

Utökat anslag för restaurering av vattenmiljöer och medel för inventering av kulturmiljövärden

Konsekvensanalys



Utökat anslag för restaurering av vattenmiljöer och medel för inventering av kulturmiljövärden

Konsekvensanalys

Tore Söderqvist¹, Erik Degerman², Åsa Soutukorva Swanberg¹, Henrik Nordzell¹, Jenny Wallström¹

¹ Anthesis Enveco AB

² SLU Aqua, Sveriges Lantbruksuniversitet

Anthesis

2019-02-11

Rapport 2019:4

www.anthesis.se

1	INLEDNING	2
2	ALLMÄNT OM FÖRSLAGET, PROBLEMANALYS	3
2.1	Styrmedels-/åtgärdsförslag	3
2.2	Kortfattad beskrivning av förslaget	4
2.3	Analys av miljöproblemet, aktörerna och deras drivkrafter	7
2.3.1	Problembeskrivning	8
2.3.2	Föreslagen respons	17
2.4	Analys av behov av styrning inom området	19
2.4.1	Befintlig styrning	19
2.4.2	Föreslagen typ av styrning	20
2.4.3	Alternativ styrning	22
3	FÖRSLAGETS EFFEKTER PÅ OLIKA SAMHÄLLSMÅL	24
3.1	Väntad effekt av förslaget, på miljömålen och Agenda 2030-målen	24
3.1.1	Prioritering och bedömda miljöeffekter med restaureringsinsatser	24
3.1.2	Bedömda miljöeffekter: Räkneexempel	32
3.2	Eventuella väntade effekter av förslaget, på andra mål än miljömålen	35
3.3	Beskrivning av analysen av förslagets effekter på olika mål	37
3.4	Bedömning av osäkerhet i utfall	38
4	FÖRSLAGETS KONSEKVENSER FÖR OLIKA AKTÖRER	39
4.1	Förslagets konsekvenser för de offentliga finanserna	40
4.1.1	Schablonkostnader och genomsnittskostnader	41
4.1.2	Kostnadsexempel från faktiska restaureringsprojekt	44
4.2	Förslagets konsekvenser för näringslivet	49
4.3	Förslagets konsekvenser för hushållen	53
4.3.1	Nytan av att restaurera fysiskt påverkade vattenmiljöer	55
4.3.2	Nytan av att bevara kulturmiljövärden i fysiskt påverkade vattenmiljöer	63
4.4	Bedömning av osäkerhet kring konsekvenser	64
5	FÖRSLAGETS KOSTNADSEFFEKTIVITET	65
5.1	Förslagets kostnadseffektivitet i förhållande till andra befintliga eller tänkbara styrmedel eller åtgärder	65
5.2	Beskrivning av analysen av förslagets kostnadseffektivitet	66
5.3	Bedömning av osäkerhet i kostnadseffektivitet	67
	REFERENSER	68

1 Inledning

Naturvårdsverket ska i januari 2019 lämna in en fördjupad utvärdering av Sveriges miljömål till regeringen. I utvärderingen kommer det att ingå ett antal förslag på åtgärder och styrmedel som bidrar till att uppnå miljömålen. Under 2018 har miljömålsmyndigheterna arbetat med att ta fram förslag. Detta arbete har skett i samverkan inom sex olika temaområden: Hållbara städer och samhällen, Hållbart näringsliv, innovation och infrastruktur, Hållbar konsumtion och produktion, Bekämpa klimatförändringen, Hav och vatten, samt Ekosystem och biologisk mångfald. Naturvårdsverket har lett samtliga temagrupper utom Hav och vatten, som leds av Havs- och vattenmyndigheten (HaV) och Hållbara städer och samhällen, som leds av Boverket.

Temagruppernas uppgift har varit att ta fram upp till tre konsekvensutredda styrmedels- eller åtgärdsförslag som bedöms vara de bästa och viktigaste inom respektive temaområde för att nå miljömålen.

På uppdrag av HaV har Anthesis Enveco AB under maj-augusti 2018 genomfört samhällsekonomiska konsekvensanalyser av förslag som tagits fram inom temaområdet Hav och vatten. Den här rapporten avser konsekvensanalys av förslaget *Ett utökat anslag för restaurering av vattenmiljöer och medel för inventering av kulturmiljövården inför planerade restaureringsinsatser*. Rapporten ingår som en bilaga till den redovisning som temaområdet har skickat in till Naturvårdsverket, och är en mer omfattande version av konsekvensanalysen av detta förslag än den sammanfattande text som ingår i huvudrapporten till Naturvårdsverket.

Rapporten följer den struktur som Naturvårdsverket tagit fram för konsekvensanalyserna. Detta innebär att huvudavsnitten i kapitel 2-5 i rapporten följer rubrikerna i denna struktur. Kapitel 2 beskriver förslaget och analyserar det underliggande miljöproblemet och behovet av styrning inom området. Kapitel 3 handlar om förslagets effekter på olika samhällsmål, inte minst miljömålen. I kapitel 4 finns en genomgång av förslagets konsekvenser för olika aktörer, varefter förslagets samhällsekonomiska kostnadseffektivitet analyseras i kapitel 5.

2 Allmänt om förslaget, problemanalys

Det finns ett stort behov av en långsiktig ökning av resurser för restaurering av fysiskt påverkade vattenmiljöer och för att kunna skapa en ändamålsenlig organisation för arbetet. De viktigaste skälen till detta är:

- En utökning av medel behövs för att komplettera de åtgärder som genomförs med medel från Vattenkraftens miljöfond AB de kommande 20 åren. Detta bedöms kunna förbättra den sammantagna nyttan och kostnadseffektiviteten av de åtgärder som genomförs väsentligt.
- En långsiktig utökning av medel behövs även för att öka kostnadseffektiviteten i åtgärdsarbetet mer generellt. Det behövs en kritisk massa av resurser för att möjliggöra kontinuitet i arbetet på den regionala nivån, så att kompetens och erfarenhet kan tas till vara.
- En väl strukturerad och samlad planering av åtgärdsarbetet per avrinningsområde är en central framgångsfaktor. Det ger en möjlighet att optimera effekten av såväl åtgärder kopplade till vattenkraftens miljöfond, riktade insatser med statlig finansiering och ideella insatser.
- För många områden finns inte någon verksamhetsutövare som kan ställas till svars för den fysiska påverkan som skett historiskt, här har staten ett ansvar.
- Det behövs en långsiktig satsning på inventering av kulturmiljöer inför restaureringsinsatser, för att ytterligare förbättra kulturmiljöhänsynen i åtgärdsarbetet.

2.1 Styrmedels-/åtgärdsförslag

I nuläget prioriterar HaV ca 40 Mkr/år av 1:11-anslaget (Åtgärder för havs- och vattenmiljön) för restaureringsinsatser relaterade till fysisk påverkan av vattenmiljöer. Förslaget är att staten årligen avsätter ytterligare 65 Mkr till 1:11-anslaget, så att det kan satsas totalt ca 250 Mkr/år (inklusive medel från andra källor) på restaureringsinsatser under den kommande 20-årsperioden. Medlen ska användas för att genomföra kunskapsuppbyggande insatser samt restaureringsinsatser för fysiskt påverkade vattenmiljöer. I förslaget ingår även att staten avsätter ytterligare 12-15 Mkr/år för inventering av kulturmiljöer i de områden där det planeras restaureringsinsatser.

I förslaget ingår både offentliga åtgärder i form av kulturmiljöinventeringar och ett ekonomiskt styrmedel genom införandet av ett statligt bidrag för genomförande av restaureringsinsatser. Detta bidrag kan erhållas genom ett ansökningsförfarande. Styrmedlet kompletteras vid behov med offentliga åtgärder om ansökningar av bidrag inte täcker in de restaureringsinsatser som bedöms vara prioriterade.

De restaureringsinsatser som vidtas föreslås prioriteras utifrån avrinningsområdesvisa planer, där de områden och restaureringsåtgärder som bedöms kunna ge störst miljöeffekt per krona prioriteras.

2.2 Kortfattad beskrivning av förslaget

Det finns ett stort behov av att utöka restaureringsarbetet av fysiskt påverkade vattenmiljöer för att nå miljökvalitetsmålen *Levande sjöar och vattendrag*, *Hav i balans samt levande kust och skärgård* samt *Ett rikt växt- och djurliv*. En större långsiktig satsning behövs dels för att kunna effektivisera arbetet genom att möjliggöra kontinuitet i arbetet med att åtgärda fysisk påverkan, och dels som ett komplement till befintliga fonder och anslag för att kunna genomföra samhällsekonomiskt motiverade restaureringsinsatser som idag faller mellan stolarna.

Vattenkraftens miljöfond kommer att innebära att 10 miljarder kr kommer att satsas på olika miljöåtgärder under en 20-årsperiod. Fonden täcker dock enbart de miljöåtgärder som vattenkraftsägare åläggs av mark- och miljödomstolarna i de villkor som domstolen fastställer. Övriga fysiska hinder och problem med förstörda biotoper täcks inte av fonden.

Ytterligare medel behövs för att förbättra effekten av de miljöåtgärder som genomförs av vattenkraftsbolagen, eftersom det kan behövas kompletterande åtgärder i vattendragssträckor uppströms/nedströms vattenkraftverk såsom anläggande av lekbottnar för den fisk som får förbättrade vandringsmöjligheter genom åtgärder vid vattenkraftverken. Dessutom behövs medel för restaureringsinsatser i vattendrag som är utsatt av annan fysisk påverkan, t.ex. utdikning, flottledsrensning, icke-kraftverksdammar och väg- och järnvägstrummor.

De restaureringsinsatser som vidtas behöver prioriteras utifrån avrinningsområdesvisa planer, där de områden och restaureringsåtgärder som bedöms kunna ge störst miljöeffekt per krona prioriteras. Ett stort problem idag är att många restaureringsinsatser sker i form av större eller mindre få-åriga projekt, vilket skapar problem med den långsiktiga planeringen och att upprätthålla kompetens på länsstyrelser och hos konsulter och lokala företagare. En stabil finansiering över tid möjliggör ökad kontinuitet och ökad effektivitet i arbetet genom att erfarenhet från genomförda projekt kan tas tillvara på ett bättre sätt och kompetensen på länsstyrelsen och hos andra inblandade stärks och bättre lokal förankring.

Inför restaureringsinsatser är det viktigt att inventera om kulturmiljöer kan påverkas och anpassa åtgärderna för att bevara värdefulla kulturmiljöer. I förslaget ingår därför även medel för inventering av kulturmiljöer. Själva hänsynstagandet till kulturmiljöer ingår däremot generellt som en del av restaureringsinsatserna (t.ex. Degerman, 2008, kap. 4).

I nuläget prioriterar HaV ca 40 Mkr/år av anslag 1:11 Åtgärder för havs- och vattenmiljö för restaureringsinsatser relaterade till fysisk påverkan, varav ca 25

Mkr/år är medfinansiering till LIFE-projekt¹. Förslaget innebär att staten årligen avsätter ytterligare 65 Mkr, så att det ska kunna satsas totalt ca 250 Mkr/år under den kommande 20-årsperioden för att genomföra kunskapsuppbyggande insatser samt restaureringsinsatser vid fysiskt påverkade vattendrag. De 250 miljoner kronorna per år antas utgöras av följande delar:

- Statligt anslag: 105 Mkr, som till viss del används som statlig medfinansiering till LIFE-projekt.
- EU-medel till LIFE-projekt: Ca 80 Mkr.
- Medfinansiering till LIFE-projekt och övriga projekt från t.ex. kommuner och ideella organisationer: Ca 25 + 40 Mkr.

Förslaget innebär vidare att staten avsätter ytterligare 12–15 Mkr/år för inventering av kulturmiljöer i de områden där det planeras restaureringsinsatser. Anpassning av åtgärder till kulturmiljöer, som antingen är skyddade enligt kulturmiljölagen (1988:950) eller som länsstyrelsen bedömer är prioriterade av andra skäl, sker inom ordinarie finansiering (dvs. inom ramen för de ca 250 miljoner kr som anges ovan).

Prioriteringen av restaureringsinsatserna sker utifrån de avrinningsområdesvisa planer som länsstyrelserna tar fram enligt länsstyrelsernas åtgärd 5 i åtgärdsprogrammet för vatten 2016–2021.² I planerna samordnas alla vattenvårdande insatser för att optimera effekterna. Planerna kan antingen samordnas av en länsstyrelse, ett vattenråd eller annan lämplig organisation. Av de 250 Mkr/år ska 20 Mkr/år avsättas för kunskapsuppbyggande genom t.ex. en samordnad inventering, utvärdering av restaureringsmetoder och genom samordnad uppföljning av restaureringsåtgärder. Av de 250 Mkr/år bedöms vidare 20 Mkr/år behövas för samordning samt handläggning/administration av bidragen hos den organisation som samordnar arbetet regionalt. Resterande medel (210 Mkr/år)

¹ Se t.ex. <http://ec.europa.eu/environment/life/>

² Länsstyrelserna ska ha åtgärdsplaner för avrinningsområden inom sina respektive län, och årligen uppdatera dem för att säkerställa att åtgärderna i planerna genomförs och följs upp. Åtgärdsplanerna ska ha fokus på de vattenförekomster där det behövs åtgärder för att miljö kvalitetsnormerna ska kunna följas. Åtgärdsplanerna ska särskilt innehålla (1) strategier för länsstyrelsens vägledning av kommunernas översiktsplanering, (2) samverkan med Trafikverket, Generalläkaren och kommunerna om de åtgärder som dessa behöver vidta för att öka vandringsbarheten för fisk och andra vattenlevande organismer vid vägpassager över vatten, (3) hur behovet av åtgärder för att följa miljö kvalitetsnormerna för vatten kan vägas in och samordnas med arbetet med prioritering av stöd, ersättningar och rådgivningsinsatser inom landsbygdsprogrammet, och (4) de avrinningsområden som är påverkade av vattenkraftverksamheter. Åtgärden ska vara vidtagen senast två år efter åtgärdsprogrammets fastställande och ska sedan genomföras kontinuerligt. <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/atgarder-for-battre-vatten/atgarder-for-lansstyrelser/Sidor/default.aspx>.

används för restaureringsinsatser, antingen via bidrag eller som offentliga åtgärder.

Insatserna föreslås vara frivilliga. För att underlätta genomförandet av frivilliga insatser bör det finnas utrymme för ersättning av skador och intrång. Prioritering av åtgärderna sker utifrån kostnadseffektivitet och finansieringen ska samverka med övriga finansieringsmöjligheter.

Restaureringsinsatserna kan i huvudsak antas bestå av habitatrestaurering/biotopåtgärder, hydrologisk restaurering, eller åtgärder vid icke-vattenkraftsdammar som t.ex. dammutrivning eller anläggande av fiskväg.

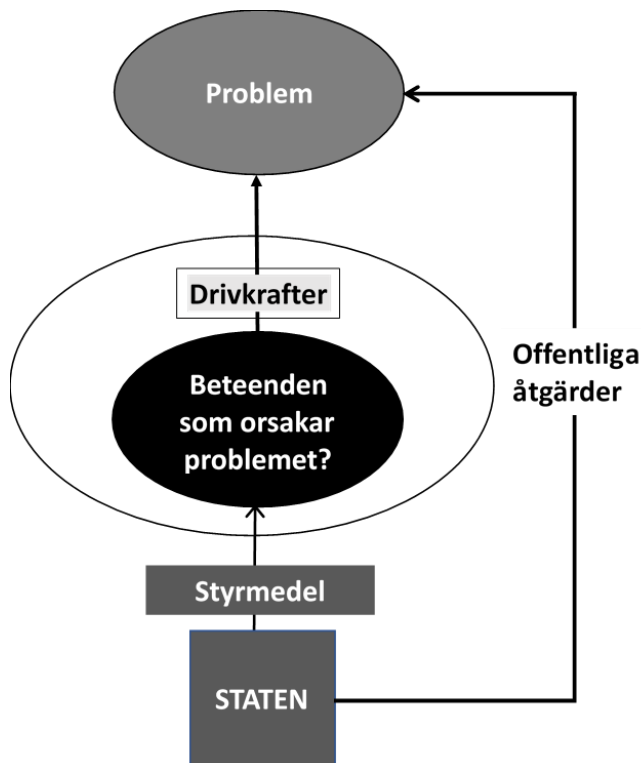
Förslaget kopplar till HaV:s åtgärd 5 i åtgärdsprogrammet för vatten 2016–2021.³ Förslaget motiveras av att det i statusklassificeringen av vattenförekomster kopplat till vattendirektivet har identifierats stora åtgärdsbehov med avseende på problem med fysisk påverkan på vattendrag samtidigt som det ofta saknas någon tydlig verksamhetsutövare för äldre vattenverksamheter som orsakar fysisk påverkan. Dessa otydliga ansvarsförhållanden är ett problem vid genomförande och finansiering av åtgärder i syfte att följa miljökvalitetsnormerna.

³ Havs- och vattenmyndigheten ska ta fram en nationell strategi för finansiering av åtgärder med avseende på vattenverksamheter/vattenanläggningar som saknar ansvarig verksamhetsutövare. Åtgärden ska genomföras så att den bidrar till att de åtgärder vidtas som behövs för att miljökvalitetsnormerna för vatten ska kunna följas. Åtgärden ska genomföras i samverkan med Riksantikvarieämbetet. Åtgärden ska vara vidtagen senast tre år efter åtgärdsprogrammets fastställande.

<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/atgarder-for-battre-vatten/atgarder-for-myndigheter/Sidor/havs--och-vattenmyndigheten.aspx>.

2.3 Analys av miljöproblemet, aktörerna och deras drivkrafter

I detta och påföljande avsnitt görs en konceptuell analys med fokus på miljöproblemet, dvs. de negativa effekter som fysisk påverkan på vattendrag och sjöar leder till, jfr figur 2.1. Syftet med en konceptuell analys är att på ett övergripande plan analysera miljöproblemet i fråga, förklara varför det uppstår utifrån bakomliggande aktiviteter och drivkrafter, samt fastställa närvaron av eventuella marknadsimperfektioner som motiverar någon form av statlig styrning i form av offentliga åtgärder eller införande av styrmedel.



Figur 2.1. Modell för konceptuell analys. Efter NV (2016a).

Det finns flera olika typer av styrmedel. En indelning i administrativa, ekonomiska och informativa styrmedel är vanlig, och ofta ses forskning och utveckling som en separat kategori (NV, 2012a). Se tabell 2.1, som också ger exempel på konkreta styrmedel. Det är inte ovanligt att olika styrmedel kombineras.

Tabell 2.1. Styrmedelskategorier och exempel på styrmedel. Från NV (2012a).

Administrativa	Ekonomiska	Informativa	FoU
Lagstiftning	Skatter	Vägledning	Forskning
Normer	Skatteavdrag	Handböcker	Utveckling
Gränsvärden	Avgifter	Allmänna råd	Utreddningar
Långsiktiga avtal	Böter/viten	Upplysning	Demonstration
Miljöklassning	Bidrag	Miljömärkning	Teknik- och
Regelgivning	Subventioner	Rådgivning	systemutvärdering
Teknikkrav	Pantsystem	Utbildning	
Prövning	Handel med	Opinionsbildning	
Tillsyn	utsläppsrätter		
Målstyrning	Handel med		
Kompensationskrav	certifikat		
	Miljöersättning		

Den konceptuella analysen består av följande steg:

- En problembeskrivning som kartlägger och analyserar upphovet till miljöproblemet samt indikerar hur problemet påverkar välbefinnandet i samhället och hur problemet kan betraktas ur samhällsekonomisk synvinkel (avsnitt 2.3.1).
- En analys av förslaget som presenterades i avsnitt 2.1 som en respons på miljöproblemet (avsnitt 2.3.2).
- En analys av befintlig styrning (avsnitt 2.4.1), förslagets typ av styrning (avsnitt 2.4.2) och alternativ styrning (avsnitt 2.4.3).

På det här sättet ger den konceptuella analysen en grund för den fortsatta konsekvensanalysen.

2.3.1 Problembeskrivning

Syftet med denna problembeskrivning är förutom att kartlägga och analysera upphovet till miljöproblemet även att beskriva på vilka sätt problemet påverkar välbefinnandet i samhället och identifiera betydelsefulla kunskapsbrister beträffande vad som orsakar problemet.

DAPSIR-modellen

Ett viktigt hjälpmedel för problembeskrivningen är att reda ut hur händelsekedjan bakom miljöproblemet ser ut. Den så kallade DAPSIR-modellen är ett ofta användbart hjälpmedel för detta, se Elliott et al. (2017), som också redogör för modellens ursprung. Modellen utgår ifrån att det finns en händelsekedja mellan följande förhållanden:

D – drivkrafter (*drivers*): Utgörs av drivkrafter till olika aktörers aktiviteter.

A – aktiviteter (*activities*): Aktiviteter i samhället.

P – belastningar (*pressures*): Belastningar på miljön som uppstår till följd av aktiviteterna.

S – tillstånd (*state*): Miljötillstånd.

I – påverkan (*impact*): Ett visst miljötillstånd karaktäriseras av ett visst

tillhandahållande av varor och tjänster från miljön (ekosystemtjänster), och konsumtionen av dessa varor och tjänster leder i sin tur till en påverkan i form av välbefinnande hos människor.

R – respons (*response*): Samhälleligt agerande i form av t.ex. styrmedel och offentliga åtgärder.

Modellens karaktär som händelsekedja innebär att en förändring i ett förhållande kan orsaka förändringar i ett annat steg. En förändring i exempelvis en drivkraft kan på så sätt fortplanta sig till förändringar av aktiviteter, belastningar, tillstånd, påverkan och till sist ge upphov till en respons, som i sin tur kanske är inriktat på att förändra en drivkraft. Detta illustreras av figur 2.2.



Figur 2.2. DAPSIR-modellen.

Bakgrund till miljöproblemet

Med miljö kvalitetsmålet *Levande sjöar och vattendrag* som bakgrund beslutade riksdagens miljö- och jordbruksutskott 2011 att följa upp statens insatser för biologisk mångfald i rinnande vatten. Utskottets uppföljnings- och utvärderingsgrupp genomförde uppföljningen, som i korthet resulterade i följande bedömningar (Sveriges riksdag, 2012):

- Vattenkraft påverkar biologisk mångfald i rinnande vatten negativt. Frågor om bl.a. fiskvägar och omprövningar av vattendomar har diskuterats under lång tid.
- Det är viktigt att insatser görs av verksamhetsutövarna och att de ges tillräckliga motiv för att arbeta med biologisk mångfald i vattendragen.
- Miljö kvalitetsmålet *Levande sjöar och vattendrag* har inte nåtts. Riksdagens miljömål är viktiga styrinstrument, och det är viktigt att målkonflikter hanteras.

- Det finns behov av att tydliggöra ansvarsfördelningen mellan myndigheterna.
- Samarbetet och samverkan mellan myndigheterna behöver utvecklas.
- Det är viktigt att uppmärksamma det kompetens- och resursbehov som finns på myndigheterna på olika nivåer för att säkerställa att goda resultat uppnås.
- Det saknas fiskvägar vid många vattenkraftverk, varför det är angeläget med förstärkta insatser för restaurering av vattendrag och fiskevård. Det är viktigt med en långsiktig finansiering och att resultatet av genomförda insatser följs upp och utvärderas samt redovisas till riksdagen.
- Det behövs ett intensifierat arbete med tillsyn och omprövning av vattendomar för att bevara och återskapa biologisk mångfald i rinnande vatten.
- En fortsatt utveckling av vattenförvaltningen är viktig när det gäller vattenkraftsrelaterade frågor.

Efter överenskommelse mellan regeringspartierna, Moderaterna, Centerpartiet och Kristdemokraterna fattade regeringen den 9 mars 2018 beslut om förslag till ny lagstiftning för vattenkraft och andra vattenverksamheter. Förslaget inkluderar upprättandet av en fond för miljöanpassning av vattenkraften, men denna fond kommer enbart att finansiera insatser som regleras genom villkor i miljöprövning av vattenkraften. Därför finns ett behov av kompletterande restaureringsinsatser.

Vilket är problemet som projektet ska lösa och varför är det ett problem?

Ett naturligt fungerande vattensystem levererar en stor mängd ekosystemtjänster till samhället, såväl stödjande, reglerande som producerande och kulturella tjänster. Exempel på tjänster är lek- och uppväxtområden för fisk, naturliga sedimentprocesser, miljöer för rekreation, retention och kvarhållande av näringsämnen och miljögifter samt en vattenhållande förmåga som bl.a. kan bidra till översvämningsskydd. Fysiskt påverkade vattensystem har ofta en minskad förmåga att leverera dessa tjänster. Restaurering av vattensystem syftar till att återställa deras biologiska mångfald och förmåga att tillhandahålla ekosystemtjänster.

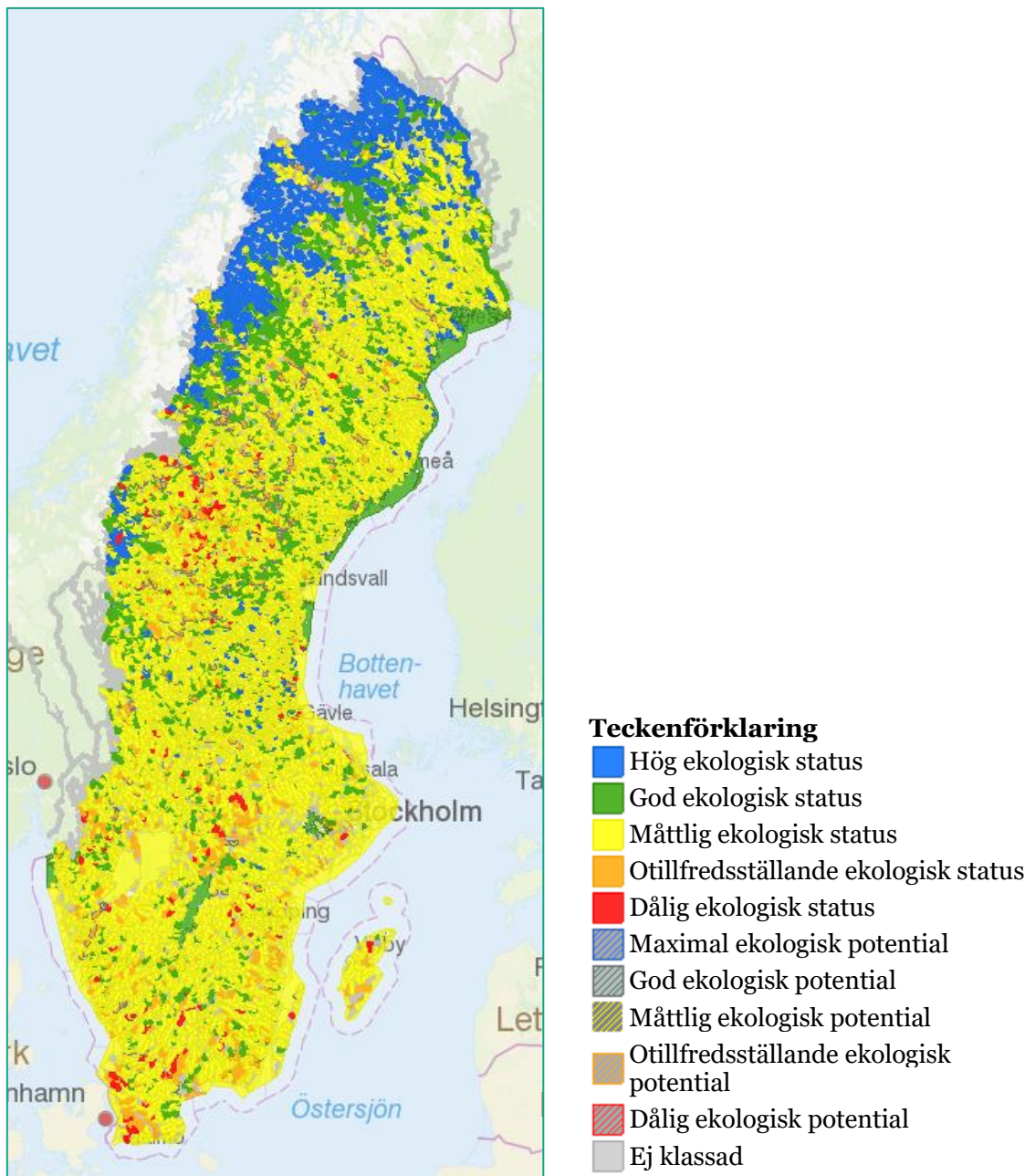
Vad krävs för att habitat ska fungera väl?
Laxfiskars behov av lekbäddar, dvs. bottnar där rommen deponeras, illustrerar hur höga kraven är på habitatet för att de ska fungera väl. Lekbäddarna ska skydda rommen under vintern från bortspolning, infrysning och rovdjur. Samtidigt ska de vara stabila så att rommen inte krossas. Vidare måste de kunna släppa igenom friskt vatten och föra ut avfallsprodukter. Ynglen ska dessutom kunna finna en väg upp ur bottarna. En rik förekomst av goda lekbäddar ger täta populationer av öring och lax. Strömsatta grunda lekområden är även viktiga för ett stort antal andra fiskarter, bl.a. asp, flodnejonöga, harr, id, färna, elritsa, vimma, stäm, lake, grönling, nissöga, bergsimpa och stensimpa. Unga ålar på invandring till sötvatten uppehåller sig också i samma typ av miljö. Strömsatta grus- och stenbottnar är dessutom viktiga för många bottendjur, t.ex. dag-, bäck- och nattsländor. (Degerman, 2008, kap. 11)

Faktarutan här intill exemplifierar de många egenskaper som måste uppfyllas för att habitat ska fås att fungera väl.

Fysisk påverkan i form av uppdämning, rensning, rätning och sänkning av vattendragen och sjöar medför omfattande påverkan på vattensystemen och deras förmåga att leverera ekosystemtjänster. Ofta är åtgärderna kopplade till idag inte aktiv verksamhet, t.ex. flottledsrensningar, diken utan funktion för skogs- eller jordbruk och övergivna dammar. Det finns då inte längre någon verksamhetsutövare att lägga ansvaret på, vilket betyder att det finns ett behov av att staten att gå in med resurser.

Fysisk påverkan är en av de viktigaste orsakerna till att vi är långt ifrån måluppfyllelse enligt kraven i vattenförvaltningen och när det gäller miljökvalitetsmålet *Levande sjöar och vattendrag*. Det har också betydande påverkan på miljökvalitetsmålet *Hav i balans samt levande kust och skärgård* samt *Ett rikt växt- och djurliv*, eftersom flera arter under sin livscykel vandrar mellan hav och vattendrag, t.ex. ål, lax och havsöring.

Många vattendrag i Sverige når med andra ord inte god status på grund av fysisk påverkan. Figur 2.3 visar Sveriges vattenförekomsters ekologiska status/potential. De flesta vattenförekomster har måttlig ekologisk status. Figur 2.4 ger en översiktlig bild som visar att det är vanligt att förändringar beträffande flöden, morfologi och konnektivitet är registrerade för svenska vattenförekomster.

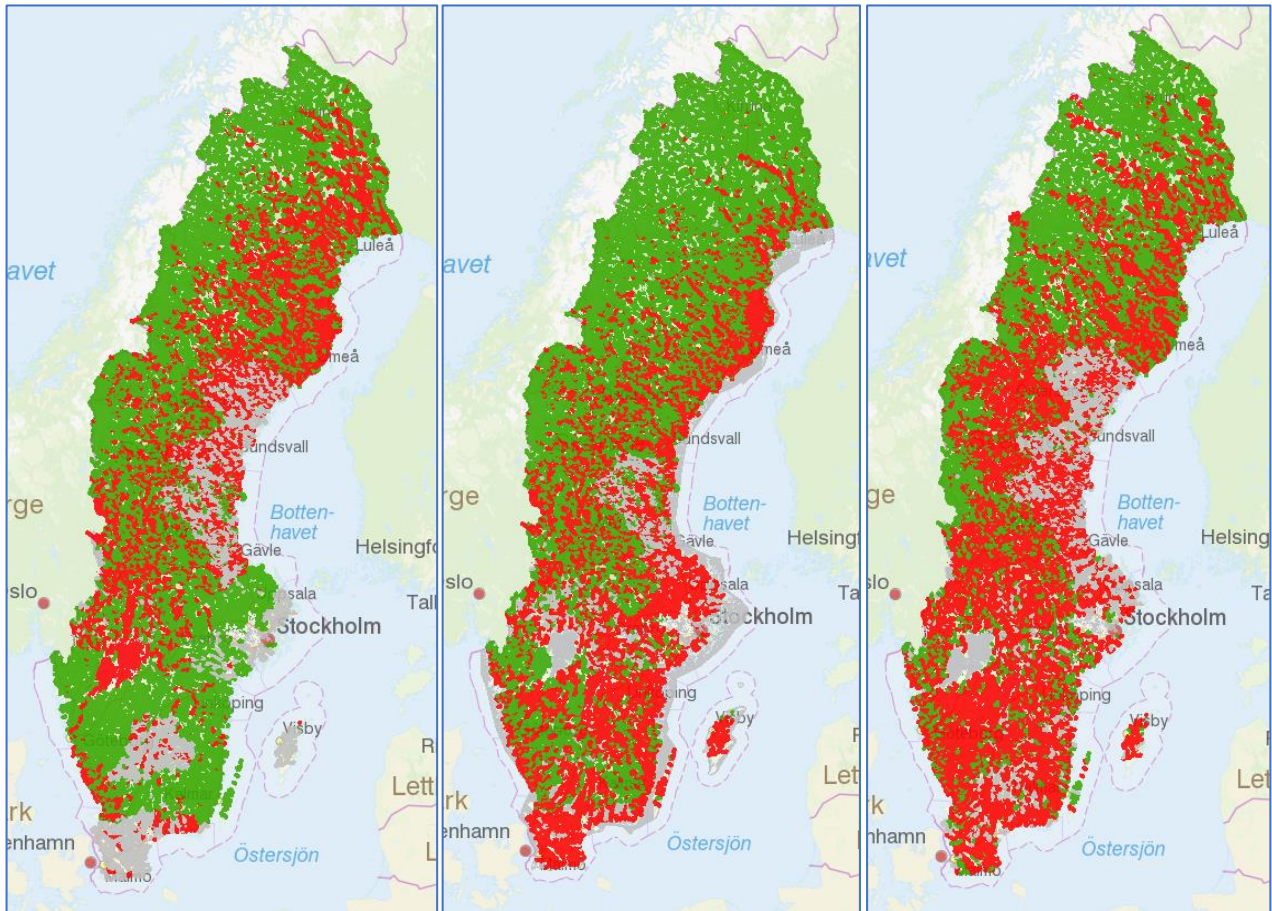


Figur 2.3. Ekologisk status/potential i vattenförekomster 2010-2016. Källa: VISS.

Flödesförändringar

Morfologiska förändringar

Konnektivitetsförändringar



Teckenförklaring

- Ja
- Nej
- Oklassad

Figur 2.4. Fysisk påverkan i vattenförekomster (2010-2016). Källa: VISS.

Problematiken i vattendragen påverkar även situationen i havet. I Sverige finns 16 älvar som mynnar i Östersjön med bestånd av lax som av Internationella havsforskningsrådet (ICES) klassas som naturreproducerande laxstammar. Dessa älvar, inkluderat Torne älv som är gränsälv mot Finland, svarar för uppskattningsvis 95 % av all naturligt producerad lax i Östersjön. I övriga östersjöländer finns det ytterligare ca 20 älvar med naturproducerad lax (HaV, 2018). Insatser i svenska vattendrag kan ha en stor påverkan för Östersjöns laxbestånd. Det finns även 23 laxåar på svenska västkusten med lax som vandrar till Atlanten för uppväxt (atlantlax). ICES klassar de svenska bestånden av atlantlax som varande precis på gränsen till att vara biologiskt säkra. Orsaken är dels en ökad dödlighet i havet, dels undermåliga habitat, stängda vandringsvägar, vattenkraftutnyttjande och -reglering i hemåarna.

Genom de svenska miljömålen sätts upp mål för bevarande av laxbestånden, främst genom miljömålen *Levande sjöar och vattendrag* samt *Ett rikt växt och djurliv* (HaV, 2018). Genom EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP) och beslut inom HELCOM finns uppsatta mål för bestånden av lax. Enligt målen ska successivt samtliga bestånd av lax återställas och bevaras över biomassanivåer som kan ge ett maximalt hållbart uttag. Denna så kallade MSY (Maximum Sustainable Yield) innebär avseende GFP respektive HELCOM att varje enskilt bestånd ska producera minst 75 % respektive 80 % av den potentiellt möjliga produktionen av lax. Endast tre laxälvar i Östersjön når idag eller är mycket nära att nå de mål för bestånden som är beslutade inom GFP. Flera av de svenska östersjöälvarna bedöms vara långt ifrån att nå mål för bestånden. För bestånden av atlantlax når idag färre än hälften MSY.

När det gäller havsöring är detta en art som förekommer runt hela Sveriges kust och uppskattas av sportfiskare, men har relativt ringa betydelse för yrkesmässigt fiske. Arten har en komplex livscykel och utnyttjar flera habitat med krav på goda strömvattenmiljöer, fria vandringsvägar och en god miljö på kusten. Arter med stora vandringsbehov och komplexa livscykler är sårbara och en enda flaskhals kan omintetgöra väl så goda insatser i andra delar av livscykeln. Dagens bestånd är mycket svagare än tidigare därför att stora arealer vatten inte längre kan nås på grund av dammar. Även om beståndsstatusen är god på den återstående arealen (tillräckligt med lekfisk för befintlig areal), så kan fisket inte vara av den omfattning det var före vattendragens byggdes ut för vattenkraft. Experter vid SLU föreslår flera åtgärder för att stärka bestånden av havsöring (Degerman et al., 2015). De anser att (fiske)förvaltning bör ske samordnat inom ett antal större förvaltningsområden. Detta bör kunna integreras på ett bra sätt med restaurering inom avrinningsområdesvisa åtgärdsplaner.

Beträffande ål så är den idag internationellt rödlistad inom hela sitt utbredningsområde i norra Atlanten. Orsaken är komplex med försämrade uppväxthabitat i sötvatten, avstängda vandringsvägar och ett tidigare alltför omfattande fiske. Sverige har vidtagit kraftfulla åtgärder och radikalt minskat fisketrycket med syftet att fler ålar skall kunna återvända till Sargassohavet för att leka (Jordbruksdepartementet, 2008). De unga uppväxande ålar som kommer från lekområdet i Sargassohavet till svenska vatten behöver tillgång

till sina forna uppväxtområden i grunda havsområden och i sötvatten. Utfyllnad av havsvikar, avstängda vandringsvägar till sötvatten och förstörda uppväxthabitat för ung ål i vattendrag är problem som kan åtgärdas inom de föreslagna restaureringsinsatserna. De utgör ytterligare ett exempel på hur restaureringsinsatserna skulle komplettera andra viktiga miljöåtgärder som den svenska förvaltningsplanen för ål (Jordbruksdepartementet, 2008).

Problemet utifrån DAPSIR-modellen

Genom att tillämpa DAPSIR på miljöproblemet med fysisk påverkan av vattendrag och sjöar kan den rådande situationens drivkrafter, aktiviteter, belastningar, tillstånd och påverkan exemplifieras på följande sätt, se även illustrationen i figur 2.2. *Belastningarna* handlar i det här fallet om olika former av fysisk påverkan, exempelvis uppdämning, rensning, rätning och sänkning av vattendrag och sjöar samt hydrologisk påverkan av flöden genom reglering vid kraftverk och dammar. Den storskaliga torrläggningen av landskapet genom dikningsföretag har möjliggjort en ökad produktion i skogs- och jordbruk, men samtidigt påverkat den biologisk mångfalden negativt. Speciellt påtaglig blir sådan påverkan under torrsomrar. Dessa belastningar leder i sin tur till ett *tillstånd* som bl.a. kännetecknas av ekologiska system med minskad biologisk mångfald och minskade bestånd av naturligt förekommande arter, t.ex. fiskarter och stormusslor som är beroende av så opåverkade vattendrag som möjligt. Ett sådant miljötillstånd innebär en *påverkan* på välbefinnandet i samhället i form av konsekvenserna av försämrat tillhandahållande av många ekosystemtjänster, t.ex. produktion av fisk som är av intresse för fritids- och yrkesfiskare, estetiska värden, miljöer för rekreation, retention och kvarhållande av näringsämnen och miljögifter. Samtidigt kan även tillgången till översvämningsskydd försämrats. Belastningarna härrör från flera olika typer av *aktiviteter*. Aktiviteterna är till stor del historiska, exempelvis flottning, dämmen och kvarnar, men de handlar också om pågående verksamheter i form av vattenkraftverk och jord- och skogsbruk som drar nytta av befintliga torrlägningsföretag, rensningar, rätningar och dräneringar. Väg- och järnvägstrafik är andra aktiviteter som har inneburit t.ex. kulverteringar och installation av väg- och järnvägstrummar och på så sätt gett upphov till svårigheter för organismer att sprida sig naturligt. I *drivkrafterna* för de befintliga verksamheterna hör energipolitik som uppmuntrar förnybar energi och efterfrågan på skogs- och jordbruksprodukter.

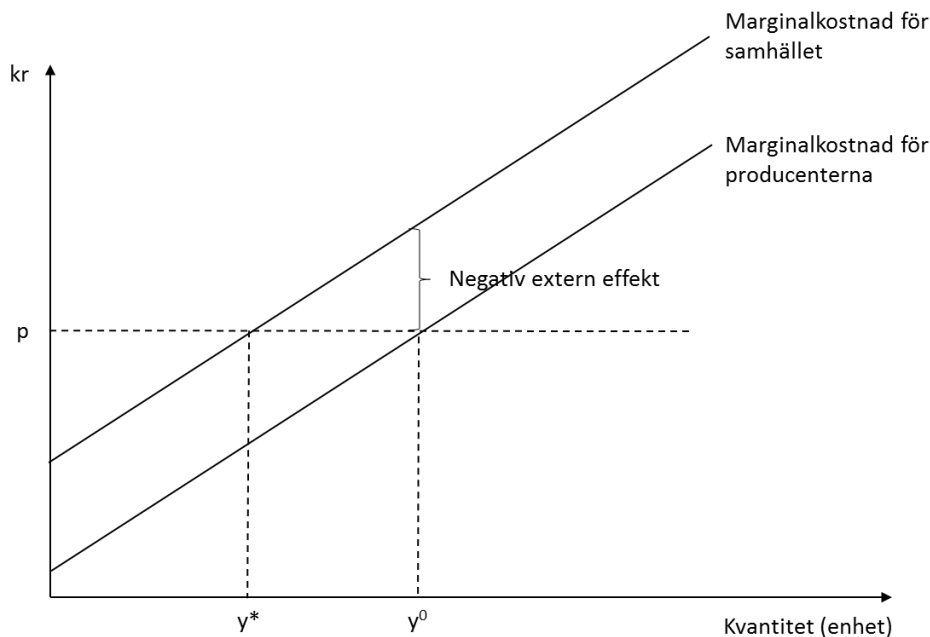
DAPSIR-kedjan indikerar att det även finns en baksida när det gäller att minska miljöproblemet med fysisk påverkan av vattendrag och sjöar. Pågående aktiviteter som t.ex. kraftproduktion, jordbruk och skogsbruk kan drabbas av produktionsbortfall. Forskning har dock visat att god miljöhänsyn vid vattenkraftutnyttjande kan åstadkommas med små kostnader (t.ex. Widén et al., 2017). När det gäller de historiska aktiviteterna finns många kulturmiljöer knutna till dem. Att minska fysisk påverkan genom att exempelvis ta bort dammar vid gamla kvarnar kan minska kulturmiljövärden. Det finns alltså en potentiell konflikt här som gör det viktigt att göra kulturmiljöinventeringar för att säkerställa exempelvis vilka dammar som kan rivas utan att behöva ta kulturmiljöhänsyn, och för vilka kulturmiljöer som olika former av anpassningar bör ske.

Problemet utifrån samhällsekonomisk synvinkel

Att utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv motivera en statlig intervention kräver att det går att visa att en situation utan någon form av styrning leder till en ineffektiv allokering av resurser. I fallet med fysisk påverkan av vattenmiljöer är det samhällsekonomiska grundproblemet att det finns negativa externa effekter förknippade med de aktiviteter som idag åstadkommer eller historiskt har åstadkommit denna belastning på miljön. Förekomsten av negativa externa effekter betyder att de aktörer i samhället som ger eller har gett upphov till fysisk påverkan behöver i frånvaron av tillräckligt omfattande styrning inte fullt ut beakta de negativa konsekvenser som fysisk påverkan har på andra individer i samhället. Det finns därför inte tillräckliga incitament för dessa att minska den belastning de orsakar på miljön. Effekterna är externa på så sätt att aktörerna som har olika aktiviteter inte beaktar de fullständiga kostnaderna för sina aktiviteter när de tar sina beslut om aktiviteternas omfattning. Exempelvis behövde flottningsverksamheter inte beakta fullständiga kostnader för försämrade fiskproduktion när sådana verksamheter bestämde omfattningen av kanalisering av vattendrag och annan fysisk påverkan för att underlätta flottningen. Utifrån händelsekedjan i figur 2.1 kan externa effekter ses som den påverkan olika aktiviteter i slutänden har på tredje part.

Figur 2.5 illustrerar schematiskt att negativa externa effekter innebär ett marknadsmisslyckande i betydelsen att en fri marknad leder till en högre produktion än vad som är önskvärd ur samhällsekonomisk synvinkel. Givet ett marknadspris lika med p är den samhällsekonomiskt önskvärda produktionsnivån y^* lägre än den företagsekonomiskt motiverade produktionsnivån y^o . Detta kan exempelvis handla om marknaderna för elektricitet, jordbruksprodukter och skogsbruksprodukter. Givet de rådande marknadspriserna och institutionella förhållandena leder denna produktion till negativa externa effekter, exempelvis konsekvenserna till följd av att jordbruk bedrivs på mark som skapats genom fysisk påverkan på vattenmiljöer.

Närvaron av negativa externa effekter motiverar ett statligt ingripande i form av offentliga åtgärder eller att införa nya styrmedel och/eller ändra befintliga styrmedel. Det finns alltså ett samhällsekonomiskt skäl för att staten griper in för att åtgärda miljöproblemet med fysisk påverkan av vattenmiljöer, exempelvis med hjälp av förslaget i avsnitt 2.1.



Figur 2.5. När marginalkostnaden för samhället överstiger marginalkostnaden för producenter av en vara föreligger en negativ extern effekt. Givet marknadspriset p är den samhällsekonomiskt motiverade produktionsnivån lika med y^* , dvs. en lägre nivå än den företagsekonomiskt motiverade produktionsnivån y^0 .

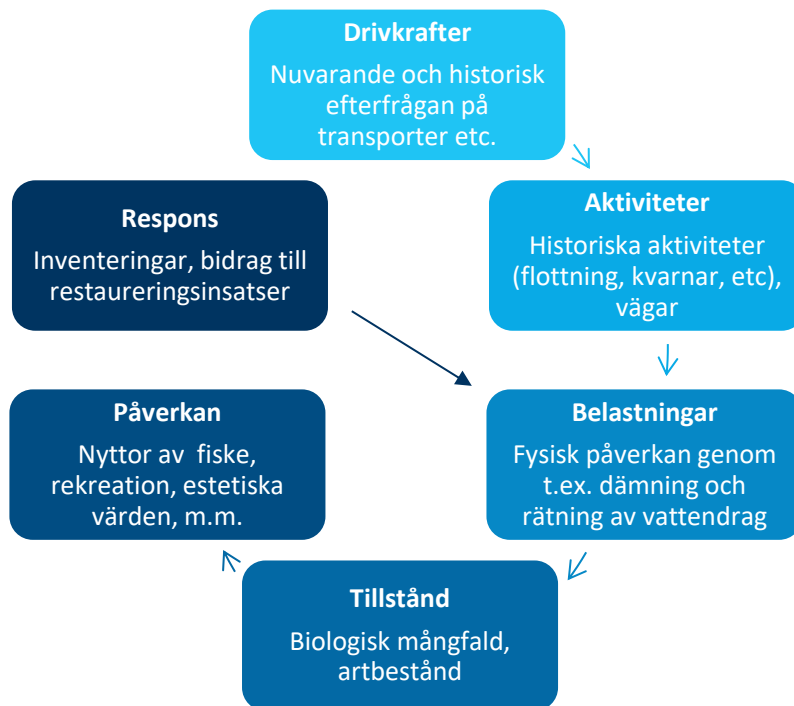
2.3.2 Föreslagen respons

Responsen i DAPSIR-modellen

Respons i form av att staten agerar genom offentliga åtgärder eller olika typer av styrmedel för att åstadkomma en förändring i miljötillståndet kan vara inriktad på olika delar av händelsekedjan. Det kan handla om att **förändra drivkrafter, modifiera, substituera** eller **ta bort aktiviteter, förebygga, minska** eller **förhindra belastningar, återställa** eller **förändra tillstånd**, eller **kompensera** eller **mildra påverkan**.

Förslaget i avsnitt 2.1 är en respons som inriktar sig på att påverka belastningarna genom att olika restaureringsinsatser vidtas. Responsen avgränsar sig till att komplettera de satsningar som kommer att göras med hjälp av befintliga eller redan beslutade styrmedel, inklusive vattenkraftens miljöfond. I DAPSIR-kedjan i figur 2.6 indikeras detta av pilen som från responsrutan pekar på belastningsrutan. Belastningarna som ska påverkas genom responsen beror till stor del på historiska aktiviteter. För att åstadkomma denna respons går förslaget ut på offentliga åtgärder i form av kulturmiljöinventeringar och ett ekonomiskt styrmedel genom införandet av ett statligt bidrag för genomförande av restaureringsinsatser. Detta bidrag kan erhållas genom ett ansökningsförfarande. Styrmedlet kompletteras vid behov

med offentliga åtgärder om ansökningar av bidrag inte täcker in de prioriterade restaureringsinsatserna.



Figur 2.6. Förslaget som respons i DAPSIR-modellen.

Mer om responsen

De tillkommande medlen ska användas för att täcka kostnader för prioriterade restaureringsinsatser som inte finansieras på andra sätt, t.ex. genom Vattenkraftens miljöfond. Denna nyinrättade fond kommer att finansiera åtgärder direkt kopplade till vattenkraftproduktion, t.ex. åtgärder som är inriktade på att få till stånd mer naturliga vattenflöden samt passerbarhet vid kraftverksdammar. Var gränsen för sådana åtgärder går kan förväntas bli mer och mer tydligt i takt med nya rättsliga miljöprövningar av vattenkraftverksamhet.

Upprättandet av Vattenkraftens miljöfond ger ett särskilt motiv till den föreslagna responsen. I vattenkraftpåverkade vattendrag kan denna fond bekosta åtgärder kopplade till vattenkraft, till exempel anläggande av fler fiskvägar eller en anpassad vattenreglering (så kallade ekoflöden) (Widén et al., 2017). Sådana åtgärder kan dock få en större utväxling om de kombineras med restaureringsåtgärder som faller utanför vad Vattenkraftens miljöfond kan bekosta (t.ex. Jansson et al., 2017). En fiskväg kan få en mycket begränsad nytta om den inte ansluter till lämpliga lek- och uppväxtområden för fisken, men genom restaureringsåtgärder som inrättar eller utökar sådana områden kan fiskvägen få en betydligt större effekt. Detta indikerar i sin tur behovet av noggrann samordning så att de kompletterande restaureringarna görs där störst potential till utväxling finns.

Förslaget betonar vikten av ett avrinningsområdesbaserat arbetssätt för att möjliggöra synergier mellan t.ex. olika åtgärder och finansieringssätt. Det är ett arbetssätt som ökar chanserna till kostnadseffektivitet. Flera olika aspekter är knutna till ett sådant arbetssätt. Möjligheten att involvera nyttjare och andra berörda aktörer för att få acceptans för åtgärderna är en viktig aspekt. En sådan acceptans kan förbättra möjligheterna att genomföra åtgärderna på de platser där de bäst behövs.

2.4 Analys av behov av styrning inom området

2.4.1 Befintlig styrning

Förutom genom miljöbalken sker den befintliga styrningen främst genom vattenförvaltningen och dess miljö kvalitetsnormer för vatten, artskyddsförordningen och dess bestämmelser beträffande bevarandestatus, åtgärder enligt förordning (1998:1343) om stöd till fiskevården och andra åtgärder som finansieras genom HaV:s anslag 1:11 (Åtgärder för havs- och vattenmiljö), de stöd och ersättningar som ges genom Landsbygdsprogrammet och EU:s miljöfond LIFE. Vidare finansieras restaureringsinsatser löpande av Trafikverket.

Befintlig styrning har också att göra med vilka effekter som kan förväntas av upprättandet av Vattenkraftens miljöfond. Denna fond kan förväntas finansiera viktiga flödesinriktade och konnektivitetsskapande åtgärder i vattenkraftpåverkade vattendrag. Där kan sådana åtgärder förväntas ha en större potential för att återställa ekologiska processer som har försämrats till följd av vattenkraftutbyggnaden. Det här är inte förvånande, eftersom de två största problemen som vattenkraft orsakar med avseende på vattenmiljön är ett onaturligt vattenflöde och en fragmentisering av vattendragssystemen genom dammar och konstruerade lugnvatten (Sandin et al., 2017). Flödesreglering kan ha konsekvenser långt nedströms, vandringshinder kan påverka hela vattensystemet uppströms och dammar kan ha omfattande effekter på hela vattensystemet (Sandin et al., 2017).

Jansson et al. (2017) rangordnade olika flödesrelaterade, konnektivitetsskapande och habitatskapande åtgärder utifrån åtgärdernas förmodade förmåga att bidra till ökad yta eller kvalitet av habitat för organismer anpassade till strandmiljöer eller strömmande vatten, samt longitudinell, lateral och vertikal konnektivitet. Följande restaureringsåtgärder utvärderades:

- Flödesrelaterade restaureringsåtgärder: Naturlig flödesregim, säsongsmässig flödesvariation, naturlig vattenståndsväxling, förkorta perioder utan vattenflöde, vattenflöde i torrfåror och omlöp, vattenflöde i fiskvägar.
- Konnektivitetsskapande restaureringsåtgärder: Dammrivning, borttagning av trösklar och överfallsdammar, ramper eller upptröskling för att underlätta tröskelpassager, omlöp, tekniska fiskvägar, ålledare, borttagning av levéer och invallningar, fångst och transport, klunkning,

styrning med galler, snedställda galler med flyktöppning/fiskavledare, stänga kraftverk för nedströmstransport, fiskvänliga turbiner, modifiera intag till kraftverk, åtgärda biflödesutlopp.

- Habitatskapande åtgärder: Återföra stenblock och död ved tillfåran, placera ut lekgrus, placera stenblock i strandnära lägen som erosionsskydd, spegeldammar, muddra bottnar, modifiera djupet för intaget.

Åtgärderna med den allra högsta förmågan bedömdes vara naturlig flödesregim, säsongsmässig flödesvariation, att förkorta perioder utan vattenflöde, dammrivning samt borttagning av trösklar över överfallsdammar.

Jansson et al. (2017) jämförde också olika restaureringsåtgärders potential att återskapa eller efterlikna ekologiska processer som är av stor vikt för de ekologiska systemen i vattenkraftpåverkade vattendrag. De fann då att processbaserade åtgärder generellt kan bedömas ha en större restaureringspotential än habitatskapande åtgärder och introduktioner av arter. Det är alltså mycket viktigt att tillräckliga processbaserade åtgärder genomförs och att dessa kompletteras med habitatskapande åtgärder för att råda bot på brist på habitat av tillräcklig omfattning och kvalitet. Till de studerade **processbaserade** åtgärderna vid vattenkraftutnyttjande hörde nolltappningsförbud, ökad minimitappning, högflödespulser, införa perioder med lågt vattenstånd, efterlikna naturlig vattenståndsdynamik, undvika stora vattenståndsväxlingar under vintern, högre flöden under den varma årstiden, flytta intaget till kraftstationen, omlöp förbi kraftverk, spill med höga flöden för att initiera drift, koordinerade spill förbi kraftverk under korta perioder, koordinerade spill förbi kraftverk under korta perioder, och säsongsvariation i flöden. **Habitatskapande** åtgärder innefattade utläggning av lekgrus, muddring av finsediment från bottnar, muddring av områden med sedimentackumulation, placera stenblock i strandnära lägen, skapa temperaturrefugier, utläggning av block och ved och fysisk borttagning av barriärer.

Dessa resultat indikerar ett behov av att utifrån ett helhetsperspektiv på vattendragssystem genomföra habitatskapande åtgärder för att få full utväxling av de flödesinriktade och konnektivitetsskapande åtgärder som Vattenkraftens miljöfond kan förväntas finansiera. Eftersom sådana habitatskapande åtgärder endast i begränsad omfattning kan förväntas täckas av Vattenkraftens miljöfond finns det behov av kompletterande finansiering för sådana åtgärder.

2.4.2 Föreslagen typ av styrning

Förslaget går ut på att staten vidtar både offentliga åtgärder och inför ett ekonomiskt styrmedel. Den offentliga åtgärden handlar om att göra inventeringar av vattenanknutna kulturmiljöer. Resultaten av dessa inventeringar ger hjälp för prioriteringen och utformningen av restaureringsinsatser genom att indikera potentiella konfliktpunkter mellan restaureringsinsatser och kulturmiljövärden. Sådan kunskap gör det till

exempel möjligt att vid val av två restaureringsinsatser som skulle ge likvärdig naturmiljöeffekt, men där den ena gör intrång på kulturmiljövärden och den andra inte gör det, välja den senare insatsen. Kunskapen gör det också möjligt att ta hänsyn till kulturmiljövärden i de fall då det av miljöeffektskäl är angeläget att göra restaureringsinsatser som gör intrång på kulturmiljövärden. Inventeringarna underlättar med andra ord rimliga avvägningar mellan naturmiljöeffekter och kulturmiljöeffekter och möjliggör ofta en kombination av såväl bevarade kulturmiljöer som restaurerade vattendrag.

Inventeringarna av kulturmiljöer kompletterar informationen i de avrinningsområdesvisa planer som länsstyrelserna tar fram enligt länsstyrelsernas åtgärd 5 i åtgärdsprogrammet för vatten 2016-2021. I planerna samordnas alla vattenvårdande insatser för att optimera effekterna. Effekter av restaureringsåtgärder inom ett avrinningsområde beror av varandra och därför är det viktigt att åtgärdernas inbördes förhållanden analyseras så att maximala synergieffekter uppnås. I ett sådant arbete krävs det gemensam planering mellan olika aktörer över sektors-, kommun- och länsgränser för att säkerställa att åtgärdsarbetet blir effektivt. Samtidigt kan en samordning av insatserna öka de administrativa kostnaderna, vilket förslaget tar hänsyn till. En gemensam planering kan också bidra till en rättvisare fördelning av kostnader och möjliggöra en delad tillgång på kompetens.

Genom de avrinningsområdesvisa planerna utvecklas avrinningsområdesperspektivet i åtgärdsarbetet och inom samhällsplaneringen genom ytterligare samordning mellan vattenmyndigheter, län och kommuner. Förutsättningarna för sådan samordning kan i och för sig behöva stärkas och studeras närmare för att få så god kostnadseffektivitet i åtgärdsarbetet som möjligt. Genom att vara förvaltningsmyndighet för bl.a. fysisk planering är Boverket en viktig aktör i detta sammanhang. Olika avrinningsområden har olika naturgeografiska förhållanden och människor som lever och verkar i området ska ges möjlighet att påverka arbetet för bättre vatten. Länsstyrelser och kommuner samverkar därför med vattenråd, näringsliv, branschorganisationer, föreningar och intresseorganisationer inom hela avrinningsområdet. Då ökar kunskapen om området och om hur åtgärdsarbetet bäst ska bedrivas.

Det ekonomiska styrmedlet är införandet av ett ansökningsbart bidrag för restaureringsinsatser. Ansökningarna utvärderas utifrån prioriteringarna i de avrinningsområdesvisa planerna och kunskap om kulturmiljöer. För att täcka glapp mellan ansökta projekt och prioriterade insatser utförs vid behov restaureringsinsatser som offentliga åtgärder. Som påpekas av NV (2016a) kan offentliga åtgärder vara särskilt motiverat för den del av fysisk påverkan som beror på historiska aktiviteter för vilka ingen ansvarig verksamhetsutövare finns och där det dessutom kan saknas aktörer som är beredda att ansöka om insatser.

Den befintliga styrningen bedöms vara otillräcklig för att få till stånd restaureringsinsatser med potentiellt hög miljöeffekt och stor samhällsekonomisk nytta. Miljökvalitetsnormerna för vatten har i många fall

otillräcklig styreffekt på grund av otydliga ansvarsförhållanden med avsaknad av tydlig verksamhetsutövare, se även avsnitt 2.4.3. Vattenkraftens miljöfond kommer att kunna finansiera många insatser, men den omfattar endast vattenkraftpåverkade vattendrag. Den befintliga styrningen brister vidare i att ge tillräcklig information om kulturmiljövärden.

2.4.3 Alternativ styrning

Finns det alternativ till den styrning som förslaget går ut på? Det är med hjälp av att jämföra med sådana alternativ som förslagets kostnadseffektivitet kan utvärderas. Alternativen kan struktureras efter DAPSIR-modellen, dvs. finns det andra sätt att lösa problemet genom att påverka drivkrafter, aktiviteter, belastningar eller tillstånd?

Ett alternativ inom systemgränsen för själva förslaget är att inte samordna restaureringsinsatserna avrinningsområdesvis. Detta skulle å ena sidan minska behovet av planerings- och samordningsarbete, vilket kan vara kostnadsbesparande. Å andra sidan minskar möjligheten att få ut maximal effekt av restaureringsinsatserna, vilket innebär en risk för insatser som ger en relativt låg nytta per satsad krona.

Om systemgränsen vidgas till att ligga utanför själva förslaget skulle alternativ styrning kunna vara följande:

1. Använda administrativa styrmedel i form av förelägganden från tillsynsmyndigheterna som tvingar verksamhetsutövare att genomföra restaureringsåtgärder i syfte att följa miljö kvalitetsnormerna. Ett stort problem med en sådan respons är dock att det i många fall inte finns någon verksamhetsutövare att ställa till svars. Många äldre vattenverksamheter, framförallt flottningsdammar och flottleder, saknar en tydlig verksamhetsutövare. För dessa vattenverksamheter har den juridiska person som utgjorde verksamhetsutövare i många fall upplösts efter godkännande av domstol. De otydliga ansvarsförhållandena för dessa verksamheter är ett problem vid genomförande och finansiering av åtgärder i syfte att följa miljö kvalitetsnormerna.
2. Däremot finns aktiva verksamhetsutövare inom sektorer som jordbruk och skogsbruk. Förelägganden kan ändå vara problematiska på så sätt att flexibiliteten i att få restaureringsinsatserna till stånd där de gör mest nytta är begränsad.
3. Införa ett ekonomiskt styrmedel i form av en avgift på verksamheter som bidrar till fysisk påverkan, t.ex. jordbruksverksamhet på mark nära vattendrag eller på utdikad mark, samt skogsbruksverksamhet och väg- och järnvägstrafik. Ett problem är att ett sådant styrmedel kan bli trubbigt – hur specifik och hög måste avgiften vara för att leda till avsedd beteendeändring? Hur stora restaureringsinsatser skulle avgiften kunna förverkliga? Andra problem med denna alternativa styrning är att belastningen i så hög grad beror på historiska aktiviteter, att ansvarsförhållanden kan vara oklara och att det kan vara svårt att kausalt koppla en viss verksamhet till en viss påverkan.

4. Införa ett kompensationssystem, där befintliga verksamheter kan kompensera för sin fysiska påverkan genom att finansiera restaureringsinsatser på lämplig annan plats i ett avrinningsområde. Detta är ett alternativ som skulle kunna komplettera den föreslagna styrningen, men som skulle behövas utredas närmare och ta in erfarenheter från pågående kompensationssystem och resultat från den forskning om ekologisk kompensation som för närvarande pågår med finansiering av Naturvårdsverket.

Det kan konstateras att på grund av att miljöproblemet till stor del har uppstått till följd av historiska synder är det motiverat med offentliga åtgärder. Detta är i linje med att vattenverksamhetsutredningens slutbetänkande (SOU 2014:35) föreslår att avlysta flottleder ska utgöra statens ansvar. Staten kan då svara för underhåll i den utsträckning som krävs för att bevara kulturvärden eller ansöka om och genomföra åtgärder, till exempel utrivning eller fiskväg, om dessa behövs för att följa miljö kvalitetsnormerna.

När det gäller elproduktion kommer åtgärder att bekostas genom Vattenkraftens miljöfond. En återstående fråga som förslagsvis bör utredas närmare är om någon kompletterande styrning kan vara befogad för kvarstående aktiviteter (jordbruk, skogsbruk, vägtrafik).

3 Förslagets effekter på olika samhällsmål

3.1 Väntad effekt av förslaget, på miljömålen och Agenda 2030-målen

Allmänt kan förslaget förväntas leda till återskapandet av naturligt fungerande vattensystem med rikare bestånd av många olika fiskarter och andra vattenlevande djur. Detta leder till ett ökat tillhandahållande av många ekosystemtjänster till samhället, såväl stödjande, reglerande som producerande och kulturella tjänster. Exempel på sådana tjänster är lek- och uppväxtområden för fisk, naturliga sedimentprocesser, miljöer för rekreation, retention och kvarhållande av näringsämnen och miljögifter samt översvämningsskydd.

Förslaget har positiv påverkan på följande miljö kvalitetsmål: *Levande sjöar och vattendrag, Hav i balans samt levande kust och skärgård, Ett rikt växt- och djurliv, Ingen övergödning, Giftfri miljö* och *Grundvatten av god kvalitet*. Genom de inventeringar av kulturmiljöer som ingår i förslaget ger det även en positiv påverkan på kulturaspekter av miljö kvalitetsmålen, se även avsnitt 3.2.

Förslaget kan ha en negativ effekt på miljö kvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap* om mark som används för livsmedelsproduktion tas i anspråk och om jordbruksmarkens värde för livsmedelsproduktion minskar eller uteblir genom försämrade förutsättningar för dränering. Lokalt försämrade förutsättningar för att bedriva jordbruk kan också leda till färre aktiva jordbrukare och därmed även försämrade förutsättningar för att upprätthålla de värden som är förknippade med odlingslandskapet. Påverkan på jordbruket och miljö kvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap* kan dock begränsas genom att analysera vilken jordbruksmark som eventuellt påverkas av förändrade vattennivåer och på så sätt öka möjligheterna att anpassa restaureringsåtgärderna.

Förslaget har positiv påverkan på följande Agenda 2030-mål: 6 Rent vatten och sanitet, 14 Hav och marina resurser, 15 Ekosystem och biologisk mångfald, 11 Hållbara städer och samhällen, 13 Bekämpa klimatförändringen.

Nedan följer en mer specifik bedömning av vilka miljöeffekter som förslaget kan förväntas leda till.

3.1.1 Prioritering och bedömda miljöeffekter med restaureringsinsatser

Bakgrund

Ett stort problem om man ska undersöka de ekologiska och i förlängningen även de ekonomiska effekterna av en restaureringsåtgärd är bristen på tillförlitliga uppföljningar. För att försäkra sig om att eventuella förändringar,

positiva eller negativa, skett på grund av åtgärden måste åtgärdsområdet ha provtagits under en lång tid före och sedan under flera år efter åtgärden, se Sandin et al. (2017). De sträva budgeterna för restaureringsåtgärder gör att det i första hand är själva åtgärden som bekostas, uppföljningen blir sekundär.

Förändringarna efter restaurering av vattendrag kan mätas i exempelvis fiskarters tätheter och förekomst eller övergripande index likt VIX (Vattendragsindex, Beier et al., 2007) som visar ekologisk status bedömd utifrån fiskfaunan. På motsvarande sätt kan man använda bottenjurssamhället eller förekommande kiselalger för att bedöma vattnets ekologiska status. Uppföljningen fokuserar naturligt på olika saker beroende på projektets målarter. När lax varit mållart kan uppföljningen ske med elfisken för att undersöka rekryteringen av laxungar och andra förekommande fiskarter. Är flodpärlmussla mållart fokuseras istället på att räkna musslor och framför allt kvantifiera andelen unga musslor. Ibland kan strandvegetation vara i fokus och då inventeras längden strand med naturlig vegetation. Flera av dessa uppföljningsmetoder medger inte en samlad bedömning av vattendragets ekologiska status, utan är speciellt utformad för att följa mållarten. Den ekologiska och, i än högre grad ekonomiska, nyttan av en restaureringsåtgärd är därmed svår att generalisera.

Det finns ytterligare orsaker till att det är svårt att kvantifiera effekten av restaurering på ett sätt som gör det möjligt att jämföra kostnader och nytta:

- Det finns generellt få bra utformade kvantitativa uppföljningsprogram och uppföljningen är inte samordnad på nationell nivå.
- Kostnaderna är ofta dåligt sårredovisade i större restaureringsprojekt där flera åtgärder genomförts och där förstudier/projekteringar/miljöprövning ibland ingår, ibland inte.
- Vattnen är olika stora, och kostnaden ökar med storleken för flera åtgärder, men inte linjärt med avseende på storleken, vilket gör generaliseringar svåra.
- Olika typ av miljöpåverkan kräver olika mängd av kompletterande åtgärder till en huvudsaklig restaureringsåtgärd. Ibland har de ingått i restaureringsprojektet, ibland sårredovisas de.
- Ursprungstillståndet varierar och därmed möjligheten att få och detektera respons. Ju sämre ursprungstillstånd, desto tydligare respons, men samtidigt desto mindre utfall. Ju mindre effekt, desto svårare att påvisa den utan en omfattande uppföljningsverksamhet.
- Vissa arter/miljöer ger snabb respons (t.ex. laxhabitat), medan andra ger svag och långsam respons (t.ex. rekrytering av flodpärlmussla). När responsen är långsam (>3-4 år) fångas den inte upp av dagens korta uppföljningsprogram. För flodpärlmussla får man räkna med minst 10 år innan effekten är synlig.
- Idag sker uppföljningen temporalt, ofta på en punkt som undersöks 2-4 år i följd. Man får därmed ingen uppfattning om den spatiala effekten av åtgärden. En areellt begränsad åtgärd ges därvid samma vikt som en åtgärd som omfattar stora områden.

Prioritering av huvudåtgärder

En vetenskaplig utvärdering inom forskningsprojektet PRIO-KLIV (Jansson et al., 2017) visade att restaureringsåtgärder generellt bör prioriteras i följande ordning, se även avsnitt 2.4.1:

Vattenflöden > Konnektivitet > Habitat > Återintroduktion

Förenklat kan detta uttryckas som att det primära är att få vattenflöden och vattenstånd med så normal mängd, nivå och rytmik som möjligt (ekologiskt anpassade flöden). Vattnets flöde och dynamik skapar i sig olika habitat och kan underlätta spridning och migration. Ofta är dock detta inte tillräckligt och som en andra åtgärd bör man öka konnektiviteten för att ge olika arter möjligheter att nå området genom aktiv migration eller passiv spridning. Därefter kan kritiska habitat behöva fysiskt restaureras eller återskapas för att populationerna ska nå säkra biologiska nivåer. Även om vattnet finns på plats och arterna kan nå fram så kan vissa kritiska habitat vara så påverkade att flora och fauna inte når de populationsstorlekar som krävs för att säkra deras långvariga existens. En typisk åtgärd är att återställa habitatets mångformighet i vattendragsavsnitt som kanaliserats och rensats, eller att återskapa lekområden för målarter av fisk – ofta lax och öring. Slutligen kan återintroduktion av arter vara nödvändig för att nå målet med restaureringen om övriga åtgärder inte givit tillräckligt resultat.

Föreliggande förslag handlar till viss del om restaureringsinsatser i vattenkraftpåverkade vatten, men då endast som komplettering till insatser som finansieras av Vattenkraftens miljöfond. I sådana vatten har flödet och dynamiken hos vattnet påverkats för kraftutvinning. I såväl stora som mindre vattenkraftpåverkade vattendrag sker ofta snabba växlingar i flödet: Korttidsreglering och nolltappning som sker på timnivå. Detta orsakar stora skador på vattenmiljö och organismer. Andra typer av insatser som kan ingå i förslaget är hydrologisk restaurering av vattenlandskapet genom att återmeandra vattendrag och återskapa våtmarker. Detta krävs i områden där vattnets flöde påverkas över en längre tidsperiod (året), med extrema vår- och höstfloden och extrema lågflöden sommartid, vilket har varit extra tydligt den varma sommaren 2018. För att återställa den hydrologiska balansen strävar man också efter att anpassa olika markavvattningsföretag så att en naturlig flora och fauna kan återkolonisera utdikade vatten.

De insatser förslaget handlar om är därmed inte direkt riktade mot vattenreglering för vattenkraftutnyttjande, utan handlar mer om hydrologisk restaurering av habitat och behandlas under habitatrestaurering. Detta innebär att de huvudkategorier av insatser som främst kommer i fokus i förslaget är konnektivitetsskapande och habitatrestaurerande.

Prioritering av åtgärder i ett avrinningsområdesperspektiv

För att få en helhetsbild både av vilken påverkan som finns och vilken nytta restaureringsåtgärder kan ge är det viktigt att man arbetar utifrån ett avrinningsområdesperspektiv. Idealt hade vi direkt kunnat ange effekten av

ökad areal/längd av ett habitat på numerären eller statusen hos en art. Detta är dock bara möjligt för ett fåtal arter, främst laxfiskar. Därmed kan enbart åtgärder i vissa habitat och med vissa målarter värderas. Inom forskningsprojektet PRIO-KLIV förordades dock att man kvantifierar den mängd eller yta av habitat lämpliga för de arter man vill gynna. Det bör vara habitat som har identifierats som bristhabitat i tidigare analyser, och åtgärderna bör föra ekosystemen till den målbild man har satt upp för vattendraget.

Att använda yta skapat habitat som en måttstock för miljönytta innebär dock många problem. Arter har olika krav på storlek på habitat, vilket gör att man med naturnödvändighet jämför äpplen och päron vid jämförelser av habitat för olika arter eller organismgrupper. Vidare finns det en risk att man räknar med att en åtgärd har skapat en viss mängd habitat trots att det skapade habitatet inte uppfyller arternas krav. Det är först när habitatet tagits i anspråk av de tilltänkta arterna som man får ett kvitto på om åtgärden fungerat, vilket kan ta många år eller årtionden i vissa fall.

Widén et al. (2017) visade hur miljönytta av restaureringsåtgärder i Umeälven kunde kvantifieras genom att för hela älven inventera behov av åtgärder och kostnadssätta dessa. Dessa kostnader jämfördes sedan med åtgärdad areal som ett mått på miljönytta (Widén et al., 2017). Problemet var dock att för att värdera miljönyttan av olika habitattyper av åtgärdad areal (t.ex. längd/yta strömmande habitat, återskapad strandzon, ökad konnektivitet) så måste detta alltså ställas i relation vilken typ av habitat som är bristen i systemet. Är bristen framför allt att strömhabitat försvunnit så bör återskapat strömhabitat värderas högst, medan restaurering av mindre akuta problem får anstå. Detta var ett mycket omfattande arbete som föregåtts av flera års inventeringar. Ändå är resultaten bara direkt applicerbara på Umeälven. Att genomföra dessa kostnads- och nyttoberäkningar är åtgärder som länsstyrelserna successivt genomför och data finns inte att tillgå i dagsläget. De avrinningsområdesvisa planer som länsstyrelserna tar fram enligt länsstyrelsernas åtgärd 5 i åtgärdsprogrammet för vatten 2016-2021 (se även avsnitt 2.2) kan dock ge underlag för denna typ av prioritering av insatser.

Förutsättningar och samordning av åtgärder

Utrivning av dammar. Som framgått ovan är konnektivitetsskapande åtgärder högt prioriterade. Om en vattenförekomst till exempel har en damm så kan en utrivning av den dammen ge nytta i form av konnektivitet, återställd vattenbalans i och med att regleringsmöjligheter försvinner, återskapat strömhabitat på platsen för dammen, återställd temperaturregim i vattendraget nedströms, etc. I vattenförekomster där statusen är måttlig eller sämre på grund av vandringshinder bör en utrivning av en damm generellt resultera i god ekologisk status. Kompletterande åtgärder, t.ex. åtgärder i habitat för målarter, kommer i ett sådant fall rimligen att behövas i mindre utsträckning för att nå full effekt av restaureringsarbetet. När en vattenförekomst har flera dammar så kan man anta att länsstyrelserna i sin planering prioriterar att åtgärda de dammar som utgör de största problemen eller kan ge störst miljönytta på annat sätt (öppna fri vandring till habitat uppströms). Vi

bedömer att i vattenförekomster med flera dammar bör helst alla, men minst 75 % av dammarna åtgärdas. Det bör betonas att utrivning oftast blir billigare för samhället på sikt jämfört med att anlägga fiskvägar, eftersom ingen tillsyn av åtgärden behövs och ytterst sällan reparationer. Genom inventering av kulturmiljöer finns även möjlighet att undvika eller minska eventuella konflikter med kulturmiljöaspekter.

Fiskvägar för uppströms vandrande fisk. Ett vattendrag med dammar har troligen brist på strömmande habitat, på grund av att fallhöjden tagits i anspråk av dammarna och eventuella kraftverk. Är det uppströmsetablering av fisk som kräver strömmande habitat (typiskt lax, öring, harr, ung ål) man vill åstadkomma krävs i sådana vattendrag ofta ytterligare åtgärder för att en fiskväg skall ha effekt. Antingen måste man se till att strömmande habitat återskapas genom omprövning av vattendomar, alternativt låter man fiskvägen bli både en passage och ett nytt strömhabitat genom att överdriva storleken på fiskvägen som byggs som en naturlig fiskväg.

Generellt prioriteras naturlika fiskvägar eftersom de dels ger ett extra strömhabitat, men också kan göras passerbara för de flesta organismer bara lutning, fårans form och bottenstrukturer anpassas. Tekniska fiskvägar, förr ofta kallade laxtrappor, nyttjas endast om det av utrymmesskäl inte finns plats för en naturlig fiskväg och målarterna är lax och öring som är starka simmare.

Fiskvägar för nedströms vandrande fisk. I de fall det finns vattenkraftturbiner i dammen så behöver man ofta styra bort fiskar på nedströmsvandring. Detta sker vanligen med olika typer av galler som leder fisken till en säker passage förbi kraftverket (Calles et al., 2015). Fiskvägar för nedströmsvandrande fisk bör inte vara aktuellt vid de typer av restaurering som föreslås här, utan bör bekostas av Vattenkraftens miljöfond.

Omläggning av väg- och järnvägstrummor. Väg- och järnvägstrummor kan vara ett vandringshinder om de är feldimensionerade och felplacerade. Sådana trummor finns ofta i biflödena till åar och älvar. I regel är det en fristående åtgärd att åtgärda väg- och järnvägstrummor.

Habitatrestaurering. Detta är en komplex sammansättning av flera samverkande åtgärder och beroende på skalan benämns de biotopvård (i mindre vatten) eller flottledsrestaurering (i älvar). Åtgärderna syftar till att återställa miljöns naturliga mångformighet, både i vattendrag och utmed stränder. Idag utförs habitatrestaurering nästan enbart i rinnande vatten, framför allt i strömmande habitat, men det finns behov även i sjöars strandzon. I den närmaste framtiden kan dock förväntas ett fokus på åtgärder i strömmande vattendragsavsnitt. Som framgått ovan är detta åtgärder som tillgrips efter att vattenflöden och konnektivitet är återställda. Några av de stora norrlandsälvarna har förskonats från omfattande vattenkraftutbyggnad men är samtidigt alltför påverkade av rensningar, kanaliseringar och att sidofårar stängts av med stenkor. Här finns ett fortsatt stort behov av habitatrestaurering, trots att många åtgärder genomförts.

Som nämnts ovan utgör habitatrestaurering en komplex mosaik av åtgärder, vilket gör dem svåra att kostnadssätta generellt. När det gäller just flottledsrestaurering kan dock grova schabloner anges, se vidare avsnitt 4.1. Betydligt svårare är det att ange schabloner för den kombination av återställning av strömhabitat, återmeandring och hydrologisk restaurering (våtmarker, igenläggning av diken) som krävs i skogs- och jordbrukslandskapets bäckar och åar samt i tätortsnära vatten. Dessa vatten är generellt mindre, men samtidigt ofta mer påverkade och åtgärderna kräver lång planering för att inte negativt påverka pågående verksamheter och boende.

Restaureringsinsatsernas framgång

Effekt av åtgärd. Ett sätt att ge ett kvalitativt omdöme om restaureringsinsatser togs fram inom forskningsprojektet EKOLIV (Sandin et al., 2017). Länsstyrelsernas databas för restaurerings- och fiskevårdsåtgärder i vattenmiljön och strandzonen (Åtgärder i Vatten: Åtgärdsdatabasen (www.atgarderivatten.se)) har använts för att bedöma miljönyttan av åtgärder. Bedömningen har skett av ansvariga på 14 länsstyrelser för 410 restaureringsåtgärder. Verifiering har skett av att den *bedömda* framgången i olika projekt var kopplad till en faktisk effekt (förbättrad ekologisk status) i de fall där uppföljning skett (Sandin et al., 2017, kap. 3). Framgången bedömdes i en fyrgradig skala: 0=Ingen eller negativ effekt, 1=Liten, 2=Måttlig och 3=Stor positiv effekt. De åtgärder som utvärderades var begränsade till två huvudgrupper: *habitatrestaurering* (t.ex. flottledsåterställning och anläggande av lekplatser för laxfisk). Den andra stora gruppen var åtgärder som innebar *återställd konnektivitet*.

En sammanställning av svaren visade att i medeltal endast 8 % av genomförda åtgärder ansågs inte ha givit någon positiv effekt, se tabell 3.1. Stor effekt hade erhållits i 30 % av fallen, med en tydlig övervikt åt åtgärder som var konnektivitetshöjande (totalt 49 % respektive 14 %, se tabell 3.2). Men ser man till projekt som haft måttlig eller stor effekt var resultaten snarlika mellan huvudåtgärderna, 78 % för återställd konnektivitet respektive 75 % för habitatrestaurering. Författarna drog slutsatsen att restaureringsåtgärder generellt gav effekt och att lämpliga åtgärder hade satts in.

Tabell 3.1. Av länsstyrelserna bedömd effekt av genomförda restaureringsåtgärder av olika typ. Siffrorna avser andel i procent av åtgärderna i respektive kategori.

Framgång	Habitatrestaurering		Dammrivning	Återställd konnektivitet		Vägtrumma	Grand total
	Habitat	Lekplats		Naturlig fiskväg	Teknisk fiskväg		
Ingen	7,6	12,1	12,2	5,0	4,8	4,7	8,0
Liten	9,8	24,2	2,4	27,5	28,6	7,8	15,6
Måttlig	75,0	40,7	34,1	35,0	23,8	26,6	46,6
Stor	7,6	23,1	51,2	32,5	42,9	60,9	29,8
Summa	100	100	100	100	100	100	100

Tabell 3.2. Av länsstyrelserna bedömd effekt av genomförda restaureringsåtgärder per huvudgrupp i tabell 3.1 (habitatrestaurering respektive återställd konnektivitet). Siffrorna avser andel i procent av åtgärderna i respektive kategori.

Framgång	Habitatrestaurering	Återställd konnektivitet
Ingen	9,4	6,4
Liten	15,7	15,5
Måttlig	61,0	29,4
Stor	13,9	48,7
Summa	100	100

Areell omfattning av åtgärder

Som nämnts ovan mäts ofta effekten av en restaurering endast temporalt. Man följer med andra ord ett fåtal punkter över tid för att se förändringar. Däremot görs ingen spatial uppföljning, dvs. det studeras inte hur stor yta som förbättrats. Miljönyttan av en åtgärd bör sättas i relation till åtgärdad areal för en viss kostnad. Med data från Åtgärdsdatabasen beräknades hur stor areal (m²) och längd av vattendraget (m) som åtgärdades med olika typer av habitatrestaureringstyper. Redovisade värden utgör medianer eftersom det var mycket stor spridning, framför allt för åtgärden "flottledsrestaurering", som ingår i gruppen "habitatrestaurering". Problemet med "habitatrestaurering" är att det omfattar en komplex lista av åtgärder (stenåterläggning, öppnande av sidokanaler, iläggning av död ved, återskapande av lekplatser med mera, förbättring av strand och kantzon) och olika stora vattendrag. Tabell 3.3 nedan skall därför ses som närmevärden på åtgärdad areal/längd vid olika typer av åtgärder. Habitatrestaureringsåtgärder handlar i regel om 50-100 m av vattendragets längd och en areal på 175-300 m². Motsvarande värden för konnektivitetshöjande åtgärder kan sättas till 2-10 km och 1000-5000 m². Sett till åtgärdad areal således en skillnad på en faktor tio. Detta bör beaktas i analyser av kostnader och nytta samt vid prioritering av åtgärder.

Tabell 3.3. Utdrag ur databasen Åtgärder i Vatten med medianareal och – längd för respektive åtgärdstyp. Med "n" avses antalet registrerade åtgärder av respektive typ i databasen.

Huvudåtgärd	Åtgärd	n	Areal (m ²)	Längd (m)
Habitat	Habitatrestaurering	419	282	49
Habitat	Lekplats	106	176	70
Habitat	Kantzon	7	187	101
Habitat	Återmeandring	7	1666	352
Konnektivitet	Utrivning/fiskväg	54	5000	10100
Konnektivitet	Vägtrumma	26	1000	1900

Erhållen nytta i form av ekologisk status

Ekologisk status kan bedömas utgående från olika biologiska miljökvalitetsfaktorer. I rinnande vatten används fisk, bottendjur och kiselalger. Vi fokuserar här på de förra eftersom det finns flest undersökningar

av fisk genomförda i våra rinnande vatten. Den ekologiska statusen uttrycks med vattendragsindexet VIX (se avsnitt 3.1.1). VIX anger sannolikheten att ett vatten har hög eller god status och inte måttlig eller otillfredsställande eller dålig status. Sannolikheten uttrycks i värden från 0 till 1. Ett brytvärde är 0,467 som är gränsen mellan sämre status (måttlig/otillfredsställande/dålig status) och hög/god status. Ett värde på VIX på 0,5 innebär således att den ekologiska statusen är hög eller god.

Den ekologiska statusen beräknas som en skillnad mellan ett teoretiskt referenstillstånd i form av ett närmast opåverkat tillstånd och det tillstånd som indikeras av provfiskefångsten vid undersökningen. Ju mer fångsten avviker från referenstillståndet, desto lägre blir VIX och ju lägre är sannolikheten att vattnet har hög/god status.

I den sammanställning av effekten av restaureringsåtgärder som genomfördes inom EKOLIV (Sandin et al., 2017) konstaterades att effekten av restaureringsåtgärder i medeltal var 0,08 enheter i VIX i de fall någon effekt bedömts ha uppnåtts. Det innebär att när effekten bedömdes som liten, måttlig eller stor så var medeleffekten en ökad sannolikhet med 8 procentenheter (0,08) att vattnet hade hög/god status. Underlaget var för litet för att beräkna denna sannolikhet fördelat på olika åtgärder. Vi får således anta från tabell 3.2 att vid 90,6 % av projekten med habitatrestaurering och vid 93,6 % vid projekt som återskapar konnektivitet så erhöles en effekt av denna storleksordning.

Vad innebär då detta för de vattenförekomster som blir föremål för restaureringsåtgärder? Vattenförekomsternas ekologiska status finns angiven i VISS. Den status som anges där är en av experter sammanvägd bedömning utifrån olika miljökvalitetsfaktorer där de biologiska (t.ex. VIX) väger tyngst. I princip används den sämsta klassen som indikeras av de biologiska miljökvalitetsfaktorerna.

En sammanställning av uppgifter från alla undersökningar av fiskfaunan som skett med elfiske i rinnande vatten i Sverige år 2017 ger en ögonblicksbild över den ekologiska statusen bedömd med hjälp av fisk från 2324 olika vattendragsavsnitt spridda över landet (Data från SLUs databas Svenskt ElfiskeRegiSter – SERS). Hela 34,8% av dessa vattendragsavsnitt hade sämre ekologisk status, dvs. hade inte hög/god status bedömd med fisk.

Restaureringsåtgärder fokuseras generellt på vatten med måttlig status (för att höja statusen till god) eller sådana med god status (där man vill ytterligare höja statusen för att säkerställa naturvärdena). Av intresse för oss är därför fördelningen av vatten som hade måttlig status. Om restaureringsåtgärder genomförs – hur många av dessa vatten med måttlig status skulle teoretiskt hamna i klassen god? Svaret är 57,7 % av samtliga vatten som hade måttlig status. Här kan man möjligen räkna bort en andel av projekten som inte givit någon effekt (i genomsnitt ca 8% enligt tabell 3.2), och då skulle andelen förbättrade vatten hamna kring 53 % i denna grupp. Samtidigt kan vi förvänta oss att vatten som redan idag har god status åtminstone bibehåller den statusen, men huvuddelen av vattnen bör följaktligen få en ökad ekologisk

status. I vatten som redan idag har hög status, dvs. högre status än god, kommer åtgärder rimligen inte att genomföras.

Beräkningarna ovan baseras på effekten av en åtgärd. Används olika åtgärder i kombination bör sannolikheten att nå god effekt öka ytterligare. I nästa avsnitt konkretiseras den tänkbara effekten ytterligare i form av räkneexempel.

3.1.2 Bedömda miljöeffekter: Räkneexempel

Utrivning av dammar är en potentiellt kraftfull åtgärd för ökad konnektivitet och en mängd andra miljönyttor såsom återställd ämnes- och sedimenttransport. Nedan följer därför ett räkneexempel som syftar till att kvantitativt konkretisera vad förslaget skulle kunna innebära för effekter till följd av utrivning av dammar.

Några grundläggande antaganden:

- Antag att den hittillsvarande fördelningen av olika restaureringsinsatser kommer att vara giltig även framöver.
- Med utgångspunkt från kostnadsanalysen av projekt i Åtgärdsdatabasen (Sandin et al., 2017) kan då konstateras att budgetmässigt står åtgärder för att återställa konnektivitet för 65 % av åtgärder, medan 35 % går till habitatvård och andra insatser.
- Enligt VISS kostar en dammutrivning ca 6 Mkr/st, enligt EKOLIV (Sandin et al., 2017) ca 0,5 Mkr/st, se vidare avsnitt 4.1. Men som framgår av avsnitt 4.1 kan kostnaderna i Åtgärdsdatabasen (som EKOLIV grundar sig på) förväntas vara underdrivna och dessutom sannolikt gäller relativt små dammar. Generellt kräver en dammutrivning en prövning i miljödomstol, vilket innebär att enbart för denna post tillkommer en kostnad om minst 0,3 Mkr i utredningar (MKB etc.). Vi antar därför att en dammutrivning kostar totalt 4 Mkr/st.

Referensalternativet (se vidare kapitel 4) innebär en sammanlagd budget på **130 Mkr** per år och utgörs av följande delar:

- Statligt anslag: 40 Mkr/år, varav ca 25 Mkr är statlig medfinansiering till LIFE-projekt.
- EU-medel till LIFE-projekt: Ca 50 Mkr/år.
- Medfinansiering till LIFE-projekt och övriga projekt från t.ex. kommuner och ideella organisationer: Ca 40 Mkr.

Förslaget innebär att staten avsätter årligen ytterligare 65 Mkr, så att det ska kunna satsas totalt ca **250 Mkr/år** under den kommande 20-årsperioden. De 250 Mkr per år utgörs av följande delar:

- Statligt anslag: 105 Mkr, som till viss del används som för statlig medfinansiering till LIFE-projekt.

- EU-medel till LIFE-projekt: Ca 80 Mkr.
- Medfinansiering LIFE-projekt och övriga projekt från t.ex. kommuner och ideella organisationer: Ca 25 + 40 Mkr.

De 10 miljarder kr under en 20-årsperiod som Vattenkraftens miljöfond uppgår till finns med i referensalternativet och utgör alltså ingen tillkommande finansiering.

Den tillkommande finansieringen för att genomföra kunskapsuppbyggande insatser samt restaureringsinsatser vid fysiskt påverkade vattendrag blir räknat på detta sätt $250 - 130 = 120$ Mkr/år.

Frågan blir då vad den tillkommande finansieringen potentiellt kan åstadkomma för effekter? Nedan följer några indikationer genom ett räkneexempel där åtgärder för återställd konnektivitet antas enbart bestå av dammutrivningar.

- Givet en budgetmässig fördelning där 65 % av medlen läggs på återställd konnektivitet i form av dammutrivningar och återstående 35 % på habitatrestaurering blir de tillkommande medlen för dammutrivningar lika med $120 \text{ Mkr/år} \cdot 0,65 = 78 \text{ Mkr/år}$. Givet antagandet att en dammutrivning i genomsnitt kostar 4 Mkr/st skulle dessa medel räcka till skulle räcka till $78/4 = 20$ dammutrivningar per år.
- Som framgick av avsnitt 3.1.1 leder en dammutrivning med stor sannolikhet till att måttlig ekologisk status i en vattenförekomst som har problem med kontinuitet, flöden och/eller morfologi, men inte dessutom med vattenuttag, övergödning, försurning, miljögifter och/eller främmande arter, kommer att förändras till god ekologisk status. Dessutom kan det antas uppstå positiva följeffekter för vattenförekomster nedströms men dessa exkluderas i detta räkneexempel. I räkneexemplet inkluderas inte heller vattenförekomster som klassats som kraftigt modifierade vatten (med så kallad ekologisk potential), eftersom de i de flesta fall beror på vattenkraften, och dammutrivning etc. i de vattenförekomsterna ska bekostas av Vattenkraftens miljöfond.

Data från VISS visar att:

- Det finns 5744 vattenförekomster med måttlig ekologisk status och som har något av miljöproblemen kontinuitet, flöden eller morfologi, men däremot inga andra miljöproblem.

Data från SMHI:s dammregister visar att:

- Det finns 9298 dammar som inte har med vattenkraft att göra. Dammregistret visar även vid vilka vattenförekomster dessa dammar är belägna. Det kan finnas mer än 1 damm per vattenförekomst, och som

framgick av avsnitt 3.1.1 bör i så fall helst alla, men minst 75 % av dammarna rivas för att vattenförekomsten ska få god status. Vi räknar försiktigtvis med att 100 % av dammarna behöver rivas.

- Det finns dammar vid 4024 vattenförekomster, vilket indikerar att antalet dammar per vattenförekomst i genomsnitt är 2,31 (9298/4024). Det saknas dock uppgift om vattenförekomst för 2149 dammar, varför detta genomsnitt bör betraktas som en överskattning. Vi avrundar därför genomsnittet nedåt till 2 dammar per vattenförekomst.

Då räcker 20 dammutrivningar per år för att $20/2 = 10$ vattenförekomster per år med måttlig status ska få god status. Det bör här observeras att en utriven damm kan även ge effekter i andra vattenförekomster som ligger upp- och/eller nedströms, men i och med mängden dammar är det rimligt att anta att dammar även finns i intilliggande vattenförekomster, och att de också bör åtgärdas för att få stora effekter. Storleken på de tillgängliga medlen i relation till mängden vattenförekomster med problem gör att åtgärdsarbetet av nödvändighet kommer att vara långsiktigt. Synergistiska effekter torde dock uppstå genom god planering och val av objekt. Effekten i räkneexemplet skall därför ses som ett absolut minimumvärde.

Motsvarande beräkning för etablering av fiskvägar är svårare att göra eftersom många äldre fiskvägar har visat sig ha dålig funktion. Tidigare skattningar har angett att cirka hälften av fiskvägarna inte nått önskvärd effekt (Degerman, 2008, kap. 7). Med tiden har dock fiskvägarna blivit bättre i och med att de anläggs som så kallade naturlika fiskvägar (Calles et al., 2015). Det är i princip ett naturligt vattendragsavsnitt förbi (omlöp), genom (inlöp) eller över (överlöp, tröskling) dammen.

Generellt har fiskvägars funktion förbättrats på senare tid när vikten av mängden lockvatten och utformningen av fiskvägen blivit bättre. Calles et al. (2015) anser att väl fungerande fiskvägar kan anlocka 90-100 % av fiskarna och 82-95 % kan även passera en bra fiskväg, högst andel för laxfiskar och lägre för icke laxfiskar. Men i de redovisade fall där det fanns data både på anlockning och passageeffektivitet hamnade den totala effekten (anlockning + passage) på att endast cirka 50 % av vandrande fiskar (beräknat för bra fungerande fiskvägar) både hittar fiskvägen och vandrar igenom.

Ett problem har varit att få tillräckligt med vatten i fiskvägen när det samtidigt funnits konkurrerande behov av vattnet i kraftverk. Föreliggande förslag berör dock inte direkt vattenkraftrelaterade åtgärder. Därmed bör tillgången till vatten inte vara ett problem och fiskvägen kan med fördel nyttja allt vatten på platsen. Därmed bör funktionen vara hög, speciellt om fiskvägen byggs som en naturlig fiskväg.

Vi kan anta att huvuddelen av befintliga icke-vattenkraftrelaterade dammar saknar fiskvägar (undantag finns främst i tätortsnära områden). Som framgått ovan är en utrivning av dämnet generellt att föredra, men det kan vara ogörligt på grund av viktiga kulturmiljöer, rasrisker eller en upplevd försämrad

landskapsbild för boende vid dammen. I några enstaka fall kan dammen också tjäna som skydd för uppvandring av främmande invasiva arter, t.ex. signalkräfta.

Kostnaden för en fiskväg beror av vattendragets storlek, fiskvägens höjd (vertikal) och olika fördröjningar på grund av anläggningstekniska problem (lösa jordar, berggrund, installationer, vägar och järnvägar, tätortsnära etablering, etc.). I tabell 4.1 anges schablonkostnader för fiskvägar och vi fokuserar här på naturlika fiskvägar. Kostnaden är ca 500 000 kr per fallhöjdsmeter. Om vi antar att medelfiskvägen etableras där fallhöjden är sex meter, innebär detta grovt 3 Mkr. Här tillkommer ibland mer kostnader för markundersökningar. Alla fiskvägar kommer att behöva återkommande tillsyn och, med längre intervall, reparationer. Fiskvägar bör vara lägre prioriterade än dammutrivning och när fiskvägar byggs vid ett dämme så kan man anta att förutvarande strömmande habitat dämmts över. Därmed är det inte säkert att arter som kräver strömmande habitat gynnas av fiskvägen i full utsträckning. Fiskvägen bör därför byggas som en så stor naturlig fiskväg som möjligt för att därigenom kunna ta hand om allt passerande vatten och maximera arean av tillskapat strömhabitat. En fiskväg kan följaktligen bedömas att i genomsnitt kosta minst lika mycket som en genomsnittlig dammutrivning (4 Mkr), men variationen i kostnader är mycket stor.

Beträffande möjligheten att nå en höjning av ekologisk status med hjälp av fiskvägar kan 50 % användas som ingångsvärde för fiskvägars funktion. Detta är dock inte samma sak som att önskad god ekologisk status uppnås genom etablering av fiskvägen. Sandin et al. (2017) visade att den ekologiska statusen förbättrades när lax var mållart, men inte signifikant när öring var mållart. Studien var dock begränsad och bör enligt författarna ge en underskattning av funktionen av fiskväg. En rimlig skattning kan vara att en höjning av den ekologiska statusen nås med 50 % sannolikhet av etablerade fiskvägar. Liksom för dammar som inte är kopplade till vattenkraft kan vi anta att det i medeltal krävs två fiskvägar per vattenförekomst. Om samma sannolikhet föreligger för båda skulle den sammantagna övergripande sannolikheten för höjd ekologisk status vara 25 % i vattenförekomsten. Siffrorna är högst osäkra, men visar på den stora skillnad som föreligger mellan dammutrivning, som ger goda resultat med stor sannolikhet, och fiskvägar som inte ger lika säkra utfall.

3.2 Eventuella väntade effekter av förslaget, på andra mål än miljömålen

Förslaget bidrar till att uppfylla miljö kvalitetsnormer enligt vattenförvaltningen och havsmiljöförvaltningen.

Samhällets sårbarhet för översvämningar kan vidare minska tack vare den ökade vattenhållande funktion som restaurerade vattendrag kan innebära. Idag strömmar vattnet snabbt ur landskapet via diken och kanaliserade vattendrag. Detta är en av orsakerna till de översvämningar som sedan sker nedströms

samtidigt som vattenbrist uppstår i avrinningsområdet uppströms. Sårbarheten för översvämningar minskar om vattnets fart i landskapet dämpas enligt ovan. Den ökade vattenhushållande förmågan bidrar även till minskad risk för spridning av skogsbränder under torrsomrar då vattendrag annars riskerar att gå torra. Kan även naturliga kantzoner längs vattendragen skapas ökar landskapets förmåga att motstå erosion.

När det gäller den svenska livsmedelsstrategin är det övergripande målet en konkurrenskraftig livsmedelskedja där den totala livsmedelsproduktionen ökar samtidigt som relevanta nationella miljömål nås. Detta i syfte att skapa tillväxt och sysselsättning och bidra till hållbar utveckling i hela landet. Det är alltså även för att nå målen inom livsmedelsstrategin viktigt med ett ambitiöst arbete med att nå miljö kvalitetsmålen, men för att nå livsmedelsstrategins mål behöver effekter på livsmedelsproduktionen vägas in i prioriteringen av åtgärder. Den metod för avvägningar som HaV och Jordbruksverket för närvarande tar fram kommer att vara till hjälp för detta. Metoden handlar om att kunna göra avvägningar mellan jordbruksrelaterade och vattenrelaterade samhällsmål i arbetet med att åtgärda fysisk påverkan på vattenmiljöer i jordbrukslandskapet (HaV, 2015).

Beträffande landsbygdsutveckling kan konstateras att restaureringsinsatserna i många fall görs i avrinningsområdenas övre och mellersta delar och bidrar på så sätt till att skapa arbetstillfällen i glesbygd. Samtidigt kan eventuell negativ påverkan på jordbruksmark minska förutsättningarna för att bedriva jordbruk, som är en viktig näringsgren för landsbygdens utveckling. Jordbruket är även en viktig del av människors landskapsupplevelse och har på så sätt betydelse för turism. Det ska dock understrykas att restaurerade vattendrag med ökade fiskbestånd kan öka vattendragens attraktivitet för fritidsfiske och turismnäring. Även ett ökat fokus på bevarande av kulturmiljövärden vid vattendragen kan vara positivt för turismnäringen. Under förutsättning att restaureringsåtgärder utformas med hänsyn till jordbruket har förslaget därför troligen en positiv lokal påverkan på landsbygdsutveckling.

Förslaget kan förväntas ge en positiv påverkan på de nationella målen för kulturmiljöarbetet genom att förslaget innebär att 12-15 Mkr/år avsätts för inventering av kulturmiljöer i de områden där det planeras restaureringsinsatser. Hur långt dessa medel kan förväntas räcka i förhållande till det sammanlagda resursbehovet för att inventera kulturmiljöer indikeras av den kulturmiljöinventering som gjorts för Södra Östersjöns vattendistrikt (Länsstyrelsen Kalmar, 2017). Budgeten för projektet (2014-2016) var ca 13 Mkr, dvs. ca 4 Mkr/år. Förslaget skulle alltså kunna göra det möjligt att genomföra inventeringar av samma omfattning som i Södra Östersjöns vattendistrikt för åtminstone tre ytterligare vattendistrikt ($3 \text{ distrikt} * 4 \text{ Mkr/år} = 12 \text{ Mkr/år}$).

Det ska dock påpekas att Länsstyrelsen Kalmar (2017) konstaterar ett behov av ytterligare inventeringsinsatser inom Södra Östersjöns vattendistrikt. Omfattningen av sådana tillkommande inventeringsinsatser uppskattas enbart för Södra Östersjöns vattendistrikt motsvara minst 40-45 årsarbetskrafter. I

rapporten poängteras att detta må låta mycket men rapporten bedömer att det i sammanhanget inte är orimligt givet de resurser som staten lägger på biotopkarteringar, fiskevårdsplaner, statusklassningar m.m. inom vattenförvaltningen. Den senare är dock styrd av ett EU-direktiv och måste genomföras.

Statskontoret har beräknat att medianen för den totala verksamhetskostnaden per årsarbetskraft vid svenska myndigheter är 1243 tkr (Statskontoret, 2017). Givet att det kommer att krävas ytterligare 40-45 årsarbetskrafter för att färdigställa inventeringarna i Södra Östersjöns vattendistrikt innebär detta en total kostnad på ytterligare 50-56 Mkr för att få ett tillfredsställande kunskapsunderlag för kulturmiljöer i Södra Östersjöns vattendistrikt.

Södra Östersjön ligger långt framme i förhållande till övriga fyra vattendistrikt när det gäller att göra denna typ av kulturmiljöinventeringar, vilket gör det rimligt att anta att mycket arbete återstår att göra för övriga vattendistrikt. Vid ett antagande att de övriga vattendistrikten har samma resursbehov som Södra Östersjön (inkl. liknande kostnader som för projektet "Kulturmiljö och vattenförvaltning i Södra Östersjöns vattendistrikt", dvs. ca 13 Mkr) kan det totala resursbehovet för samtliga vattendistrikt uppskattas till $5 \cdot 13 \text{ Mkr} + 5 \cdot (50-56 \text{ Mkr}) = 315-345 \text{ Mkr}$. Det bör dock åter betonas att behoven ser olika ut i de olika länen och att uppskattningen därför är osäker. Det kan i alla händelser konstateras att de ytterligare medel för inventering av kulturmiljöer som förslaget innefattar ger ett viktigt tillskott för sådana inventeringar, men medlen kan inte förväntas vara tillräckliga för att uppnå ett heltäckande kunskapsunderlag för kulturmiljöer.

3.3 Beskrivning av analysen av förslagets effekter på olika mål

Analysen i avsnitt 3.1 är mestadels kvalitativ, och kompletterad med räkneexempel. Av avsnitt 3.1 framgår flera olika orsaker till att det är svårt att generalisera effekten av restaureringsinsatser. Genomförd nationell forskning ger dock klara indikationer på att restaureringsinsatser generellt ger positiva miljöeffekter – endast 8 % av analyserade åtgärder i Åtgärdsdatabasen ansågs inte ha givit någon positiv effekt. En generell svaghet är dock att det är ont om tillförlitliga uppföljningar, se vidare avsnitt 3.1.

En slutsats av Sandin et al. (2017), som styrkts vid arbetet med att få fram underlag till denna rapport, är att uppföljning av restaurering bör samordnas bättre och gärna fokusera mer på långsiktighet och jämförbara indikatorer mellan projekt. Sådana jämförbara indikatorer kan vara ekologisk status. Som påpekats ovan måste också uppföljningen styras över mer till en areell övervakning än att bevaka olika punkter. För att kunna värdera restaureringen samhällsekonomiskt behövs en nationellt sammanhållen uppföljning som svarar både mot ekologiska och samhällsekonomiska behov.

3.4 Bedömning av osäkerhet i utfall

Osäkerheten vad gäller miljöeffekter är betydande, eftersom det generellt finns en brist på tillförlitliga uppföljningar av restaureringsinsatser. Osäkerheten torde dock minska om förslaget kommer att innebära att restaureringsinsatserna följer den hierarki som indikeras av vetenskapliga utvärderingar; generellt bör insatserna prioriteras i följande ordning, se vidare avsnitt 3.1:

Vattenflöden > Konnektivitet > Habitat > Återintroduktion

Restaurering av vattendrag har i en eller annan form försiggått med statliga medel sedan mitten av 1970-talet. Uppföljningen av de enskilda åtgärderna har varit begränsad och dåligt samordnad, men samlade utvärderingar visar generellt positiva effekter (Sandin et al., 2017). Efter hand har åtgärderna utvecklats och åtgärder som inte varit hållbara har försvunnit ur verktygslådan. Jämfört med situationen så sent som för tio år sedan finns idag betydligt bättre möjligheter att hitta de ursprungliga fåroarna och att försöka efterlikna naturliga förhållanden. En omfattande internationell forskningsverksamhet har visat på nyttan med akvatiska restaureringsåtgärder och de internationella rönen har successivt införlivats med den idag använda metodiken (se Degerman, 2008).

De analyser som redovisas ovan får därför anses vara realistiska och möjligen något försiktiga. De säkraste resultaten gäller dammutrivningar som förutom en stor mängd positiva miljöeffekter har fördelen att de är underhållsfria och inte kräver framtida reparationer. En dammutrivning ger hela prioritetskedjan ovan: Vattenflöden, konnektivitet, habitat och möjliggör återvandring av arter. När det gäller fiskvägar är osäkerheten om effekten större utom när lax är mållart. Variationen i utfall är mycket stor, men har förbättrats med de naturliga fiskvägarna (Nöbelin, 2014; Calles et al., 2015).

4 Förslagets konsekvenser för olika aktörer

Referensalternativ

För att kunna utvärdera konsekvenser är det nödvändigt att formulera ett **referensalternativ**, vilket lämpligen är den framtida händelseutvecklingen om förslaget i avsnitt 1.1 **inte** genomförs. Med hjälp av ett sådant referensalternativ går det att definiera konsekvenserna av själva förslaget. Ett sådant referensalternativ kallas ofta för "nollalternativet" eller "business as usual" (BAU). Referensalternativet kan innefatta utvecklingen av drivkrafter, aktiviteter, belastningar, tillstånd, påverkan och respons, där åtskillnad kan göras mellan utvecklingen på kort sikt och på lång sikt.

Beträffande respons i form av den styrning som innebär finansiering av restaureringsinsatser antas att den nuvarande styrningen fortsätter som idag (se avsnitt 2.4.1), vilket bland annat innefattar följande delar som summerar till 130 Mkr/år:

- Statligt anslag för restaureringsinsatser relaterade till fysisk påverkan: 40 Mkr/år, varav ca 25 Mkr är statlig medfinansiering till LIFE-projekt.
- EU-medel till LIFE-projekt: Ca 50 Mkr/år.
- Medfinansiering till LIFE-projekt och övriga projekt från t.ex. kommuner och ideella organisationer: Ca 40 Mkr.

Vidare finns de 10 miljarder kr under en 20-årsperiod som Vattenkraftens miljöfond uppgår till med i referensalternativet.

Belastningen i form av fysisk påverkan kan antas fortsätta genom aktiviteter som vattenkraft till följd av ökad efterfrågan på el- och reglerkraft, samt genom jord- och skogsbrukets behov. Behovet av restaureringsinsatser kan därmed bedömas öka snarare än minska framöver, särskilt som klimatförändringarna sannolikt kommer att medföra ett större behov av vattenhushållande förmåga. Vidare kan efterfrågan på goda rekreationsmiljöer inklusive möjlighet till fritidsfiske, förväntas öka, bland annat till följd av befolkningsökningen.

I den mån det är relevant och möjligt att uttrycka konsekvenser genom en nuvärdesberäkning används en samhällsekonomisk diskonteringsränta för detta. Se litteraturgenomgången i Johansson och Kriström (2016, s. 191f) för förslag på olika diskonteringsräntor. I denna analys används den samhällsekonomiska diskonteringsränta som för närvarande används i Vatteninformationssystem Sverige, dvs. 4 procent (VISS, 2018).

4.1 Förslagets konsekvenser för de offentliga finanserna

I nuläget uppgår det statliga anslaget för restaureringsinsatser relaterade till fysisk påverkan till 40 Mkr/år, varav 25 Mkr/år är medfinansiering till LIFE-projekt.

Förslaget innebär att staten avsätter **årligen ytterligare 65 Mkr**, så att det ska kunna satsas ca 250 Mkr/år under den kommande 20-årsperioden för att genomföra kunskapsuppbyggande insatser samt restaureringsinsatser vid fysiskt påverkade vattendrag. De 250 miljoner kronorna per år utgörs av följande delar:

- Statligt anslag: 105 Mkr, som till viss del används som för statlig medfinansiering till LIFE-projekt.
- EU-medel till LIFE-projekt: Ca 80 Mkr.
- Medfinansiering till LIFE-projekt och övriga projekt från t.ex. kommuner och ideella organisationer: Ca 25 Mkr (LIFE-projekt) + 40 Mkr (övriga projekt).

Förslaget innebär vidare att staten **dessutom avsätter ytterligare 12–15 Mkr/år** för inventering av kulturmiljöer i de områden där det planeras restaureringsinsatser. Anpassning av åtgärder till kulturmiljöer, som antingen är skyddade enligt kulturmiljölag (1988:950) eller som länsstyrelsen bedömer är prioriterade av andra skäl, sker inom ordinarie finansiering.

Dessa och övriga positiva och negativa konsekvenser för de offentliga finanserna listas i tabell 4.1. I princip uppstår samma typ av konsekvenser i referensalternativet, men konsekvenserna blir nu större eftersom fler restaureringsinsatser kan förverkligas.

Tabell 4.1. Negativa (-) och positiva (+) konsekvenser för de offentliga finanserna av förslaget.

-	+
De extra resurser som behöver tillföras kan belasta statsbudgeten.	Restaurerade vattendrag kan innebära en ökad vattenhållande funktion, vilket bl.a. kan minska samhällets sårbarhet för översvämningar. Sårbarheten för erosion kan också minska i den mån naturliga kantzoner längs vattendragen skapas. Detta kan betyda minskade kostnader för kommuner och staten.
	Minskade bidragskostnader och ökade skatteintäkter om arbetslösa får anställning i restaureringsprojekt eller genom följd effekter i ekonomin såsom en stärkt turismnäring.
	Potentiellt ökade momsintäkter om den ekonomiska nettoaktiviteten ökar tack vare restaureringsinsatserna.

Omfattningen av de insatser som kan genomföras beror på kostnaderna för olika typer av åtgärder, vilket analyseras närmare i avsnitt 4.1.1 genom att gå igenom schabloner för olika typer av åtgärder och skattade genomsnittskostnader från breda datamaterial. Eftersom schabloner och genomsnittskostnader är förknippade med stora osäkerheter kompletteras dessa i avsnitt 4.1.2 med exempel på kostnader från ett urval faktiska restaureringsprojekt. Dessa projekt belyser också potentiella samordningsvinster med att arbeta på ett avrinningsområdesbaserat sätt.

4.1.1 Schablonkostnader och genomsnittskostnader

I detta avsnitt redovisar vi schabloner och genomsnittskostnader för olika restaureringsprojekt i Sverige från två olika källor: Vatteninformationssystem Sverige VISS (2018) och det nyligen avslutade forskningsprojektet EKOLIV (Sandin et al., 2017).

VISS (2018) ger schablonkostnader för olika restaureringsåtgärder. Kostnaderna är annuitetsberäknade totala kostnader, där summering och diskontering har skett av åtgärdernas alla kostnader inklusive eventuellt produktionsbortfall. Alla engångskostnader (investerings-, utrednings- och administrativa kostnader samt restvärde) och eventuella intäkter har i VISS räknats om en årlig kostnad med hjälp av en annuitetsfaktor baserad på en diskonteringsränta på 4 procent.

I utredningskostnader och administrativa kostnader ingår exempelvis kostnader för projektering, analyser och upphandling, men däremot inte kostnader som är något mindre direkt kopplade till en specifik åtgärd, t.ex. kostnader för prövning eller omprövning enligt miljöbalken. Sådana kostnader kan uppgå till hundratusentals eller miljontals kronor, beroende på prövningens komplexitet och storlek. För vattendomar anger VISS (2018) schablonkostnader på åtminstone 300 000 kr.

I tabell 4.1 uttrycks schablonkostnaderna i form av nuvärden. Exempelvis är nuvärdet för en teknisk fiskväg (596 000 kr/m fallhöjd) baserat på en investeringskostnad på 500 000 kr (engångskostnad), kostnader för utredningar och administration på 10 000 kr (engångskostnad) och löpande kostnader för drift och underhåll under 30 år på 5 000 kr per år. Nuvärdet av dessa löpande kostnader är 86 000 kr, givet en diskonteringsränta på 4 procent ($5000 \times 17,29203$).

Tabell 4.1. Schablonkostnader för restaureringsåtgärder från VISS (2018).

Åtgärd	Schablon för total åtgärdskostnad (nuvärde)
<i>Förändrade habitat genom fysisk påverkan</i>	
<i>Åtgärder för att bevara eller förbättra morfologiskt tillstånd</i>	
<i>Biotopvård i vatten</i>	
Avsmalning av åfåra	520 kr/m
Breddning av vattendragsfåra	35 kr/m ³
Flottledsåterställning	121 000 kr/ha
Återställning av rätat vattendrag	1 020 000 kr/km
Kompensationsåtgärder i kraftverksmagasin/vattenmagasin	5 000 kr/ha
Restaurering kantzoner	110 kr/m
Utläggning av död ved	272 000 kr/km
Återställning av biotoper i sjöar	105 000 kr/ha
Återställning kulverterat vattendrag	30 000 kr/km
<i>Åtgärder för hydrologisk regim</i>	
Klunkning av vatten	34 000 kr/m ³
Miljöanpassade flöden	588 000 kr/m ³
Minimitappning/vatten i fiskväg vid vattenkraftverk	588 000 kr/m
Proppning av diken	1 000 kr/st
<i>Åtgärder för upp- och nedströmspassage</i>	
Omläggning/byte av vägtrumma	200 000 kr/st
T & T Trap and transport	15 000 kr/st
<i>Morfologiska förändringar och kontinuitet</i>	
<i>Åtgärder för att bevara eller förbättra morfologiskt tillstånd</i>	
Biotopvård i vatten	105 000 kr/ha
Bryta sönder stenpäls	105 000 kr/ha
Förbättra sedimenttransport nedströms en damm	105 000 kr/ha
Motverka förhöjd erosion	105 000 kr/ha
Tillförsel av block, lekgrus, död ved och andra habitatstrukturer	110 000 kr/ha
Åtgärda försvagad erosion	105 000 kr/ha
<i>Restaurering kantzoner</i>	
Ekologiskt funktionella kantzoner	54 000 kr/ha
Återkoppla sidofåra eller bakvatten	16 600 kr/st
<i>Åtgärder för fysikaliskt-kemiskt tillstånd</i>	
Åtgärder för gasövermättnad	Ingen data
Åtgärder för onaturlig vattentemperatur	Ingen data

Åtgärder för onaturliga isförhållanden	Ingen data
Åtgärder för syreunderskott	Ingen data
<i>Åtgärder för upp- och nedströmspassage</i>	527 000 kr/m fallhöjd
Naturliknande fiskväg	510 000 kr/m fallhöjd
Teknisk fiskväg	596 000 kr/m fallhöjd
Nedströmspassage	1 222 920 kr/st
Uppströmspassage	545 000 kr/m fallhöjd
Utrivning av vandringshinder	110 000 kr/m fallhöjd
Utrivning av damm	5 980 000 kr/st
Återkoppla biflöden till magasin eller huvudfåra	Ingen data
Ålyngelledare	10 000 kr/st
Åtgärdsutredning	10 000 kr/st

Den nyligen genomförda kostnadsanalysen av Sandin et al. (2017) kan fungera som en komplettering till schablonerna i tabell 4.1. Analysen är baserad på data från den nationella databasen *Åtgärder i vatten*. De registrerade projekten i denna databas är främst från södra Sverige och de som rör åtgärder i exploaterade vattendrag gäller med några få undantag framförallt mindre fördämningar och kraftverk (Jonsson, 2015). Den genomsnittliga kostnaden för de analyserade grupperna av restaureringsåtgärder redovisas i tabell 4.2. Det finns anledning att betrakta genomsnittskostnaderna som underdrivna, eftersom produktionsbortfall av el och kostnader för tillståndprocesser inte är inräknade (Sandin et al., 2017, s. 43). Vi tolkar genomsnittskostnaderna som nuvärden baserade på en tidshorisont på 30 år.

Värdena i tabell 4.1 och 4.2 är både lika och olika. Schablonkostnaden i VISS för omläggning/byte av vägtrumma är 200 000 kr/st, vilket är mycket nära genomsnittskostnaden 170 000 kr/st i tabell 4.2. Å andra sidan anger VISS en schablonkostnad på nästan 6 Mkr för att riva ut en damm, medan genomsnittskostnaden i tabell 4.2 är ca 10 gånger mindre. En anledning till denna stora skillnad är troligen att utrivning av relativt små dammar dominerar i databasen *Åtgärder i vatten*.

Det finns alltså anledningar att tolka ovanstående schabloner och genomsnittskostnader försiktigt. Av denna anledning rekommenderade Söderqvist et al. (2017) därför att även titta på genomförda studier av specifika projekt som är så lika som möjligt den eller de åtgärder som ska kostnadsberäknas. Sådana specifika projekt exemplifieras i avsnitt 4.1.2.

Tabell 4.2. Genomsnittskostnader för restaureringsåtgärder från Sandin et al. (2017).

Åtgärd	Genomsnittlig kostnad (nuvärden, 2016 års priser)
<i>Fiskvägar</i>	
Kammartrappa, slitsränna	420 000 kr/st
Omlöp	790 000 kr/st
Dammutrivning	520 000 kr/st
Vägtrumma, dvs:	170 000 kr/st
• Åtgärd vid trumma • Omläggning/byte av vägtrumma • Enkel passage • Partiell avsänkning	
<i>Biotopvård</i>	
Habitatförbättring, dvs:	380 000 kr/st
• Avsmalning av fåra • Beskuggning • Flottledsåterställning • Kantzon-strandmiljöer • Stenutläggning (bottensula, skapande av forsar/trösklar, strömkoncentratorer, ståndplats) • Tillförsel dödved • Vegetationsrensning • Återskapa meandring • Ökad vattengenomströmning • Öppnande av sidofåra • Övrig biotopvård	
Lekplatsförbättring	100 000 kr/st

4.1.2 Kostnadsexempel från faktiska restaureringsprojekt

Ovanstående kostnadsuppskattningar ger en uppfattning om vad enskilda restaureringsåtgärder kan kosta. I detta avsnitt kompletterar vi dessa uppskattningar genom ett antal exempel från verkliga projekt som gäller hela eller delar av avrinningsområden eller åtminstone längre sträckor av vattendrag. Exempelen ger kött på benen kring vad åtgärder faktiskt kan kosta, men den huvudsakliga poängen med exemplen är att visa eller åtminstone diskutera vad som går att vinna genom att samordna restaureringsåtgärder.

Samordning medför kostnader i sig i form av planerings- och koordineringsarbete, men det kan potentiellt också leda till att andra typer av kostnader blir relativt låga eller att effekten av restaureringsåtgärderna blir större per kostnadskrona. Exempelvis skulle åtgärds-kostnaderna kunna bli relativt låga genom att entreprenader samordnas eller genom att ett projekt som tar ett helhetsgrepp innebär en god förankring hos markägare och andra aktörer, vilket eventuellt kan leda till att åtgärder kan realiseras till låga kostnader tack vare ideella insatser eller låga administrativa kostnader och ett

relativt litet behov av intrångsersättningar. Att få större ekologiska effekter tack vare samordning kan illustreras med ett exempel där en fiskväg byggs runt en damm, eller där vattenflödet från dammen förbättras ur ekologisk synvinkel, men där den fulla potentialen av fiskvägen/flödesförändringen i form av större fiskbestånd inte kan realiseras på grund av brist på lek- och uppväxtområden uppströms eller nedströms. Om fiskvägen/flödesförändringen kombineras med restaureringsåtgärder som leder till större lek- och uppväxtområden får fiskvägen/flödesförändringen en större utväxling. Effekten per krona kan därmed bli högre om fiskvägen/flödesförändringen och restaureringsåtgärder betraktas som en paketslösning. Omvänt gäller att restaureringsåtgärder som utförs utan att det finns förutsättningar i form av tillräckligt vattenflöde eller vandringsmöjligheter riskerar att leda till ett magert resultat.

Exemplet Vindelälven

Det EU-finansierade projektet Vindel River LIFE ("Vindel-projektet") är det största restaureringsprojekt som genomförts i Vindelälvens avrinningsområde. Projektet pågick under perioden 2010–2015 som ett samarbete mellan Umeå universitet, Ume/Vindelälvens fiskeråd, Sveriges lantbruksuniversitet och Havs- och vattenmyndigheten och hade en totalbudget på 2,68 miljoner euro (ca 25 miljoner kronor i 2016 års priser). I projektets slutrapport (Vindel River LIFE - Final Report, 2016) och i den populärvetenskapligt skrivna rapporten Vindel River LIFE – Layman Report, 2016) framgår att det inom projektet restaurerades sammanlagt 66 kilometer forssträcka i 26 biflöden i Vindelälvsystemets Natura 2000-områden med syfte att återskapa en varierad miljö på samma sätt som innan flottningsepoken. Två typer av restaurering genomfördes: Traditionell grundrestaurering och demonstrationsrestaurering, där den senare är mer omfattande än den förra.

Projektet resulterade i att 20 flottledsdammar som hindrar fiskvandring togs bort och att 250 kilometer tidigare avstängd forssträcka kunde öppnas upp. Dessutom öppnades ett stort antal tidigare avstängda sidofåror upp. Tillsammans har dessa två åtgärder – borttagande av flottledsdammar och öppnande av sidofåror – underlättat för vandrande lax och öring och även förenklat spridning av andra djur och växter. Inom projektet har även ca 1000 lekbottnar anlagts i de biflöden som restaurerats. Många fiskar leker och lägger sin rom i områdena och grus och småsten är därför mycket viktigt för att exempelvis lax- och öringbestånden ska klara sig i längden.

Demonstrationsrestaureringarna har gjort att strömhastigheten har minskat och att strömmarna har blivit mer varierande. Ytterligare en effekt är att vattendragen har breddats. Det har även kunnat konstaterats att demonstrationsrestaureringen kan leda till att fler växtarter trivs i strandzonen, och att det i biflödena - där det redan tidigare fanns fisk - nu finns ännu mer fisk (Vindel River LIFE - Layman Report, 2016). Senare forskning har även visat på positiva effekter på fågelfaunan i strandzonen.

Totala åtgärds-kostnader. I tabell 4.3 presenteras de faktiska kostnaderna för Vindel-projektet uppdelat på olika typer av kostnadsposter. Skillnaden jämfört med den ursprungliga budgeten från projektansökan anges också. Av

tabellen framgår att de största kostnadsposterna i projektet i fallande ordning var restaurering av habitat, restaurering av flottledsdammar samt projektledning vid Umeå universitet (UmU), Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Ume/Vindelälvens fiskeråd. Givet projektets totala kostnad på 25 miljoner kronor och att 66 km forssträcka har restaurerats är kostnaden per km restaurerad forssträcka därmed ca 380 000 kr.

Tabell 4.3. Åtgärds kostnader från slutrapporten (Vindel River Life, 2016). Beloppen är omräknade från Euro till svenska kronor, baserat på årsgenomsnittet för valutakursen år 2016.

Nr.	Åtgärd	Totalkostnad, SEK (2016 års priser)	Skillnad jämfört med budget, SEK
A1	Förrestaurering	405 835	1 104 874
A2	Hydromorfologisk modellering	185 819	20 541
A3	Juridisk konsultation och MKB	228 256	-108 010
A4	Arbetsplaner för C1-C4	147 625	-27 369
A5	Utbildning av fälthandledare	7 804	7 264
A6	Upphandlingar (FAB)	40 240	39 624
A7	Upphandlingar (UmU)	96 181	-20 134
A8	Upphandlingar (SLU)	0	93 757
B1	Kompensation för intrångseffekter	58 698	181 519
C1	Restaurering - demonstrationsprojekt	1 229 845	1 530 019
C2	Restaurering - flottledsdammar	3 455 285	582 060
C3	Restaurering – uppväxtområden	789 869	260 048
C4	Restaurering - habitat	4 733 675	-936 433
D1	Anslagstavlor	303 062	39 719
D2	Hemsida	470 679	135 038
D3	Informationsspridning	895 455	-271 829
D4	Information till skolor	852 005	130 786
D5	Populärvetenskaplig rapport	99 117	107 243
D6	Deltagande på konferenser (UmU)	82 146	-20 683
D7	Deltagande på konferenser (SLU)	16 649	13 742
E1	Projektledning (UmU)	3 347 228	-880 861
E2	Projektledning (Ume/Vindelälvens fiskeråd)	1 076 462	-236 277
E3	Projektledning (SLU)	284 529	-38 374
E4	Uppföljning av indikatorer för kantzoner	2 339 511	-824 626
E5	Uppföljning av indikatorer för fisk	2 189 699	-722 033
E6	Nätverkande	272 975	-151 867
E7	Revision	73 528	3 854
OH		1655 388	814
	TOTALT	25 337 553	625

Kostnader och besparingar som resultat av samordning. Samordning innebär kostnader för projektkoordinering/projektledning. Totalkostnaden för projektledning (E1-E3 i tabellen) var ca 4,7 miljoner kr. Av projektets totala kostnad på 25 miljoner kr utgjorde alltså projektledning ungefär 19 %, vilket måste betraktas som en stor andel. Den ambitiösa projektkoordineringen, med Umeå universitet som huvudansvarig, var alltså en förhållandevis stor kostnadspost i projektet men medförde samtidigt att andra kostnader kunde hållas nere, se nedan. Projektledaren och projektets tekniska koordinator hade daglig kontakt och träffades åtminstone en gång per månad. Den framgångsrika kommunikationen inom projektet och externt pekades i projektets slutrapport ut som exempel på viktiga förklaringar till att projektets mål kunde nås.

Projektägarna deltog aktivt i informationsspridningen, t.ex. togs informationsmaterial fram som enkelt kunde distribueras vid möten med markägare och övriga intressenter, allmänheten, journalister m.fl. Kostnaden för informationsspridning (D3 i tabellen), information till skolor (D4 i tabellen) och nätverkande (E6 i tabellen) utgjorde tillsammans ca 2 miljoner kr. I slutrapporten betonas hur projektets framgång hängde ihop med informationsspridningen, inte minst de lyckade möten som ägde rum med lokala aktörer (t.ex. lokalbefolkning, lokala fiskevårdsförbund och samebyar) på deras egen hemmaplan och på kvällstid för att så många som möjligt skulle ha möjlighet att delta. Under dessa möten informerades de lokala aktörerna om projektets målsättningar och det planerade arbetet, och det fanns även möjlighet att ställa frågor till projektledningen. Ett mycket viktigt resultat från mötena var att de resulterade i överenskommelser mellan projektet och de lokala aktörerna. I slutrapporten beskrivs hur detta var en betydande investering i form av kvällsarbete för projektmedlemmarna, men bidrog till ett smidigt genomförande av de arbetsinsatser som sedan skulle följa. Även om arbetssättet innebar en hel del arbete på obekvämtid anser projektledningen att det var värt det på grund av investeringen i de framtida relationerna med de lokala aktörerna. Markägarna fick vid dessa möten skriva på avtal gällande de planerade restaureringsåtgärderna på deras mark, vilket var viktigt från juridisk synpunkt.

Totalt uppgick de administrativa kostnaderna (OH i tabellen) till 1,7 miljoner kr, dvs. knappt 7 % av totalkostnaden för projektet. Kostnaderna kunde hållas nere eftersom att allt arbete i fält utfördes av aktörer med mycket låg OH och betydligt lägre lönekostnader än t.ex. länsstyrelserna. Fältarbetet innebar en låg kostnad för projektet på grund av de avdrag som arbetsgivaren med anställda i glesbygdsområde får göra.

En annan kostnadspost som blev lägre än förväntat var intrångsersättningar till markägare. I samband med att budgeten för projektet togs fram beräknades att fyra privata markägare skulle behöva intrångsersättas men på grund av vissa omprioriteringar blev störningarna för privata markägare mycket mindre än beräknat i den ursprungliga projektansökan. Dessutom anses projektets

ansträngningar med informationsspridning har betalat sig väl eftersom nästan samtliga markägare var mycket positivt inställda till arbetet och inte krävde ekonomisk kompensation för intrånget på deras mark. Slutligen efterfrågades minimala intrångsersättningar och projektets kostnad för dessa stannade på ca 60 000 kr (B1 i tabellen). Ett belysande exempel på hur viktig informationsspridningen var för projektets framgång är även att markägare som fått restaureringsåtgärder genomförda på sin mark före projektets start 2010 beskrev hur de önskade att de då hade fått en informationsfolder. De tvivel som markägarna då kände under samrådsmöten hade kunnat undvikas om de hade fått utförlig information i förväg. Sammanfattningsvis har förtroendeskapande mellan projektledning och lokala aktörer varit en central framgångsfaktor för Vindeln-projektet och har även medfört lägre kostnader sammantaget i och med de låga OH-nivåerna och markägarnas små krav på intrångsersättningar.

Vindeln-projektet illustrerar även att synergieffekter kan uppstå i samband med väl samordnade restaureringsåtgärder, dvs. att åtgärderna ger sidonyttor som innebär ”mer miljö per krona”. Vattendrag som inte är påverkade av flottning är krokiga och breda med flera parallella fåror och innehåller stora stenar och döda träd. Förutom att åtgärdsarbetet gynnar strömlevande fiskar bidrar det även till att hastigheten dämpas i biflödena och huvudfåran, vilket i sin tur innebär att risken för översvämningar kan minska vid höga flöden (Vindel River LIFE – Layman Report, 2018). Att undvika översvämningar kan innebära mycket betydande ekonomiska samhällsekonomiska besparingar och är därför en viktig sidonytta.

Exemplet nedre Dalälven

LIV – Laxfisk i nedre Dalälven (Länsstyrelsen Gävleborg, 2018) är ett samarbetsprojekt mellan länsstyrelserna i Gävleborgs och Uppsala län och kraftbolagen Vattenfall och Fortum. Syftet med projektet har varit att analysera potentialen för lax- och öringproduktion i nedre Dalälven och att öka kunskapen om fiskbestånd och dess livsmiljöer. En viktig uppgift för projektet har varit att undersöka på vilket sätt fria vandringsvägar skulle bidra till laxproduktionen i älven, samt vilka åtgärder som behövs för att stärka populationerna av vandrande fiskarter. I rapporten beskrivs hur olika åtgärder, t.ex. fiskvägar, ökade flöden för fisken och biotopåtgärder, bidrar till att lekfiskar återvänder till älven. Dessa nyttor har dock inte jämförts med kostnaderna (produktionsförluster och anläggningskostnader i kraftbolagen).

Totala åtgärds-kostnader. Att kunna kombinera ett återinförande av livskraftiga fiskpopulationer och samtidigt behålla vattenkraftsproduktion på samma nivå som idag pekas av projektet ut som den största utmaningen. För att nå uppsatta mål krävs att vatten tas från produktionen för att därigenom öka flödet på sträckor som i dag periodvis är torrlagda. Om de föreslagna åtgärderna genomförs kommer produktionspåverkan att ske vid kraftverken Söderfors och Untra. Dessutom tillkommer anläggningskostnader för fiskvägar och ett minikraftverk. Den beräknade anläggningskostnaderna för de åtgärder som föreslås är sammanlagt 94 – 118 miljoner kr för Lanforsen, Älvkarleby och Untra. De årliga löpande kostnaderna är högst för Älvkarleby och Untra (cirka

11 miljoner kr/år), medan motsvarande kostnader för Lanforsen och Söderfors beräknats till motsvarande halva beloppet (cirka 5 miljoner kr/år). I rapporten beskrivs att om ett minikraftverk vid Lanforsen skulle anläggas skulle den förväntade produktionsförlusten sjunka till drygt en miljon per år. Om samtliga åtgärder genomförs enligt förslag, innebär det ett årligt produktionsbortfall om cirka 5 %, dvs. en total kapitaliserad kostnad på ca 800 miljoner kr av ett totalt produktionsvärde under 40 år motsvarande 16 miljarder kronor i dagens penningvärde. Sammantaget förväntas ändå miljönyttan i förhållande till kostnaderna blir relativt hög jämfört med andra åtgärdsutredningar för stora reglerade älvar, t.ex. Göta älv (Emanuelsson et al., 2017).

Ekologiska effekter av samordning. LIV-projektet har inneburit viktiga pusselbitar för att få tillbaka livskraftiga bestånd av vandrande fiskarter i nedre Dalälven. I slutrapporten beskrivs hur tillgången på lämpliga habitat för lek- och uppväxt har varit otillfredsställande och att detta är en begränsande faktor för hur framgångsrika de nya fiskpassagerna kan bli. Habitatrestaurering och ökad minimitappning är på så sätt en förutsättning för att det överhuvudtaget ska vara motiverat att stärka de naturliga fiskbestånden med hjälp av fiskpassager i nedre Dalälvens kraftverk. För att nå framgång konstateras att det krävs rejäla insatser från berörda företag, myndigheter och organisationer. Erfarenheter från Kanada lyfts fram som ett gott exempel på sådan samverkan (HaV, 2016).

I Dalälven har vandringsvägar byggts förbi flera kraftverk och ses som helt nödvändiga för att Siljansöringen ska kunna överleva och för att få så stor effekt som möjligt av de nya vandringsvägarna krävs även restaureringsinsatser (Länsstyrelsen Dalarna, 2018). Restaureringsbehoven är stora på grund av den tidigare omfattande användningen av Dalälven till timmerflottning. Effekten per åtgärds-krona kan alltså förväntas bli högre om fiskvägen/flödesförändringen och restaureringsåtgärder kommer som en paketlösning.

4.2 Förslagets konsekvenser för näringslivet

De branscher som främst kan tänkas påverkas av förslaget är kraftbolag och andra dammägare, konsult- och byggbranschen, turistnäringen, jord- och skogsbrukare samt yrkesfiskare.

Dammägare. Eftersom åtgärder inom vattenkraften finansieras av Vattenkraftens miljöfond bör konsekvenserna av detta förslag bli obetydliga för branschen som helhet. Det kan dock tänkas att även om ett specifikt vatten som åtgärdas inte är exploaterat av vattenkraft kan det i sitt avrinningsområde ha kontakt med ett sådant. Innebär en åtgärd förändrade vattenflöden inom avrinningsområdet kan det därför påverka energiproduktionen vid en nedströms vattenkraftsstation, både positivt och negativt. Nettoeffekten på branschen bör dock bli väldigt små, speciellt i jämförelse med åtgärder inom vattenkraften. Eftersom förslaget innebär att endast frivilliga åtgärder genomförs, där samtliga påverkade aktörer ger sitt samtycke, bör dock kraftbolag som eventuellt påverkas dessutom se en övervägande nytta med

åtgärden. Detta gäller även ägare av flottledsdammar och andra små fördämningar.

Konsult- och byggbranschen. Under den period som åtgärdsarbeten pågår behövs insatser av byggbranschen och dess leverantörer vilket ger intäkter till de entreprenörer som anlitas, inklusive konsulter. I detta fall handlar det bland annat om att återställa vattendrag efter flottledsrensningar, rivning av flottledsdammar och andra mindre fördämningar samt att åtgärda väg- och järnvägstrummor när de utgör vandringshinder. Det ger därför inte lika stora möjligheter till intäkter som vid åtgärder vid vattenkraftpåverkade vattendrag, vilka kan bli mycket omfattande och kostsamma. Större intäkter för byggtreprenörer kan i vilket fall som helst förväntas bli en positiv konsekvens för denna bransch, se även t.ex. Jonsson (2015). Den totala tillkommande intäkten för branschen är dock svår att kvantifiera, eftersom den är beroende av omfattningen och typ av åtgärder som genomförs. Den ökade efterfrågan på byggtreprenörer som följer av åtgärderna ger arbetstillfällen för framför allt maskinförare. Inom byggindustrin krävs ungefär 1,6 Mkr i intäkter för att skapa ett årsverke (Sveriges Byggindustrier, www.sverigesbyggindustrier.se). Detta indikerar att om exempelvis 40 av de tillkommande 60 Mkr/år skulle komma att bli intäkter för byggtreprenörer skulle det motsvara 25 årsarbeten för branschen per år under den tid som åtgärdsarbeten pågår. För att detta ska ge ytterligare intäkter till branschen, och inte bara en omförflyttning av arbete från ett uppdrag till ett annat, krävs det dock att det finns utbildade maskinförare och annan arbetskraft som i dagsläget är sysselsatta.

Turistnäringen. Om turistnäringen gynnas av att ett område får bättre miljö uppstår både direkta effekter och så kallade spridningseffekter. Vinster av en ökad försäljning av fiskekort, uthyrning av kanoter m.m. kan normalt anses vara en direkt effekt av en åtgärd som förbättrar förutsättningarna för dessa aktiviteter. Andra eventuella vinstökningar från t.ex. försäljning av fiskeutrustning och hotellnätter räknas därmed normalt som spridningseffekter. Detta förklaras av att turistnäringen i ett annat område normalt missgynnas i motsvarande grad jämfört med referensalternativet, så att nettoeffekten blir noll. De turister som dras till området med förbättrad miljö skulle annars sannolikt ha besökt något annat område (eller gjort av med motsvarande mängd pengar på något annat).

Vinsteffekter av förändrad turism kommer därför i regel att uppstå på flera ställen, dels det område som direkt berörs av åtgärden och där vinster ökar som följd av miljöförbättringen, dels de områden som nu får färre turister än i referensalternativet och där vinsterna inom turistnäringen därför kommer att minska. Motsvarande gäller beträffande sysselsättningseffekter inom branschen. För svenska turister kan dessa effekter normalt förväntas att vara ungefär lika stora, så att det ekonomiska nettoutfallet som helhet blir noll eller försumbart liten. Positiva eller negativa nettoeffekter av förändrad turism kommer därför normalt bara att uppstå om utländska turister, eller svenskar som annars skulle ha semestrat utomlands, påverkas. Liknande resonemang

gäller för de flesta andra typer av spridningseffekter, och det är därför i normalfallet tillräckligt att studera de direkta effekterna.

När det gäller fisketurism specifikt kan förslaget förväntas påverka fiskbestånden positivt genom att öka mängden lämpliga habitat och lekområden och därmed förutsättningarna för fritidsfiske och en långsiktig ekonomisk utveckling för fisketurismnäringen. Enligt en studie som ETOUR genomfört om naturbaserad turism är de viktigaste naturmiljöerna i Sverige för naturturistisk verksamhet skogar, sjöar och älvar. Vidare är fiske en av de viktigaste naturturistiska aktiviteterna (Tillväxtverket, 2013). En annan studie har visat att sportfiskare vill fiska framförallt på naturliga bestånd i så orörda och naturliga miljöer som möjligt (NV och Fiskeriverket, 2005.) De är också ofta beredda att lägga mycket pengar på sina aktiviteter och resor och fisketurismen omsätter varje år stora summor i Sverige. Den största delen av kostnaden består dock av utlägg för transport, boende, redskap och mat och annan service, snarare än fisketillstånd, och som alltså är spridningseffekter. Konsumtionen av kultur och rekreation i förädlad form, dvs. exklusive t.ex. boende och restaurangupplevelser, uppgick år 2017 till ca 18 miljarder kr vilket är ca 5 % av det totala värdet. Utländska besökare stod för 42 procent av den totala turismkonsumtionen (Tillväxtverket, 2017).

En stor del av effekten på fisket från kommande restaureringsinsatser kan antas vara ett resultat av åtgärder som finansieras av Vattenkraftens miljöfond, även om åtgärder som ryms av förslaget är viktiga i kombination med dessa. Detta gör det svårt att isolera den ekonomiska effekten för fisketurismnäringen av just det föreliggande förslaget. Den direkta effekten på branschen av just detta förslag bör bli positiv men obetydlig i förhållande till den totala omsättningen inom fisketurismen.

Beträffande övrig vattenrelaterad turism kan förbättrad akvatisk status och biologisk mångfald i vattendrag till följd av åtgärder enligt förslaget förväntas öka attraktiviteten för aktiviteter som kanot- och forspaddling samt djur-, fågel- och naturskådning. Studier har visat att folk i allmänhet också hellre bedriver rekreation såsom vandring och cykling längs med fritt strömmande vatten än vid uppdämt vatten (Loomis, 2002; Getzner, 2014). Däremot kan förutsättningarna för andra aktiviteter som t.ex. bad försämrats. En annan fördel med uppdämt vatten som brukar lyftas fram är att vattnet ger en uppskattad spegelbild. Rekreation kring uppdämda vatten är speciellt på det sättet att vissa typer av rekreation gynnas av fritt strömmande vatten medan andra gynnas av ett mer sjöliknande vatten. Vid åtgärder som påverkar vattenflödet, och framför allt vid dammutrivning, är det därför viktigt att studera den aktuella platsen i detalj, eftersom det inte går att göra några generella antaganden om hur rekreationsmöjligheterna påverkas. Om dammar har övervägande positiv inverkan på rekreation eller inte har länge debatterats och utgångspunkten är olika mellan studier, en mer genomgående diskussion finns i Getzner (2014), se vidare avsnitt 4.3.

Hur turismnäringen kring vattendrag påverkas av förslaget i sin helhet är därmed oklart. Både positiva och negativa effekter kan förväntas uppstå lokalt,

men kan i sammanhanget antas vara små, speciellt eftersom bara de direkta effekterna som t.ex. kanotuthyrning bör inkluderas.

Jord- och skogsbruk. Förslaget kan innebära viss påverkan på jord- och skogsbruk i den mån sådan mark tas i anspråk för att genomföra åtgärder för vattenmiljön. Förändrade vattennivåer kan försämra dräneringen, vilket påverkar produktionen negativt. Hur mycket produktiv skogsmark som kan beröras är svårt att bedöma. Det beror bland annat på hur stora svämplan det är bakom de vallar som omger flottledsrensade vattendrag och som ofta tas bort vid restaureringar, eftersom materialet i vallarna återförs till vattendragsfåran. Å andra sidan kan det även frigöras mark för skogsbruk i den mån mark återfås där det har varit dämmen nedströms. Om dämmena tas bort torde vattenytan minska uppströms, vilket gör att markarealer som varit under vatten återfås. Konsekvenserna för jordbruket bedöms bli små på nationell nivå, men kan ha betydelse för enskilda jordbruksföretagare och därmed på jordbruket regionalt i skogs- och mellanbygder. HaV och Jordbruksverket arbetar med att ta fram en metod för avvägning mellan värdet av jordbruksmark och värdet av vattenmiljöer med god ekologisk status i jordbrukslandskapet för att säkerställa att åtgärder inom vattenmiljöarbetet inte påverkar jordbrukets produktionsförmåga eller jordbrukets konkurrenskraft i en betydande grad i ett nationellt perspektiv (HaV, 2015). Metoden bedöms kunna användas i prioriteringen av åtgärdsobjekt som får bidrag, så att hänsyn kan tas till områden av stort värde för livsmedelsförsörjningen. Med hjälp av bland annat denna metod ger förslaget utrymme för att analysera hur förändrade vattennivåer påverkar jordbruket inom ett större område, vilket gör att åtgärderna kan anpassas bättre och därmed begränsa konsekvenserna för jordbruket.

Yrkesfiske. Yrkesfisket kan gynnas av förslaget i den mån åtgärderna kommer att förbättra bestånden av fisk som är föremål för yrkesfiske.

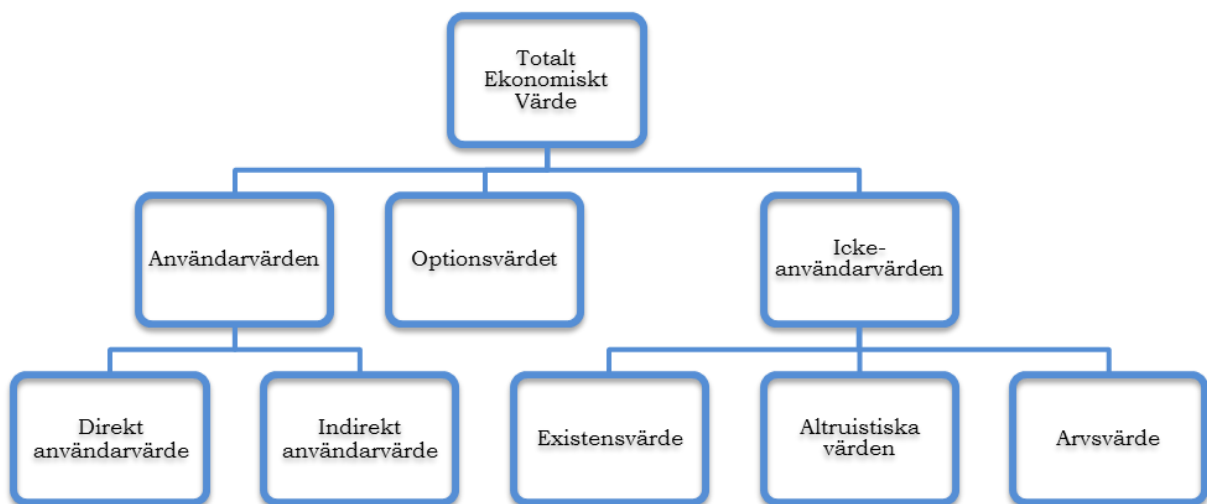
De positiva och negativa konsekvenserna för näringslivet listas i tabell 4.4. I princip uppstår samma typ av konsekvenser i referensalternativet, men konsekvenserna blir nu större eftersom fler restaureringsinsatser kan förverkligas.

Tabell 4.4. Negativa (-) och positiva (+) konsekvenser för näringslivet av förslaget.

-	+
Risk för negativa konsekvenser för jordbruket om inte hänsyn tas till påverkan på jordbruksmark.	Ökade intäkter från fiskekortsförsäljning och andra direkta effekter inom turistnäringen.
	Ökade intäkter för konsult- och byggbranschen.
	Ökad potential för större fiskfångster i yrkesfisket.

4.3 Förslagets konsekvenser för hushållen

Som framgick av avsnitt 2.3 kan restaureringsinsatserna förväntas öka tillhandahållandet av en rad olika ekosystemtjänster. Det här kan påverka hushållens välbefinnande positivt på en rad olika sätt genom att ekosystemtjänsterna ger olika värden när människor drar nytta av dem. Det här brukar beskrivas i form av att ekosystemtjänsternas totala (samhälls)ekonomiska värde (TEV) består av dels användarvärden och dels icke-användarvärden. Med användarvärden avses de värden som följer av att en individ själv utnyttjar en ekosystemtjänst. Med icke-användarvärden menas däremot att människor kan sätta ett värde på blotta vetskapen om bevarande eller ökning av ekosystemtjänster eller att andra individer utnyttjar ekosystemtjänsterna. Både användarvärden och icke-användarvärden brukar delas in i ett antal olika undergrupper, se figur 4.1 nedan.



Figur 4.1. Totalt ekonomiskt värde av ekosystemtjänster indelat i typer av värden. Från Söderqvist et al. (2017).

Undergrupperna beskrivs av NV (2012b) på följande sätt:

- Direkta användarvärden är den direkta användningen av ekosystemtjänsten och innefattar såväl försörjande tjänster som kulturella tjänster, t.ex. tillhandahållande av rekreationsupplevelser.
- Indirekta användarvärden är värden som främst kommer från reglerande ekosystemtjänster som indirekt ger stöd och skyddar. Det kan t.ex. vara vattenhållande förmåga genom vattenreglering och borttagande av näringsämnen.
- Optionsvärden är det värde som individerna tillskriver möjligheten till framtida konsumtion av en ekosystemtjänst (utöver framtida

användarvärden), t.ex. värdet av möjligheten att kunna utöva rekreation vid en viss vattenmiljö senare.

- Icke-användarvärdena består av altruistiska värden (värdet av vetskapen om att andra individer kan nyttja ekosystemtjänsten), existensvärden (värdet av vetskapen att t.ex. en art, population eller habitat existerar, utöver vad sådant är värt för ens eget nyttjande, t.ex. en forsmiljö som man själv aldrig planerar att besöka) och arvsvärden (värdet av vetskapen om att framtida generationer kan nyttja ekosystemtjänsten).

En viktig poäng med ovanstående uppdelning är att restaureringsinsatser inte enbart gynnar de människor som besöker restaurerade vattenmiljöer eller på annat sätt får användarvärden av restaureringsinsatserna, utan de kan också gynna andra människor i den mån deras välbefinnande påverkas positivt genom icke-användarvärden. De värderingsstudier som har studerat dessa värden närmare har därför inte enbart intresserat sig för hur t.ex. sportfiskare gynnas av restaureringsinsatser utan även i vilken mån befolkningen i allmänhet upplever ett ökat välbefinnande av förbättrade vattenmiljöer. För en allmän introduktion till de olika värderingsmetoder som används i värderingsstudier, se t.ex. Söderqvist et al. (2017).

Sådana värderingsstudier ger betydelsefull evidens beträffande hur människors välbefinnande påverkas av förbättrade vattenmiljöer och resultaten från sådana värderingsstudier sammanfattas därför nedan. I avsnitt 4.3.1 beskrivs ett antal studier som belyst det samhällsekonomiska värdet av att restaurera fysiskt påverkade vattenmiljöer, och avsnitt 4.3.2 handlar om vilken nytta som bevarade kulturmiljövärden i fysiskt påverkade vattenmiljöer kan tänkas medföra för hushållen. Värderingsstudierna som sammanfattas nedan kan dock inte användas för att kvantitativt knyta ihop nyttan med restaureringsinsatser med kostnaderna för insatserna på grund av svårigheterna att generalisera effekten av restaureringsinsatser, jfr avsnitt 3.1. Resultaten av värderingsstudierna kan dock vara användbara i en fördjupad studie som angriper problematiken med att generalisera effekter, t.ex. genom att bygga olika scenarier beträffande insatser och effekter.

Ovanstående och övriga positiva och negativa konsekvenser för hushållen listas i tabell 4.5. I princip uppstår samma typ av konsekvenser i referensalternativet, men konsekvenserna blir nu större eftersom fler restaureringsinsatser kan förverkligas. I förhållande till referensalternativet ökar dessutom sannolikheten till större miljönytta per satsad krona, eftersom en del av medlen avsätts för avrinningsområdesvis samordning av insatserna. Eftersom värderingsstudierna indikerar att en sådan ökad miljönytta även kan leda till en ökad samhällsekonomisk nytta handlar det dessutom om en ökad sannolikhet att större samhällsekonomisk nytta kan erhållas per satsad krona.

Tabell 4.5. Negativa (-) och positiva (+) konsekvenser för hushållen av förslaget.

-	+
Minskad möjlighet till bad, båtliv och estetiska upplevelser av stillastående vatten vid utrivning av dammar.	Ökade icke-användarvärden av olika slag till följd av bättre förhållanden för arter, populationer och habitat.
Påverkan på kulturmiljöer som inte bedöms som tillräckligt värdefulla för att bevara.	Förbättrat fritidsfiske.
	Bättre vattenkvalitet genom retention och kvarhållande av näringsämnen och miljögifter.
	Minskad risk för kostnader av översvämning.
	Minskad risk för att viktiga kulturmiljöer skadas.
	Högre estetiska värden.

4.3.1 Nyttan av att restaurera fysiskt påverkade vattenmiljöer

Sammanfattning av resultat från värderingsstudier

Nedan sammanfattas kortfattat studier som värderat nyttor med restaurering av tidigare fysiskt påverkade vattenmiljöer. De flesta avser vattenkraftpåverkade vatten, eftersom det är den typen av vattenmiljöer som utvärderats mest. De effekter som värderas kan även uppnås genom åtgärder i fysiskt påverkade vattenmiljöer som inte är påverkade av vattenkraft. Tyngdpunkten ligger på studier som genomförts i Sverige, men eftersom det är ont om värderingsstudier på området har sammanfattningen kompletterats med goda exempel från främst övriga Europa och Nordamerika.

1. Håkansson, C., 2009. Costs and Benefits of Improving Wild Salmon Passage in a Regulated River, *Journal of Environmental Planning and Management*, 52(3): 345-363.

Under år 2004 genomfördes en nationell scenariovärderingsstudie i vilken allmänheten tillfrågades om sin betalningsvilja för att öka antalet vildlaxar i Vindelälven. Åtgärder vid Stornorrfor kraftverk skulle ge en naturlig passage, t.ex. en fisktrappa eller spill i torrfåra, och på så sätt öka antalet fiskar med 1000 till totalt 4000 per år som når lekområden uppströms kraftverket. Respondenterna ombads att uppge sin betalningsvilja som en klumpsumma samma år. Medelbetalningsviljan på ca 44 kr (2004 års priser) multiplicerades sedan med antalet hushåll i Sverige vilket gav ett totalt värde på 140 Mkr, med ett 95% konfidensintervall på 116–163 Mkr. Från enkäten framkom också att svenskarna, både fritidsfiskare och övriga, sällan besöker Vindelälven. Författaren drog därför slutsatsen att den största delen av nyttan är i form av icke-användarvärden, alltså existensvärden, altruistiska värden och arvsvärden.

2. Paulrud, A., Laitila, T., 2013. A cost-benefit analysis of restoring the Em River in Sweden: valuation of angling site characteristics and visitation frequency, *Appl. Econ.* 45 (16) 2255–2266.

Författarna genomförde under 2008 en brevenkätstudie där de tillfrågade fritidsfiskare som besökt Emån eller Mörrumsån om betalningsviljan för fångst av ädelfisk. Båda dessa platser är goda fiskevatten och Emån är välkänt för sina stora havsöringar och Mörrumsån för stora laxfiskar. Enkäten innehöll en Choice Experiment (CE)-studie där respondenterna skulle välja mellan två fiskeplatser med olika egenskaper, som t.ex. avstånd från parkering, antalet andra fiskare på platsen och fiskekortsavgift mm. Totalt 12 egenskaper varierades systematiskt. Därefter tillfrågades personen hur ofta de skulle besöka dessa platser om de var verkliga och om de var på Emån eller Mörrumsån. Enkäten innehöll också frågor om socio-ekonomiska förutsättningar samt fiskevanor. På detta sätt kunde både fiskeupplevelsen (användarvärde) och förväntade inkomster för fiskeindustrin i området värderas.

Svaren resulterade i ett värde av 800 kr (2008 års priser) för varje extra fångad lax eller öring i de största storleksklasserna (> 10 kg för lax, >5 kg för öring). Betalningsviljan var 500 kr vid obligatorisk tillbakasettning, vilket innebär att värdet är 300 kr för varje extra fisk de får ta med hem. Betalningsviljan påverkas negativt med avståndet till platsen från hemmet och tätheten mellan olika fiskare. De fann också att ett åtgärdsscenario som ger fisken möjlighet att vandra förbi ytterligare två kraftverk i Emån ger en ökning av antalet fångade fiskar med 77 %, vilket skulle innebära 1,1 % fler fiskedagar och ökade inkomster på ca 18 000 kr per år från sålda fiskekort.

3. Kataria, M., 2009. Willingness to pay for environmental improvements in hydropower regulated rivers. *Energy Economics*, 31(1), 69–76.

I denna betalningsviljestudie, genomförd med Choice Experiment-metoden, undersöktes om de svenska hushållen föredrar att betala ett högre elpris om elen produceras med mindre negativ ekologisk påverkan. I studien varierades attributen fisk, fågelliv, bottenlevande djur samt erosion och strandväxtlighet i olika sammansättningar tillsammans med hushållets elkostnad per år för att bestämma nyttan av åtgärder i påverkade vatten. Miljöattributen används som indikatorer på god ekologisk status och ett syfte med studien var att se om vissa attribut föredras framför andra. Resultaten av studien presenterades både som betalningsviljan för marginella förändringar och betalningsvilja för scenarionivåer, se vidare tabell 4.6. Mindre erosion och ökad strandvegetation gavs högst marginellt värde och fisk lägst. Förändring i mängden fisk anges i procent. Respondenterna föredrar också en bred strand med lite vegetation framför en bred strand med en större mängd växtlighet. En kombination av det bästa av samtliga attribut har ett värde på 2131 kr (2006 års priser) per hushåll och år. Nyttan består av både användarvärde och icke-användarvärde, t.ex. angav gruppen fågelskådare en högre betalningsvilja för ett rikt fågelliv än övriga. Däremot anges ingen exakt fördelning mellan de olika värdena i studien.

Tabell 4.6. Nyttan av en förbättring av olika miljöattribut, i svenska kronor per hushåll och år. Förändring i mängden fisk anges i procent. (Kataria, 2009).

Miljöattribut	Marginell betalningsvilja (SEK ₂₀₀₆ /hushåll och år)	Betalningsvilja scenario (SEK ₂₀₀₆ /hushåll och år)
Fisk	15,7 (1 %)	1090 (25 %)
Fågelliv	97,3	1384
Bottenlevande djur måttlig nivå	229	1222
Bottenlevande djur hög nivå	278	1270
Bred strand med mindre vegetation	413	1406
Bred strand med flera växter och stor mängd vegetationsmassa	371	1364

- Krister, B., Calles, O., Greenberg, L., Leonardsson, K., Paulrud, A., Ranneby, B. & Sandberg, S., 2010. Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. Elforsk rapport 10:90.

Vid Dönje kraftverk, som ligger i Bollnäs kommun, drygt 50 km uppströms från havet, beräknades de samhällsekonomiska kostnader och nyttor som var effekterna av att öka minimitappningen till den reglerade, men i avseende på bottenstruktur, unikt orörda älvsträckan Klumpströmmen i Ljusnan. Under projektet genomfördes en betalningsviljestudie med ett scenario där kommuninvånarna i Bollnäs skulle köpa tillbaka äganderätten till vattnet, som då innehölls av kraftbolaget, genom att betala en viss summa varje år i totalt fem år. Betalningen skulle resultera i ökad minimitappning till en biflod, från 0,25 till 3 m³/s vintertid, för all framtid. Vid det rådande minimivinterflödet saknades lämpliga habitat för harr och öring. Med ett vinterflöde på 3 m³/s skulle ca 3 ha vara lämpliga för lek och yngel och ca 0,5 ha för vuxna fiskar. Den lagstadgade minimivattenföringen under sommaren var då 10 m³/s. Vid detta flöde uppgår ytan av lämpliga fiskhabitat till 3 ha för yngel och 4 ha för vuxen fisk.

Med tidigarelagd sommartappning på ca 1,5 månader, i kombination med en ökad vintertappning från 0,25 till 3 m³/s, beräknades antalet harr och öring i sträckan kunna bli 3–6 gånger fler jämfört med den uppmätta mängden. De effekter i form av nyttor som beskrevs i betalningsviljestudien var förutom ett ökat ädelfiskebestånd ett gynnat ekosystem för fisk, insekter, snäckor m.m., en vackrare landskapsbild genom att bottenfrysning undveks på vintern och att älven hade ett konstant vattenflöde med ljud av rinnande vatten. Bilder användes för att illustrera förändringarna.

Utifrån de beskrivna förbättringarna uppmanades respondenterna att ange sin betalningsvilja för att genomföra scenariot. Ett viktat genomsnitt togs sedan

fram för att uppskatta betalningsviljan per hushåll i Bollnäs kommun, vilket var cirka 300 kr per hushåll och år under en femårsperiod, diskonterat totalt ca 1385 kr per hushåll. I rapporten diskuterades ifall värdet för befolkningen utanför Bollnäs kommun av åtgärden bör inkluderas, åtminstone icke-användarvärden. Författarna argumenterade dock för att effekterna av åtgärden vid Dönje var så små att det var mycket osannolikt att de skulle innebära några användar- eller icke-användarvärden utanför det lokala samhället.

5. Getzner, M., 2014. Importance of Free-Flowing Rivers for Recreation: Case Study of the River Mur in Styria, Austria. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141(2), 04014050.

Baserat på en enkätstudie om rekreationsvanor vid floden Mur i Österrike beräknades nyttan av aktiviteter vid fritt strömmande vatten och vid uppdämt vatten längs flodens utsträckning. Enkäten gick ut till ett slumpmässigt urval av den vuxna befolkningen i förbundslandet Styria (totalt 890 000 st i åldern 18-71). Nyttan bestämdes med resekostnadsmetoden genom att svar om antalet besök från enkätstudien multiplicerades med schabloner för fordons- och restidskostnader. Svaren visade också att i snitt ca 79 % av de svarande föredrog att utföra en given aktivitet vid den fritt strömmande delen av floden, högst andel var för att uppleva landskapet (83 %) och lägst för observation av djurliv (70 %). Samtliga aktiviteter genomförs alltså helst vid strömmande vatten.

Nyttan för rekreation vid strömmande vatten beräknades till mellan 24 och 136 Euro (2011 års priser) per besök beroende på aktivitet. De aktiviteter med lägst transportkostnad, som vandring och cykling, hade lägst nytta medan aktiviteter som kräver resa med privat bil, t.ex. forspaddling, hade högst nytta. Den totala årliga nyttan per person för samtliga aktiviteter vid strömmande vatten var 267 Euro och vid uppdämt vatten 35 Euro. Rekreativsvärdet uttrycktes också per km flodsträcka samt hektar, se tabell 4.7.

Tabell 4.7. Rekreativsvärde vid floden Mur i Österrike för befolkningen i Styria (Getzner, 2014).

Rekreativsvärde	Belopp per år (kr)
Fritt strömmande vatten (Euro/km)	811 694
Uppdämt vatten (Euro/km)	201 928
Fritt strömmande vatten (Euro/ha)	40 585
Uppdämt vatten (Euro/ha)	10 096

Författaren fastslår därmed att rekreativsvärdet vid den fritt strömmande delen är ca fyra gånger högre jämfört med aktiviteter vid den uppdämda delen av floden. Han diskuterar dock vidare att det utifrån denna studie inte går att göra några generella slutsatser för alla fysiskt påverkade vattenmiljöer, utan att

resultaten kan skifta beroende på lokala förutsättningar. Om dammar har övervägande positiv inverkan på rekreation eller inte har länge debatterats och utgångspunkten är olika mellan studier. Studien inleder med en mer genomgående diskussion som kan sammanfattas på följande sätt, se även ett separat avsnitt nedan. I floden Mur är vattenkvaliteten inte så bra vilket gör att den inte är särskilt populär för badning och kan vara en bidragande orsak till att befolkningen föredrar den strömmande delen för de aktiviteter de vill utföra här. Tydligt är dock att det finns betydande nyttor för både strömmande och uppdämt vatten och om det ger en ökning eller sänkning av den totala nyttan att omvandla uppdämt vatten till strömmande är en fråga om utbud och efterfrågan för olika typer av rekreation vid just den floden.

6. Loomis, J., 2011. Recreational benefits of removing dams and restoring free-flowing rivers: an example micro-meta-analysis of the contingent visitation benefits of removing dams. Ch. 3, Modern Cost-Benefit Analysis of Hydropower Conflicts. Johansson, P.– O., Kriström, B. (red.), Edward Elgar, Cheltenham, UK.

Eftersom dammar innebär att många flodfåror som potentiellt är intressanta för rekreation är torrlagda går det inte att använda konventionella marknadsbeteendestudier som resekostnadsmetoden för att värdera dessa platser. Därför behövs en alternativ metod som istället baseras på avsedda besök, en typ av scenariovärderingsmetod kallad contingent behavior (CB), på svenska ungefär villkorat beteende. Metoden går ut på att en framtida rekreativsmiljö beskrivs utifrån förutsättningar på en faktisk plats där det nu är en torrfåra om restaureringsåtgärder genomförs. I detta fall en flod med fritt strömmande vatten. Beskrivningen skickas ut i en enkät tillsammans med frågor om hur många besök respondenten skulle göra till detta område och hur långt de har till den faktiska platsen. Utifrån denna information kan en resekostnadsmodell uppskattas med avståndet som en prisvariabel.

Utifrån två sådana tidigare primärstudier från floderna Elwha och Lower Snake River, gjordes en mikro-metaanalys för att användas till värdeöverföring till andra policyområden under utvärdering för dammutrivning. Snake River är en älv i nordvästra USA som är närmare 170 mil lång och utgör det största biflödet till den stora Columbia River. Medelvattenföringen vid sammanflödet med Columbia River är tre gånger så stor som Sveriges största älv Göta och Lule älv. Elwha River är bara drygt 7 mil lång och rinner en längre sträcka genom Olympic National Park. Medelvattenföringen vid mynningen är 43 m³/s. I båda dessa studier beskrevs flodens egenskaper om dammarna rivs ut och vilka rekreativsmöjligheter det skulle ge, tillsammans med en illustration samt information om tillgänglighet. Enkäterna innehöll också frågor om respondentens ålder, utbildning mm. Om det fanns någon i hushållet som fiskat det året steg antalet besök signifikant. Konsumentöverskottet beräknades till US\$ 104 (2003 års priser) per besök till Lower Snake River och till US\$ 175 (2003 års priser) per besök till Elwha. En total nytta med dammutrivning beräknades sedan genom att extrapolera till totala antalet besök för populationen utifrån svaren i enkäten. Rimligheten i detta antal besök testades

och det konstaterades sedan att nyttan skulle vara ungefär dubbelt så hög som med nuvarande förutsättningar.

Allmänt om rekreation vid fysiskt påverkade vatten

Rekreation kring uppdämda vatten är speciellt på det sättet att vissa typer av rekreation gynnas av fritt strömmande vatten medan andra gynnas av ett mer sjöliknande vatten. Vid åtgärder som påverkar vattenflödet, och framför allt vid dammutrivning, är det därför viktigt att studera den aktuella platsen i detalj, eftersom det inte går att göra några generella antaganden om vilka nyttor eller kostnader som uppstår på grund av ändrade rekreativsmöjligheter. Om det uppstår övervägande nyttor eller kostnader beror helt enkelt på vad vattenförekomsten används till i nuläget. Om det är många som bor längs med vattenmagasinet och har badbryggor och båtar uppstår det större kostnader vid en dammutrivning än om det inte bor någon vid magasinet eller om ingen använder vattnet för båtupplevelser och liknande. En annan fördel med uppdämt vatten som brukar lyftas fram är att vattnet ger en uppskattad spegelbild. Rekreativsnyttor som kan uppstå vid en dammutrivning, förutom fiske, är normalt forspaddling, vackrare landskapsbild av fyllda torrfårar och naturupplevelser som fågelskådning tack vare ett gynnat ekosystem. Fler studier har visat att folk i allmänhet också hellre bedriver rekreation såsom vandring och cykling längs med fritt strömmande vatten än vid uppdämt vatten (t.ex. Loomis, 2002).

Sammanställningar av flera tidigare studier

7. Kinell, G., Söderqvist, T. & Hasselström, L., 2009. Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Naturvårdsverket, rapport 6322.

Tidigare studier, från åren 1997–2003, sammanställdes för att ta fram ett schablonvärde för nyttan med fritidsfiske. Det slutgiltiga materialet bestod av 17 fritidsfiskestudier. Av dessa 17 studier är 6 stycken nationella, 11 stycken har fiskare (användare) som population. Vad gäller metoden är 9 stycken scenariovärderingsstudier (CVM-studier), 4 stycken choice experiment studier (CE-studier) och 4 stycken resekostnadsstudier (TCM-studier). Från 10 av dessa skapades värdeintervall för tre olika fysiska förändringar; att få ett extra kg fångst, att fånga en extra fisk och att få en extra fiskedag. De studier som ingår i beräkningarna av intervallen är studier där det finns skattningar för någon eller några av dessa tre förändringar och genom omräkningar går det att skapa tre värden per studie. Vikten utgör den gemensamma översättningsenheten och det gör att fiskarten som studerats i respektive studie blir viktig eftersom arten är en av de avgörande faktorerna för fiskens vikt.

Värdena från de olika studierna korrigerades till 2006-års pris- och inkomstnivå. Endast användare undersöktes i samtliga studier varför intervallen kan tolkas som betalningsvilja per fritidsfiskare. I tabell 4.8 kan följande tre intervall för medelbetalningsviljan i kr per fiskare för ädelfisk utläsas. Vidare anges medelvärdet av de observationer som ligger till grund för intervallet, dvs. det föreslagna schablonvärdet.

- Ett extra kg: 40–237 kr. Schablonvärde: 135 kr.
- En extra fisk: 22–732 kr. Schablonvärde: 201 kr.
- En extra fiskedag: 52–308 kr. Schablonvärde: 165 kr.

Motsvarande intervall och schablonvärden för övrig fisk framgår av tabell 4.9 och är följande:

- Ett extra kg: 12–79 kr. Schablonvärde: 30 kr.
- En extra fisk: 6–24 kr. Schablonvärde: 13 kr.
- En extra fiskedag: 21–158 kr. Schablonvärde: 64 kr.

Tabell 4.8. Intervall för ädelfisk (medel-WTP i kr per fiskare) (Kinell et al., 2009).

Art	Metod	Ett extra kilo (kr)	En extra fisk (kr)	En extra fiskedag (kr)
Harr, Öring	CE	117	64	152
Harr, Öring	CE	231	127	300
Harr, Öring	SP	40	22	52
Harr, Öring	TCM	176	97	229
Lax	CVM	60	289	54
Regnbågsforell, Öring	CVM	80	58	104
Regnbågsforell, Öring	TCM	66	62	114
Öring, Atlantlax	CVM	237	732	308
Öring, Atlantlax	TCM	207	358	175
Medelvärde		135	201	165
Median		117	97	151
Intervall		40-237	22-732	52-308

Tabell 4.9. Intervall för övriga fiskarter (medel-WTP i kr per fiskare) (Kinell et al., 2009).

Art	Metod	Ett extra kilo (kr)	En extra fisk (kr)	En extra fiskedag (kr)
Abborre	TCM	29	6	38
Abborre	TCM	79	16	103
Guidat havsfiske	CVM	20	10	26
Guidat havsfiske	TCM	22	14	158
Gädda, Abborre	CVM	23	11	30
Gädda, Abborre	TCM	29	16	73
Gädda, Abborre m fl.	CVM	40	24	55
Havs/kustfiske	CVM	16	7	21
Havs/kustfiske	TCM	12	10	77
Medelvärde		30	13	64
Median		23	11	55
Intervall		12-79	6-24	21-158

Skattningarna gällande ädelfisk tenderar att ligga högre än övriga skattningar. Det är rimligt att det är så eftersom art troligen är en avgörande faktor för hur ett fiske värderas samt att arter värderas olika. Ett extra kg har ett högre medelvärde än en extra fisk vilket är naturligt eftersom flertalet av de aktuella fiskarterna har en medelvikt under ett kg. En extra fiskedag har ett något högre medelvärde än ett extra kg, detta kan förklaras av att en extra fiskedag i många fall har värderats som 1,3 kg fångst.

8. Brouwer, R., & Sheremet, O., 2017. The economic value of river restoration. *Water Resources and Economics*, 17(1), 1–8.

Författarna genomförde en meta-analys över studier som ekonomiskt värderat nyttor av faktiska restaureringsåtgärder i rinnande vatten. Studierna har genomförts mellan 1995 och 2013, merparten är från åren mellan 2005–2010, i främst Europa (22 st) följt av USA (12) och Asien (5). Studien i Emån av Paulrud & Laitila (2013) som beskrivs ovan ingår i meta-analysen. De finner ett medelvärde för flodrestaurering från samtliga värderingsstudier på US\$ 81,2 (731 SEK) (2015 års priser) per hushåll och år. Medianen ligger på US\$ 56,3 (507 SEK) (2015 års priser). Medelvärdet är ca en tredjedel högre i USA (\$100) än i Asien (\$75) och Europa (\$74). Medelvärden samt min-max värderingar sammanställdes även för ett antal olika ekosystemtjänster som förbättras av restaureringen, se tabell 4.10. Skapandet av habitat för vilda djur och växter är den ekosystemtjänst som värderats mest frekvent och totalt finns 68 observationer bland studierna. Högst nytta har reglering av vattenkvalitet och landskapsbild. Översvämningsskydd har ett väldigt lågt värde, vilket är anmärkningsvärt eftersom den ekosystemtjänsten normalt värderats högt i värderingsstudier av våtmarker.

Metoden som använts i studierna är uteslutande scenariovärdering, CV och CE, som även kan fånga respondenternas icke-användarvärden. Medelvärdet som nyttjarna tilldelar flodåterställning (US\$ 72,9) överstiger medelvärdet bland de som inte besökt platsen (US\$ 47,5) med mer än 50 %. Nyttjare av de platser där flodrestaurering äger rum, ofta sportfiskare och allmänhet som besöker platserna för att gå och njuta av landskapet, kan tänkas hålla både användar- och icke-användarvärden. Detta framgår också av det faktum att medelvärdet som är kopplat till rekreation är lägre än värdet för djurlivet.

Tabell 4.10. Schablonvärden samt min- och max-värden för olika ekosystemtjänster (Brouwer och Sheremet, 2017).

Ekosystemtjänst	WTP hushåll (SEK/år)	WTP hushåll (US\$ ₂₀₁₅ /år)	Min-Max (US\$ ₂₀₁₅ /år)	N obs
Översvämningsskydd	2,7	0,265	0,25–0,28	3
Erosionsskydd	445	49,4	25,0–84,7	3
Reglering av vattenkvalitet	1256	139,6	12,4–260,4	4
Vattenrekreation	519	57,7	29,8–102,2	10
Landskapsbild	1067	118,6	17,8–238,5	19
Habitat för djurliv	692	76,9	0,6–366,4	68

1\$ US₂₀₁₅ = 9 SEK

Det genomfördes också en meta-regressionsanalys och funktionen testades för värdeöverföring som underlag för restaureringsåtgärder på andra platser. Författarna fann att genom att införa parametrarna inkomstnivå, populationsdensitet, fraktion av floden som restaureras samt specifika ekosystemtjänster kan överföringsfelen minskas väsentligt jämfört med att enbart överföra medelvärden.

4.3.2 Nyttan av att bevara kulturmiljövärden i fysiskt påverkade vattenmiljöer

Betydelsen för hushållen av att kulturmiljövärden inventeras i samband med restaurering av vattenmiljöer beskrivs i det arbete som Södra Östersjöns vattendistrikt har gjort på området (Länsstyrelsen Kalmar, 2017). I rapporten beskrivs hur bevarade och levande kulturmiljöer bidrar till rekreation, estetik och inspiration i landskapet, vilka är exempel på samhällsnyttor som hushållen får ta del av. Genom att kulturmiljövärden lyfts fram i olika sammanhang blir de mer kända och kan därigenom stimulera hushållens intresse, nyfikenhet och lust att besöka platserna. Rapporten pekar även ut möjligheten till ”geocaching” som ett exempel på samhällsnytta som kulturmiljöerna kan ge, och som även identifierats i flera av de inventerade kulturmiljöerna. Geocaching är en form av skattjakt utomhus med hjälp av GPS. Utöver själva skattletandet är upplevelser av nya platser och miljöer viktiga aspekter av fenomenet. Det beskrivs även hur den fysiska miljön kan inspirera människor att lära sig mer om historien, t.ex. genom museer som bidrar till ökad kunskap om industri- och samhällshistoria. Sammanfattningsvis har människors tillgång till god vattenkvalitet och bevarade kulturmiljöer stor betydelse för välbefinnande, hälsa, rekreation- och andra upplevelser samt kunskapsinhämtning.

4.4 Bedömning av osäkerhet kring konsekvenser

Osäkerheten är relativt liten beträffande konsekvenserna för de offentliga finanserna, eftersom förslaget specificerar en viss anslagsökning. Osäkerheten är större för konsekvenserna för näringslivet, eftersom konsekvenserna till stor del är knutna till företag som är lokaliserade i närområdet till restaureringsinsatserna. Vilka företag som gynnas avgörs därmed av var restaureringsinsatserna kommer att genomföras. Liksom för näringslivet var det för hushållen enbart möjligt att ange konsekvenser kvalitativt. Genomgången av värderingsstudier i avsnitt 4.3 visar dock att det finns goda skäl att anta att restaureringsinsatserna kvalitativt kommer att medföra dessa konsekvenser. För att kunna göra en kvantitativ bedömning behövs dock fördjupade studier.

5 Förslagets kostnadseffektivitet

5.1 Förslagets kostnadseffektivitet i förhållande till andra befintliga eller tänkbara styrmedel eller åtgärder

En strikt bedömning av förslagets kostnadseffektivitet kan bara göras om målet som förslaget syftar till att uppnå är konkret och kvantifierat. Vidare behövs skattningar på kostnader för de åtgärder som förslaget kan förväntas leda till i förhållande till kostnader för *andra* åtgärder som kan leda till måluppfyllelse. Förslaget är kostnadseffektivt om det leder till åtgärder som uppfyller målet till en lägre kostnad än andra åtgärder som kan uppfylla målet.

I det här fallet ingår inget kvantifierat mål i form av miljöeffekter i förslaget, utan förslaget specificerar ökade medel som ska användas för att förverkliga så bra restaureringsinsatser som möjligt. Bedömningen av förslagets kostnadseffektivitet blir därmed översiktlig och kvalitativ i form av resonemang om den alternativa styrningen i avsnitt 2.4.3 i förhållande till den styrning som förslaget innefattar.

Som konstaterades i avsnitt 2.4.3 är ett alternativ inom systemgränsen för själva förslaget att inte samordna restaureringsinsatserna avrinningsområdesvis. Detta medför en besparing av samordningskostnader, men däremot minskar möjligheten att få ut maximal effekt av restaureringsinsatserna. Med tanke på de många värden för hushållen som restaureringsinsatserna kan innebära innebär en brist på samordning en risk för insatser som ger en lägre nytta per satsad krona. Samordningsmöjligheterna är även en styrka hos förslaget i jämförelse med den befintliga styrningen.

I avsnitt 2.4.3 nämndes även följande exempel på alternativ styrning om systemgränsen vidgas till att ligga utanför själva förslaget:

- Använda administrativa styrmedel i form av förelägganden från tillsynsmyndigheterna. Detta kan flytta över restaureringskostnader från staten till verksamhetsutövarna. En överflyttning av kostnader innebär dock ingen samhällsekonomisk nettoförändring. Tillsynskostnader tillkommer för staten. Huvudproblemet med detta styrmedel är dock att det i många fall inte finns någon verksamhetsutövare att ställa till svars. Att förlita sig på förelägganden innebär därför en risk för att många restaureringsinsatser som kan leda till hög samhällsekonomisk nytta per satsad krona inte förverkligas.
- Införa avgifter på verksamheter som bidrar till fysisk påverkan, t.ex. jordbruksverksamhet, skogsbruksverksamhet och vägtrafik. Detta kan

minska statens kostnader, men utformningen av en sådan avgift måste i så fall studeras i detalj. Hur specifik och hög måste avgiften vara för att leda till avsedd beteendeförändring? Hur stora restaureringsinsatser skulle avgiften kunna förverkliga? Andra problem med denna alternativa styrning är att belastningen i så hög grad beror på historiska aktiviteter, att ansvarsförhållanden kan vara oklara. Dessutom kan det vara svårt att kausalt koppla en viss verksamhet till en viss påverkan.

- Införandet av ett kompensationssystem, där befintliga verksamheter kan kompensera för sin fysiska påverkan genom att finansiera restaureringsinsatser på lämplig annan plats i ett avrinningsområde. Det är dock även i det här fallet osäkert hur stora restaureringsinsatser som skulle kunna förverkligas, särskilt på grund av den växande men fortfarande begränsade erfarenheten av ekologisk kompensation. Den rådande lagstiftningen ger även restriktioner för vilken fysisk påverkan det finns juridiska möjligheter att kräva kompensation (NV, 2016b).

Sammanfattningsvis verkar det troligt att i förhållande till alternativ styrning har förslaget goda möjligheter i att resultera i kostnadseffektiva restaureringsinsatser i meningen att det tack vare den avrinningsområdesvisa samordningen kan leda till att insatser genomförs där de ger mest nytta per satsad krona. De tre exemplen på alternativ styrning som nämndes ovan har alla problemet att de har en begränsad räckvidd på grund av oklara ansvarsförhållanden – det kan vara svårt att hitta verksamhetsutövare som kan att ställas till svars, avgiftsbeläggas eller avkrävas ekologisk kompensation. Med förslaget torde chansen bli betydligt större att de samhällsekonomiskt mest lönsamma restaureringsinsatserna kan förverkligas. Bland lågt hängande frukter kan nämnas icke-kraftverksdammar utan kulturmiljövärden och som saknar nutida funktion – sådana dammar kanske markägarna bara betraktar som ett hinder och därför gärna medverkar till att de tas bort. Dessutom bör det finnas möjligheter till synergieffekter med miljöåtgärder som finansieras med hjälp av Vattenkraftens miljöfond. Om samordningen av de kommande restaureringsinsatserna drar lärdom av erfarenheterna av projekt såsom Vindel River LIFE (se avsnitt 4.1.2) och Projekt Umeälven (www.umealven.se) är det vidare troligt att få hög acceptans för insatserna hos många olika aktörer.

5.2 Beskrivning av analysen av förslagets kostnadseffektivitet

Som framgick av avsnitt 5.1 ingår inget kvantifierat mål i form av miljöeffekter i förslaget, utan förslaget specificerar ökade medel som ska användas för att förverkliga så bra restaureringsinsatser som möjligt. Bedömningen av förslagets kostnadseffektivitet blir därmed översiktlig och kvalitativ. Den kvalitativa analysen i avsnitt 5.1 görs dels inom systemgränsen för förslaget och dels utanför systemgränsen för förslaget genom resonemang om effekterna av olika exempel på alternativ styrning.

5.3 Bedömning av osäkerhet i kostnadseffektivitet

Som framgår av avsnitt 5.1 finns det goda skäl att tro att förslaget skulle leda till restaureringsinsatser som ger relativt hög nytta per satsad krona tack vare den samordning som sker av insatserna utifrån de avrinningsområdesvisa planer som tas fram inom vattenförvaltningen. En källa till osäkerhet förknippad med denna slutsats är att förslaget bygger på frivilliga insatser. Detta skulle kunna leda till att vissa insatser med hög nytta per restaureringskostnadskrona inte kan förverkligas, om berörda markägare inte är villiga att delta frivilligt i restaureringsprojektet. Erfarenhetsmässigt verkar de flesta markägare dock tycka att det är positivt med restaureringsprojekt och få motsätter sig därför dessa projekt (Eva Mikaelsson, Länsstyrelsen Västerbotten, personlig kommunikation).

En annan källa till osäkerhet är att det i dagsläget finns en brist på kvantitativa och nationellt samordnade uppföljningsprogram av restaureringsinsatser. Behovet av en förbättrad uppföljning har därför betonats i förslaget, så att det efterhand går att nå säkrare slutsatser om vilka effekter som olika typer av restaureringsinsatser ger. Det ger även ett bättre underlag för framtida kostnadseffektivitetsanalyser rörande restaureringsinsatser.

Referenser

- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B., Dahlberg, M., 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. FINFO, Fiskeriverket Informerar, 2007:5.
- Brouwer, R., Sheremet, O., 2017. The economic value of river restoration. *Water Resources and Economics*, 17(1), 1–8.
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Christiansson, J., Gustafsson, S., Näslund, I., 2013. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Rapport 2013:14, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 114 s.
- Degerman, E., 2008. Etablering av lekområden för strömlökande fisk. Ekologisk restaurering av vattendrag. Fiskeriverket och Naturvårdsverket, 300 s.
- Degerman, E., Näslund, I., Kagervall, A., Östergren, J., 2015. Havsöring - en utmaning för förvaltningen. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.
- 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, 27-40.
- Getzner, M., 2014. Importance of Free-Flowing Rivers for Recreation: Case Study of the River Mur in Styria, Austria. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141(2), 04014050.
- HaV, 2015. Nationell strategi för prioritering av vattenåtgärder inom jordbruket. Rapport 2015:10, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV, 2016. Fiskavledare vid stora vattenkraftverk - PM från studieresa till Kanada i juni 2016. PM, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV, 2018. Remiss gällande ändring av Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:25) om resurstillträde och kontroll på fiskets område avseende fördelning av laxkvot. Remiss med separat konsekvensutredning, 2018-02-19, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Håkansson, C., 2009. Costs and Benefits of Improving Wild Salmon Passage in a Regulated River. *Journal of Environmental Planning and Management*, 52(3): 345-363.
- Jansson, R., Degerman, E., Widén, Å., Malm Renöfält, B., 2017. Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag. Rapport 2017:430, Energiforsk AB, Stockholm.
- Johansson, P-O., Kriström, B., 2016. Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jonsson, M., 2015. Rikedomar runt rinnande vatten. De ekonomiska värdena av en miljöanpassad vattenkraft. Åtta45, Stockholm.
- Jordbruksdepartementet, 2008. Förvaltningsplan för år. 2008-12-09, Jo2008/3901, Jordbruksdepartementet, Stockholm.
- Kataria, M., 2009. Willingness to pay for environmental improvements in hydropower regulated rivers. *Energy Economics*, 31(1), 69–76.
- Kinell, G., Söderqvist, T. & Hasselström, L., 2009. Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Naturvårdsverket, rapport 6322.

- Krström, B., Calles, O., Greenberg, L., Leonardsson, K., Paulrud, A., Ranney, B. & Sandberg, S., 2010. Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. Elforsk rapport 10:90.
- Loomis, J., 2002. Quantifying recreation use values from removing dams and restoring free-flowing rivers: A contingent behavior travel cost demand model for the Lower Snake River. *Water Resources Research*, 38(6).
- Loomis, J., 2011. Recreational benefits of removing dams and restoring free-flowing rivers: an example micro-meta-analysis of the contingent visitation benefits of removing dams. Ch. 3, *Modern Cost-Benefit Analysis of Hydropower Conflicts*. Johansson, P.– O., Krström, B. (red.), Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Länsstyrelsen Dalarna, 2018. Dalälvens naturvärden - Påverkan från vattenkraften, åtgärdsbehov och prioriterade miljöåtgärder. Rapport 2018:05. Länsstyrelsen Dalarna.
- Länsstyrelsen Gävleborg, 2018. LIV – Laxfisk i nedre Dalälven. Länsstyrelsen Gävleborg.
- Länsstyrelsen Kalmar, 2017. Bilaga 1 Slutrapportering av projektet Kulturmiljö och vattenförvaltning i Södra Östersjöns vattendistrikt. Länsstyrelsen i Kalmar.
- Malm Renöfält, B., Widén, Å., Jansson, R. & E. Degerman, 2017. Identifiering av påverkan, åtgärdsbehov och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft. *Energiforsk Rapport 2017:429*, 91 s.
- NV, 2012a. Styrmedel för att nå miljö kvalitetsmålen: En kartläggning. Rapport 6415, Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV, 2012b. Sammanställd information om ekosystemtjänster. NV-00841-12. Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV, 2016a. Handledning för att strukturera en övergripande samhällsekonomisk analys. 2016-03-21, Naturvårdsverket, Stockholm.
<https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/samhallsekonomiskhandledning-ensammanfattning-version1.0-2016-03-21.pdf>
- NV, 2016b. Ekologisk kompensation: En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1, Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV och Fiskeriverket, 2005. Förutsättningar för fisketurismens utveckling i Sverige, Naturvårdsverket och Fiskeriverket.
- Nöbelin, F., 2014. Naturliknande fiskvägar. Rapport 2014:11, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Paulrud, A, T, Laitila, T., 2013. A cost-benefit analysis of restoring the Em River in Sweden: valuation of angling site characteristics and visitation frequency, *Appl. Econ.* 45 (16) 2255–2266.
- Sandin, L., E. Degerman, J. Bergengren, I.-M. Gren, P. Carlson, S. Donadi, M. Andersson, S. Drakare, E. Göthe, R.K. Johnson, M. Kahlert, J. Segersten, B. McKie, D. Spjut, W.T. Tirkaso, C. Tamario, C. Trigal, von Wachenfeldt, E., 2017. EKOLIV - Ekologiska och ekonomiska strategier för optimering av vattenkraftsrelaterade miljöåtgärder. *Energiforsk rapport 2017:450*, 153 s.
- Statskontoret, 2017. Kostnader för små myndigheter. Dnr 2017/229-5.
- Sveriges riksdag, 2012. Biologisk mångfald i rinnande vatten och vattenkraft: En uppföljning. Uppföljning och ställningstagande, Miljö- och jordbruksutskottet. <https://www.riksdagen.se/globalassets/06.-utskotten--eu-namnden/miljo--och-jordbruksutskottet/mju->

[uppföljning/biologisk-mangfald-i-rinnande-vatten-och-vattenkraft-uppföljning.pdf](#)

- Söderqvist, T., Nordzell, H., Hasselström, L., Wallentin, E., Franzén, F., Ivarsson, M., Soutukorva, Å., 2017. Samhällsekonisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder i vattendrag. Rapport 2017:428, Energiforsk AB, Stockholm.
- Tillväxtverket, 2013. Fakta om svensk turism.
- Tillväxtverket, 2017. Fakta om svensk turism 2017.
- Trafikverket, 2018. Analysmetod och samhällsekoniska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.1. Kapitel 5: Kalkylprinciper och generella kalkyl värden. Version 2018-04-01. Trafikverket, Borlänge.
- Vindel River LIFE – Final Report, 2016. LIFE08NAT/S/266 Vindel River LIFE FINAL Report Covering the project activities from 01/01/2010 to 31/10/2015. Reporting Date 31/01/2016.
- Vindel River LIFE – Layman Report, 2016. Restaurering av Vindelälvens flottade biflöden. Vindel River Layman's Report EC LIFE + programme LIFE08 NAT/S/000266.
- VISS 2018. VISS Vatteninformationssystem Sverige, Avancerat sök, Åtgärdsbibliotek. Länsstyrelserna. <http://viss.lansstyrelsen.se>
- Widén, Å., Jansson, R., Renöfält, B., Degerman, E. & D. Wisaeus, 2017. Ekologisk reglering – metod för att beräkna produktionsförluster och miljönytta i reglerade vattendrag. Energiforsk Rapport 2017:449, 107

Forskning, utredning och utbildning för en hållbar framtid

Anthesis Enveco är ett konsultföretag med rötterna i forskningsvärlden. Vi erbjuder forskning, utredning och utbildning inom miljöekonomi och ekologisk ekonomi och har även kompetens inom social hållbarhet, hållbara energisystem och hållbara städer.

Våra uppdragsgivare finns inom privat, ideell och offentlig sektor i såväl Sverige som utomlands. Vi finns i Stockholm men åtar oss uppdrag inom hela Sverige och internationellt.

Anthesis

Barnhusgatan 4, 111 23 Stockholm

anthesis.se

anthesisgroup.com/about/europe/sweden