- Barthel, R., Stangefelt, M., Giese, M., Nygren, M., Seftigen, K., Chen, D., 2021. Current understanding of groundwater recharge and groundwater drought in Sweden compared to countries with similar geology and climate. *Geogr. Ann. Ser. Phys. Geogr.* 103, 323–345. <https://doi.org/10.1080/04353676.2021.1969130>
- Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., Wood, E.F., 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Sci. Data* 5, 180214. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
- Bring, A., Rosén, L., Thorslund, J., Tonderski, K., Åberg, C., Envall, I., Laudon, H., 2020. Groundwater storage effects from restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: a systematic review protocol. *Environ. Evid.* 9, 26. <https://doi.org/10.1186/s13750-020-00209-5>
- Bring, A., Thorslund, J., Rosén, L., Tonderski, K., Åberg, C., Envall, I., Laudon, H., 2022. Effects on groundwater storage of restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: a systematic review. *Environ. Evid.* 11, 38. <https://doi.org/10.1186/s13750-022-00289-5>
- Christie, A.P., Amano, T., Martin, P.A., Petrovan, S.O., Shackelford, G.E., Simmons, B.I., Smith, R.K., Williams, D.R., Wordley, C.F.R., Sutherland, W.J., 2020. Poor availability of context-specific evidence hampers decision-making in conservation. *Biol. Conserv.* 248, 108666. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108666>
- 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. *J. Appl. Ecol.* 56, 2742–2754. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13499>
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., Maginnis, S. (Eds.), 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN, Gland, Switzerland.
- Davidson, N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar. Freshw. Res.* 65, 934–941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Ehlers, J., Gibbard, P.L., Hughes, P.D., 2011. Quaternary Glaciations - Extent and Chronology. Elsevier, Amsterdam.
- Filazzola, A., Cahill Jr, J.F., 2021. Replication in field ecology: Identifying challenges and proposing solutions. *Methods Ecol. Evol.* 12, 1780–1792. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13657>
- Forsgård, M., Öhman, J., Eveborn, D., Sohlenius, G., 2022. Effekter på omgivande grundvattennivå vid våtmarksåtgärder. En studie baserad på hydraulisk modellering (No. 2022:12), SGU-rapport. SGU, Uppsala, Sweden.
- Howie, S.A., Whitfield, P.H., Hebda, R.J., Munson, T.G., Dakin, R.A., Jeglum, J.K., 2009. Water Table and Vegetation Response to Ditch Blocking: Restoration of a Raised Bog in Southwestern British Columbia. *Can. Water Resour. J.* 34, 381–392.
- Hu, S., Niu, Z., Chen, Y., Li, L., Zhang, H., 2017. Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Sci. Total Environ.* 586, 319–327. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.001>
- Lindsay, R., 2010. Peatbogs and carbon: a critical synthesis to inform policy development in oceanic peat bog conservation and restoration in the context of climate change. University of East London, Environmental Research Group, London, UK.
- Pattison-Williams, J.K., Pomeroy, J.W., Badiou, P., Gabor, S., 2018. Wetlands, flood control and ecosystem services in the Smith Creek Drainage Basin: A case study in Saskatchewan, Canada. *Ecol. Econ.* 147, 36–47.



- 
- SGU, 2022. Geologisk handledning för våtmarksåtgärder. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/geologisk-handledning-for-vatmarksatgarder/> (hämtad 2022-12-09).
- Shiklomanov, I.A., Novikov, S.M., 1988. Drainage effect on the environment. *Suom. Akat. Julk.* 5, 66–71.
- Simonsson, P., 1987. Skogs-och myrdikningens miljökonsekvenser: Slutrapport från ett projektområde (Environmental effects of draining wetland and forest: Final report from a group of projects) (Naturvårdsverket Rapport No. 3270). Naturvårdsverket (Swedish Environmental Protection Agency), Stockholm, Sweden.
- Strack, M. (Ed.), 2008. Peatlands and climate change. IPS, International Peat Society, Jyväskylä, Finland.
- Thorsbrink, M., Sohlenius, G., Becher, M., Bastviken, P., Nyström, L.N., Eveborn, D., 2019. Geologins betydelse vid våtmarksåtgärder - Sätt att stärka tillgången på grundvatten (No. 2019:15), SGU-rapport. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala, Sweden.

# Del 2

## Samhällsekonomisk analys



## Sammanfattning

Den här delrapporten innehåller en samhällsekonomisk analys av våtmarkers nyttor kopplade till effekter på grundvattenmagasinerings. Dessa effekter har först undersökts i den systematiska översikten. Syftet är att den samhällsekonomiska delen ska bidra till ett beslutsunderlag för myndigheter och organisationer i frågor rörande våtmarksåtgärder och styrmedel. I rapporten ligger fokus på grundvattenmagasinerings, men de andra ekosystemtjänster som våtmarker ofta bidrar med har också berörts. Rapporten applicerar den konceptuella modellen DAPSIR (Drivers, Activities, Pressures, State, Impact, Response) som beskriver en händelsekedja för våtmarker utifrån drivkrafter, aktiviteter, miljötillstånd, påverkan på välfärd och förvaltningssystem (t.ex. mål, styrmedel). Utifrån en sådan kedja kan relationen mellan våtmarkers kollektiva nyttigheter och olika aktörer (samt dessas incitamentsstruktur) beskrivas. Initialt beskrivs aktörernas incitamentsstrukturer med hjälp av spelteori. Den spelteoretiska analysen visar att aktörerna inte har incitament till bevarande av våtmarker eftersom andra kortsiktiga nyttor kan erhållas genom aktiviteter som skadar våtmarker, däribland ohållbart uttag av grundvatten samt avsänkning av grundvatten för jord- och skogsbruk i syfte att öka produktionen. Dessa incitamentsstrukturer kan förändras genom styrmedel. Bland Sveriges miljömål har fyra mål av extra stor relevans för denna rapport valts ut, och rapporten beskriver vilka styrmedel som finns kopplade till dessa mål samt vilka framtida styrmedel som enligt Naturvårdsverket (2019) krävs för att nå målen. En viktig slutsats är att styrmedel behöver införas i större omfattning för att målen ska nås.

Naturvårdsverket (2019) konstaterar att fler våtmarker behöver restaureras. I den här rapporten presenteras studier rörande effekterna av restaurering och anläggning av våtmarker, både internationellt och i Sverige. Internationella studier är överrepresenterade, och fler svenska studier behövs för att ta reda på dessa åtgärders konkreta effekter i en svensk kontext. Studierna visar framför allt på framgångsrika resultat av våtmarksrestaurering. Åtgärder har bland annat lett till höjda grundvattennivåer och förbättrad grundvattenmagasinerings i våtmarker. Effekter på grundvatten utanför våtmarker är fortfarande ett område som behöver studeras vidare eftersom studier kring detta område är begränsade.

Även om den systematiska översikten, som är grunden till den här samhällsekonomiska analysen, inte kan kvantifiera effekter på grundvattennivåer utanför våtmarksområden, visar den konceptuella analysen tillsammans med översikten att värnande, bevarande och restaurering av våtmarker kan ha positiva effekter på grundvattenmagasinerings.

För bedömning om styrmedel och våtmarksåtgärders lönsamhet krävs data på kostnader av exempelvis restaurering eller våtmarksanläggning. Dessa kostnader beror på åtgärdens karaktärsdrag, omfattning, dess tidsperiod, geografiska placering, samt andra faktorer som exempelvis avkastningskrav och fördelning av kostnader på åtgärdens tidsperiod. Denna data finns ofta tillgänglig för analys av enskilda våtmarker, men är mer komplex att bedöma i ett aggregerat perspektiv. Studier inkluderade i denna rapport ger därför en överblick av analyser på åtgärders lönsamhet utifrån olika enskilda våtmarker.

# Innehåll

<b>1. Introduktion .....</b>	<b>45</b>
1.1 Bakgrund .....	45
1.2 Syfte och metod.....	46
<b>2. Konceptuell analys.....</b>	<b>47</b>
2.1 Konceptuell modell .....	47
2.2 Drivkrafter .....	48
2.3 Förvaltningsystemet.....	50
2.4 Aktiviteter .....	57
2.5 Belastningsfaktorer.....	63
2.6 Miljö tillstånd och påverkan .....	64
<b>3. Våtmarker och miljöpolitiska utmaningar .....</b>	<b>66</b>
3.1 Osäkerheter kopplade till våtmarker.....	66
3.2 Målkonflikter kopplade till våtmarker .....	66
3.3 Nationell rådighet över våtmark.....	66
3.4 Vertikal och horisontell integrering av vikt för våtmarker.....	67
3.5 Trovärdighet och acceptans av åtgärden.....	68
<b>4. Avslutande diskussion .....</b>	<b>69</b>
<b>5. Referenser .....</b>	<b>71</b>
<b>Bilaga 1. Marknadsmislyckanden .....</b>	<b>76</b>
<b>Bilaga 2. Totalt ekonomiskt värde .....</b>	<b>78</b>
<b>Bilaga 3: Fångarnas dilemma.....</b>	<b>80</b>

# 1. Introduktion

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

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

- I en konceptuell analys av miljöproblemet identifieras de beteenden och incitament vilka ligger bakom beslut som orsakar miljöpåverkan samt vilken typ av marknadsmisslyckande (se Bilaga 1 för beskrivning av olika marknadsmisslyckanden) som motiverar statlig intervention.
- I en kostnads-nyttoanalys undersöks vilka samhällsekonomiska intäkter (nyttor) och kostnader som följer av olika mål, åtgärder eller styrmedel. Denna analys kan därmed bedöma ifall målet, åtgärden eller styrmedlet är samhällsekonomiskt lönsam (dvs. dess nyttor överstiger dess kostnader).
- I en kostnadseffektivitetsanalys undersöks vilka kostnader som olika miljöåtgärder innebär samt vilka åtgärder som kan nå ett visst miljömål till den lägsta samhällsekonomiska kostnaden. Den säger med andra ord inget om den samhällsekonomiska lönsamheten av ett visst miljömål (det besvaras av kostnads-nyttoanalysen) utan bedömer enbart kostnaderna.
- I en styrmedelsanalys undersöks vilket styrmedel som är lämpligast för att få de kostnadseffektiva åtgärderna genomförda. I en ex-ante styrmedelsanalys motiveras samt utvärderas möjliga styrmedel utifrån vilka effekter av styrmedlet som förväntas, medan en ex-post styrmedelsanalys utvärderar effekterna av ett befintligt styrmedel i efterhand.
- I en konsekvensanalys undersöks vilka konsekvenser ett visst mål, åtgärd eller styrmedel har för olika berörda aktörer.

## 1.1 Bakgrund

Våtmark avser mark där vatten till den största delen av året ligger i, under eller precis ovanför markytan (Naturvårdsverket 2022a), och särskiljandet mellan våtmark och annan mark görs genom observation av vegetation. Minst hälften av markens växtslag måste frodas i vatten för att det ska klassas som våtmark. Sjöar, hav och vattendrag kan också anses vara våtmark i de fall de tillfälligt torrläggs och tidsöversvämmade områden, tidvis vattenförande vattendrag, sötvattensmiljöer som inte är vegetationstäckta, grunda kustvattenmiljöer och artificiella våtmarksmiljöer (exempelvis kanaler och diken) klassas också som våtmarker (Naturvårdsverket 2022a). Våtmarker kan även delas in i tre grupper; naturliga, anlagda och restaurerade (SMHI 2022a).

Våtmarkers nyttor har alltid varit viktiga för mänskliga behov. Historiskt sett har markerna haft olika betydelser för människan, de första bosättarna använde våtmarker för fiske och jakt medan de

under senare perioder främst användes som fodermark (Naturvårdsverket, 2009). Tiden efter industrialiseringen har inneburit intensiv användning av våtmarker i form av bland annat utbyggnad av industrier, gruvnäring, dikning för jordbruks- och skogsproduktion och utbyggnad av infrastruktur. Sammantaget har dessa aktiviteter lett till dränering av våtmarker (Naturvårdsverket, 2009). Parallellt med denna avvattning har hydrologiska faktorer förändrats på missgynnande sätt i takt med klimatförändringar (SMHI 2022b) vilket har gjort att tillgången till de nyttor som våtmarker bidrar med har försämrats.

Grundvatten bidrar med bland annat dricksvatten av god kvalitet, vattenförsörjning för grödor och minskade salthalter, och när våtmarker dräneras kan tillgången till dessa ekosystemtjänster minska. Våtmarker fungerar som utströmningsområden för grundvatten och därför kan dränering av våtmarker sänka grundvattennivåer och åtminstone lokalt minska tillgången till grundvatten. Denna rapport är en samhällsekonomisk analys av hur våtmarker kan påverka grundvattenmagasinerings, och utgår från resultaten från den vetenskapliga systematiska översikten.

## 1.2 Syfte och metod

Syftet med den genomförda systematiska översikten och den samhällsekonomiska analysen är att ge myndigheter och organisationer ett vetenskapligt grundat beslutsunderlag kring våtmarker och dess effekter på grundvattenmagasinerings. Med detta underlag kan förståelsen för våtmarksåtgärders effekter och dess inverkan på grundvattennivåer öka. Vidare kan våtmarksåtgärdernas effekter placeras i en samhällsekonomisk kontext som bland annat belyser de nyttor och kostnader som denna åtgärd innebär.

Våtmarker som är torvbildande har en stor påverkan på klimatet eftersom de binder kol i torven. En dränering av sådana våtmarker, det vill säga sänka grundvattennivåer, gör dock att våtmarker i stället blir källor för växthusgaser på grund av att torven kommer i kontakt med syre. Sambandet mellan grundvattenytans nivå och klimatpåverkan gör att flera av Sveriges miljömål är relevanta i denna analys. Från dessa miljömål har dock fyra valts ut för vidare diskussion eftersom de är av störst relevans för den aktuella frågan. Rapporten kan därmed också användas för att få en överblick av de fyra miljömålen *Myllrande våtmarker*, *Grundvatten av god kvalitet*, *Ingen övergödning* och *Levande sjöar och vattendrag*, samt skapa förståelse kring vad som krävs för att nå dessa mål.

Den samhällsekonomiska analysen tar vid där den systematiska översikten slutar, och utgår från en konceptuell modell som beskriver relationen mellan våtmarkers kollektiva nyttigheter och aktörer, incitament, aktiviteter, miljötillstånd och styrmedel. Modellen kallas DAPSIR (Drivers, Activities, Pressures, State, Impact, Response). Inledningsvis presenteras våtmarkernas kollektiva nyttigheter (dvs. kopplingen mellan miljötillstånd och påverkan), anledningen till att marknadsmisslyckanden uppstår samt aktörers incitamentsstrukturer. Därefter fortsätter analysen med att beskriva fyra av Sveriges miljömål, vilka aktörer som påverkar dessa miljömål negativt och vilken typ av styrmedel som krävs för att målen ska uppnås. Analysen går sedan in på restaurering och anläggning av våtmarker och vilka effekter dessa åtgärder har på våtmarker. Den konceptuella analysen övergår sedan till en beskrivning över de hydrologiska faktorer som har negativ påverkan på våtmarker och vilken effekt det har på grundvattnet. Analysen avslutas med de samhällsekonomiska nyttor våtmarker har, och hur dränerade våtmarker påverkar dessa.

## 2. Konceptuell analys

Den konceptuella analysen avser att utifrån ett helhetsperspektiv beskriva den frågeställning som forskningssammanställningen adresserar samt även motivera valet av frågeställningen. En holistisk bild av frågeställningen illustreras genom en händelsekedja vilken beskriver problematiken kring restaurering och anläggandet av våtmarker, hur det påverkar den mänskliga välfärden samt hur det befintliga förvaltningssystemet adresserar problemet. Analysen avser även identifiera vilka beteenden (och incitament för dessa) som ger incitament till restaurering och anläggandet av våtmarker samt hur detta i slutändan påverkar välfärden.

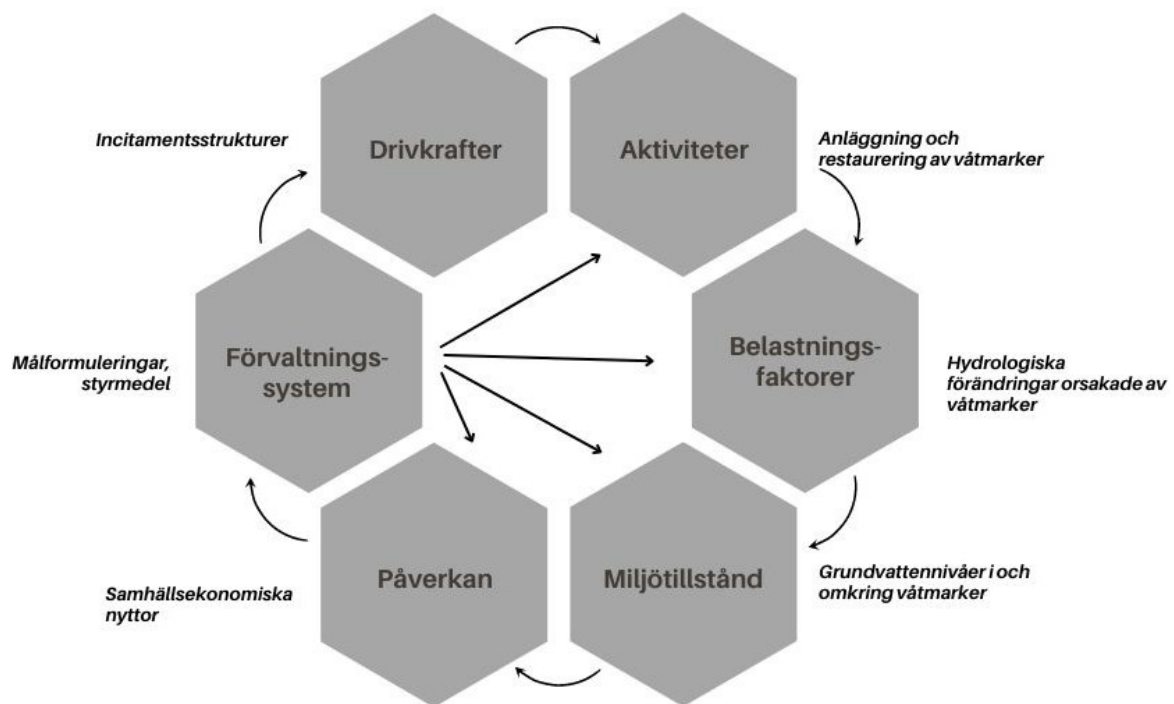
### 2.1 Konceptuell modell

Denna del av rapporten ger ett samhällsekonomiskt perspektiv på våtmarkers betydelse för grundvattnet. Diskussionen utgår från en konceptuell modell som beskriver relationen mellan de kollektiva nyttigheter som våtmarker bidrar med samt de aktörer, incitament, aktiviteter och styrmedel som påverkar tillhandahållandet av dessa. Den konceptuella modell som används är DAPSIR (Drivers, Activities, Pressures, State, Impact, Response). Modellen används ofta i miljöekonomisk forskning (till exempel, Atkins et al. 2011; Patrício et al. 2018).

DAPSIR-modellen illustrerar och beskriver kausala relationer mellan samhället och miljön, mer specifikt mellan drivkrafter, aktiviteter, belastningsfaktorer, miljötillstånd, påverkan och förvaltningssystemet (Elliot et al. 2017). Drivkrafter i form av grundläggande mänskliga behov leder genom incitamentsstrukturer till olika aktiviteter. Dessa aktiviteter orsakar belastningsfaktorer genom sin negativa effekt på naturliga ekosystem och ekosystemtjänster (Elliot et al. 2017). Belastningsfaktorerna är de effekter som aktiviteterna har på miljötillståndet. Påverkan illustrerar hur förändringar i miljötillståndet (försämringar eller förbättringar) påverkar mänsklig välfärd. Förvaltningssystemet beskriver hur miljöproblemet i fråga adresseras genom bland annat målformuleringar, och styrmedel riktade mot åtgärder i olika delar av systemet. Den konceptuella modellen bidrar därmed inte bara med information kring hur olika aktiviteter påverkar miljön, den bidrar också med information kring hur miljötillståndet påverkar den mänskliga välfärden samt vilka incitament olika aktörer i händelsekedjan har till att gå ifrån status-quo (Bryhn et al. 2020). I den konceptuella analysen görs skillnad på styrmedel och åtgärder. Styrmedel utgörs av de verktyg (exempelvis skatter, regleringar och information) som staten använder för att skapa incitament till beslut om konkreta åtgärder eller beteendeförändringar, medan åtgärder utgörs av de konkreta förändringar som leder till en påverkan på målet.

Denna konceptuella modell har anpassats till våtmarker och illustreras i Figur 1. Analysen inleds med en beskrivning av våtmarker och grundvattnets kollektiva tjänster samt en redogörelse kring marknadsmisslyckanden, incitamentsstrukturer och spelteori. Därefter presenteras en översikt av de miljömål (vilka utgör en del av förvaltningssystemet i Figur 1) som är av störst relevans för denna rapport. Miljömålen är *Myllrande våtmarker*, *Grundvatten av bra kvalitet*, *Ingen övergödning* och *Levande sjöar och vattendrag*. Det förstnämnda miljömålet är relevant eftersom det syftar till bevarande och återskapande av våtmarker, och fler myllrande våtmarker bidrar till positiva effekter på grundvattnet. Arbetet mot målet ”*Grundvatten av god kvalitet*” gör att tillgången till grundvattnets ekosystemtjänster ökar, detsamma gäller för *Ingen övergödning* och *Levande sjöar och vattendrag* eftersom arbetet mot målen bidrar till positiva effekter på tillgången till och kvaliteten på grundvatten

(miljötillståndet i Figur 1). Efter dessa målformuleringar diskuteras våtmarksbidrag och grundvattenregulatorisk utformning. Analysen fortsätter sedan till en presentation av befintliga åtgärder, mer specifikt anläggning och restaurering av våtmarker. Därefter introduceras belastningsfaktorer i form av de hydrologiska förändringar som har effekt på grundvattnet. Det redogörs för vilka förändringar det handlar om och vilken effekt dessa har på våtmarker, grundvattnet och ekosystemet som helhet. Analysen går därefter vidare till våtmarkers samhällsekonomiska nyttor (dvs. påverkan i Figur 1), vilka effekter grundvattnet har på dessa och vilka miljörelaterade konsekvenser dränerade våtmarker orsakar.



Figur 1. Konceptuell modell av våtmarker (modifierat utifrån Elliot et al. 2017).

## 2.2 Drivkrafter

Det är viktigt att förstå vilka incitament (i form av drivkrafter och hinder) som berörda aktörer har i dagsläget för att hantera problemet eftersom det har betydelse för var i händelsekedjan potentiella åtgärder och styrmedel kan var mest effektiva. Att en viss aktör har incitament till ett visst beteende eller ställningstagande behöver inte nödvändigtvis innebära att han eller hon agerar utifrån dessa incitament. Det är dock av vikt inför en samhällsekonomisk analys att bedöma ifall det kan föreligga olika typer av incitament ibland de för våtmarker berörda aktörerna.

Våtmarker bidrar med ekosystemtjänster vilka kännetecknas av att de inte har ett marknadspris, och det saknas därför incitament att hushålla med dessa tjänster. Utan styrmedel kommer produktionen av dessa tjänster inte uppnå en samhällsekonomiskt optimal nivå, vilket utgör ett marknadsmisslyckande. Det innebär också att samhället som helhet bär kostnaderna för de skador som uppkommer av en för låg produktion av våtmarkers ekosystemtjänster (Ghermandi et al. 2008). Några av våtmarkers ekosystemtjänster är kolinlagring, vattenhushållning, kväveretention, rekreationsmöjligheter och förbättrad biologisk mångfald (Naturvårdsverket 2019). Allmänheten



kan dra stor fördel av tjänsterna samtidigt som marken där våtmarker finns, ofta är privatägd. Markägaren har svårt att sälja dessa kollektiva tjänster eftersom det inte existerar en marknad på vilken hen kan sälja tjänsterna. I frånvaron av finansiella våtmarksstöd skulle det därmed inte finnas några incitament för markägaren att bevara eller återställa våtmarken, förutom eventuella privata nyttor av att bidra till våtmarkens bidrag till olika ekosystemtjänster. Marken eller andra inkomstbringande aktiviteter konkurrerar i stället med bevarande och återställande åtgärder på våtmarken (Naturvårdsverket 2012). Konkurrensen kan till exempel utgöras av inkomstmöjligheter från jordbruksproduktion. Detta innebär att markägaren har större incitament till att genomföra aktiviteter som gynnar markägaren men som samtidigt kan skada våtmarken (exempelvis, markavvattning och dikesrensning även om markavvattning i dagsläget sker väldigt sällan). Markägare kan i vissa fall ha incitament till att vidta bevarande våtmarksaktiviteter för att få en ökad tillgång till grundvatten och ytvatten, exempelvis de markägare som ser värde i att få en vattenspegel där fåglar och andra djur håller till. Det rör sig sammanfattningsvis om ett val mellan nyttjande av olika markvärden (t.ex. jord- eller skogsbruksproduktion och bevarande av våtmarker).

Kollektiva tjänster kännetecknas av icke-exkluderbarhet och icke-rivalitet i konsumtionen (Naturvårdsverket 2012). Icke-exkluderbarhet innebär att det inte är möjligt att utesluta individer från användning, medan icke-rivalitet innebär att nyttigheten kan användas av en individ utan att det påverkar andras möjligheter till användning av samma nyttighet. Dessa kännetecken gäller enbart delvis för grundvatten eftersom nyttjandet av resursen kännetecknas av hög rivalitet. (Nazari et al. 2020) och det beror på att effekten av en individs användning av grundvatten har stor effekt på andra individers möjlighet till användning av samma resurs. Genom att aktörer (däribland markägare) fokuserar på nuvarande behov och kortsiktiga nyttor men riskerar att ignorera användningens negativa externaliteter, tenderar naturresursen att uttömmas (Madani & Dinar 2012).

Oavsett i vilken grad grundvattnet kan betraktas som en kollektiv tjänst eller inte bidrar våtmarker till en mängd olika ekosystemtjänster vilka leder till nyttor som är kollektiva till sin karaktär (t.ex. biologisk mångfald, minskad övergödning, rekreationsmöjligheter). Grundvattnets ekosystemtjänster utgör också kollektiva tjänster. Det gäller dels det ekosystem som utgörs av mark- och grundvatten, dels de ekosystemtjänster som levereras av ytvattendrag. Grundvattnets mängd och kvalitet påverkas av mänskliga aktiviteter i form av exempelvis överanvändning och ohållbart uttag av grundvatten. Konsekvensen av detta är försämrade ekosystemtjänster (Naturvårdsverket 2012). Ibland är intensivt uttag av grundvatten anledningen till brist på resursen, men enligt López-Corona et al (2013) är bristproblematiken inte relaterad till bristen på den totala mängden vatten eftersom den globala hydrologiska cykeln gör så att den totala mängden vatten på jorden är konstant. Problematiken är i stället relaterad till lokal användning och fördelning av resursen (López-Corona et al. 2013).

Intensiv och ohållbar nivå på grundvattenuttag kan förklaras av allmänningarnas tragedi, en problematik ursprungligen studerad av Hardin (1968). Hardins centrala idé var att i alla situationer där en gemensam resurs är under oövervakad exploatering av en grupp användare, har varje användare incitament att utnyttja resursen på en nivå som är samhällsekonomiskt ineffektiv. Det finns inga incitament för dessa rationella och nyttomaximerande individer att vänta med att ta del av resursen eftersom risken finns att någon annan individ exploaterar den (Ostrom 2008). Användare av denna resurs tar inte hänsyn till den effekt deras utvinning av grundvattnet har på andra användares möjlighet till utvinning av samma resurs (Vaux 2011). Resultatet är baserat på antagandet av varje användare spelar ett fångarnas-dilemmaspel där Nash-jämvikten inte är pareto-

optimal<sup>1</sup> (López-Corona et al. 2013). Detta innebär att det slutgiltiga utfallet inte är det som ger högst samhällsekonomisk lönsamhet. Dilemmat beskrivs i Bilaga 3 och exemplifierar implikationer av incitamentsstrukturerna. Dilemmat bör därigenom inte tas bokstavligen eftersom det i vissa fall finns fler anledningar till dränering än uttag av grundvatten. I Sverige har exempelvis de flesta våtmarker försvunnit på grund av att grundvattenytan har sänkts genom dränering i syfte att bruka marken för jordbruks- och skogsproduktion.

Fångarnas-dilemmaproblematiken och dess tillämpning på grundvatten förklarar de incitamentsstrukturer som finns och varför styrmedel är viktiga för att nå en hållbar exploatering av resursen. Med det sagt finns det också individer som utför positiva aktiviteter för våtmarker, exempelvis i form av restaurering och/eller våtmarksanläggning. Ett optimalt fungerande förvaltningssystem ger dessa aktörer incitament att fortsätta med positiva aktiviteter, samtidigt som det minskar och förhindrar de aktiviteter som skadar våtmarker.

## 2.3 Förvaltningssystemet

Från Sveriges miljö kvalitetsmål presenteras de målformuleringar som är av störst relevans för denna rapport. Dessa är; *Myllrande våtmarker*, *Grundvatten av god kvalitet*, *Ingen övergödning* och *Levande sjöar och vattendrag*. Utöver det presenteras befintliga styrmedel och aktörer kopplade till miljömålen samt en översikt av litteratur om hur grundvattenuttag regleras.

### 2.3.1 Myllrande våtmarker

Miljömålet innebär att bevara och återskapa våtmarker i syfte att skapa gynnsamma levnadsmiljöer för djur och växter, och för att bevara de klimatpositiva effekter våtmarker bidrar med (Naturvårdsverket 2012). Målformuleringen lyder: ”*Våtmarkernas ekologiska och vattenhushållande funktion i landskapet ska bibehållas och värdefulla våtmarker bevaras för framtiden*”. De aktörer som främst påverkar våtmarker negativt är markägare som bedriver skogs- eller jordbruk i våtmarkers omringliggande områden (Naturvårdsverket 2012). Dessutom bedrivs mycket skogs- och jordbruk i områden som naturligt skulle vara våtmark men när grundvattenytan sänkts så har dessa områden torrlagts. Detta beror på, som nämnts ovan, att dessa aktörer inte har några privatekonomiska incitament att värna om våtmarker eftersom våtmarkers kollektiva tjänster inte kan säljas på någon marknad. Det gör att markägarna i stället grundar verksamheten på säljbara varor producerade av skogs- eller jordbruk.

Aktörer som gynnas av våtmarksbevarande aktiviteter är intressenter från allmänheten, vilka gynnas av de ekosystemtjänster som våtmarker bidrar med (Naturvårdsverket 2012). Bevarande av våtmarker är vitalt för att dessa aktörer ska kunna ta del av nyttor i form av bland annat dricksvatten, utökad artrikedom, förbättrat ekologiskt kretslopp och andra klimatpositiva funktioner (exempelvis bindande av kol). Bevarande och återskapande av våtmarker kan däremot inte göras för alla våtmarker. Det beror på att en stor del av dagens jordbruk i så fall skulle bli våtmark och det skulle ha negativ effekt på en matproduktion som är helt avgörande för människans överlevnad. Därför behöver restaurering göras genom ett urval av våtmarker där en stor positiv förbättring skulle kunna genomföras genom restaurering utan att ha alltför negativ påverkan på annan alternativ markanvändning.

<sup>1</sup> Pareto-optimalitet är en situation där tillgängliga resurser inte kan omfördelas så någon individ får det bättre utan att någon annan individ får det sämre.

För att uppnå miljömålet myllrande våtmarker behövs skydd, skötsel, anläggning och restaurering. (Naturvårdsverket 2019). Våtmarkssatsningen mellan 2018 och 2020 är enligt Naturvårdsverket (2019) ett viktigt bidrag för arbetet mot uppfyllande av miljömålet. Styrmedel som används är förändringsarbete av äganderätt, kompensation och ersättning samt tillstånd och förbud (Naturvårdsverket 2012). Det regelverk som behöver införas är enligt Naturvårdsverket (2019) reformering av regelverket för vattenverksamhet, avsättande av ickeproduktiv dikad skogsmark och förbättringsarbete av miljöhänsynen i skogsbruket. En del av styrmedlen förvaltas av Skogsstyrelsen (Naturvårdsverket 2022f), som utför arbete med restaurering av dikade och torrlagda våtmarker.

### 2.3.2 Grundvatten av god kvalitet

Miljömålet har följande målformulering; *”Grundvattnet ska ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag”* (Naturvårdsverket 2012). Målet innebär att mänskliga aktiviteter inte ska påverka grundvattenkvaliteten negativt och att kvaliteten på utläckande grundvatten ska bidra till goda levnadsmiljöer för djur och växter (Grundvattenrådet 2008). Det innebär också att mänsklig aktivitet inte ska sänka grundvattennivån så att tillgång och kvalitet påverkas negativt samt att grundvattnets kvalitet uppfyller kraven för god grundvattenstatus enligt EU:s vattendirektiv. Grundvatten av god kvalitet har viktiga funktioner för människan genom bland annat tillgång till dricksvatten och bevattning. Resursen har också stor betydelse för biologisk mångfald och bevarande av ekosystem.

Grundvatten belastas av olika aktiviteter, exempelvis av vägar, järnvägar, industrier, jordbruk och uttag av naturgrus. Effekter av dessa aktiviteter leder till övergödning, spridning av miljögifter och försurning (Naturvårdsverket 2012). Övergödande utsläpp av kväve är framför allt kopplat till jordbruk, medan uttag av naturgrus kan kopplas till byggnationer. Naturgrusavlagringar är avgörande för dricksvattnets kvalitet och mängd, och uttag av denna resurs har stor påverkan på möjligheten till rekreation. Från Naturvårdsverket (2019) framgår att minskad användning av naturgrus är viktigt för att miljökvalitetsmålet ska uppnås. Grundvatten belastas också av utbyggnad av tunnlar, byggnader och infrastruktur eftersom dessa aktiviteter leder till höjningar och sänkningar av grundvattennivån. Förändringar i dessa nivåer ökar risken för vattenbrist och negativa konsekvenser på ekologiska system. Svavel- och kväveföreningar som hamnar i mark- och vattenmiljöer medför också negativa effekter på grundvattnet. Det beror på att dessa föroreningar orsakar försurning av grundvattnet (Naturvårdsverket 2012).

För att uppnå målet krävs framtagande av vattenskyddsområden samt utveckling av vatten- och materialförsörjningsplaner. Utöver det behöver samhällsplaneringen i större omfattning ha grundvattenkvalitet i åtanke (Naturvårdsverket 2019). De senaste åren har utvecklingen gått i rätt riktning, bland annat genom förstärkta insatser inom vattenförvaltning, vattenskydd och ökande hänsyn till grundvatten i planarbeten. Enligt Naturvårdsverket (2019) har det också lagts mer resurser på miljöövervakning vilket är något SGU (Sveriges Geologiska Undersökning) har i uppdrag att utföra. SGU bedriver sedan 1966 övervakning av grundvattennivåer och grundvattenkvalitet genom *”Grundvattennätet”*. Övervakningen görs i syfte att få kunskap om grundvattnets variation i förhållande till geologi, topografi och klimat (SGU 2020). Mätningarna fokuserar på att följa effekter av försurning, övergödning och nedfall av luftburna metaller på grundvattnet. Denna typ av miljöövervakning är enligt Naturvårdsverket (2019) en av många viktiga insatser för att uppnå miljömålet.

Utöver ovan nämnda insatser görs positivt arbete för miljömålet genom implementering av flera olika EU-direktiv. Dessa utgörs bland annat av ramdirektivet för vatten, dricksvattendirektivet, nitratdirektivet och kemikaliedirektivet (Reach). Införlivandet av dessa direktiv i svensk lagstiftning har bland annat gjorts i MB (Miljöbalken) och PBL (Plan- och Bygglagen) (Naturvårdsverket 2012). Ivarsson et al (2017) presenterar exempel på EU-direktiv som införlivats i svenska lagar och förordningar. Några av dessa är; *EU-direktiv (2000/60/EG) om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område*, införlivat i Sverige genom bland annat Vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660) och MB (SFS 1998:808) 5 kap, *EU-direktiv (91/271/EEG) om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse* har införlivats genom bland annat MB (SFS 1998:808) 9 kap. 7 § särskild hänsynsregel för avloppsvatten och *EU-direktiv om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket* har införlivats i Sverige genom bland annat MB (SFS 1998:808) 9 kap. miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Utöver detta arbete krävs ökad kunskapsspridning om grundvattenkvalitet, föroreningskällor, reningsmetoder och brunnskonstruktioner. Det behöver dessutom ske en förändring i hur naturgrusavlagringar beaktas och förvaltas (Naturvårdsverket 2019).

### 2.3.3 Ingen övergödning

Naturliga och anlagda våtmarker har förmåga att fånga upp näringsämnena fosfor och kväve, men denna förmåga försvinner när våtmarkerna dräneras. Detta, tillsammans med användningen av gödsel i jordbruket, resulterar i närsaltsutsläpp vilket på sikt ger upphov till övergödning. Målformuleringen för miljömålet ”Ingen övergödning” lyder: ”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten” (Naturvårdsverket 2012). Konsekvenserna av övergödning är försämrade vattenkvalitet och syrebrist i vattenmiljöer vilket skapar försämrade livskvalitet för vattenlevande djur och växter (Naturvårdsverket 2012). Det leder till minskad biologisk mångfald, försämrade rekreativsmöjligheter och negativ påverkan på dricksvattenkvaliteten. Aktörer som bidrar till övergödning omfattar jordbruk, kommunala avloppsreningsverk, industrier, vägtrafik, sjöfart, enskilda avlopp, skogsbruk, vattenbruk och energiproducenter. Aktörer som gynnas av minskad eller eliminerad övergödning är människor och andra levande organismer vars liv är beroende av tillgång till dricksvatten av god kvalitet, biologisk mångfald och rekreativfrämjande livsmiljöer (Naturvårdsverket 2012). Arbete för att minska övergödning är därmed av stor relevans för att dessa aktörer ska kunna ta del av dessa tjänster.

Förvaltningssystemet för uppfyllelse av miljömålet har tidigare innefattat regler i MB, landsbygdsprogrammet, kväveoxidavgifter, vattenvårdsbidrag, EU:s ramdirektiv (exempelvis vattendirektivet, nitratdirektivet och det marina direktivet) och den så kallade Baltic Sea Action Plan (Naturvårdsverket 2012). Det har lett till en positiv utveckling, men från Naturvårdsverket (2019) framgår det att arbetet inte är tillräckligt. Åtgärdsprogrammen inom vatten- och havsmiljöförvaltningen är enligt Naturvårdsverket (2019) två av de viktigaste åtgärderna som behöver mer omfattande insatser. Programmen utgör en vital del av vattendirektivet och det marina direktivet och det arbete som görs inom dessa program består av utredande och kunskapsbyggande åtgärder, det vill säga inga fysiska åtgärder. För att uppnå miljömålet krävs finansiering, koordinering av åtgärder, internationellt samarbete och långsiktig planering (Naturvårdsverket 2019).

### 2.3.4 Levande sjöar och vattendrag

Målformuleringen för detta miljömål lyder; ”*Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenbushållande funktion ska bevaras, samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas*”. Mänskliga aktiviteter leder till klimatförändringar som har negativ påverkan på kvaliteten och omfattningen av sjöar och vattendrag. Denna påverkan sker bland annat via förändringar i nederbörd, temperatur och syreförhållanden. Framtida förväntade förändringar inkluderar också fler intensiva regnperioder, höga vattennivåer och vattenflöden, torrare somrar och fler översvämningar. Dessa förändringar medför ökad avrinning och det ökar i sin tur risken för utlakning av närsalter och humus<sup>2</sup>. Resultatet av detta förväntas innebära försämrade vattenkvalitet, förändrad artsammansättning och genomgripande förändringar på ekosystemtjänster. Den ökade risken för översvämningar leder också till mer omfattande risk för förorening av dricksvatten och spridning av farliga ämnen från förorenad mark.

Aktörer som påverkar miljömålet negativt utgörs av jord- och skogsbruk, industrier, vägtrafik, energiproduktion och privatpersoner. Den negativa påverkan uppstår på grund av att aktörernas aktiviteter förändrar levnadsmiljöer för arter samtidigt som de utökar utflödet av närsalter och miljögifter. Det gör att den biologiska mångfalden påverkas negativt, och detsamma gäller för vattenkvaliteten. Vattenmiljöer kan också störas, genom exempelvis strandnära byggande, och följden av det blir försämrade ekosystemtjänster från sjöar och vattendrag. Aktörer som gynnas av levande sjöar och vattendrag är människor och vattenlevande organismer, och när vattenmiljöer och vattenkvaliteten störs minskar tillgången till nyttorna som kommer med dessa.

Nuvarande styrmedel består bland annat av bestämmelser i MB (Miljöbalken) men en utvärdering av dessa regleringar visade att bestämmelserna inte är tillräckligt omfattande för att uppnå god status på sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2019). I januari 2019 tillkom en ny lagstiftning som innebär att vattenkraften ska få moderna miljövillkor, och enligt Naturvårdsverket (2019) är det ett viktigt steg i rätt riktning även om det kommer ta lång tid innan effekterna av detta syns i miljön. Naturvårdsverket (2012) kom till slutsatsen att dåvarande styrmedel riktade mot försurning, övergödning och miljögifter inte heller var tillräckliga för att uppnås till år 2020. Det berodde på ohållbar exploatering, fysisk och hydrologisk påverkan, förlust av kulturmiljövärden, övergödning samt utsläpp av miljöfarliga ämnen. Bristerna kring styrmedlen ansågs bestå av otillräckliga resurser för restaureringsåtgärder samt för låg kunskap om olika åtgärders kostnadseffektivitet. Naturvårdsverket (2019) konstaterar att miljömålet fortfarande inte skulle hinna nås till 2020 även om det skett mycket positivt arbete med nya bestämmelser i MB, skogsvårdslagen, europeisk kemikalielagstiftning, och införande av EU-förordningen kring hantering av främmande invasiva arter. För att kunna uppnå miljömålet i framtiden krävs omprövning och nyprövning av vattenkraft, genomförande av vattenförvaltningens åtgärdsprogram, utökade resurser till natur- och kulturmiljövård samt koordinerad förvaltning nationellt och internationellt (Naturvårdsverket 2019).

### 2.3.5 Bidrag

Befintliga styrmedel utgörs också av bidrag, vilka finansierar olika typer av insatser riktade mot samtliga miljömål nämnda i denna rapport. Bidragen ges till projekt genom LONA-systemet (den

<sup>2</sup> Delvis nedbrutet organiskt material från växter, alger och mikroorganismer. Halten humus beror av avrinningsområdets jordar, vegetation, hydrologi och försurning (Livsmedelsverket 2022).

lokala naturvårdssatsningen), länsstyrelsens arbete i skyddade områden och genom insatser från Skogsstyrelsen. Bidrag ges ut till olika aktörer. Länsstyrelser får bidrag för reservatsbildning, skötsel och restaurering av våtmark medan kommuner får bidrag till restaurering, anläggning, skötsel, underhåll, juridiska processer, förstudier och tillgänglighetsanpassning (Naturvårdsverket 2022e). Kommuner kan också få bidrag inom LOVA (den lokala vattenvårdssatsningen) där bidraget syftar till att restaurera eller anlägga våtmarker mot övergödning och förbättrad vattenkvalitet. Myndigheter får bidrag genom ”Baltic Sea Conservation Foundation” vilket är till för restaurering, kunskapsunderlag, samverkan och kommunikation. Bidrag kan även ges ut till stiftelser, företag, ideella organisationer, juridiska personer och enskilda personer (Naturvårdsverket 2022e). Fastighetsägare kan även, mellan 2021 och 2023, ansöka om ersättning från Skogsstyrelsen för att upplåta utdikade våtmarker för återvätning (Skogsstyrelsen 2022). Det finns även ytterligare bidragsformer som riktar sig till olika aktörer.

Vid anläggning av våtmarker är LONA en av de mest kända bidragsformerna. Syftet med projekt inom LONA är att stärka förmågan att hålla kvar och balansera vattenflöden, öka tillskott till grundvattnet samt att bidra till ökad mångfald. Projekt inom LONA kan också syfta till att reducera klimatpåverkan och minska övergödning. Bidraget kan sökas av individer som jobbar för kommunen men projekt kan, utöver kommuner, initieras och drivas av föreningar och markägare (Länsstyrelsen Västra Götaland 2022). Ansökan görs via Naturvårdsverkets LONA-tjänst, Länsstyrelsen beslutar vilka projekt som beviljas och pengarna kommer därefter från Naturvårdsverket (Länsstyrelsen Västra Götaland 2022). Bidraget kan beviljas täcka upp till 90 procent av kostnaderna för våtmarksprojekt.

LONA-bidraget kan ges ut till följande typer av projekt; kunskapsuppbyggnad, framtagande av underlag, processen kring områdesskydd, vård och förvaltning, restaurering och anläggande av våtmarker, information och kunskapsspridning, förberedelsearbete inför restaurering eller anläggning av våtmarker (Länsstyrelsen Västra Götaland 2022). Bidraget kan även ges ut till mer specifika projekt inom våtmarker genom borttagning av vegetation (exempelvis, röjning eller fräsning), igenläggning eller dämning av diken, anläggande av dammar, anläggande av tvåstegsdiken, kunskapsuppbyggnad, framtagande av underlag och annat förberedelsearbete för restaurering och anläggande av våtmarker (Vattenmyndigheten 2021).

Projekt inom LONA är i de flesta fall fleråriga vilket betyder att rapporteringen om dess effekter bygger på både pågående och avslutade projekt (Naturvårdsverket 2022f). Rapporteringen görs från projekt startade mellan 2019 och 2021, ungefär hälften av projekten handlade om förstudier eller framtagande av kunskap, men det fanns också många projekt inom restaurering eller anläggning av våtmarker (Naturvårdsverket 2022f). Utifrån Naturvårdsverket (2022f) framgår det att den sistnämnda kategorin av projekt förväntas bidra till en förbättrad vattenhushållning, flödesutjämning och minskad övergödning. Beroende på läge och utformning förväntas vissa våtmarker dessutom leda till ökad grundvattenmagasinering och reducerade koldioxidutsläpp. Dessa projekt har dessutom bidragit med positiva effekter för biologisk mångfald och rekreation (Naturvårdsverket, 2022f). Projektens konkreta effekter på våtmarker kan fastställas när projekten varit verksamma under en längre tid. Vad gäller grundvatten i omgivande mark har det inte gjorts några detaljerade uppföljningar.

Projekt för bättre havs- och vattenmiljöer kan också beviljas bidrag genom LOVA. Från Länsstyrelsen Stockholm (2022) framgår det att bidrag bland annat kan beviljas för projekt mot övergödning, minskad spridning av miljögifter och restaureringsåtgärder. Mer specifikt kan bidrag ges för insatser som bidrar till minskat läckage av fosfor i sjöar och kustvatten, minskat utsläpp av

näringsämnen i vattenmiljöer, reducerad spridning av miljöfarliga ämnen och arbete mot god ekologisk status (Länsstyrelsen Stockholm 2022). Stödet kan sökas av kommuner, ideella föreningar och ekonomiska föreningar som drivs utan vinstsyfte. Hur mycket stöd som ges ut beror på projektets karaktär. Internbelastning i sjöar och kustvatten kan beviljas bidrag upp till 90 procent medan resterande projekt kan beviljas bidrag upp till 80 procent av de totala utgifterna (Länsstyrelsen Stockholm 2022).

Alla projekt som är helt eller delvis finansierade av LOVA finns listade i Havs- och Vattenmyndighetens projektkatalog. En aktuell insats är projektet ”Hållbar dagvattenhantering med digitalt beräkningsverktyg i Östersunds kommun” (Havs- och Vattenmyndigheten 2022a). Projektet ska resultera i ett verktyg som skapar beslutsunderlag till insatser för en mer hållbar dagvattensituation i kommunen Östersund, vilket i sin tur kommer leda till renare vatten. Från Havs- och vattenmyndigheten (2022a) framgår det att projektet beviljats 180 000 kr, bidragsperioden är 2022 till 2023 och projektets huvudsakliga syfte är miljömålet *Giffri miljö*. Havs- och Vattenmyndighetens projektkatalog listar också slutförda projekt som helt eller delvis finansierats av LOVA. Ett sådant projekt är ”Svämplan Kågeröd i Vegeåns huvudfåra”, ett projekt som delvis finansierades med LOVA (Havs- och Vattenmyndigheten 2022b). Projektet innebar att åns slingrande lopp på en 800 meter lång sträcka skulle återskapas. Det grävdes en fåra i ån med stor variation i bredd och höjd så fåran skulle bli så naturlig som möjligt. Projektet innebar också skapande av mindre dammar, plantering av al samt stängsling och byggande av en bro för att skapa bättre förutsättningar för bete. Dessa insatser innebar förbättrade förutsättningar för vattenrening, flödesutjämning, rekreation samt utökad biologisk mångfald (Havs- och Vattenmyndigheten 2022b). Projektet är enbart ett av många projekt som listas av Havs- och Vattenmyndighetens projektkatalog.

Tabell 1 listar ovan nämnda miljömål, deras syfte, berörda aktörer samt styrmedel och bidrag relaterade till dessa. Målens syften består i vissa fall av bevarande, bibehållanden och skapande av livsmiljöer (*Myllrande våtmarker, Levande sjöar och vattendrag* samt *Grundvatten av god kvalitet*) och i andra fall handlar det om förhindrande och eliminering (*Ingen övergödning*). Gemensamt bland miljömålen är de aktörer som har negativ påverkan på den miljö som målen innefattar. Samtliga miljömål berörs av jordbruk och de flesta av målen berörs även av skogsbruk och industrier. Nuvarande styrmedel varierar mellan målen och består bland annat av införande av EU-direktiv i svensk lagstiftning och förändringsarbete av MB, PBL och äganderätter. Åtgärder för uppfyllande av miljömålen kan också beviljas bidrag i olika former. Två av dessa bidragsformer är LONA och LOVA, varibland arbete för myllrande våtmarker, grundvatten av god kvalitet och övergödning kan beviljas LONA medan LOVA kan beviljas för åtgärder för ingen övergödning samt för levande sjöar och vattendrag.

**Tabell 1.** Målformuleringar, aktörer, nuvarande styrmedel och bidrag. Listan är inte fullständig. Källa: Naturvårdsverket (2012) och Naturvårdsverket (2019).

Miljömål	Myllrande våtmarker	Grundvatten av god kvalitet	Ingen övergödning	Levande sjöar och vattendrag
<b>Syfte</b>	Våtmarker ska bibehållas och bevaras för framtiden	Skapa goda levnadsmiljöer för växter och djur, och bidra till en säker och hållbar dricksvattenförsörjning	Eliminera övergödningens negativa påverkan på mänsklig hälsa, biologisk mångfald eller mångsidig användning av mark och vatten.	Bevara sjöar och vattendrags livsmiljöer och ekologiska hållbarhet.
<b>Aktörer med negativ påverkan</b>	Fastighetsägare som bedriver skogs- eller jordbruk nära våtmarker	Industrier och jordbruk.	Industrier, jordbruk, skogsbruk, vattenbruk, energiproducenter m.fl.	Jordbruk, skogsbruk, industrier, energiproduktion och privatpersoner.
<b>Styrmedel</b>	Förändringsarbete av äganderätt, kompensation, ersättning, tillstånd och förbud.	EU direktiv, MB, PBL, Vattenförvaltningsförordningen och miljöövervakning.	Vattendirektivet, det marina direktivet, EU direktiv och MB.	EU-förordning för invasiva arter, skogsvårdslagen och europeisk kemikalielagstiftning.
<b>Bidrag</b>	LONA	LONA	LONA, LOVA	LOVA

### 2.3.6 Utformning av styrmedel

Hittills har diskussionen till största del baserats på Naturvårdsverkets utvärdering av Sveriges miljömål. I följande avsnitt presenteras litteratur på alternativa infallsvinklar och synsätt på de miljöproblem vi står inför. Samtliga studier riktar in sig på grundvattenregulatorisk utformning och problemlösning relaterat till grundvattnets kvalitet, mängd och nivå.

Gleeson et al (2022) menar att effektiv grundvattenreglering bör utformas utifrån grundvattnets naturliga egenskaper. Enligt denna studie har dessa egenskaper avgörande konsekvenser på utformning av regleringar och författarna menar att dessa karaktärsdrag bör tas i beaktning för förbättrad grundvattenreglering. Karaktärsdragen utgörs av processer, funktioner, kvaliteter, skalor, information och data, tillstånd och fysisk hållbarhet (Gleeson et al. 2022). Processer utgörs av den fysiska hydrologin av relationen mellan grundvatten och andra delar av vattencykeln. Det finns till exempel en hydrologisk koppling mellan grundvatten och ytvatten, men exakt hur flödet och konfigurationen mellan dem ser ut är ett resultat av lokal och regional geologi, topografi, klimat och mänsklig aktivitet. Funktioner representerar det människor tar del av från grundvattnet, och dessa funktioner är uppdelade i olika kategorier. Hydroekologisk reglering uppfyller funktionen att upprätthålla våtmarker och vattendrag. Hydroklimatmässig reglering representerar de funktioner ytvattnet bidrar med. Hydrosocialt uppfyller grundvattnet funktionen att bistå med sötvatten för människor och andra levande organismer. Slutligen fyller grundvatten en viktig funktion genom dess lagringsförmåga.

Grundvattnet är en unik resurs genom att den fördelar långsamma och osynliga kvaliteter vilket innebär att spatiala och temporära skalor blir relevanta när strategier för hållbar användning av grundvatten ska utformas. Att grundvattnet inte är synligt innebär utmaningar för den datainsamling som är nödvändig för att konstatera resursens tillstånd. Tillståndet ser olika ut beroende på regionala variationer i grundvattenberoende och dräneringstakt, varigenom tillståndet kan vara bättre i vissa områden och sämre i andra. En ytterligare viktig egenskap är grundvattnets fysiska hållbarhet, vilket också beror av resursens geografiska placering. Grundvattenberoende och dräneringstakt är generellt störst i jordbruksregioner och i torra samt halvtorra klimat.



Ovan nämnda beståndsdelar är vitala i utformningen av grundvattenskyddande insatser. Härfter beskrivs dess specifika innebörd för grundvattenregleringen. De hydrologiska processerna betonar den hydrologiska kopplingen mellan grundvatten och ytvatten. Författarna menar att reglering måste behandla grund- och ytvatten som en samlad resurs. Funktionerna hos grundvatten beskrivs av Gleeson et al (2022) som icke-linjära med systemspecifika trösklar i form av exempelvis maximala ytvattennivåer eller miljömässiga minimikrav på ytvattenflöden. Dessa trösklar bör återspeglas i grundvattenreglering samtidigt som grundvattnets långsamma kvaliteter kräver att reglering anpassas utifrån platsspecifika egenskaper. Hållbarheten för grundvatten gör att reglering bör ta hänsyn till grundvattenbildning och vattenföring av ytvatten på sådant sätt att grundvattnets nivå, flöden och kvalitet hålls på en dynamiskt stabil nivå. Rumsliga skalor bör användas på ett effektivt sätt genom att sammanlänka en mångfald av vattenresursinstitutioner genom interagerad planering. Insamlingen av information och data är vital för förståelsen av tillståndet på resursen, så att allmänheten, grundvattenanvändare, samhälle och myndigheter kan agera genom samarbete och på det sättet uppnå effektivt grundvattenskydd.

## 2.4 Aktiviteter

Våtmarksaktiviteter initierade av människor utgörs främst av restaurering och anläggning av våtmarker. Detta avsnitt beskriver åtgärdernas utformning, effekter på miljötillståndet och kostnader. Åtgärdernas konkreta effekter bedöms med viss osäkerhet, varigenom fler studier behövs för att styrka befintlig litteratur.

### 2.4.1 Restaurering

Restaurering syftar till att efterlikna det naturliga tillståndet i våtmarken och kan innefatta åtgärder som att lägga igen diken, höja utlopp av sjöar i närhet av våtmark eller öka kopplingen mellan vattendrag och svämplan<sup>3</sup> (Naturvårdsverket 2022c). Markavvattning gör att torvmarker går från att vara en sänka till att bli en källa för växthusgaser, genom restaurering kan grundvattenytan höjas i dikade torvområden och därigenom kan oxidation av torv avbrytas. På sikt kan våtmarkerna återgå till att binda koldioxid från atmosfären (SGU 2021b). I marker som omges av jordar med hög genomsläpplighet (permeabilitet) leder restaurering inte bara till höjd grundvattennivå i det restaurerade området, det kan även leda till att grundvattenytan höjs i våtmarkens omgivande mark (SGU 2021b). I områden där torven oxiderats bort till stor del är en sådan intervention inte lika gynnsam utifrån klimataspekten eftersom åtgärden inte bidrar till att bevara ett stort kolförråd.

Befintlig litteratur om de hydrologiska effekterna av våtmarksrestaurering är främst internationell, studier gjorda i Sverige är relativt få. Enligt Thorsbrink et al (2019) kan bristen på studier bland annat bero på att en restaurerad mark tar mellan 15 och 50 år för att återhämta sig vilket betyder att studier behöver undersöka långa tidsomfång. En studie som gjorts i Sverige är Lundin et al (2016) som undersökt återställningen av torvtäktsområden till restaurerade täktområden. Studien inkluderade tre områden, ett i Västmanlands län och resterande två i Örebro län. Lundin et al (2016) fokuserade på restaureringens effekter på hydrologi, mark, vattenkemi, vegetation och växthusgaser. Effekten på områdena mättes på kort avstånd (30 till 50 meter) och längre avstånd (50 till 100 meter). Effekternas storlek och omfattning var liten i mätningarna från det längre

<sup>3</sup> En plan yta bredvid vattendrag, skapat av vattendraget som översvämmas vid höga flöden (WWF, 2022)

avståndet, men på 30 till 50 meters avstånd uppvisades höjning av grundvattnet med mellan 0,2 och 0,3 meter (Lundin et al., 2016).

Nedan beskrivna internationella studier har valts eftersom det är stora studier utförda i miljöer som liknar svenska förhållanden.

En stor studie genomfördes i södra Finland av Haapalehto et al (2014). Denna studie fokuserade på grundvattennivåer och vattnets kemiska sammansättning och undersökte de långsiktiga effekterna av dränering och hydrologisk återställning av våtmarker. Syftet med studien var att undersöka de långsiktiga effekterna av restaurering på grundvatten. Haapalehto et al (2014) konstaterade att våtmarker blivit allvarligt försämrade med tiden och en av anledningarna till det är avverkning av skog. Försämringen sker inte bara i områden nära denna produktion, hydrologisk försämring sker också på betydande avstånd från timmerproduktionen på grund av störningar i hydrologiska förbindelser i avrinningsområden länkade till produktionsområdena. Negativa hydrologiska förändringar har exempelvis visat sig i dränerade boreala torvmarksområden. I de områdena fungerar diken som kanaler genom torvmarken efter dränering och det gör att spridning av minerogent vatten från avrinningsområden över torvmarkens yta förhindras. Dränerade marker får en lägre grundvattennivå, och det leder till nedbrytning och näringsmineralisering i marken. Följden av detta blir höjda pH-nivåer och ökad koncentration av miljöskadliga ämnen. Återställande av våtmarker syftar till att förhindra dessa negativa förändringar genom att återställa markens hydrologiska egenskaper så som grundvattennivåer, vattenkemi och vattenflöden.

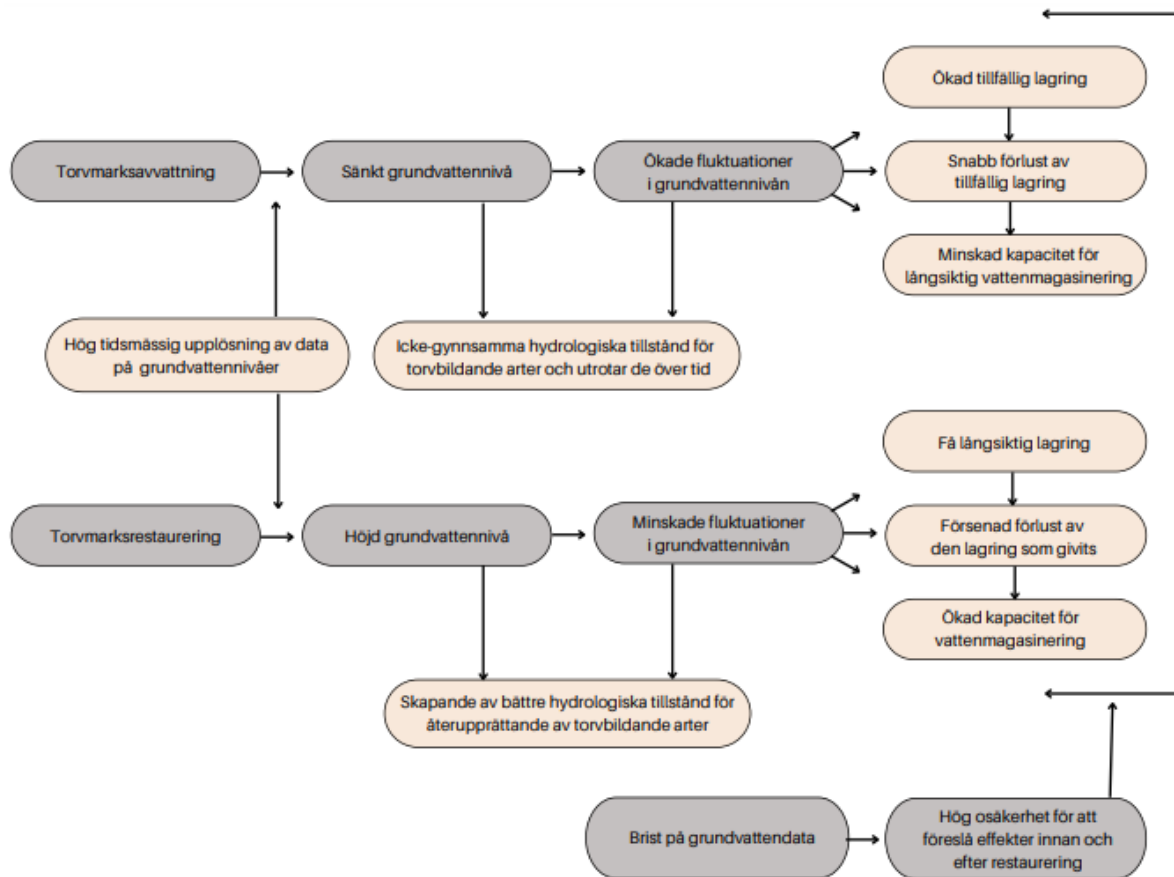
Haapalehto et al (2014) grundar studien på observationer från 38 områden inom en 75 km radie, varigenom olika typer av mark delades in i fyra kategorier; orörd mark, dränerad mark, tidigare dränerad mark som restaurerats för fem år sedan (härefter hänvisad som femårig mark) samt tidigare dränerad mark som restaurerats för tio år sedan (härefter hänvisat som tioårig mark) Resultatet av studien visade att den generella vattennivån var signifikant lägre i dränerade områden än vid orörda områden, speciellt nära diken. Utöver det hittades stora skillnader i vattenkemi mellan dränerade och orörda marker, samt skillnad i vattenkemi mellan observationer insamlade från diken och observationer insamlade från torvstrimmor mellan diken. Grundvattennivån var i genomsnitt vid målnivån för de femåriga och tioåriga markerna. Resultat visade också att tioårig mark hade fler likheter i vattenkemi med orörda marker än med dränerade marker, vilket är rimligt att anta. Utöver det hittades signifikanta vattenkemiska skillnader mellan dränerade och orörda områden. Avsänkning av grundvattennivåer under flera decennier är den mest allvarliga hydrologiska förändring som orsakats av dränering. Det påverkar våtmarksstrukturer men också ekosystemfunktioner så som näringscirkulation och ackumulering av torv och kol.

Haapalehto et al (2014) undersökte också hur lång tid det tar för marker att återhämta sig efter restaurering, och kom fram till att grundvattennivån ökade snabbt efter åtgärden. Markers hydrologiska egenskaper beräknas återställas signifikant inom tio år. Restaurering ses därför som framgångsrikt när det kommer till återställning av ekosystem. Det sker även förändringar i vattenkemin som kan påverka våtmarkers sammansättning och funktion. Små förändringar i grundvattennivå eller vattenkemi kan märkbart förändra utvecklingen av våtmarkers ekosystem och av den anledningen bör restaurering syfta till att eliminera onaturliga hydrologiska skillnader och artificiella vattenflöden, skapade av dränering.

En liknande studie har gjorts av Menberu et al (2016) som undersökte effekten av restaurering av våtmarker i Finland genom att observera 24 dränerade områden före och efter restaurering samt 19 orörda våtmarker (kontrollområden). Resultatet visade att restaurering i de flesta fall höjde

grundvattennivån och minskade dess variationer. Den generella effekten av restaurering varierade mellan olika typer av mark. Innan restaurering hade granmyrar de lägsta grundvattennivåerna, följt av tallmyrar och öppna kärrmyrar, och efter restaurering var den genomsnittliga förändringen störst för granmyrar, följt av tallmyrar och öppna kärrmyrar. Menberu et al (2016) förklarar att det beror på den variation i skogstäthet och torvtjocklek som fanns mellan de olika marktyperna. Sammantaget indikerade resultatet att restaurering skapade gynnsamma hydrologiska förhållanden. På några områden saknades signifikans för restaureringens positiva effekter, Menberu et al (2016) menar att det bland annat kan bero på möjliga misslyckanden av restaureringsmätning.

Figur 2 visar orsakssamband vid dränering och restaurering av våtmarker, med fokus på de hydrologiska processer som påverkar grundvattenmängd och grundvattenkvalitet. Figurens innehåll grundas på resultatet från Menburu et al (2016). Konsekvenserna av dränering är minskad grundvattennivå, ökade fluktuationer av grundvattennivån och negativ påverkan på grundvattenmagasinerings (Menberu et al. 2016). Figur 2 visar även följderna av våtmarksrestaurering där det framgår att restaurering bidrar till höjd grundvattennivå och minskade fluktuationer av grundvattennivån. På sikt leder det också till positiva konsekvenser för grundvattenmagasinerings, vattenlagringskapaciteten ökar och förlorad utökning av lagringen förskjuts. En förhöjd nivå av grundvattnet leder dessutom till förbättrade hydrologiska förutsättningar för våtmarksarter (Menberu et al. 2016). Bedömningen av restaureringens effekt är gjord med viss osäkerhet på grund av bristande grundvattendata, och vad gäller bedömningar kring effekter på grundvattennivåer utanför våtmarker är bedömningen ännu mer osäker.



**Figur 2.** Effekterna av dränering och restaurering på hydrologiska processer relaterade till grundvatten i torvbildande våtmark. Källa: Menberu et al. (2016).

Kring bedömningen av våtmarksrestaureringars lönsamhet krävs att ovan beskrivna nyttor överstiger dess kostnader. Kostnader för våtmarksrestaurering kan uppskattas genom olika modeller, Havs- och vattenmyndigheten (2013) beskriver två av dessa modeller. Den ena är utformad av Ahlvik et al (2013) och den andra av Hasler et al (2012). Skillnaden mellan modellerna handlar om vilka kostnader som inkluderas. Ahlvik et al (2012) menar att kostnader bör utgöras av anläggningskostnader, skötselkostnaden för våtmarker samt alternativkostnaden för marker, det vill säga utebliven vinst från markens alternativa användningsområden. Hasler et al (2012) inkluderar dock enbart alternativkostnaden genom att uppskatta den förlorade markräntan från jordbruksmark som omvandlats till våtmarker, vilket innebär en underskattning av de totala kostnaderna. Kostnaderna får därmed olika värde beroende på vilken modell som appliceras.

Kostnader och lönsamhet av restaureringsåtgärder har studerats av Görlin et al (2017). Studien bygger på ett flertal studerade områden, Höje å i Skåne är ett av dessa områden. Ån hade förkortats till hälften av sin ursprungliga längd och landskapet kring ån hade förlorat ungefär 90 procent av dess våtmarker. Därför restaurerades området genom att göra tvåstegsdiken<sup>4</sup> längs 12 kilometer av den 35 kilometer långa ån. Följden av det förväntades vara lägre risk och kostnad för erosion och översvämningar, och förbättrade funktioner för att dämpa näringsläckage och övergödning. Görlin et al (2017) beräknade den totala ekonomiska nyttan (finns definierad i Bilaga 2) av denna restaureringsåtgärd till mellan 6,5 och 12,1 miljoner kronor över en 50-årsperiod (ungefärlig tid det tar innan tvåstegsdiken behöver restaureras). Dessa nyttor utgjordes av minskade kostnader för erosion, översvämningar samt värdet av minskad övergödning. Våtmarkers nyttor beräknades utan att inkludera ickemonetära nyttor så som öka biologisk mångfald och förbättrade möjligheter till rekreation. Beräkningen av de totala anläggningskostnaderna uppskattades till mellan 6,3 och 10,6 miljoner kronor (Görlin et al. 2017). Görlin et al (2017) konstaterar därigenom att investeringen är lönsam då nyttorna överstiger kostnaderna redan innan värdet av ickemonetära nyttor har inkluderats.

Från Görlin et al (2017) beskrivs också en restaurering gjord på Värmdö som ett framgångsrikt exempel på åtgärdens positiva effekter. Där restaurerades våtmarken i Hemmesta sjöäng med syfte att höja våtmarksområdets värde, öka biologisk mångfald samt förbättra sjöängens värde som rekreativområde (WRS 2022). Restaureringen kostade 2,5 miljoner kronor och bara genom att minska risken för översvämning av en cykelväg i närheten sparades kostnader på 2 till 4 miljoner kronor som omläggning av cykelvägen skulle ha kostat (Görlin, et al. 2017). Bara genom de kostnader som besparades av cykelvägen blir åtgärden lönsam. Båda exemplen från Görlin et al (2017) visar på att det finns samhällsekonomiskt lönsamma resultat av våtmarksrestaurering.

## 2.4.2 Anläggning

Anläggning av våtmarker innebär att skapa våtmarker på områden där det inte tidigare funnits våtmark (Naturvårdsverket 2022c). Utifrån SGU (2021b) framgår det att våtmarker kan anläggas på vissa platser där det tidigare inte funnits någon våtmark genom att exempelvis skapa en damm. Det kan stärka vattenförsörjningen och minska klimatutsläppen, men effekten av denna åtgärd beror helt på de jordartsgeologiska och hydrologiska förutsättningarna på markanläggning samt på marken i närområdet (SGU 2021b). Det har stor betydelse hur genomsläppliga jordarna är, genomsläppligheten ger olika effekt på hur grundvattenytan påverkas av åtgärden. Mark

<sup>4</sup> Vid tvåstegsdiken skapas en terrass på båda sidorna om vattendrags mittenpunkt och slänterna bearbetas till en mindre brant sluttning. Resultatet blir att vattendraget breddas och ger plats för mer vatten, dessutom blir djupet i mitten av vattendraget tillräckligt djupt för att arter ska trivas.

innehållande organiska jordar har med stor sannolikhet tidigare varit en våtmark och det gör att åtgärden i många fall leder till minskade koldioxidutsläpp eftersom dessa vattentäcks. Åtgärden bör i sådana fall klassas som restaurering snarare än anläggning av våtmarker (SGU 2021b).

Våtmarker kan anläggas för olika syften, de kan bland annat anläggas för att minska tillförseln av näringsämnen till sjöar, vattendrag och hav. Våtmarker har förmåga till avskiljning av kväve och fosfor, kväve avskiljs till exempel genom upptag i växtbiomassa (Poll 2005). En studie som visar på denna förmåga är SMED (2009). SMED (Svenska MiljöEmissions Data) fick av Naturvårdsverket uppdrag att genomföra en uppföljning av effekter från anlagda våtmarker i jordbrukslandskap med fokus på södra Sverige. Syftet med studien var att beräkna avskiljningen av kväve och fosfor i våtmarker. Bedömningar gjordes från tidsperioden 1985 till 2006 och dess effekt har tagits fram genom att beräkna skillnader mellan områden utan och med anlagda våtmarker. Exakta värden saknas för bland annat våtmarkers area, djup, storlek och tillrinningsområde, därför har studien tillämpat en metodik för att uppskatta dessa värden. Det gör att viss grad av osäkerhet måste tas i beaktning vid tolkning av studiens resultat. Modelluppsättningen ”best guess” är tillämpad där det mest troliga resultatet presenteras, men det finns alltid osäkerhet kring det insamlade materialet.

För att studien skulle kunna genomföras behövde författaren göra vissa antaganden. Det resultat som presenteras i SMED (2009) visar den totala avskiljningen av samtliga våtmarker, det beror på att det inte var möjligt att redovisa avskiljning i enskilda våtmarker. Detta betyder att avskiljning i extra effektiva områden kan döljas av våtmarker med sämre resultat. Antaganden har också gjorts kring belastningsförändringar i våtmarker och vilken påverkan det har på den totala transporten ut i havet. Den avskiljningen beror på att alla våtmarker i hela vattensystemet ner till havet är inkluderad tillsammans med vattendrag och sjöar vilka minskar effekten. SMED (2009) undersökte belastningen före och efter det att våtmarkerna anlades i respektive område och utifrån det har beräkningar gjorts kring avskiljning mellan fosfor och kväve i våtmarkerna.

Sammantaget visar resultaten från SMED (2009) att den lokala avskiljningen av våtmarker var 140 ton/år för kväve och 12 ton/år för fosfor, vilket är högre än effekten från våtmarkerna vid havet vilka beräknades till 110 ton/år för kväve och 12 ton/år för fosfor. För lokala effekter uppvisas högst avskiljning av kväve i sandjordar kring sydvästra Sverige, medan det för avskiljningen av fosfor inte uppvisas någon konkret geografisk fördelning. Däremot uppvisas högre fosforbelastning i leriga jordar kring ostkusten. Anledningen till att effekterna av våtmarker blir lägre vid havet än i lokala områden beror enligt SMED (2009) på att retentionen av vattendrag och sjöar är hög för både kväve och fosfor, i sjölösa områden är den retentionen lägre. Vattnets uppehållstid i våtmarkerna har stor påverkan på beräkningen av avskiljningen. Flödet och uppehållstiden ändras främst av ändrad våtmarkstyp och vattenintag. De anlagda våtmarkerna har också medfört att den totala transporten kväve från land till hav har minskat med ungefär 0,2 procent och transporten av fosfor har minskat med 0,5 procent, med värden som gäller för södra Sverige. Resultatet från denna studie visar på att våtmarker har förmågor till näringsrening, men effektens storlek är helt beroende av våtmarkens placering.

SMED (2009) tar Gotland som exempel på ett område där avskiljningen har liknande omfattning i lokala effekter som det har för effekter i havet. Gotland är också ett område som har drabbats hårt av de ökande klimatförändringarna. Det har skett omfattande dräneringar av våtmarker på Gotland vilket har lett till negativa konsekvenser i form av våtmarkers minskade förmåga att dämpa vattenflöden, försämrade förmåga att bidra till vattenrening, vattenhushållning och kolinlagring. Klimatförändringarna har också lett till stora variationer i grundvattennivåer, försämrade grundvattenkvalitet och minskad lagringsförmåga. Våtmarkernas positiva effekt på klimatet har

ersatts av koldioxidläckage och reducerad biologisk mångfald (Scholler 2018). Exploatering av grundvattenresursen sker långsamt men kontinuerligt i takt med att våtmarker ersätts av torrare områden (Scholler 2018). Utöver det har Gotland problem med övergödning och vattendrag med bristande kvalitet. Arbete för att förändra denna situation omfattar bland annat skapande av naturreservat, våtmarksrestaurering och anläggning av våtmarker.

Enligt Scholler (2019) har våtmarkssatsningen och LONA-bidraget en viktig funktion för att vända de negativa trenderna. Region Gotland fick monetärt stöd genom LONA-bidraget för att anlägga tre våtmarker med huvudsakligt syfte att finansiera naturvårdsprojekt med dammluckor och dammar, främst för att förbättra grundvattnet, öka artrikedomen och artsammansättningen (Region Gotland 2021). Projektet omfattar anläggning av automatiska dammluckor vid ett område och dammar vid två andra områden, och projektet bygger på ett samarbete mellan SGU, KTH, Uppsala universitet samt lokala aktörer<sup>5</sup> (Region Gotland 2021). Genom att anlägga dammar och reglera diken kan regnvattnet stanna längre på land och på lång sikt innebär det förstärkta vattentäkter samt förbättrad vattenförsörjning på Gotland.

Generella effekter från anlagda våtmarker är förbättrad översvämningskontroll, utökad tillgång till yt- och grundvatten samt högre vattenkvalitet (Ghermandi 2008). Våtmarkssatsningen på Gotland är ett pågående projekt varigenom studier kring dess konkreta effekter är bristfälliga, men inte obefintliga. Huhtasaari (2017) undersökte de våtmarker som är anlagda genom våtmarkssatsningen på Gotland, där effekter från olika typer av våtmarker jämförs. Våtmarker inkluderade i denna studie är anlagda för näringsrening, biologisk mångfald och bevattning. Huhtasaari (2017) kom fram till att våtmarker anlagda för näringsrening uppvisade positiva effekter på minskning av fosfor- och kvävehalter, och våtmarker anlagda för biologisk mångfald uppvisade störst förbättringar av den biologiska mångfalden, detta är ett förväntat resultat. Däremot uppvisade våtmarker med dubbla syften, näringsrening och biologisk mångfald, sämre resultat. Fler studier på Gotlands våtmarker skulle behövas för att få en mer övergripande bild över dess fördelar och potentiella utmaningar.

Kostnaden av våtmarksanläggning beror på vilket område våtmarker ska anläggas på. Denna kostnad måste fördelas på våtmarkens livslängd och diskonteras för att kunna erhålla ett mått på nuvärdet av dessa kostnader. Stöd för våtmarksanläggning går upp till 50, 90 eller 100 procent av de utgifter som är berättigade till stöd. Andelen stöd beror på var våtmarken eller dammen kommer vara placerad och hur stor den förväntade effekten kommer vara (Jordbruksverket 2022a). Bidrag till 100 procent av utgifterna ges enbart ut om våtmarken eller dammen ska placeras i ett nitratkänsligt område. Beroende på våtmarkers placering och utformning kan även stöd för skötselkostnader beviljas. De totala utgifterna måste vara minst 30 000 kronor för att stöd ska beviljas, och stödet kan i normala fall inte överstiga 200 000 kr per hektar (Jordbruksverket 2022a). Stödet kan enbart beviljas om miljöinvesteringen varar i minst fem år. Extra ersättning kan ges ut om våtmarken eller dammen ska anläggas på åkermark, då ges det ut en markersättning (Jordbruksverket, 2022b). För många våtmarker tillkommer även skötselkostnader för vilket det kan betalas ut ersättning.

---

<sup>5</sup> Lokala markägare, organisationer och privatpersoner som upplever problem med vattentillgången.

## 2.5 Belastningsfaktorer

Under de senaste 200 åren har stora områden våtmarker avvattats för att öka förutsättningarna för jord- och skogsbruk. Avvattningen har lett till negativa klimatförändringar vilket har resulterat i förändringar av hydrologiska faktorer. Effekten av dessa förändringar är minskad tillgång till de nyttor våtmarker bidrar med, nyttorna är därigenom helt beroende av de hydrologiska faktorerna (SMHI 2022c). Sverige har en ambition att återvåta stor del av de dränerade torvmarkerna fram till 2045 (Naturvårdsverket 2022c) för att hejda nedbrytningen av torv i våtmarker. Mycket positivt arbete har skett genom anläggning och restaurering av våtmarker men det finns fortfarande många våtmarker som drabbas av avvattning, utebliven hävd, förhöjda näringsnivåer och klimatförändringar (Naturvårdsverket 2019b).

Förändrade hydrologiska faktorer orsakar rubbningar på grundvattnets nivå, våtmarkers artrikedom och dess artsammansättning (Menbery et al. 2016), och faktorerna utgörs bland annat av vattendjup, hydroperiod<sup>6</sup> och variation i vattennivå. Vattendjupet är avgörande för våtmarkers artrikedom eftersom vissa arter inte överlever om vattennivån är under markytan, exempelvis fisk och ryggradslösa vattendjur. I stället överlever andra djur, exempelvis groddjur och fåglar, eftersom våtmarken erbjuder skydd och en plats att föda för dessa djur (SMHI 2022c). Artrikedom och artsammansättning påverkas också av hur lång hydroperioden är. Generellt främjas artrikedomen av långa hydroperioder eftersom det skapar gynnsamma levnadsmiljöer för arter med lång utvecklingstid (SMHI 2022c). Våtmarker gynnas också av varierad vattennivå och typografisk variation eftersom det främjar artrikedom bland både växter och djur.

Grundvattnet är känsligt för hydrologiska förändringar eftersom de stör det hydrologiska kretsloppet genom ändrade avdunstnings- och nederbördsmonster SGU (2022). Förändringar i temperatur och nederbörd, till följd av den globala uppvärmningen, har stor påverkan på den mängd grundvatten som bildas och som sedan kan användas för exempelvis dricksvatten och bevattning. Den största framtida förändringen förväntas bli höjda grundvattennivåer under vintern i norra Sverige och sänkta nivåer under hösten i sydöstra Sverige. Södra Sverige förväntas få lägre lägstanivåer och perioden med sjunkande grundvattennivåer förväntas bli längre samtidigt som tidpunkten där grundvattenbildningen börjar senareläggs (SGU 2022). Hydrologiska faktorer påverkas också negativt av ändrad markanvändning, odling av nya grödor, längre växtsäsonger och ökad användning av gödsel och bekämpningsmedel eftersom det medför försämring av grundvattenkvaliteten. Utifrån SGU (2022) framgår det även att den ökade nederbörden kan medföra fler och större översvämningar samt höjda ytvattennivåer vilket kan påverka grundvattnet genom ökat inflöde av ytvatten till grundvattenmagasin.

Både höjda och sänkta grundvattennivåer påverkar grundvattenkvaliteten. När grundvattennivåerna sjunker ökar halter av kemiska ämnen och ökande grundvattennivåer medför minskade halter, det vill säga en utspädning. Detta gäller generellt för de flesta vittringsberoende parametrar som till exempel alkalinitet (SGU 2022). Om grundvattennivåerna ligger nära markytan gäller i stället det omvända sambandet, ökande halter när grundvattennivåerna stiger och minskande halter när grundvattennivåerna sjunker. Orsaken är att upplagrade tungmetaller i de översta markskikten transporteras av grundvattnet. I kustområdena kommer havsnivåhöjningen att påverka grundvattnet genom att risken för saltvatteninträngning ökar i enskilda brunnar (SGU 2022).

---

<sup>6</sup> Den tid marken är täckt av vatten.

## 2.6 Miljö tillstånd och påverkan

Våtmarker spelar en viktig roll för klimatet. De kan binda koldioxid och spelar därmed en stor roll för arbetet mot klimatförändringar. Våtmarker skyddar dessutom kustlinjer, minskar erosion och reducerar risken för översvämningar (SMHI 2022b). Markerna utger även viktiga livsmiljöer för ett stort antal arter vilket innebär att bevarande av våtmarker är vitalt för rekreation (Naturvårdsverket 2022b). Växt- och djurliv skadas i samband med att våtmarker skadas, och dessa marker är helt beroende av grundvatten varigenom dess mängd och innehåll har stor effekt på våtmarkerna och det liv som finns där (SGU 2021a).

Bevarande av våtmarker är därigenom viktigt för människors tillgång till dess samhällsekonomiska nyttor, ju fler som förstörs, ju mer minskar den totala nyttan. Om inte våtmarker bevaras får människan tillgång till nyttorna på kort sikt medan de på lång sikt blir mindre tillgängliga (Moridi et al. 2018). När torvmarker dräneras sjunker grundvattennivån i torven (SGU 2021b) och då uppstår i stället kostnader för klimatet eftersom sådan dränering leder till oxidation av kol vilket i sin tur leder till stora koldioxidutsläpp, och lustgas, i de fall torvmarken är näringsrik (Naturvårdsverket 2022c). Brist på våtmark orsakar missgynnande levnadsmiljöer för djur och växter i och med igenväxningen, hotade arter ökar och ekosystemtjänster som vattenrening, vattenhushållning och kolinlagring riskeras förloras (Naturvårdsverket 2019).

Våtmarker har direkt effekt på kvalitet och kvantitet av grundvattnet. Det betyder att värnande om våtmarker är viktigt för att förenkla möjligheten att ta del av grundvattnets samhällsekonomiska nyttor. Utifrån Johansson et al. (2002) framgår det att det finns två huvudsakliga kategorier av grundvattentjänster vilka bidrar med samhällsekonomiska nyttor. Dessa består av utvinningstjänster och in situ-tjänster där den förstnämnda förutsätter utvinning av grundvattnet medan den sistnämnda avser de tjänster som ges av grundvattnet när det inte tas ut för utvinning. Utvinningsvärden består främst av dricksvatten för hushåll, färskvatten för industrier och färskvatten för jordbruk, vilka är exempel på användarvärden. In situ-värden utgörs av användarvärden och icke-användarvärden (se Bilaga 2 för beskrivning). Användarvärdena består bland annat av ekologiska värden, rekreation, bidrag till ytvattenflöden och recipientvärden<sup>7</sup>. Grundvattnets icke-användarvärden omfattas av optionsvärden, arvsvärden, altruistiska värden och existensvärden. Resursers totala ekonomiska värde beskrivs av deras totala användarvärden och icke-användarvärden (Martínez-Paz & Perni 2011), en översikt över grundvattnets totala ekonomiska värde finns i Bilaga 2.

Grundvatten behövs eftersom det ger människor tillgång till dricksvatten av god kvalitet, vattenförsörjning för grödor och minskning av salthalter i vissa områden (Foster et al. 2013). Tidigare fastställt är att de nyttor våtmarker bidrar med kollektiva och till följd av detta tenderar de att inte bevaras eller restaureras upp till en samhällsekonomiskt optimal nivå. Överanvändningen av grundvatten intensifieras av många faktorer, några av dessa är ökande mänsklig population, konsumtion och användande av avancerade teknologi (Mulligan et al. 2014). Utifrån Seo et al. (2018) framgår det att denna överanvändning gör att det tar för lång tid för inflödande vatten och grundvatten att komma tillbaka till dess normala läge, och att användningen därigenom har negativ påverkan på hydrologiska ekosystem. Överanvändning leder mer specifikt till minskning av grundvattennivån, strömflödesutarmning, ökande kostnader för uttag, försämrade vattenkvalitet, skadade ekosystem och irreversibelt sänkt land (Mulligan et al. 2014).

<sup>7</sup> Grundvattnets förmåga att rena föroreningar från dagvatten.



De samhällsekonomiska effekterna av intensiv grundvattenanvändning kan vara både positiva och negativa, beroende på faktorer som akvifärens<sup>8</sup> natur, typ av användning och klimatförändringar. På kort och mellanlång tidshorisont har grundvattenanvändning positiva effekter (Mukherji & Shah 2005), de involverar ökad produktivitet, säkrande av matresurser, skapande av jobb, diversifiering av yrken samt generella ekonomiska och sociala förbättringar. På lång sikt kan effekter däremot vara negativa, genom exempelvis permanent sänkning av grundvattenytan, försämring av vattenkvalitet och inträngning av saltvatten i kustområden (Mukherji & Shah 2005). Utmaningen blir därmed att hitta balans mellan att minska risk för negativa långsiktiga effekter utan att skada nyttjande av grundvattnets kortsiktiga och medellångsiktiga ekosystemtjänster (Mukherji & Shah 2005).

Grundvattennivån påverkar i sin tur grundvattenmagasineringsen. Även relativt små minskningar av grundvattennivån kan ha väsentlig påverkan på omfattningen grundvattenmagasineringsen (Van der Gun & Lipponen 2010). Total uttömning av grundvattenmagasineringsen leder till minskad volym av tillgängligt grundvatten och negativ påverkan på grundvattenrelaterade tjänster. Dessa konsekvenser består bland annat av minskad eller försvunnet basflöde i källor och bäckar, försämrade våtmarker, lägre grundvattenkvalitet eller förlorande av ekosystemtjänster. Skador på grundvattenresurser från uttorkning har irreversibla långsiktiga konsekvenser (Van der Gun & Lipponen 2010). Det är därför viktigt att hindra uttorkning av dessa resurser.

---

<sup>8</sup> En geologisk bildning som lagrar grundvatten med så stor lagringskapacitet och så stor genomsläpplighet att grundvatten kan utvinnas ur den i användbara mängder.

### 3. Våtmarker och miljöpolitiska utmaningar

I detta avsnitt analyseras i vilken grad våtmarker som åtgärd förmår hantera olika typer av utmaningar kopplade till möjligheterna att uppnå de miljömål som kan kopplas till våtmarker (se avsnitt 2.4). Hur våtmarker förhåller sig till följande 5 utmaningar diskuteras nedan; (i) osäkerheter och risker, (ii) målkonflikter, (iii) brist på nationell rådighet, (iv) vertikal och horisontell integration, (v) trovärdighet och acceptans (se Scharin 2018 för mer detaljerad beskrivning av dessa utmaningar). En identifiering och beskrivning av befintliga utmaningar inom den för översikten aktuella frågeställningen ger värdefullt underlag för utförandet/utformningen av de olika samhällsekonomiska analyserna.

#### 3.1 Osäkerheter kopplade till våtmarker

Den främsta osäkerheten rör våtmarkers påverkan på grundvattenmagasinerings och det utgör även själva motivet till den genomförda översikten. Det råder dock även viss osäkerhet kring omfattningen på våtmarkers bidrag till andra ekosystemtjänster såsom näringsretention, biologisk mångfald samt rekreation, vilka varierar med bland annat våtmarkstyp och lokalisering. Dessutom förekommer det osäkerhet kring kostnaderna av våtmarker eftersom dessa i hög grad varierar beroende på lokala faktorer såsom topografi, jordart, alternativvärde av marken som tas i anspråk och skötselbehov. Dessa osäkerheter rörande kostnader samt effekter på ekosystemtjänster innebär en utmaning i att bedöma kostnadseffektiviteten (vilken bedöms utifrån åtgärds-kostnader samt effekt) våtmarker sinsemellan samt i jämförelse med andra åtgärder med effekt på berörda miljömål.

#### 3.2 Målkonflikter kopplade till våtmarker

Målkonflikter uppstår då uppfyllandet av ett mål innebär försämrade förutsättningar att uppnå andra miljö- eller samhällsmål. Målkonflikter kan även orsakas av att specifika åtgärder eller styrmedel i sig leder till en negativ påverkan på olika miljö- och samhällsmål. I det senare fallet kan sådana målkonflikter leda till implementeringen av alternativa åtgärder- och styrmedel. Om inte detta är möjligt (eller önskvärt) är det nödvändigt att göra någon form av prioritering mellan olika miljö- och samhällsmål i beslut rörande åtgärder och styrmedel.

Att anlägga eller restaurera våtmarker på jordbruksmark kan leda till minskad jordbruksproduktion vilket kan ha betydelse för målet *Ett rikt odlingslandskap*. Vissa typer av våtmarker kan också innebära en nettokälla för växthusgaser (Neubauer och Verhoeven, 2019). Dessutom medför klimatförändringarna i sig, med varmare förhållanden och högre koldioxidhalter i atmosfären, till ett ökat metangasutflöde från våtmarker (Ramsarkonventionen, 2002). I dessa fall skulle restaureringen och anläggandet av våtmarker innebära en konflikt med miljömålet *Begränsad klimatpåverkan*.

#### 3.3 Nationell rådighet över våtmark

Med nationell rådighet menas att man inom svensk förvaltning kan besluta om styrmedel och åtgärder samt avsätta resurser för att undanröja de hinder som finns för att ett visst miljökvalitetsmål ska kunna nås (Naturvårdsverket 2012). Rådigheten beror på såväl det system

som ska förvaltas (t.ex. klimatet, haven, skogen) som på själva förvaltningssystemet (t.ex. Svenska miljömålssystemet, Miljöbalken).

Det råder stor nationell rådighet över anläggandet/restaureringen av våtmarker eftersom åtgärden och merparten av dess nyttor är lokal och kan genomföras genom nationella styrmedel. I vilken grad Sverige kan nå miljömålet *Myllrande våtmarker* (och de övriga miljömål som våtmarker har effekt på) påverkas därför inte av andra länders agerande. Dock behöver såväl målet som styrmedel beakta relevanta internationella överenskommelser och EU-direktiv. Dessutom kan exogena faktorer (såsom klimatförändringar) över vilka Sverige har synnerligen begränsad rådighet påverka åtgärdens effekter.

### 3.4 Vertikal och horisontell integrering av vikt för våtmarker

För att hantera eventuella målkonflikter eller målsynergier samt en begränsad nationell rådighet är det viktigt att miljöpolitiken är väl integrerad (se t.ex. Armitage et al. 2010; Scharin 2018).

Integrering kan delas upp i horisontell och vertikal integrering där det förstnämnda kan vara relevant när ett miljöproblem alternativt en åtgärd kan kopplas till andra miljöproblem medan det sistnämnda handlar om att integrera flera delar av förvaltningssystemet över olika administrativa skalor (nationellt, regionalt och globalt). Hur väl miljöpolitiken riktade mot olika miljöproblem samverkar, i stället för att exempelvis motverka varandra (målkonflikter), indikeras av graden av horisontell integrering. En horisontell integration av förvaltningssystemet är därför nödvändig då systemet i sig uppvisar beroendesamband och målkonflikter. Hur väl en viss miljöpolitik och dess åtgärder samt styrmedel ligger i linje med varandra över de olika geografiska förvaltningsinstitutionerna indikeras av vertikal integrering. Vertikal integrering av lokal, nationell, regional och internationell miljöpolitik är av stor betydelse för att kunna få till stånd ett effektivt förvaltningssystem. Exempelvis måste lokala åtgärder och styrmedel för att anlägga och restaurera våtmarker förhålla sig till nationella, regionala (EU-direktiv och mål) och internationella lagar och överenskommelser.

Med tanke på att våtmarker har potential att generera en mängd olika ekosystemtjänster (och därmed nyttor) av betydelse för flera miljömål är det av stor vikt att mål och styrmedel för våtmarksanläggning/restaurering är horisontellt integrerade.

Integrering och samarbete mellan olika aktörer är enligt Gleeson et al (2022) en central del för utformningen av effektiva styrmedel och liknande argument presenteras av Kemper (2004). Kemper (2004) menar att det inte finns något enkelt svar på vilka åtgärder eller styrmedel som är lämpliga i och med variationen av grundvattenssystem och relaterade samhällsekonomiska förutsättningar, men författaren menar att små förändringar kan göras om aktörer samarbetar med varandra. Myndigheter behöver jobba mer flexibelt med intressenter när det kommer till resursadministration, skydd och övervakning. Myndigheter behöver enligt Kemper (2004) jobba med utökning av vattenresursplanering och förvaltningsstrategier parallellt med samarbete mellan intressenter.

Foster et al (2013) betonar också vikten av samarbete och integrering. Enligt Foster et al (2013) kan problematiken kring grundvatten, dess kvalitet och omfattning, lösas genom skydd och hållbar utbyggnad och förvaltning av grundvattenkällor, reglering av privat grundvattenanvändning i städer samt införande av en integrerad strategi för vattenförsörjning (Foster et al. 2013). Integrerade strategier gör det lättare att nå uppsatta mål på ett effektivt sätt, och för att genomföra sådana strategier i praktiken krävs effektiv samordning av myndigheter och kommuner, och

implementeringen måste ske stegvis med strukturerad interaktion med intressenter (Foster et al. 2013). Grundvattenplanering består av aktiviteter parallellt genomförda på nationell, kommunal och lokal nivå. På nationell nivå arbetas det med juridiska och finansiella frågeställningar samt resursstatusrapportering vars arbete förs vidare till kommunal nivå. På denna nivå genomförs arbete med resursallokering, detaljplanering samt övervakningsstrategi. Vidare till den lokala nivån arbetas det bland annat med implementering, reglering och övervakning av resurser.

### **3.5 Trovärdighet och acceptans av åtgärden**

En miljöpolitik som upplevs trovärdig innebär över lag att acceptansen för olika typer av interventioner, såsom åtgärder och styrmedel, är stor. Detta, i sin tur, underlättar genomförandet av de åtgärder och styrmedel som krävs för att uppnå de satta miljömålen. Acceptansen för interventioner är dock med all sannolikhet lägre om miljöpolitiken inte uppfattas som trovärdig. En låg acceptans kan leda till att efterlevnaden av de tillämpade styrmedlen brister vilket kan innebära att målen blir svåra att uppnå.

Acceptansen, och därmed genomförbarheten, av våtmarker som åtgärd antas vara förhållandevis stor eftersom åtgärden i sig inte medför någon större påverkan på olika samhällsgrupper (till skillnad från t.ex. vindkraftverk, nya vägar, kraftledningar). Miljömålet Myllrande våtmarker är liksom övriga miljömål beslutad med en bred majoritet av riksdagen och har därmed ett starkt politiskt stöd vilket har positiv betydelse för såväl trovärdigheten som acceptansen.

Genomförbarhet och acceptans har dock oftast större betydelse när det kommer till vilket styrmedel som ska användas för att få åtgärden genomförd. Detta eftersom det påverkar vilka grupper i samhället som får bära åtgärdskostnaderna (dvs fördelningseffekter). Anläggandet och restaurering av åtgärden finansieras huvudsakligen genom skattemedel vilka markägare kan ansöka om (LONA och LOVA). Det är dessutom frivilligt för markägare att ansöka om sådan ersättning vilket innebär större acceptans bland markägare än ifall de skulle krävas att genomföra åtgärden samt själva stå för åtgärdskostnaderna.

## 4. Avslutande diskussion

Våtmarker uppfyller viktiga funktioner för människan men eftersom de tjänster och nyttor de bidrar med är kollektiva produceras inte denna resurs på en samhällsekonomiskt optimal nivå. Utdikningen av våtmarker har resulterat i negativa effekter på grundvattnet inklusive grundvattenmagasinerings vilket kan leda till bland annat minskad biologisk mångfald och försämrade tillgång till dricksvatten (Naturvårdsverket 2019). Att restaurera eller anlägga våtmarker kan därför bidra med fler ekosystemtjänster utöver eventuella positiva effekter på grundvattenmagasinerings.

Från Naturvårdsverket (2019) framgår det att Sveriges styrmedel är inriktade mot olika miljömässiga mål. Av Sveriges miljömål har fyra mål med extra stor relevans för den samhällsekonomiska analysen av våtmarker valts ut. Styrmedlen för dessa mål är olika utformade, men dess gemensamma nämnare (grundvatten) gör att styrmedlen överlappar varandra. Förbättring inom ett av de fyra miljömålen leder till förbättring av de andra målen. För att uppnå miljömålet *Myllrande våtmarker* krävs exempelvis förändringsarbete inom kompensation, ersättning, tillstånd och förbud, och det arbetet kan leda till positiva förändringar för både våtmarker och grundvatten. Därmed kan arbete mot miljömålet *Myllrande våtmarker* leda till positiva effekter för miljömålet *Grundvatten av god kvalitet*. Likväl gynnar arbete för *Grundvatten av god kvalitet* i form av bland annat miljöövervakning och implementering av EU-direktiv potentiellt också till positiv förändring för *Myllrande våtmarker*.

Dränerade våtmarker ger upphov till ökad belastning av näringsämnen (fosfor och kväve) till vattenförekomster nedströms vilket leder till övergödning. Det betyder att arbete för *Myllrande våtmarker* också bidrar till arbete för *Ingen övergödning* eftersom minskning av dränerade våtmarker reducerar fosfor- och kvävebelastningen, och det minskar uppkomsten av övergödning. Miljömålet *Levande sjöar och vattendrag* påverkas också av våtmarksarbete eftersom dränerade våtmarker har negativ effekt på klimatet och dessa förändringar är direkt kopplade till försämrade vattenkvalitet, artsammansättning och ekosystemfunktioner. Arbete för våtmarker leder därigenom också till positiva framsteg för arbetet mot miljömålet *Levande sjöar och vattendrag*.

En sammanvägd bedömning av studierna som undersökts i den systematiska översikten är att restaurering är en effektiv åtgärd, åtminstone vad avser grundvattenmagasinerings inom våtmarken. Hur effektiv den är och hur långt dessa effekter sträcker sig beror av platsspecifika egenskaper, något som enligt Gleeson et al (2022) borde lägga grunden för utformning av effektiva styrmedel. Den systematiska översikten visade att effekterna av våtmarksåtgärder är heterogena och kan påverkas av hur väl marken responderar på åtgärden på en viss plats. Generellt åstadkoms höjda grundvattennivåer från restaurering, och det syntes ingen signifikant skillnad mellan olika typer av våtmark så länge det rörde sig om torvmarker vanligt förekommande i Sverige. Åtgärdens effekt på olika typer av mark studerades också av Menburu et al (2016) som kom fram till att högre och mindre fluktuerande grundvattennivåer främst kunde ses från restaurering i granmyrar. Variation av skogstyp hade stor påverkan på markens respons på våtmarksrestaurering. Däremot var ett resultat från den systematiska översikten att det inte sågs någon signifikant skillnad i effekt mellan olika typer av torvbildande våtmarker, som mossar, kärr och blandmyrar. Dynamiska effekter av åtgärden är också intressant att titta närmare på. Haapalehto et al (2014) fokuserade på den dynamiska effekten och från den studiens resultat kunde författarna konstatera att

grundvattennivån stiger snabbt efter restaurering men att återhämtningstiden för nästintill total återställning av grundvattennivån går upp till tio år.

Det finns brist på svenska studier kring våtmarksrestaureringars effekter på grundvattenmagasinerings utifrån våtmarken. Studien av Lundin et al (2016) är en av få svenska studier som mätt hur långt från restaureringsåtgärden som effekten sträcker sig, dock fortfarande i torvmarken. Författarna hittade stöd för att grundvattennivån höjdes, men att effekten var störst på kort avstånd från det restaurerade området. Effekten på 50 till 100 meter från våtmarken var betydligt lägre, vilket är rimligt att förvänta sig, och i linje med resultatet från den systematiska översikten. Huhtasaari (2017) visade på att våtmarker har förmåga till näringsrening genom minskade fosforhalter och reducerad kvävekoncentration, men dessa förmågor berodde helt på platsspecifika egenskaper och anläggningarnas syfte.

I dagsläget finns det ett begränsat antal studier där våtmarker restaurerats eller anlagts enbart utifrån syftet att främja grundvattenmagasinerings. Detta innebär att det är svårt att utifrån översikten avgöra potentialen för att förbättra grundvattenmagasinerings med denna åtgärd. Även om våtmarker skulle visa sig ha en positiv påverkan på grundvattenmagasinerings behöver man i nästa steg värdera nyttorna av denna påverkan för att kunna avgöra ifall det är samhällsekonomiskt motiverat att anlägga våtmarker i syfte att öka grundvattenmagasinerings. För att bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten av våtmarker krävs även information om kostnaderna för restaurering och anläggning. Kostnaderna beror av den valda tidshorisonten, diskonteringsnivå, interventionens geografiska position samt interventionens karaktärsdrag och kännetecknas (liksom nyttorna) av stor variation. Det har stor betydelse vilken tidshorisont som väljs, särskilt om en lägre eller fallande diskonteringsränta appliceras med anledning av exempelvis osäkerhet. Åtgärders kostnader kan förväntas betalas av olika aktörer beroende på åtgärdens utformning. Skogs- och jordbrukare kan exempelvis förväntas dra nytta av att betala åtgärder som långsiktigt gynnar dess mark och specifika intressen. Eftersom det råder stora variationer vad gäller såväl nyttor som kostnader av våtmarker beroende på var de restaureras eller anläggs kan man enbart bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten för en enskild våtmark. Detta innebär att styrmedel riktade mot våtmarker behöver ta hänsyn till sådana skillnader i syfte att uppnå kostnadseffektivitet vilket i sin tur kräver en geografisk differentiering av styrmedel. Det går till exempel inte att ha en uniform ersättning oavsett var våtmarker restaureras eller anläggs.

## 5. Referenser

Armitage, D., Berkes, F., & Doubleday, N. 2010. Adaptive co-management: Collaboration, learning, and multi-level governance. Vancouver, BC: UBC Press.

Atkins, J. P., Burdon, D., Elliott, M., & Gregory, A. J. 2011. Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine pollution bulletin*, 62(2), 215-226.

Bryhn, A., Kraufvelin, P., Bergström, U., Vretborn, M., & Bergström, L. 2020. A model for disentangling dependencies and impacts among human activities and marine ecosystem services. *Environmental management*, 65(5), 575-586.

Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J. P., Borja, A., Cormier, R., De Jonge, V. N., & Turner, R. K. 2017. "And DPSIR begat DAPSI (W) R (M)!"-a unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1-2), 27-40.

Foster, S., Chilton, J., Nijsten, G. J., & Richts, A. 2013. Groundwater—a global focus on the 'local resource'. *Current opinion in environmental sustainability*, 5(6), 685-695.

Ghermandi, A., van den Bergh, J. C., Brander, L. M., de Groot, H. L., & Nunes, P. A. 2008. The economic value of wetland conservation and creation: A meta-analysis.

Gleeson, T., Huggins, X., & Curran, D. 2022. Applying a science-forward approach to groundwater regulatory design.

Grundvattenrådet. 2008. Kan grundvatten värderas?  
[https://grundvattenradet.se/rapporter/Kan%20Grundvatten%20v%C3%A4rderas\\_Rapport.pdf](https://grundvattenradet.se/rapporter/Kan%20Grundvatten%20v%C3%A4rderas_Rapport.pdf) (2022-06-16)

Görlin, K., Persson, A., Jönsson-Belyazid, U., Hansson, J., & Soutukorva, Å. 2017. Argument för mer ekosystemtjänster. Naturvårdsverket. Report 2017, 6736.

Haapalehto, T., Kotiaho, J. S., Matilainen, R., & Tahvanainen, T. 2014. The effects of long-term drainage and subsequent restoration on water table level and pore water chemistry in boreal peatlands. *Journal of Hydrology*, 519, 1493-1505.

Havs- och Vattenmyndigheten. 2013. Costs of mitigating eutrophication: Background paper. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:4

Havs- och Vattenmyndigheten. 2022a. Hållbar dagvattenhantering med digitalt beräkningsverktyg i Östersunds kommun.  
[https://projektkatalog.havochvatten.se/orse04p1/f?p=108:3:::RP,3:P3\\_PKAT\\_ID,P3\\_LAT,P3\\_LONG:5191,,&cs=3\\_YYyXD-ovTIHrXmYCzaUcNPjkkqXOHEtI7yAljciWWjEvBieLm8gK5v-hLum6oJ0tbK6bM0rz0krgcdhW-sGEg](https://projektkatalog.havochvatten.se/orse04p1/f?p=108:3:::RP,3:P3_PKAT_ID,P3_LAT,P3_LONG:5191,,&cs=3_YYyXD-ovTIHrXmYCzaUcNPjkkqXOHEtI7yAljciWWjEvBieLm8gK5v-hLum6oJ0tbK6bM0rz0krgcdhW-sGEg) (2022-08-02).

Havs- och Vattenmyndigheten. 2022b. Svämplan Kågeröd i Vegeåns huvudfåra.  
[https://projektkatalog.havochvatten.se/orse04p1/f?p=108:3:::RP,3:P3\\_PKAT\\_ID,P3\\_LAT,P3\\_LONG:5130,,&cs=3joUMbM4pv0rb4a5G3Nqp8Z8AOv4zPWzsTCv2iSQHkj1eWyJnKGi7I4eQ2oq4j60eL9xbHyymTDzPMsZRWtglZw](https://projektkatalog.havochvatten.se/orse04p1/f?p=108:3:::RP,3:P3_PKAT_ID,P3_LAT,P3_LONG:5130,,&cs=3joUMbM4pv0rb4a5G3Nqp8Z8AOv4zPWzsTCv2iSQHkj1eWyJnKGi7I4eQ2oq4j60eL9xbHyymTDzPMsZRWtglZw) (2022-08-02)

Huhtasaari, C. 2017. Näringsrening i anlagda våtmarker. Länsstyrelsen Gotland. Rapporter om natur och miljö, nr 2017:2

- Ivarsson, M., Scharin, H., & Wallentin, E. 2017. Social analys med inriktning mot hälso-och sysselsättningseffekter av att uppnå god miljöstatus samt analys av befintliga styrmedel inom den maritima sektorn: Underlag till inledande bedömning 2018 inom havsmiljöförordningen.
- Johansson, P.-O., Djurberg, H., Gunnemyr, L., Söderqvist, T. & Collentine, D. 2002. Värdering av grundvattenresurser: Metoder och tillvägagångssätt. Naturvårdsverket Rapport 5142.
- Jordbruksverket. 2022a. Miljöinvestering för att anlägga och restaurera våtmarker och dammar. <https://jordbruksverket.se/stod/lantbruk-skogsbruk-och-tradgard/jordbruksmark/vatmarker-och-dranering/anlagga-och-restaurera-vatmarker-och-dammar> (2022-06-29)
- Jordbruksverket. 2022b. Miljöersättning för skötsel av våtmarker och dammar. <https://jordbruksverket.se/stod/lantbruk-skogsbruk-och-tradgard/jordbruksmark/vatmarker-och-dranering/skotsel-av-vatmarker-och-dammar> (2022-08-04)
- Kemper, K. E. 2004. Groundwater—from development to management. *Hydrogeology Journal*, 12(1), 3-5.
- Livsmedelsverket. 2022. Brunifiering. [https://www.livsmedelsverket.se/foretagande-regler-kontroll/regler-for-livsmedelsforetag/dricksvattenproduktion/kaskad-handbok-for-klimatanpassning\\_dricksvattenproduktion/konsekvenser\\_av\\_ett\\_forandrat\\_klimat/brunifiering](https://www.livsmedelsverket.se/foretagande-regler-kontroll/regler-for-livsmedelsforetag/dricksvattenproduktion/kaskad-handbok-for-klimatanpassning_dricksvattenproduktion/konsekvenser_av_ett_forandrat_klimat/brunifiering) (2022-08-05)
- Lundin, L., Lode, E., Nilsson, T., Strömngren, M., Jordan, S., Koslov, S. 2016. Effekter vid restaurering av avslutade torvtäcker genom återvätning; undersökningar vid Porla, Toftmossen och Västkärr. Institutionen för mark och miljö, SLU, Uppsala.
- Länsstyrelsen Stockholm. 2022. Lokala vattenvårdsprojekt (LOVA). <https://www.lansstyrelsen.se/stockholm/miljo-och-vatten/atgarder-och-verksamheter-i-vatten/stod-for-atgarder-i-vatten/lokala-vattenvardsprojekt-lova.html> (2022-08-02)
- Länsstyrelsen Västra Götaland. 2022. Lokala naturvårdssatsningen (LONA). <https://www.lansstyrelsen.se/vastra-gotaland/natur-och-landsbygd/stod-till-naturvard/lokala-naturvardssatsningen-lona.html> (2022-06-29)
- Madani, K. 2010. Game theory and water resources. *Journal of hydrology*, 381(3-4), 225-238.
- Madani, K., & Dinar, A. 2012. Non-cooperative institutions for sustainable common pool resource management: Application to groundwater. *Ecological Economics*, 74, 34-45.
- Martínez-Paz, J. M., & Perni, A. 2011. Environmental cost of groundwater: A contingent valuation approach. *International Journal of Environmental Research*, 5(3), 603-612.
- Menberu, M. W., Tahvanainen, T., Marttila, H., Irannezhad, M., Ronkanen, A. K., Penttinen, J., & Kløve, B. 2016. Water-table-dependent hydrological changes following peatland forestry drainage and restoration: Analysis of restoration success. *Water Resources Research*, 52(5), 3742-3760.
- Moridi, A., Tabatabaie, M. R. M., & Esmaelzade, S. 2018. Holistic approach to sustainable groundwater management in semi-arid regions. *International Journal of Environmental Research*, 12(3), 347-355.
- Mukherji, A., & Shah, T. 2005. Groundwater socio-ecology and governance: a review of institutions and policies in selected countries. *Hydrogeology Journal*, 13(1), 328-345.



Mulligan, K. B., Brown, C., Yang, Y. C. E., & Ahlfeld, D. P. 2014. Assessing groundwater policy with coupled economic-groundwater hydrologic modeling. *Water Resources Research*, 50(3), 2257-2275.

Naturvårdsverket, 2012. Styrmedel för att nå miljökvalitetsmålen – En kartläggning, Rapport 6415, oktober 2012.

Naturvårdsverket. 2022a. Vad är våtmark?  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/vad-ar-vatmark/> (2022-06-13)

Naturvårdsverket. 2022b. Varför är våtmarker så viktiga?  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/varfor-ar-vatmarker-sa-viktiga/> (2022-06-13)

Naturvårdsverket. 2022c. Våtmarker och klimat.  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/vatmarker-och-klimat/> (2022-06-13)

Naturvårdsverket. 2022d. Sköta, restaurera och anlägga våtmark.  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/skota-restaurera-och-anlagga-vatmark/> (2022-06-13)

Naturvårdsverket. 2022e. Bidrag för att anlägga, återvåta eller restaurera våtmarker.  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/bidrag-som-stod-for-att-anlagga-atervata-eller-restaurera-vatmarker/> (2022-06-29)

Naturvårdsverket. 2022f. Åtterrapportering av medelsanvändning och resultat för skydd och åtgärder för värdefull natur 2019–2021.

Naturvårdsverket. 2019. Fördjupad utvärdering av miljömålen 2019, med förslag till regeringen från myndigheter i samverkan.

Naturvårdsverket. 2012. Styrmedel för att nå miljökvalitetsmålen. En kartläggning.

Naturvårdsverket. 2009. Våtmarksinventeringen – resultat från 25 års inventeringar. Nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige.

Nazari, S., Ahmadi, A., Rad, S. K., & Ebrahimi, B. 2020. Application of non-cooperative dynamic game theory for groundwater conflict resolution. *Journal of Environmental Management*, 270, 110889.

Neubauer, S.C., Verhoeven, J.T.A., 2019. Wetland effects on global climate: mechanisms, impacts and management recommendations. I S. An och J.T.A. Verhoeven (Eds.), 2019. *Wetlands: Ecosystem Services, Restoration and Wise Use*. Ecological Studies 238. Cham: Springer International Publishing.

Ostrom, E. 2008. Tragedy of the commons. I: Durlauf, S. N. & Blume, L. E. (Red.). *The New Palgrave Dictionary of Economics*. New York: Palgrave Macmillan.

Patrício, J., Elliott, M., Mazik, K., Papadopoulou, K. N., & Smith, C. J. 2016. DPSIR—two decades of trying to develop a unifying framework for marine environmental management. *Frontiers in Marine Science*, 3, 177.

Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S. 2006. *CostBenefit Analysis and the Environment Recent Developments*. OECD Publishing: Paris.

Poll, K. 2005. Avskiljning av ammoniumkväve och fosfatfosfor i reaktiva filtermaterial: skak-och kolonnförsök. Examensarbete, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

- Ramsarkonventionen, 2002. *Climate change and wetlands* – Ramsar COP8 DOC.11. Information paper. [www.ramsar.org](http://www.ramsar.org).
- Region Gotland. 2021. Nya våtmarker ska anläggas på Storsudret. <https://www.gotland.se/111182> (2022-07-01).
- Scharin, H., Ericsson, S., Elliott, M., Turner, R. K., Niiranen, S., Blenckner, T., Hyytiäinen, K., Ahlvik, L., Ahtiainen, H., Artell, J., Hasselström, L., Söderqvist, T. och Rockström, J., 2016. Processes for the sustainable stewardship of marine environments. *Ecological Economics*, 128. pp. 55-67. doi: 10.1016/j.ecolecon.2016.04.010
- Scharin, H. 2018. Samhällsekonomiska analysers roll i miljömålsarbetet. Anthesis Rapport 2018:12
- Scholler, S. 2018. Miljökvalitetsmålen Gotland 2018. Regional årlig uppföljning av miljökvalitetsmålen och generationsmålet. Rapporter om natur och miljö, nr. 2018:16
- Scholler, S. 2019. Miljökvalitetsmålen Gotland 2019. Regional uppföljning av miljökvalitetsmålen och generationsmålet. Rapporter om natur och miljö, nr 2020:13
- Seo, S. B., Mahinthakumar, G., Sankarasubramanian, A., & Kumar, M. 2018. Assessing the restoration time of surface water and groundwater systems under groundwater pumping. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 32(9), 2741-2759.
- SGU – Sveriges geologiska undersökning. 2020. Miljöövervakning av grundvatten. <https://www.sgu.se/grundvatten/miljoovervakning-av-grundvatten/> (2022-06-29)
- SGU – Sveriges geologiska undersökning. 2021a. Grundvattenberoende ekosystem. <https://www.sgu.se/samhallsplanering/planering-och-markanvandning/grundvatten-i-planeringen/grundvattenberoende-ekosystem/> (2022-06-14).
- SGU – Sveriges geologiska undersökning. 2021b. Allmänt om våtmarker och våtmarksåtgärder. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/geologisk-handledning-for-vatmarksatgarder/om-vatmarker-och-vatmarksatgarder/> (2022-06-17)
- SGU – Sveriges geologiska undersökning. 2022. Så påverkar klimatförändringar grundvattnet. <https://www.sgu.se/samhallsplanering/planering-och-markanvandning/grundvatten-i-planeringen/klimatforandringar/paverkan/> (2022-06-29)
- Skogsstyrelsen, 2022. <https://www.skogsstyrelsen.se/om-oss/var-verksamhet/regeringsuppdrag/genomfora-atgarder-for-att-atervata-utdikade-vatmarker/> (2022-11-01)
- Skogssällskapet. 2019. Anlägg eller restaurera en våtmark: Lönsamt och bra för miljön <https://www.skogssallskapet.se/kunskapsbank/artiklar/2013-05-06-anlagg-eller-restaurera-en-vatmark-lonsamt-och-bra-for-miljon.html> (2022-06-29)
- SMED. 2009. Uppföljning av effekten av anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet på belastning av kväve och fosfor. Naturvårdsverket. Rapport 6309.
- SMHI. 2022a. Anlagda våtmarker. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/vatmarker/anlagda-vatmarker-1.178384> (2022-06-14)
- SMHI. 2022b. Våtmarker. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/vatmarker> (2022-06-13).

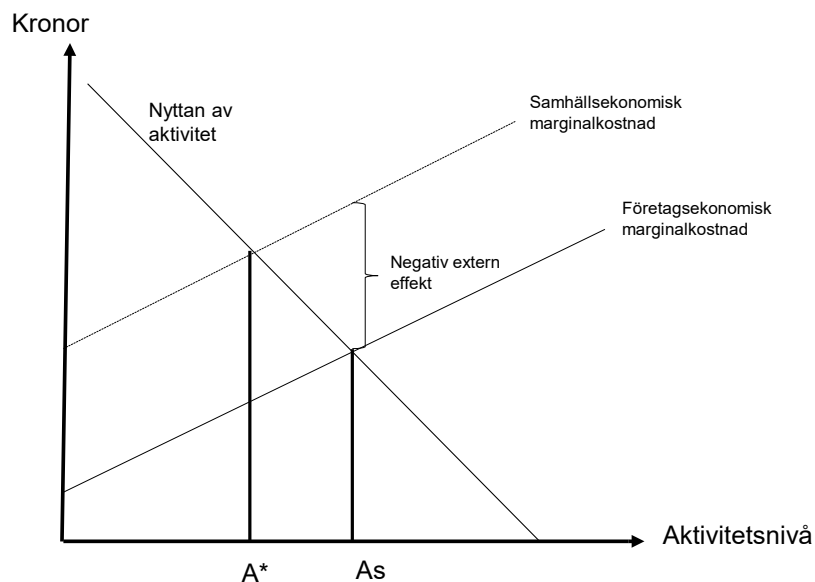
- 
- SMHI. 2022c. Hydrologi och våtmarkers ekosystem.  
<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/vatmarker/hydrologi-och-vatmarkers-ekosystem-1.182195> (2022-06-16)
- Sonnier, G., Bohlen, P.J., Swain, H.M., Orzell, S.L., Bridges, E.L. & Boughton, E.H., 2018: Assessing the success of hydrological restoration in two conservation easements within Central Florida ranchland. *PLoS ONE* 13(7).
- Thorsbrink, M., Sohlenius, G., Becher, M., Bastviken, P., Nolin Nyström, L., & Eveborn, D. 2019. Geologins betydelse vid våtmarksåtgärder—Sätt att stärka tillgången på grundvatten (2019: 15).
- Vattenmyndigheten. 2021. Stöd för lokala naturvårdssatsningar.  
<https://www.vattenmyndigheterna.se/5.746760b71768421ad552e0e6.html> (2022-06-29)
- Van der Gun, J., & Lipponen, A. 2010. Reconciling groundwater storage depletion due to pumping with sustainability. *Sustainability*, 2(11), 3418-3435.
- Vaux, H. 2011. Groundwater under stress: the importance of management. *Environmental Earth Sciences*, 62(1), 19-23.
- WRS. 2022. Restaurering av Hemmesta sjöäng. <https://wrs.se/projekt/restaurering-av-hemmesta-sjoang/> (2022-08-01)
- WWF. 2022. Vattendrag och svämplan – helhetssyn på hydromorfologi och biologi.

## Bilaga 1. Marknadsmislyckanden

Aktörer i samhället (t.ex. industri, hushåll och individer) vars handlingar orsakar belastningar på miljön behöver i frånvaron av styrmedel inte beakta den negativa påverkan den försämrade miljön har på andra individer i samhället. Det finns därför inga incitament för dessa aktörer att minska den belastning de orsakar på miljön. Det faktum att en försämrade miljö kan påverka andra människors välmående och hälsa negativt innebär att de olika aktiviteterna (t.ex. produktion, konsumtion, transporter, resursutvinning) genererar en så kallad *negativ extern effekt* (i form av miljötillståndsförändringens påverkan på människors välfärd). Effekterna är externa eftersom de som påverkar miljön inte behöver beakta dessa förlorade värden (kostnader) i sin beslutsprocess. Exempelvis behöver inte en jordbrukare som använder miljöfarliga pesticider ta hänsyn till hur andra påverkas negativt av de effekter denna användning ger upphov till.

Figur A1 illustrerar att de som orsakar negativa miljöeffekter väljer en aktivitetsnivå där deras marginalkostnad av aktiviteten är lika med deras marginalnytta ( $A_s$  i figuren), det vill säga en nivå där de enbart tar hänsyn till de egna kostnaderna och nyttorna av aktiviteten och inte tar i beaktningen de externa kostnader de åsamkar andra. Detta genererar en aktivitetsnivå, och därmed negativ effekt på miljötillståndet, vilken är högre än den samhällsekonomiskt optimala nivån ( $A^*$  i figuren), i vilken hänsyn tas till miljöeffektens samhällsekonomiska kostnader.

Det finns därmed, i frånvaron av styrmedel, inga incitament bland de aktörer som orsakar negativa externa effekter att ta hänsyn till hur andras påverkas av en miljö.



Figur A1. Negativa externa effekter på miljön

*Kollektiva varor* karaktäriseras av att det är praktiskt omöjligt att utestänga individer från att konsumera varan (icke-exkluderbarhet) och att en persons konsumtion av varan inte påverkas av att ytterligare en person konsumerar den (icke-rivalitet). Klassiska exempel är fyrbelysning, försvar, TV och luft- samt vattenkvalitet. Eftersom ingen kan förhindras att ta del av en förbättrad miljö samt att nyttan av denna förbättring inte beror på hur många andra som upplever den kan därför själva miljön betraktas som en kollektiv vara. Förekomsten av negativa externa effekter på en

kollektiv vara innebär att det inte är möjligt att uppnå en samhällsekonomiskt optimal nivå av miljö kvalitet utan någon form av intervention från statens sida. Med andra ord kommer marknadslösningen leda till en sämre miljö än vad som är samhällsekonomiskt motiverat. Negativa externa effekter samt kollektiva varor utgör därför så kallade marknadsmisslyckanden.

Det kan även förekomma så kallade *informationsmisslyckanden* inom miljöområdet. För att en marknad ska fungera effektivt krävs att alla aktörer har full information om de varor och tjänster som köps och säljs på marknaden. Olika typer av informationsproblem är vanligt förekommande marknadsmisslyckanden.

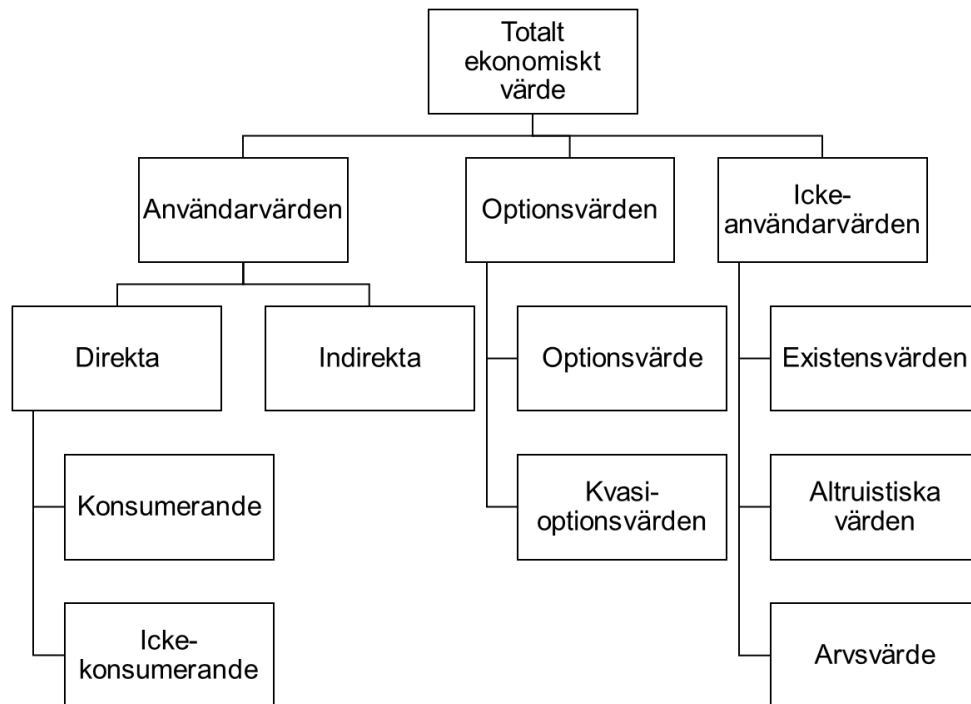
Goulder och Parry (2008) argumenterar för att det finns informationsmisslyckanden som leder till underinvesteringar i miljöförbättrande åtgärder. Följande tre olika typer av informationsrelaterade marknadsmisslyckanden kan förekomma inom miljöområdet:

- Förekomsten av asymmetrisk (snedfördelad) information.
- Information som en kollektiv nytta (s.k. adoption externalities),
- Beteenderelaterade misslyckanden på grund av t.ex. begränsad rationalitet.

Ofullständig information innebär att all information inte finns tillgänglig för köparen för att kunna ta rätt beslut. Det kan till exempel gälla information om huruvida en produkt man avser köpa orsakar negativa effekter på miljön eller den egna hälsan. Om sådan information är bristfällig kan köparen inte värdera produkten korrekt och betalar kanske därför mer för varan än om hen varit medveten om dess negativa effekter. Asymmetrisk information innebär att de berörda aktörerna har olika information om en varas beskaffenhet. Ett exempel på snedvridet urval är när en myndighet inte har information om olika aktörers kostnader och/eller betalningsvilja för att förbättra miljön i sin omgivning, vilket kan leda till fel nivå på införda styrmedel (t.ex. för låga skatter). Dessa olika marknadsmisslyckanden (och då kanske främst negativa externa effekter) utgör skäl för staten att genomföra egna åtgärder och/eller implementera styrmedel i syfte att uppnå ett samhällsekonomiskt optimalt miljö tillstånd.

## Bilaga 2. Totalt ekonomiskt värde

Människors nytta av våtmarker kan utgöras av flera olika typer av värden (se Figur A2). Inom miljöekonomin används ramverket ”totalt ekonomiskt värde”<sup>9</sup> för att kategorisera och beskriva de olika typer av värden som en miljöförbättring kan ge upphov till.<sup>10</sup> Ramverket fångar värdena av de nyttor som människor kan erhålla av olika ekosystemtjänster beroende av miljötillståndet.<sup>11</sup> Det totala ekonomiska värdet av en ekosystemtjänst kan delas upp i användarvärden, optionsvärden samt icke-användarvärden (Pearce et al. 2006).



Figur A2. Totalt ekonomiskt värde.

### Användarvärden

Användarvärden kan delas upp i såväl direkta som indirekta användarvärden. Direkta och indirekta användarvärden fångar den direkta länken mellan ekosystemtjänster och mänsklig välfärd. Direkta användarvärden inkluderar värdet av konsumtionsbaserade aktiviteter såsom vinster av areella näringar, gruvindustrin, bärplockning. Marknadpriser synliggör ofta nyttan av de konsumerande värdena. Direkta värden kan även vara icke-konsumerande och därmed inte direkt reflekterade av marknadpriser. Det kan exempelvis röra sig om olika rekreativvärden såsom vandring, camping, bad, segling etcetera. De indirekta användarvärdena består huvudsakligen av den nytta som samhället erhåller från reglerande ekosystemtjänsterna såsom vattenflödesreglering, näringsämnes-cirkulering klimatreglering etcetera. Inte heller dessa nyttors värde reflekteras av några marknadpriser.

<sup>9</sup> Total Economic Value (TEV) på engelska.

<sup>10</sup> Bör understrykas att det totala ekonomiska värdet inte utgör det totala värdet eftersom det senare inkluderar andra mer svåråtgångade värden såsom kollektiva värden och egenvärden.

<sup>11</sup> Ramverket används för att bedöma vilken påverkan ett visst miljötillstånd har på välfärden, vilket illustreras i figur 1A.

## Options- och kvasioptionsvärdet

Även om man inte direkt eller indirekt drar nytta av några av de tjänster ekosystemen förser oss med idag så kan man som individ värdera möjligheten (optionen) av att kunna göra det i framtiden. Optionsvärdet fångar den nytta en individ får av att veta att ekosystemtjänsten finns tillgänglig för deras framtida konsumtion. Till exempel kan en person värdera bevarandet av Abisko nationalpark även om personen ifråga aldrig besökt parken men vill ha kvar möjligheten (optionen) att göra så i framtiden.

Kvasioptionsvärdet handlar om den potentiella nyttan av att invänta mer kunskap innan man ger upp möjligheten att bevara en viss ekosystemtjänst för framtida användning. Detta värde kan vara extra viktigt att ta hänsyn i närvaron av eventuella irreversibla förändringar som kan visa sig vara oönskade under förbättrad kunskap. Med kvasioptionsvärde så avses värdet av ett skjuta upp ett beslut till det finns mer information tillgänglig, vilket kan vara av betydelse om man misstänker icke-linjära samband mellan belastning och tillstånd (tröskeleffekter) och risker för regimskiften eller om man misstänker att det finns viktiga funktioner/processer som man i dagsläget inte förstår betydelsen av men som kan vara värdefull att skydda (t.ex. skydd av regnskog för framtida mediciner).

## Icke-användarvärden

Förutom användarvärden och optionsvärden kan det även förekomma så kallade icke-användarvärden förknippade med ett visst miljötillstånd. Icke-användarvärden har som namnet antyder ingen koppling till nyttjandet av en viss ekosystemtjänst utan handlar om individens värde av vetskapen att tjänsten existerar (existensvärde), finns tillgänglig för framtida generationers nytta (arvsvärde) eller från värdering av att andra individer kan uppleva nyttan (altruistiskt värde).

Sammanfattningsvis kan det konstateras att värdena av de varor vilka reflekteras genom olika marknadspriser (pris på timmer, livsmedel etc.) endast utgör en begränsad del av det totala ekonomiska värdet på de varor som de olika ekosystemen bidrar med. Det är därför av vikt att utifrån TEV även identifiera, kvantifiera (samt om möjlig och motiverat) värdera de nyttor som inte reflekteras av marknaden.

## Bilaga 3: Fångarnas dilemma

I fångsdilemmaspelet blir två misstänkta individer satta i fängelset, bevisen mot de är bristfälliga och fångarna kan inte kommunicera med varandra. De kan bara kommunicera med polisen och varje fånge har valet att erkänna eller inte erkänna. En fånge som sviker sin kollega och lägger fram bevis mot den, blir belönad av polisen. Den fången får gå fri och den tysta kollegan blir dömd (Madani, 2010). Om ingen av fångarna erkänner kommer de bli frisläppta på grund av bristen på bevis, men om båda erkänner får båda hårda straff. Däremot, om båda erkänner blir straffet kortare än om enbart en av fångarna erkänner. Det beror på att den tysta fången i det senare alternativet straffas för att ha hållit tyst. Spelet grundas i om fångarna litar på tystnaden från sin kollega eller om de litar på det förkortade straffet polisen kan erbjuda (Madani, 2010).

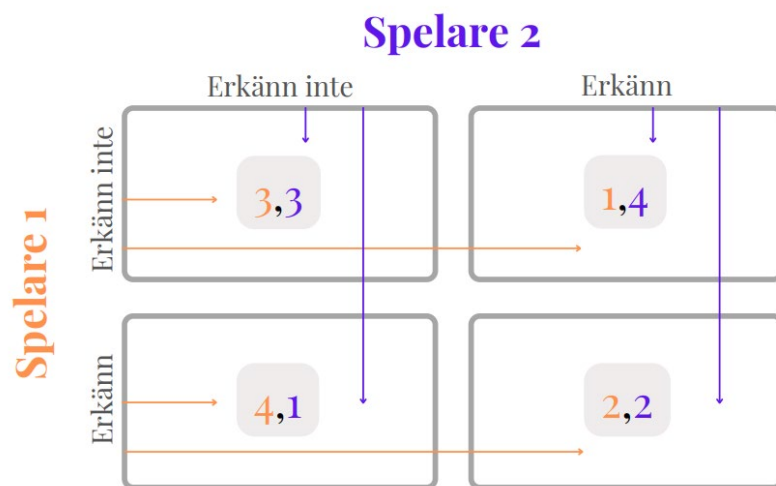
Fångarnas alternativ finns illustrerade i Figur A3, utbetalningarnas värde är enbart numeriska exempel. Figuren läses på följande sätt; Spelare 1 (orange) och spelare 2 (blå) har valet att erkänna eller att inte erkänna. Spelare 1:s utbetalningar visas genom orangea pilar medan spelare 2:s utbetalningar visas genom blå pilar. Om spelare 1 exempelvis väljer att inte erkänna så kan dennes utbetalning bli antingen 3 eller 1, beroende på om spelare 2 väljer att inte erkänna (spelare 1:s utbetalning blir 3) eller att erkänna (spelare 1:s utbetalning blir 1). Om spelare 1 väljer att erkänna så kan dennes utbetalning bli antingen 4 (om spelare 2 inte erkänner) eller 2 (om spelare 2 erkänner). Samma resonemang kan appliceras på spelare 2:s utbetalningar. Spelarnas utbetalningar är alltid helt beroende av vilket beslut den andra spelaren tar.

Det bästa alternativet i det här spelet är om en fånge sviker sin kollega och den andra fången håller tyst. Det ger den svikande fången högst utbetalning och den tysta fången lägst utbetalning. Fångarna föredrar alternativet att båda är tysta före alternativet att båda erkänner (Madani, 2010). Alternativet (Erkänn, Erkänn) är pareto-inferior<sup>12</sup> till (Erkänn inte, Erkänn inte). Det sistnämnda alternativet är en pareto-optimal lösning av spelet (Madani, 2010). Däremot är den dominanta strategin för varje fånge att erkänna vilket betyder att det alltid är bättre att erkänna, oavsett vad den andra fången väljer för strategi. Det beror på att utbetalningen 4 är högre än 3 och utbetalning 2 är högre än 1. Denna strategi är den så kallade Nash-jämvikten där ingen spelare kan göra ett bättre val som ökar dennes utbetalning utan att minska den andra spelarens utbetalning (Madani, 2010).

---

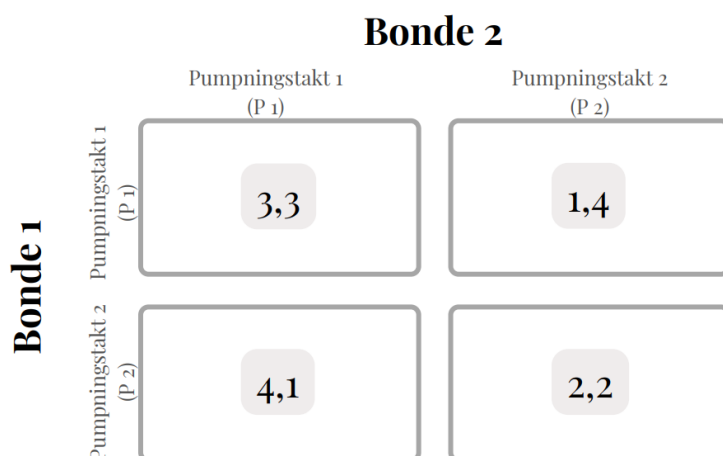
<sup>12</sup> Pareto-inferior betyder att alternativet ger sämre utbetalning än ett annat tillgängligt alternativ.





**Figur A3.** Fångesdilemmaspelet. Källa: Madani (2010).

Från Madani (2010) framgår det att denna spelteori kan appliceras på grundvattnet för att förstå incitamenten bakom ohållbar grundvattenanvändning. Till detta spel har grundvattenpumpning använts som exempel på den ohållbara användningen, appliceringen finns illustrerad i Figur A4. Spelarna utgörs av två bönder, varje bondes utbetalning består av intäkter från försäljning av grödor minus pumpningskostnader av grundvatten. Varje bonde kan välja mellan att samarbeta och att inte samarbeta kring dess pumpningstakt. Pumpningstakten vid samarbete (P1) är lägre än pumpningstakten när de inte samarbetar (P2). Om båda bönderna väljer (P1) kommer inte grundvattennivån sjunka och båda bönderna får en långsiktigt låg pumpningskostnad. Om båda väljer (P2) sjunker grundvattennivån, pumpningskostnaden ökar och vinsten minskar vilket slutligen gör pumpning ekonomiskt omöjligt (Madani, 2010). Samarbete mellan bönderna ger båda ökad vinst, men om en bonde pumpar i (P2) medan den andra pumpar i (P1) så kommer bonden med den högre pumpningstakten få högst vinst. Den optimala lösningen på detta spel blir (P1, P1), men varje bonde har (P2) som den strikt dominanta strategin. Madani (2010) menar att resultatet blir (P2, P2) på grund av bristande förtroende mellan bönderna. Det gör att bönderna väljer den högre pumpningstakten för att öka den kortsiktiga vinsten och det är anledningen till att ohållbar grundvattenspumpning sker i oreglerade system (Madani, 2010).



**Figur A4.** Grundvattensexploatering utan styrmedel. Källa: Madani (2010).

Om problematiken ändras till en situation där bönder som överstiger den samarbetande nivån på pumpning (P1) förlorar sin rätt att pumpa upp grundvatten (genom styrmedel), så ändras spelets struktur. Det nya spelet förklaras av Madani (2010) och finns illustrerat i Figur A5. Bönderna kan försäkra sig om att när samarbetet inleds så är de högre utbetalningarna inte längre valida. I detta spel kommer samarbete vara den strikt dominanta strategin, det kommer också vara en pareto-optimal lösning av spelet. Samarbete mellan bönderna leder inte bara till fördelaktiga utbetalningar för dem, det leder också till förbättrad tillgång till de nyttor grundvatten bidrar med. Det beror på att hållbar grundvattenpumpning minskar de negativa effekter som kommer av grundvattentömning (Madani, 2010). Detta exempel visar på vikten av styrmedel i situationer som innefattar kollektiva varor och tjänster.

**Bonde 2**

		Pumpningstakt 1 (P 1)	Pumpningstakt 2 (P 2)
Bonde 1	Pumpningstakt 1 (P 1)	3,3	4,1
	Pumpningstakt 2 (P 2)	1,4	2,2

**Figur A5.** Grundvattensspel med straff för avvikelse efter påbörjat samarbete. Källa: Madani (2010).

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