

## Förändrad tillgång till och värde på ekosystemtjänster vid anpassad flödesreglering



# Förändrad tillgång till och värde på ekosystemtjänster vid anpassad flödesreglering

Henrik Nordzell, Linus Hasselström och Tore Söderqvist

Anthesis

2019-05-07

Rapport 2019:8

[www.anthesis.se](http://www.anthesis.se)

## Innehåll

1	INLEDNING .....	4
2	METOD OCH GENOMFÖRANDE .....	5
2.1	Ekosystemtjänstförteckning och kaskadmodellen .....	5
2.2	Kartläggning av ekosystemtjänster .....	7
3	EKOSYSTEMTJÄNSTER SOM PÅVERKAS AV FLÖDESREGLERING .....	8
3.1	Exemplifieringar utifrån kaskadmodellen .....	9
3.2	Ekosystemtjänstlista som underlag för att utvärdera konsekvenser .....	11
4	VÄRDERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER .....	18
4.1	Tidigare värderingsstudier .....	18
4.2	Värdeöverföring .....	21
4.2.1	Allmänt om värdeöverföringsmetoder .....	21
4.2.2	Studier lämpliga för överföring .....	23
4.2.3	Resultat från metastudier .....	31
4.3	Diskussion om olika tillvägagångssätt för värdering .....	39
5	SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER .....	46
	REFERENSER .....	49

## 1 Inledning

Havs- och Vattenmyndigheten och Vattenmyndigheterna genomför gemensamt ett projekt för att lyfta och tydliggöra värdet av en förbättrad vattenmiljö i vattendrag påverkade av vattenkraft. Projektet avser att:

- undersöka hur en ekosystemtjänstansats kan användas för att illustrera och kommunicera det biologiska respektive samhällsekonomiska värdet av ekologisk anpassning av vattenregleringen.
- koppla ihop åtgärdens effekt med en förändrad tillgång på identifierade ekosystemtjänster.

Projektet består av två delar. Delprojekt 1 avser att, baserat på en ekosystemtjänstansats, ge en bild av biologiska värden av åtgärder i form av anpassad flödesreglering. Delprojekt 2 innebär att beskriva nyttigheterna av dessa och andra ekosystemtjänster och de samhällsekonomiska värden som genereras.

Denna rapport behandlar delprojekt 2, som syftar till en bred beskrivning av samhällsekonomiska värden till följd av en förändrad tillgång på ekosystemtjänster vid anpassad flödesreglering. Idag görs prioritering av åtgärder i stor utsträckning enbart utifrån s.k. naturvärden. Människor som bor vid och utnyttjar vattendragen och deras nytta av fria vandringsvägar beaktas endast indirekt. Det finns dock en rad andra nyttor av anpassad flödesreglering utöver naturvärden, t.ex. gynnas även rekreation och andra kulturella eller försörjande tjänster normalt av mer normala flöden och levande kantzoner. Tidigare har nyttodiskussioner i undantagsfall kopplats ihop med människor och samhälle och i åtgärdsanalyser har ibland existensvärdet av vandrande fisk använts.

De negativa sidoeffekter som reglerade flöden, till följd av vattenkraftsproduktion, innebär är i allmänhet orsakade av hydropeaking, dygn- och säsongsvariationer samt försämrade konnektivitet. Hydropeaking avser frekventa, snabba och kortvariga fluktuationer i vattenflödet som innebär stor variation i vattennivån nedströms och uppströms vattenkraftsdammar. Onaturliga dygns- och säsongsvariationer i en flods vattenflöde är en effekt av att elen produceras när efterfrågan är som störst. Försämrade konnektivitet uppstår när olika typer av uppdämningar skapar hinder för vandrande fisk och transport av sediment.

I denna rapport undersöks hur en ekosystemtjänstansats kan användas för att illustrera det samhällsekonomiska värdet av en ekologiskt anpassad flödesreglering. Rapporten innehåller följande delar: 1) beskrivning av metod och genomförande, 2) framtagande av bruttolista med relevanta ekosystemtjänster utifrån nationell och internationell litteratur, 3) beskrivning av vilka nyttor ekosystemtjänsterna ger och hur de tidigare värderats, samt 4) utvärdering av möjlighet, metod och lämplighet för värdeöverföring.

## 2 Metod och genomförande

Fokus i detta arbete är att med en ekosystemtjänstansats visa vilka ytterligare värden en ekologiskt anpassad flödesreglering kan skapa för människan utöver de naturvärden som normalt lyfts fram vid åtgärdsbeslut. Ett ekologiskt anpassat flöde definieras här som det flöde som "speglar den magnitud, timing och kvalitet av vattenflöde som behövs för att upprätthålla fungerande ekosystem i sjöar, vattendrag och estuarier och de människor som är beroende av dessa". I och med denna definition tydliggjordes människors koppling till alla de ekosystemtjänster som vattendragen bidrar med (Naturvårdsverket, 2013). Vilket flöde som behövs för att upprätthålla ekosystemtjänster beror på förutsättningarna vid varje vattenförekomst, det finns alltså ingen generell flödesmängd (mätt t.ex. i kubikmeter per sekund) som utgör ett ekologiskt flöde. Jämförelsealternativet till ett ekologiskt anpassat flöde är därmed ett reglerat flöde på en given plats som inte uppfyller kraven enligt definitionen. Målet med arbetet är inte heller att slå fast ett värde på ett ekologiskt anpassat flöde.

En identifiering av vilka ekosystemtjänster som påverkas av en förbättrad flödesreglering behövs för att kunna dra slutsatser om samhällsekonomiska värden som påverkas av förändringen. Olika åtgärdsstyper och olika platser kan innebära olika grad av påverkan på ekosystemtjänster, men syftet är här att ta fram en bruttolista över relevanta ekosystemtjänster som kan utgöra en grund för bedömningar på enskilda platser och åtgärdsstyper. För att skapa denna bruttolista används tidigare litteratur.

En avgränsning har gjorts till ekosystemtjänster som kan tänkas påverkas av just flödesreglering. Tjänster som generellt tillhandahålls av allt ytvatten oavsett plats har därför inte inkluderats, såsom t.ex. kemisk reglering eller vattnets kretslopp. Inte heller ekosystemtjänster hos grundvatten eller abiotiska tjänster har studerats.

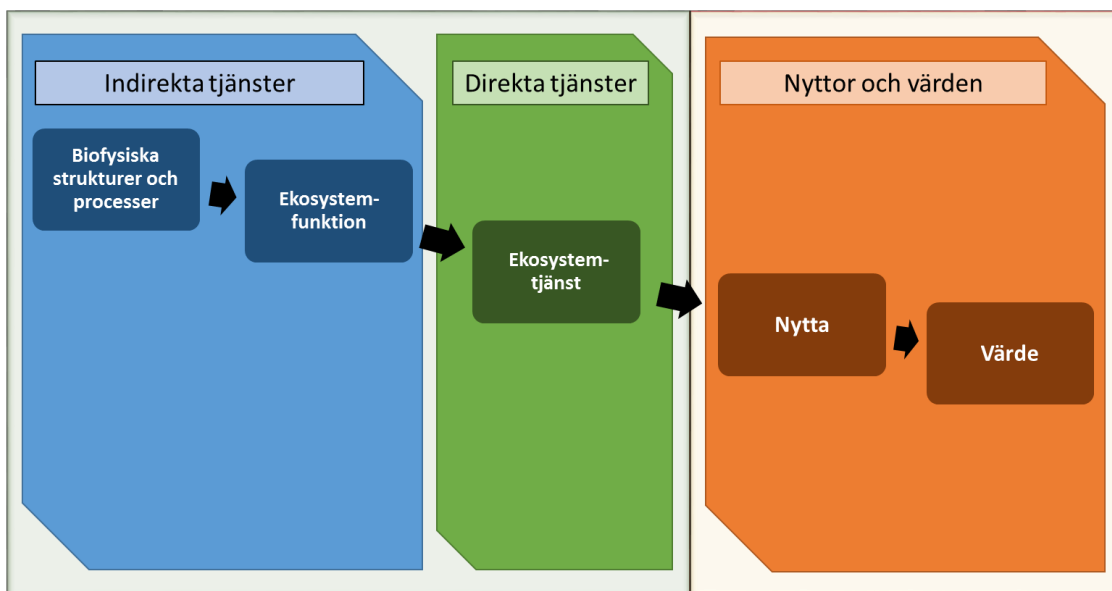
### 2.1 Ekosystemtjänstförteckning och kaskadmodellen

I Naturvårdsverket (2017) finns en förteckning över ekosystemtjänster med enhetliga och lättillgängliga namn som är relevanta för svenska förhållanden. Intentionen är att förteckningen ska fungera som underlag vid identifiering, kartläggning, uppföljning och värdering av ekosystemtjänster i alla förhållanden med en gemensam nationell nomenklatur. Detta för att öka möjligheterna för jämförelser mellan olika projekt och för att skapa förutsättningar för att kartläggningar och analyser av ekosystemtjänster baseras på liknande utgångspunkter. Denna svenska förteckning utgår från Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). Ekosystemtjänsterna delas i förteckningen in efter kategori (Försörjande, Reglerande och upprätthållande eller Kulturella), avdelning, grupp och slutligen klass. Den innefattar också ett tillägg med kategorin stödjande ekosystemtjänster, trots att den inte är med i CICES originalförteckning, eftersom den även tidigare ofta använts i svenska förteckningar

tillsammans med övriga kategorier (Naturvårdsverket, 2017). Denna rapport använder samma nomenklatur som Naturvårdsverket (2017).

Den svenska ekosystemtjänstförteckningen följer strukturen CICES (v 5.0) som bygger på den så kallade kaskadmodellen (Potschin & Haines-Young, 2016), vars huvudsyfte är att skapa strukturer för ekosystemtjänstinventeringar och värderingar. Kaskadmodellen visar schematiskt hur ekosystemen bidrar till mänsklig välfärd genom en kedja av händelser. I kaskadmodellen görs en uppdelning mellan indirekta ekosystemtjänster (ekosystemens processer och funktioner) och direkta ekosystemtjänster samt de nyttigheter som ekosystemtjänsterna bidrar till.

Begreppen direkta och indirekta ekosystemtjänster används för att skilja mellan de ekosystemtjänster som direkt genererar nytta och de bakomliggande tjänster som är grunden för att denna nytta ska kunna skapas. Vid värderingar av ekosystemtjänster är det därför viktigt att särskilja dessa. Endast de direkta ekosystemtjänsternas bidrag till någon nyttighet brukar värderas eftersom det annars finns risk för dubbelräkning (Naturvårdsverket, 2015). En komplicerande aspekt är att en given ekosystemtjänst kan betraktas som direkt eller indirekt beroende på sammanhang och vilken slutgiltig nyttighet som ska analyseras. Det krävs därför en analys av den specifika situationen för att veta om en tjänst ska betraktas som direkt eller indirekt. Kaskadmodellen är ett sätt att visa en kedja av händelser som småningom leder fram till en slutlig nytta, som har ett värde för oss människor. Denna modell underlättar därför en sådan analys. I Figur 1 visas ett flöde från indirekta tjänster (biofysiska funktioner och strukturer som skapar ekosystemfunktioner) till direkta tjänster, till nytta och slutligen värdeskapande.



Figur 1. Ramverket för CICES illustrerat genom kaskadmodellen (Potschin & Haines-Young, 2016)

## 2.2 Kartläggning av ekosystemtjänster

Ekosystemtjänster som påverkas av förändrad flödesreglering har identifierats genom litteraturstudier. Utöver detta har författarna till denna rapport använt kunskap som införskaffats under tidigare projekt på området, i synnerhet från deltagande i forskningsprogrammet KLIV (Kraft och liv i vatten), där ett projekt om samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder i vattendrag genomfördes (Söderqvist et al., 2017). Till viktig litteratur för ändamålet hör t.ex. rapporterna;

- *Ekosystemtjänster från svenska sjöar och vattendrag* (Havs- och vattenmyndigheten, 2017),
- *Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering* (Havs- och vattenmyndigheten, 2013),
- *Ecosystem services of streams and rivers* (kapitel 17 i *River Science: Research and Management for the 21st Century*, Alan Yeakley et al., 2016),
- *Freshwaters – Openwaters, Wetlands and Floodplains* (kapitel 9 i *UK National Ecosystem Assessment*, Maltby et al., 2011), och
- *FRAM-KLIV – Ett verktyg för samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder i vattendrag* (Söderqvist et al., 2017, inkl. bilagor),

samt artiklarna

- *Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach* (Vermaat et al., 2015),
- *Assessing water ecosystem services for water resource management* (Grizzetti et al., 2016, inkl. bilagor), och
- *The effects of hydropeaking on riverine plants: a review* (Bejarano et al., 2018).

### 3 Ekosystemtjänster som påverkas av flödesreglering

Negativa effekter på ekosystemtjänster av reglerade flöden vid fördämningar uppstår främst på grund av hydropeaking, onaturliga dygns- och säsongvariationer samt försämrad konnektivitet (en litteraturöversikt finns i Mattmann et al., 2016). Försämrad konnektivitet påverkar särskilt migration av fisk och andra djurarter samt transport av sediment. Snabba och frekventa flödesförändringar skapar stranderosion vilket i sin tur skadar strandväxlighet samt ökar sedimentnivån i vattnet med grumlighet som följd. Dessutom äventyrar onaturliga flödesmönster flodslätters funktion och hotar fiskars och fågelarters habitat (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Effekterna på strandzonen vid hydropeaking har illustrerats schematiskt i Bejarano et al. (2018). Illustrationen visar skillnaden i strandväxlighet mellan en flod med fritt strömmande vatten och en påverkad av vattenkraft.

De mest extrema effekterna uppstår vid temporär nolltappning, dvs. att det inte rinner något vatten i fåran alls, vilket ger onaturliga torrläggningar med en ökad dödlighet bland fiskyngel som följd och att vattenlevande organismer som letat sig upp i systemet strandas. Hela näringskedjor påverkas negativt, men den absolut svåraste effekten ses hos större och rovlevande arter i ekosystemet. Ofta försvinner dessa helt från det drabbade området (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Otillräckliga flöden vintertid kan leda till bottenfrysning vilket försvårar för fiskar och bottenlevande djur att överleva även sommartid eftersom reproduktionen störs. Snabba flödesförändringar påverkar också vattentemperaturen vilket kan ha en inverkan på ryggradslösa djur och kallvattenarter som vanligtvis är mycket känsliga för förändrade temperaturer.

Rekreation är en annan viktig ekosystemtjänst som tillhandahålls av akvatiska ekosystem och som kan försämras av reglerade flöden. Exempel på sådana tjänster inkluderar olika typer av fritidsaktiviteter som fiske, kajakpaddling och forsränning eller att besöka vattenfall. Det har i studier också visats att fria strömmar har ett högre estetiskt värde jämfört med t.ex. torrfåror. Det är emellertid tänkbart att fördämningar också genererar positiva effekter på rekreativsmöjligheter, till exempel genom att skapa konstgjorda sjöar lämpliga för vattensporter. Byggandet av dammar, konstgjorda sjöar och reservoarer kan dock potentiellt ge negativa estetiska effekter på landskapsbilden och kan också påverka viktiga marker och föremål av kulturella och historiska värden som översvämmas vid anläggningen. (Mattmann et al., 2016).

I detta kapitel görs en kartläggning av de mest väsentliga ekosystemtjänsterna som gynnas av en ekologiskt anpassad flödesreglering och en bruttolista med ekosystemtjänster tas fram som ska kunna användas som underlag för att utvärdera konsekvenser av åtgärder i reglerade vattendrag. Kapitlet inleds dock med två korta exempel på hur olika ekosystemtjänster kan gynnas av ett ekologiskt anpassat flöde. De täcker inte in alla relevanta tjänster utan är tänka att underlätta förståelsen för hur ekosystemtjänsterna har kategoriserats i avsnittet efter.

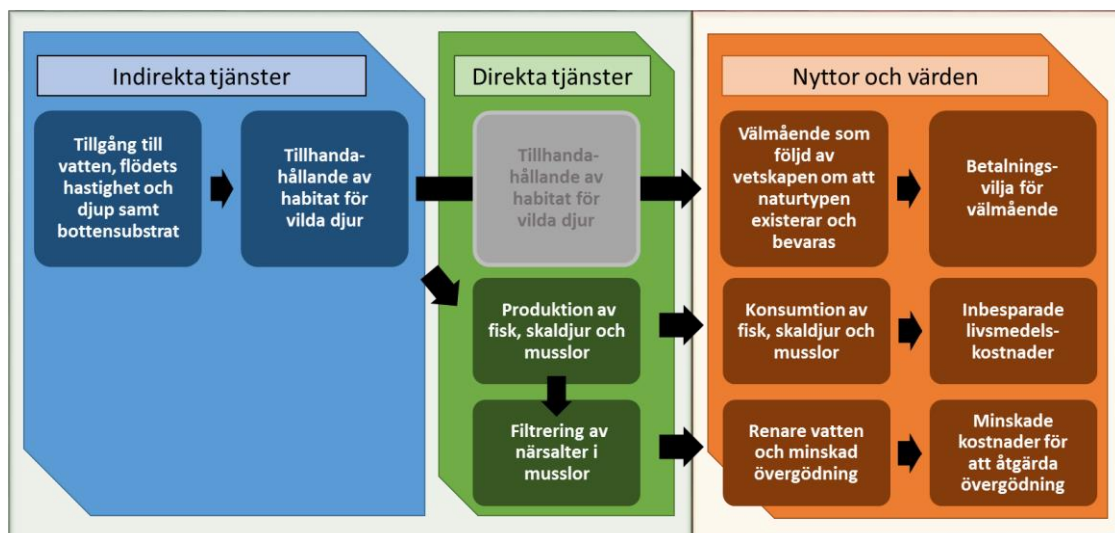


### 3.1 Exemplifieringar utifrån kaskadmodellen

Som tidigare nämnts används kaskadmodellen för att skapa en struktur för ekosystemtjänstinventeringar och värderingar. Kaskadmodellen visar schematiskt hur ekosystemen bidrar till mänsklig välfärd genom en kedja av händelser.

Begreppen direkta och indirekta ekosystemtjänster används för att skilja mellan de ekosystemtjänster som direkt genererar nytta och de bakomliggande tjänster som är grunden för att denna nytta ska kunna skapas. En och samma ekosystemtjänst kan dock fungera både som en direkt och en indirekt tjänst. Det vanligaste exemplet är att stödjande eller reglerande och upprätthållande tjänster, som normalt är indirekta tjänster, har en nytta i form av existens- eller arvsvärden (icke-användarvärden<sup>1</sup>). Men som följande exemplifieringar kommer att visa finns det även andra mer komplicerade förhållanden. En längre diskussion om detta finns i steg 6.1 i avsnitt 4.2 av FRAM-KLIV-rapporten (Söderqvist et al., 2017).

I Figur 2 nedan beskrivs händelsekedjan från indirekta tjänster i form av vattnets biofysiska struktur och process, som skapar förutsättningar för den reglerande och upprätthållande tjänsten *Tillhandahållande av habitat för vilda djur*, till den direkta (försörjande) ekosystemtjänsten *Produktion av fisk, skaldjur och musslor*. Av figuren framgår också att *Tillhandahållande av habitat* i sig är en direkt tjänst som ger nytta genom välmående från vetenskapen att habitatet existerar och bevaras



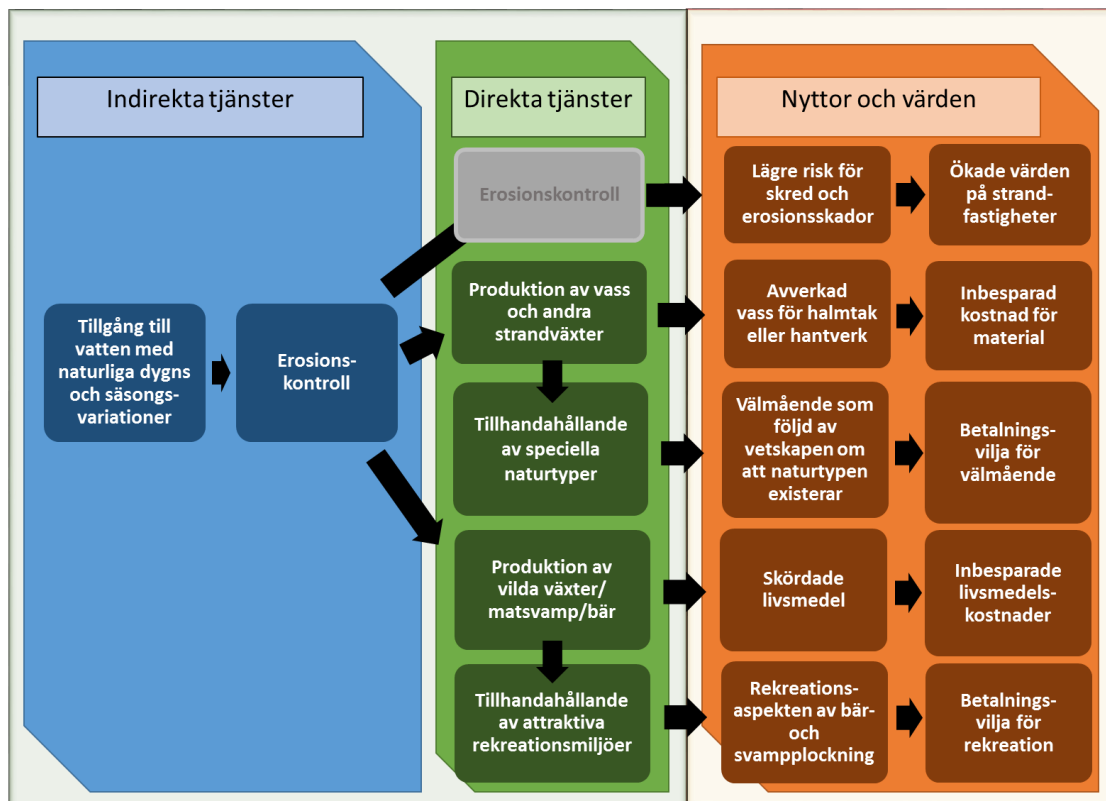
Figur 2. Händelsekedjan från den indirekta tjänsten *Tillhandahållande av habitat för vilda djur* fram till olika på nyttor utifrån kaskadmodellen. Figuren är en exemplifiering och innehåller inte samtliga potentiella värden som en ökning i habitat kan ge.

<sup>1</sup> Icke-användarvärden tas i ekosystemtjänstförteckningen (Naturvårdsverket, 2017) upp som kulturella ekosystemtjänster, men är enligt konceptet Total Economic Value (TEV) en delsumma av en ekosystemtjänsts totala ekonomiska värde, tillsammans med användarvärde och optionsvärde (Naturvårdsverket, 2015).

(icke-användarvärden). Vidare bidrar produktionen av t.ex. musslor till en ytterligare direkt tjänst eftersom de kan filtrera närsalter, och alltså fungerar som en indirekt tjänst i det fallet. I figurens sista kolumn finns också förslag på hur de tre direkta tjänsternas nyttor kan värderas. I kapitel 4 diskuteras mer hur en värdering bör göras i liknande fall för att t.ex. undvika dubbelräkning.

Nästa exemplifiering, Figur 3, visar hur *Erosionskontroll* både är en direkt ekosystemtjänst som ger nytta för fastighetsägare med strandtomter och fungerar som indirekt tjänst för flera andra direkta tjänster. Mindre erosion skulle kunna vara till nytta för fastighetsägare genom att t.ex. förbättra tillgängligheten till vattnet och öka attraktiviteten på bostadstomter eller genom en ökad produktion på skogs- och jordbruksfastigheter intill vattendrag. *Erosionskontroll* bidrar även indirekt till att bredare ekologiskt funktionella kantzoner bildas där strand- och landväxter m.m. kan växa.

*Produktion av strandväxter* och *Produktion av vilda växter, matsvamp och bär* är i sin tur samtidigt indirekta tjänster till *Tillhandahållande av hotade naturtyper* (icke-användarvärden) respektive *Attraktiva rekreativmiljöer* (direkta användarvärden). Figuren är en illustrerande exemplifiering och "trädet" skulle sedan kunna utvecklas mer med bl.a. produktion av odlad skog och ytterligare rekreativvärden. Fler exempel på ekosystemtjänster som t.ex. erosionskontroll bidrar till tas upp i nästa avsnitt.



Figur 3. Händelsekedjan från den indirekta tjänsten *Erosionskontroll* fram till olika på nyttor utifrån kaskadmodellen. Figuren är en exemplifiering och innehåller inte samtliga potentiella värden som en förbättrad erosionskontroll kan ge.

### 3.2 Ekosystemtjänstlista som underlag för att utvärdera konsekvenser

Utifrån den studerade litteraturen har en bruttolista med de ekosystemtjänster som påverkas vid åtgärder för en ekologiskt anpassad flödesreglering tagits fram (Bilaga A). Denna ska fungera som ett underlag till analyser vid prioritering av åtgärder i vattendrag påverkade av vattenkraft genom att lyfta fram och tydliggöra värdet av en förbättrad vattenmiljö.

Bruttolistan har fördelats i två delar, med de mest väsentliga ekosystemtjänsterna i den första listan, se Tabell 1. Förutsatt att dessa "huvudtjänster" gynnas av åtgärden kan det också vara viktigt att studera en mängd ytterligare ekosystemtjänster som huvudtjänsterna i sin tur bidrar till, och i den andra listan har troliga sådana tjänster sammanställts, se Tabell 2.

Ekosystemtjänsterna i första listan (Tabell 1) är i större utsträckning *Reglerande och upprätthållande* tjänster medan den andra delen (Tabell 2) till största del innehåller *Försörjande* och *Kulturella* tjänster. Reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster ses ofta som indirekta tjänster till just de försörjande och kulturella (se t.ex. Grizzetti et al., 2016) vilket gör denna fördelning naturlig. Det är dock inte uteslutet att de reglerande och upprätthållande tjänsterna direkt bidrar till nytta för människan, se exemplifieringarna i Figur 2 och Figur 3.

Ekosystemtjänsterna i Tabell 1 är också alla kopplade till och/eller beroende av en tillgång på vatten. Generellt gynnas de av ett naturligt opåverkat flödesmönster, där magnitud (mängden vatten), varaktighet (hur länge en viss flödesnivå håller i sig), frekvens (hur ofta en viss flödesnivå inträffar), timing (när ett visst flöde inträffar) samt förändringshastighet (hur snabbt ett flöde förändras) under en bestämd tidsperiod är viktiga ekologiska komponenter (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013). Vattenreglering förändrar dessa komponenter och försämrar därför förutsättningarna för dessa ekosystemtjänster. Vilka av ekosystemtjänsterna som påverkas och hur mycket beror på den givna platsen där åtgärden ska genomföras, vilken flödesreglering som råder och vilket flöde som en ekologisk anpassning på platsen innebär.

Ekosystemtjänsterna i Tabell 2 kan lite förenklat ses som att de är beroende av att respektive huvudtjänst gynnas för att de ska vara relevanta att utvärdera. Exempelvis är en ökad produktion av fisk avhängigt att tillhandahållandet av habitat för vilda djur först förbättras. Tjänster som i första hand är landbaserade men som i längden kan påverkas positivt av ett mer naturligt flöde, t.ex. tack vare minskad erosion, hamnar därmed också i Tabell 2. Mer om beroendet mellan olika ekosystemtjänster finns även i avsnitt 3.1.

Eftersom varken CISES eller Naturvårdsverket (2017) innehåller några tydliga benämningar på själva ekosystemtjänsterna har vi namngett dem själva, baserat på de exempel som finns för varje klass i Naturvårdsverket (2007).

Tabell 1. De mest väsentliga ekosystemtjänsterna att beakta vid åtgärder för ekologiskt anpassade flöden. Benämningen på kategori, grupp och klass i tabellen följer nomenklaturen i Ekosystemtjänstförteckning med inventering av dataunderlag (Naturvårdsverket, 2017). I Bilaga A framgår även nr, kod och avdelning samt aktör som gynnas. I den sista kolumnen beskrivs flödets betydelse för tillgången till och kvaliteten på ekosystemtjänsten.

Kategori	Grupp	Klass	Ekosystemtjänst	Nytta	Flödets betydelse för ekosystemtjänsten
Försörjande	Vatten	Dricksvatten från ytvatten	<b>Tillhandahållande av dricksvatten från sjöar/vattendrag</b>	Konsumtion av dricksvatten	Ekosystemtjänsterna tillhandahållande av dricksvatten och icke-drickbart vatten som insatsvara ändras inte kvantitativt av ekologiskt anpassade flöden sett över ett helt vattendrag eller ett avrinningsområde, men ett naturligt flöde kan ändå ge ökade nyttor om det förbättrar dricksvattnets kvalitet eller om det efter åtgärd finns tillräckligt med vatten för att bevattna t.ex. jordbruk nedströms en fördämning.
Försörjande	Vatten	Ytvatten som insatsvara	<b>Tillhandahållande av icke-drickbart vatten</b>	Vatten för bevattning eller användande i industrier	Ekosystemtjänsterna erosionskontroll, sedimentstabilisering samt skreddämpning från träd och buskar är känsliga för snabba flödesförändringar av stor magnitud (t.ex. hydropeaking). Vid naturliga dygns- och säsongsvariationer klarar växtlighet och sandbankar av att anpassa sig vilket leder till stabilare flodkanter och mindre sediment som hamnar i vattnet, vilket minskar grumlighet och ökar vattnets kvalitet. En ökad växtlighet i strandzonen hjälper också
Reglerande och upprätthållande	Reglering av normalflöden och extrema händelser	Erosionskontroll och stabilisering av massor.	<b>Erosionskontroll</b>	Lägre risk för skred och erosionsskador	
Reglerande och upprätthållande	Reglering av normalflöden och extrema händelser	Erosionskontroll och stabilisering av massor.	<b>Sedimentstabilisering</b>	Minskad risk för sedimentansamlingar och grumliga vatten	
Reglerande och upprätthållande	Reglering av normalflöden och extrema händelser	Dämpning av massflöden	<b>Skreddämpning från träd och buskar</b>	Minskade effekter av skred och laviner vid översvämningar	

Reglerande och upprätthållande	Reglering av normalflöden och extrema händelser	Naturlig vattenreglering (inklusive översvämningskontroll)	<b>Vattenreglering med hjälp av vegetation</b>	Minskade risker för torka eller översvämning	till med naturlig vattenreglering vilket ger minskade risker för torka eller översvämning i områden utsatta för dessa risker.
Reglerande och upprätthållande	Upprätthållande av livscyklar, skydd av habitat och skydd av genpooler	Upprätthållande av barnkammare och uppväxtmiljöer	<b>Tillhandahållande av habitat för vilda växter</b>	Endast icke-användarvärden, bidrar till produktion av vilda växter	Tillgången till habitat för vilda växter påverkas negativt av höga och snabba flödesförändringar. Eftersom sådana leder till ökad stranderosion innebär det en förlust av värdefulla habitat för strandväxter.
Reglerande och upprätthållande	Upprätthållande av livscyklar, skydd av habitat och skydd av genpooler	Upprätthållande av barnkammare och uppväxtmiljöer	<b>Tillhandahållande av habitat för vilda djur</b>	Endast icke-användarvärden, bidrar till produktion av vilda djur och fiskar	I rinnande vatten är den naturliga variationen i flöden, volym och kvalitet på vattnet avgörande för livsmiljön för många akvatiska arter. Fiskars lek- och uppväxtområden är förutom bottensubstratets sammansättning beroende av en kontinuitet i både rätt djup och hastighet på vattnet.
Kulturella	Fysisk interaktion med naturmiljöer	Egenskaper hos levande system som möjliggör aktiviteter som främjar hälsa, återhämtning eller välmående genom aktiva interaktioner	<b>Tillhandahållande av attraktiva rekreativmiljöer</b>	Friluftaktiviteter och naturbaserad turism	Reglerade flöden påverkar de rekreativaktiviteter som gynnas av ett fritt flöde, exempelvis fiske, kajakpaddling och forsränning eller att besöka vattenfall. Fördämningar kan också skapa konstgjorda sjöar lämpliga för bad och vattensporter.
Kulturella	Intellektuell interaktion med naturmiljöer	Egenskaper hos levande system som bidrar till kulturarv eller historiska arv	<b>Organismer och/eller ekologiska funktioner som bidrar till upprätthållandet av kulturlandskap</b>	Känsla av historik och identitet	Byggandet av dammar, konstgjorda sjöar och reservoarer kan påverka viktiga landskap och föremål av kulturella och historiska värden som översvämmas eller ändras vid anläggningen.

Tabell 2. Ytterligare ekosystemtjänster att beakta förutsatt att en huvudekosystemtjänst i Tabell 1 infrias, vilken då fungerar som en indirekt tjänst. Av huvudtjänsterna i Tabell 1 är det fyra tjänster som främst förväntas bidra till ytterligare tjänster, *Erosionskontroll*, *Sedimentstabilisering*, *Tillhandahållande av habitat för vilda djur* och *Tillhandahållande av habitat för vilda växter* (samtliga är *Reglerande och upprätthållande* tjänster). I tabellens andra kolumn finns en kort beskrivning av vad respektive huvudtjänst förväntas leda till och hur den bidrar till ekosystemtjänsterna i Tabell 2.

Huvudtjänst	Leder till	Klass	Ekosystemtjänst	Nytta
<b>Erosionskontroll;</b> Lägre risk för skred och erosionsskador	Erosionskontroll innebär stabilare strandzoner med mer akvatisk växtlighet som bildar habitat för fåglar, insekter och fjärilar. Det i sin tur skapar attraktiva och estetiskt tilltalande rekreativmiljöer samt icke-användarvärden kopplade till denna hotade naturtyp. Strandväxtligheten kan binda eventuella överskott av närsalter i kantzonen vilket ger renare vatten och minskad övergödning.  Fler insekter och fåglar kan också bidra till en	Fibrer och andra material från vilda växter, svampar, alger och bakterier för direkt användning eller för bearbetning (ej för energi eller livsmedel)	<i>Produktion av vass och andra strandväxter</i>	Skördad vass för halmtak, hantverk eller annan användning.
		Arter eller levande systems egenskaper eller funktioner som har ett existens- och ett arvsvärde	<i>Tillhandahållande av hotade naturtyper</i>	Välmående som följd av vetskapen om att naturtypen existerar och bevaras till nytta för kommande generationer
		Egenskaper hos levande system som möjliggör aktiviteter som främjar hälsa, återhämtning eller välmående genom passiv eller observerande interaktioner	<i>Tillhandahållande av områden med varierande djurliv och intressant vegetation</i>	Fågelskådning, fjärilsskådning, skådning av vilda djur och ovanliga växter
		Egenskaper hos levande system som möjliggör estetiska naturupplevelser	<i>Organismer och/eller ekologiska funktioner som är vackra eller i kombination med sin omgivning bidrar till vackra utsikter</i>	Återhämtning, inspiration, avkoppling som följd av att avnjuta utsikter

<p>ökad pollinering och fröspridning i området.</p>	<p>Reglering av färskvattenskemi genom levande processer (Vattenrening)</p>	<p><i>Näringsretention i kantzoner</i></p>	<p>Renare vatten och minskad övergödning</p>
	<p>Pollinering</p>	<p><i>Insekters pollinering</i></p>	<p>Produktion av odlade och vilda växter</p>
	<p>Fröspridning</p>	<p><i>Fröspridning av djur och fåglar</i></p>	<p>Biologisk mångfald</p>
<p>Erosionskontroll bidrar till att bredare ekologiskt funktionella kantzoner bildas där vilda växter, svamp och bär samt skog kan växa. Detta ger möjligheter till ett ökat uttag av livsmedel samt material för energi, byggande och hantverk. Utöver detta skapas attraktiva rekreativmiljöer för främst promenader, bär- och svampplockning samt under vissa förutsättningar även jakt</p>	<p>Livsmedel från vilda växter, svampar och alger</p>	<p><i>Produktion av vilda växter, matsvamp och bär</i></p>	<p>Plockade bär, svampar och växter</p>
	<p>Fibrer och andra material från vilda växter, svampar, alger och bakterier för direkt användning eller för bearbetning (ej energi)</p>	<p><i>Produktion av träfibrer</i></p>	<p>Avverkade träfibrer för byggmaterial, hantverk eller annan användning</p>
	<p>Vilda växter, svampar eller alger för energiproduktion (både terrestra och akvatiska)</p>	<p><i>Produktion av trädbiomassa</i></p>	<p>Avverkning för produktion av värme och energi</p>
	<p>Livsmedel från vilda djur</p>	<p><i>Produktion av fågel och vilt</i></p>	<p>Konsumtion av fågel och vilt</p>
	<p>Fibrer och andra material från vilda djur för direkt användning eller bearbetning (ej för energi eller livsmedel)</p>	<p><i>Produktion av vilt</i></p>	<p>Omhändertagna hudar och horn för hantverk eller annan användning</p>

	<p>av fågel och annan vilt. Ekologiskt funktionella kantzoner skapar på vissa platser även bättre förutsättningar för odling av livsmedel och skog.</p> <p>En ökad växtlighet bidrar i sin tur till en ökad kolbindning samt reglering av mikroklimat.</p>	<p>Egenskaper hos levande system som möjliggör aktiviteter som främjar hälsa, återhämtning eller välmående genom aktiva interaktioner</p> <p>Livsmedel från odlade landväxter och svampar</p> <p>Material från odlade växter, svampar, alger eller bakterier för direkt användning eller för bearbetning (ej energi)</p> <p>Odlade växter för energiproduktion</p> <p>Reglering av atmosfärens kemiska sammansättning (kolbindning)</p> <p>Reglering av temperatur och luftfuktighet</p>	<p><i>Tillhandahållande av attraktiva rekreativmiljöer</i></p> <p><i>Produktion av odlade landväxter och svampar</i></p> <p><i>Produktion av odlad skog</i></p> <p><i>Produktion av odlad energiskog</i></p> <p><i>Kolbindning av landlevande växter</i></p> <p><i>Skogens reglering av mikroklimat</i></p>	<p>Rekreativ aspekten av jakt, skogspromenader samt bär- och svampplockning</p> <p>Skördade landväxter och svampar</p> <p>Avverkade träd för timmer eller annat byggmaterial</p> <p>Avverkning för energiproduktion</p> <p>Minskad påverkan av klimatförändringar</p> <p>Behagligare temperaturer</p>
<p><b>Sedimentstabilisering;</b> Minskad risk för sedimentansamlingar och grumliga vatten</p>	<p>Minskad grumlighet ger renare vatten som är mer attraktivt för rekreation.</p>	<p>Egenskaper hos levande system som möjliggör aktiviteter som främjar hälsa, återhämtning eller välmående genom aktiva interaktioner</p>	<p><i>Tillhandahållande av attraktiva rekreativmiljöer</i></p>	<p>Friluftaktiviteter på och i vatten som båtliv, simning, paddling och fritidsfiske</p>



<b>Tillhandahållande av habitat för vilda djur;</b> Produktion av vilda djur och fiskar	Habitat för vattenlevande djur ger en ökad produktion av livsmedel från fisk, skaldjur, musslor mm. samt andra funktioner dessa bidrar till, t.ex. filtrering av närsalter och giftbindning.  Habitat är också viktigt för att bevara djurarter som har icke-användarvärden.	Livsmedel från vilda djur och fiskar  Filtrering/inkapsling/bindning, genomförda av mikro-organismer, alger, växter och djur  Filtrering/inkapsling/bindning, genomförda av mikro-organismer, alger, växter och djur  Arter eller levande systems egenskaper eller funktioner som har ett existens- och ett arvsvärde	<i>Produktion av fisk, skaldjur och musslor</i>  <i>Filtrering av närsalter i musslor och alger</i>  <i>Giftbindning i musslor</i>  <i>Tillhandahållande av hotade djurarter</i>	Konsumtion av fisk, skaldjur och musslor  Renare vatten och minskad övergödning  Renare vatten och ökad hälsa  Välmående som följd av vetenskapen om att arten existerar och bevaras till nytta för kommande generationer
<b>Tillhandahållande av habitat för vilda växter;</b> Produktion av vilda växter	Habitat för vilda växter ger förutsättningar för funktioner som dessa växter bidrar till, t.ex. näringsretention.  Habitat är också viktigt för att bevara växtarter som har icke-användarvärden eller är av symbolisk betydelse.	Reglering av färskvattenskemi genom levande processer (vattenrening)  Arter eller levande systems egenskaper eller funktioner som har ett existens- och ett arvsvärde  Arter eller delar av levande system som har symbolisk betydelse	<i>Vattenkvalitetsreglering</i>  <i>Tillhandahållande av hotade växtarter</i>  <i>Tillhandahållande av arter med symbolisk betydelse, t.ex. landskapsarter</i>	Renare vatten  Välmående som följd av vetenskapen om att arten existerar och bevaras till nytta för kommande generationer  Bevarande av arter med symbolisk betydelse

## 4 Värdering av ekosystemtjänster

I detta kapitel undersöks hur de icke-marknadsprissatta ekosystemtjänsternas nyttor kan och tidigare har värderats. Ett antal ekosystemtjänster kan enklare värderas eftersom de säljs på en marknad där de är prissatta. Detta gäller främst de försörjande tjänsterna, som *Tillhandahållande av dricksvatten från sjöar/vattendrag*, *Produktion av fisk, skaldjur och musslor* eller *Produktion av odlad skog* m.fl.

Även vissa kulturella tjänster kan anses vara prissatta på en marknad, t.ex. om det finns en avgift för att bedriva rekreation. Det kan vara avgifter för fiskekort, entrébiljetter till naturområden eller hyra av kajakutrustning. Normalt fångas dock då inte betalningsviljan utöver dessa avgifter (dvs. konsumentöverskottet), och värdering baserat på betalningsviljestudier är därför att föredra om sådana finns tillgängliga.

I kommande avsnitt går vi igenom litteraturen över relevanta värderingsstudier för de icke-marknadsprissatta ekosystemtjänster som identifierats i kapitel 3, samt vilka möjligheter som finns för värdeöverföring från dessa till svenska förhållanden.

### 4.1 Tidigare värderingsstudier

En litteraturstudie genomfördes genom att söka i databaser (t.ex. ValueBaseSWE och EVRI), sökmotorer som ResearchGate och Google Scholar samt genom kontakter med aktiva inom branschen, för att finna värderingar av de ekosystemtjänster som ingår i bruttolistan. Syftet med sammanställningen är att identifiera vilka värderingar som gjorts av en viss ekosystemtjänst, oavsett omfattning på förändring. Eftersom det inte finns någon bestämd flödesmängd som definierar ett ekologiskt anpassat flöde, och förekomsten av ekosystemtjänster beror på förutsättningarna vid varje vattenförekomst har vi inget generellt referensalternativ eller kvantitet på förbättring/försämring av ekosystemtjänsten att förhålla oss till. Referensalternativet är i detta fall ett reglerat flöde på en given plats som inte uppfyller kraven enligt definitionen för ett ekologiskt anpassat flöde.

Först och främst söktes det efter såväl nationella som internationella värderingsstudier med miljöförbättringar i vattendrag påverkade av vattenkraft, men även andra restaureringsåtgärder med liknande effekter ansågs relevanta. Stor hjälp fanns att få i de meta-studier som publicerats år 2016/2017, där de flesta relevanta studierna fram till år 2014 finns med. Extra fokus lades sedan på att hitta studier från de senaste åren. Eftersökningarna ledde till att över hundra primärstudier identifierats, varav 83 lades till en lista med studier av intresse efter att respektive sammanfattning lästs. Dessa 83 studerades mer och efter en ytterligare sällning sammanställdes en översikt med information om bl.a. år för studien, värderingsmetod, vad som värderades och resultat i en Excel-fil (Bilaga B). De allra flesta studier har använt scenariometoder (stated preference) som *contingent valuation* (CV) eller *choice experiment* (CE). Endast

scenariostudier kan fånga både användarvärden och icke-användarvärden, i kontrast till marknadsdatametoder (revealed preference), som bygger på att man studerar kopplingar mellan ekosystemen och verkliga beteenden, priser och produktion. Läs mer om detta i t.ex. Bilaga 2 av SOU 2013:68.

Tack vare att CE-studier kan värdera flera attribut identifierades totalt 117 olika värderingar som ansågs relevanta för ändamålet. 14 olika ekosystemtjänster identifierades som huvudfokus för minst en eller en del av en värderingsstudie. De tjänster som värderats flest gånger är tillhandahållande av attraktiva rekreativmiljöer och tillhandahållande av hotade växt- och djurarter. Dessutom finns många heltäckande studier som värderat endera åtgärder som förväntas förbättra två eller fler ekosystemtjänster, ett naturligt flöde eller en förbättring i ekologisk status som i sin tur leder till en förbättring i flera ekosystemtjänster, totalt 38 sådana värderingar.

- 1) Heltäckande studier (38 värderingar)
  - i. Flera ekosystemtjänster (30 st av 38)
  - ii. Naturligt flöde (6 st av 38)
  - iii. Ekologisk status (2 st av 38)
- 2) Erosionskontroll (6 st)
- 3) Näringsretention/vattenkvalitetsreglering (2 st)
- 4) Organismer och/eller ekologiska funktioner som bidrar till upprätthållandet av kulturlandskap (2 st)
- 5) Organismer och/eller ekologiska funktioner som är vackra eller i kombination med sin omgivning bidrar till vackra utsikter (7)
- 6) Produktion av fisk (1 st)
- 7) Sedimentstabilisering (2 st)
- 8) Tillhandahållande av attraktiva rekreativmiljöer (21 st)
- 9) Tillhandahållande av dricksvatten från sjöar/vattendrag (2 st)
- 10) Tillhandahållande av habitat för vilda djur (3 st)
- 11) Tillhandahållande av hotade naturtyper (7 st)
- 12) Tillhandahållande av hotade växt- och djurarter (20 st)
- 13) Tillhandahållande av icke-drickbart vatten (1 st)
- 14) Tillhandahållande av områden med varierande djurliv och intressant vegetation (3 st)
- 15) Vattenreglering med hjälp av vegetation (2 st)

Av huvudtjänsterna i Tabell 1 saknas det värderingar av *Skreddämpning från träd och buskar* samt *Tillhandahållande av habitat för vilda växter*. Det finns dock flera värderingar av *Tillhandahållande av hotade växt- och djurarter* som habitatet förväntas bidra till i egenskap av indirekt tjänst. Vidare saknas för Tabell 2 värderingar av de icke-marknadsprissatta ekosystemtjänsterna;

- *Insekters pollinering*
- *Fröspridning av djur och fåglar*
- *Kolbindning av landlevande växter*
- *Skogens reglering av mikroklimat*
- *Filtrering av närsalter i musslor och alger*
- *Giftbindning i musslor*
- *Tillhandahållande av arter med symbolisk betydelse, t.ex. landskapsarter.*

Dessa ekosystemtjänster verkar därmed inte ha värderats i samband med åtgärder i flödande vatten, utifrån de värderingsstudier som vi lyckats identifiera.

I Bilaga B har resultatet av värderingsstudierna i form av betalningsvilja redovisats. I de flesta fall är de uttryckta som kronor per hushåll och år, utan någon koppling till förändringen i tillgången till ekosystemtjänsten. Teoretiskt skulle det vara möjligt att bearbeta resultaten till enhetliga schablonvärden för ekosystemtjänsterna. Detta kräver dock ingående information om de scenarion som värderats samt delvis avancerade beräkningsprocedurer som gör det möjligt att omvandla betalningsviljeestimatet till enheter som representerar kvantitativa mått på de olika ekosystemtjänsterna (se Kinell et al. (2009) för ett exempel på en sådan procedur). Eftersom detta är en förstudie med syftet att undersöka om en ekosystemtjänstansats kan bidra till att tydliggöra nyttan av åtgärder i reglerande vatten har en sådan analys därför inte rymts inom ramarna för detta uppdrag<sup>2</sup>.

Det saknas dessutom väletablerade mått eller indikatorer för flera av de ekosystemtjänster som berörs. Medan vissa tjänster är enklare att mäta kvantitativt är det för andra inte lika uppenbart hur en sådan indikator skulle se ut. Förslagsvis kan arter värderas per individ, habitat per hektar och rekreation per utförd timme, vilket skulle innebära enheter liknande kronor per hushåll och år per hektar habitat. Andra ekosystemtjänster kan behöva värderas efter olika nivåer på kvalitet eller enligt binära tröskelvärden, exempelvis vattenkvalitet respektive hållbara bestånd av arter med symbolisk betydelse. I Maes et al. (2018) finns en katalog med förslag på lämpliga

---

<sup>2</sup> Det finns dock i meta-studien Bergstrom & Loomis (2007) en beräkning av betalningsviljan per km återställd flodsträcka för några värderingsstudier och i Brouwer & Sheremet (2017) har det tagits fram medelbetalningsviljor för sex grupperingar av ekosystemtjänster.

indikatorer för ekosystemtjänster att använda som underlag ifall en vidareutveckling av detta projekt med målet att ta fram schablonvärden skulle genomföras.

Eftersom det inte varit möjligt att ta fram schablonvärden läggs fokus i följande avsnitt istället på att mer detaljerat granska ett mindre antal studier, som valts ut särskilt för deras potentiella lämplighet att användas för värdeöverföring.

## 4.2 Värdeöverföring

### 4.2.1 Allmänt om värdeöverföringsmetoder

Värdeöverföring handlar om att på olika sätt generalisera resultat från tillämpningar av värderingsmetoder. Antag att en värderingsstudie har genomförts med hjälp av insamling av primärdata rörande betalningsviljan för en miljöförändring i USA.

Värdeöverföring kan då handla om att använda resultaten från denna primärstudie för att värdera en liknande miljöförändring någon annanstans, t.ex. i Sverige. I värdeöverföringssammanhang brukar man tala om att överföra resultat från ett studieområde (S, dvs. det område som primärstudien gällde) till ett policyområde (P, dvs. det område eller sammanhang som man vill överföra resultaten till).

Värdeöverföringsmetoder brukar delas in i två olika huvudtyper: (1) Överföring av punktskattningar och (2) Funktionsöverföring (se t.ex. Rosenberger och Loomis, 2003). Den förra huvudtypen kan i sin tur delas in (1a) Överföring av en enskild punktskattning och (1b) Överföring av genomsnitt av punktskattningar. För funktionsöverföring finns (minst) tre olika möjligheter: (2a) Funktionsöverföring baserad på enskild värderingsstudie, (2b) Funktionsöverföring baserad på metaanalys och (2c) Strukturell funktionsöverföring. Vart och ett av dessa sätt att göra en värdeöverföring förklaras kortfattat nedan. För mer detaljer, se t.ex. Rosenberger och Loomis (2003), Johnston et al. (2015) och Kriström och Bonta Bergman (2014).

#### Överföring av punktskattningar

För överföring av punktskattningar antas i princip att medelbetalningsviljan som skattades för studieområdet ( $WTP_S$ ) är lika med medelbetalningsviljan för policyområdet ( $WTP_P$ ), men att enstaka justeringar av  $WTP_S$  kan vara nödvändiga för att generaliseringen till  $WTP_P$  ska vara giltig. En vanlig typ av justering är att justera för eventuella skillnader i inkomst, så att

$$WTP_P = WTP_S(y_P/y_S)^\varepsilon,$$

där  $y_P$  och  $y_S$  är den nominella medelinkomstnivån i policyområdet respektive studieområdet och  $\varepsilon$  är betalningsviljans inkomstelasticitet, dvs vad en procentuell förändring i inkomsten innebär för procentuell förändring i betalningsvilja. Det enklaste är att anta att denna är 1, vilket är vad som föreslås i t.ex. Trafikverkets metod för

samhällsekonomisk analys, ASEK (Trafikverket, 2018). Det finns dock empiriska resultat som talar för att betalningsviljans inkomstelasticitet bör vara mindre än ett för miljövärderingar, i t.ex. Barbier et al. (2017) finner de en elasticitet på 0,1–0,2 för låginkomsttagare (<5000 kr/mån) till 0,6–0,7 för höginkomsttagare (>50 000 kr/mån).

Ekvationen ovan återspeglar ett fall där  $WTP_P$  räknas fram baserat på en enskild värderingsstudie, som tillhandahåller skattningen av  $WTP_S$  (värdeöverföringsmetod 1a). Men  $WTP_S$  skulle också kunna vara ett genomsnitt av skattningar av medelbetalningsviljan från fler än en värderingsstudie som har tillämpats på en likartad miljöförändring (dvs. värdeöverföringsmetod 1b). I detta fall kan  $y_S$  likaledes vara ett genomsnitt av medelinkomstnivån för de olika värderingsstudierna. Det kan också vara rimligt att ta hänsyn till den troliga variationen mellan värderingsstudiernas resultat genom att presentera ett intervall för  $WTP_P$ .

För att inkomstkorrigera en utländsk primärstudie måste betalningsviljan först överföras till SEK nuvarande år (basår) med hjälp av Purchasing Power Parity (PPP) för året då studien genomfördes och skillnad i konsumentprisindex<sup>3</sup> (KPI);

$$WTP_{S\text{ SEK Basår}} = WTP_{S\text{ År för studien}} * (PPP_{SVE}/PPP_S) * (KPI_{Basår}/KPI_{År\text{ för studien}})$$

där  $WTP_{S\text{ SEK Basår}}$  sedan sätts in för  $WTP_S$  i ekvationen ovan. Samma sak måste göras även för  $y_S$ .

Att göra värdeöverföring med punktskattningar inklusive enstaka justeringar, t.ex. för inkomst, har dock uppenbara svagheter. Det kan ju tänkas att den värderade miljöförändringen inte är likartad mellan S och P, och preferenserna kan också skilja sig mellan S och P, etc. Det går visserligen att tänka sig en rad olika enstaka justeringar för sådana skillnader, men funktionsöverföringar är troligen ett mer kraftfullt sätt att hantera skillnader.

### Funktionsöverföring

Funktionsöverföring utgår ifrån att det är möjligt att från en enstaka värderingsstudie (värdeöverföringsmetod 2a) eller från fler än en värderingsstudie (värdeöverföringsmetod 2b) skatta en funktion för  $WTP_S$ , som förklarar hur  $WTP_S$  varierar med avseende på egenskaper hos miljöförändringen (G) och egenskaper hos individerna/hushållen (H), och, i fall 2b, även egenskaper hos de värderingsmetoder som har använts i studierna (M):

$$WTP_S = \alpha_S + \beta_S G_S + \gamma_S H_S + \delta_S M_S + e,$$

där fetstil markerar vektorer,  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ , och  $\delta$  är koefficienter som skattas exempelvis genom regressionsanalys och  $e$  är en slumpterm. Den skattade funktionen används sedan för att beräkna  $WTP_P$  genom att ersätta  $G_S$ ,  $H_S$  och  $M_S$  med värden som är giltiga

<sup>3</sup> <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/prisomraknaren/>

för policyområdet, dvs.  $G_P$ ,  $H_P$  och  $M_P$ . För att funktionsöverföring ska fungera är det uppenbart att det måste finnas data för policyområdet för de egenskaper som inkluderades i skattningen av funktionen för  $WTP_S$  för studieområdet.

Värdeöverföringsmetoderna 2a och 2b kan kritiseras för godtycke beträffande vilka egenskaper som ska inkluderas i funktionen. Strukturell funktionsöverföring (2c) försöker komma till rätta med denna svaghet genom att utgå ifrån en specifikation av en nyttofunktion, vilket således ger ett mikroteoretiskt fundament för värdeöverföringen. Detta är en (ännu) mer avancerad metod, som i sig medför behov av antaganden om t.ex. nyttofunktionens form.

#### **4.2.2 Studier lämpliga för överföring**

I detta avsnitt redovisar vi resultaten av en granskning av ett antal dels heltäckande studier och dels studier med värdering av enskilda ekosystemtjänster. Granskningen gjordes enligt metoden som föreslås i Johnston et al. (2017). Studierna har valts ut genom en stegvis gallringsprocess för att försöka identifiera goda exempel, utöver värderingar av vandrande fisk. Gallringen gjordes först på ursprungsland och årtal (europeiska studier från de senaste 10 åren), sedan baserat på om värderingsscenariot är väldefinierat och relevant och slutligen om det i första hand är åtgärder för ett förbättrat flöde i flödesreglerade vattendrag som värderas.

##### *4.2.2.1 Heltäckande studier*

#### **Jørgensen et al., 2013. Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality improvements**

Odenseån är ett vattendrag som ligger på Fyn i Danmark. I artikeln presenteras resultaten av en CV-studie som undersöker betalningsviljan för åtgärder som leder till hög ekologisk status i vattendraget jämfört med dagens måttliga status. Åtgärderna skulle leda till hög status i hela ån. Respondenterna fick ta del av illustrationer som visade för olika vattenkvalitetsnivåer hur möjligheterna ser ut för fiske, bad och båtliv samt vilket fågelliv som kan förväntas.

Studien gick ut till ett geografiskt urval som innefattar Fyn och södra Jylland, vilket går utanför avrinningsområdet till Odenseån, i syfte att fånga upp även personer som inte brukar besöka området för att på så sätt kunna kartlägga icke-användarvärden. Enkäten genomfördes som en webbenkät riktad till medlemmar i en webbpanel. 754 personer besvarade betalningsviljestudien. Betalningsinstrumentet var konstruerat som en årlig ökning i vattenräkningen till hushållet.

Ett antal olika modeller används för att skatta betalningsviljan, alla med något olika upplägg för vad som inkluderas i termer av avstånd, tillgång till substitut, och användare visavi icke-användare. Beroende på modell skattas betalningsviljan hos användare till 286–432 DKK/hushåll och år och hos icke-användare till 198–405 DKK/hushåll och år.

Resultaten representerar en skattning av att gå ifrån måttlig till hög status, enligt vattendirektivets statusklassning. Detta är därmed en relativt stor vattenkvalitetsökning, och scenariot representerar ett flertal ekosystemtjänster. Åtgärder går dessutom utöver flödesåtgärder och täcker vattenkvalitet som även innefattar övergödningsåtgärder, vilket gör att värdeöverföring till ett fall där enbart vattenflödet (och inte övergödningsstatus) påverkas blir osäker. Värdeöverföringen förutsätter då att värdet för vattenkvalitet som helhet motsvarar värdet av att förbättra status med avseende på flöde. Det finns viss risk att denna typ av estimat därmed ger en överskattning av nyttan.

### **Perni et al., 2012. Social preferences and economic valuation for water quality and river restoration: the Segura River, Spain**

Artikeln presenterar en studie som genomförts i Segurafloden i Murcia i sydöstra Spanien. Studieområdet (Ojós-Contraparada) är en 34 km lång flodsträcka som går genom jordbrukslandskap och tallskog. Platsen har ett mycket rikt växt- och djurliv och delsträckan vid Ricote-dalen har föreslagits som världsarv. Sträckan har påverkats av bl.a. fördämningar, avledning av vatten via kanaler, föroreningar och dumpningar av avfall.

En CE-studie genomfördes, riktad till ett slumpmässigt urval av vuxna (18+) boende i distriktet längs Segurafloden. Studien genomfördes som personliga intervjuer (face-to-face) och totalt besvarade 400 personer frågorna. Respondenterna fick ta ställning till två olika attribut: vattenkvalitetsförbättringar som uppnås genom åtgärder för förbättrat (ekologiskt) flöde, samt restaureringsåtgärder i form av åtgärder längs strandlinjen, informationstavlor och restaurering av kulturhistoriska platser. Här presenteras resultat för det första attributet, vattenkvalitetsförbättringar.

När det gäller vattenkvalitet har detta attribut tre nivåer, där nivå 1 representerade nuläget, nivå 2 representerade uppnående av förvaltningsplanen för avrinningsområdet och nivå 3 representerade den bästa nivån som ger stora förbättringar i ekosystemtjänster och möjliggör bad, fiske och paddling samt ökad biologisk mångfald.

Ett tredje attribut var den hypotetiska kostnaden för respondenten, som skulle bestå av en ökning i den årliga vattenräkningen. Tre kostnadsnivåer presenterades: 0, 20 respektive 40 Euro per år. Betalningsviljan skattades till i genomsnitt 47 Euro per person och år för åtgärder som leder till ekologiskt flöde (nivå 2), och 57 Euro per år för åtgärder som leder till den högsta vattenkvalitetsnivån (nivå 3). Aggregerat skattades den årliga nyttan till ca 9 miljoner Euro per år, vilket kan jämföras med projektkostnaden om 30 miljoner kronor. Detta innebär att investeringen i åtgärder skulle vara samhällsekonomiskt lönsam efter drygt tre år.

Scenariot kring flödesförbättringsåtgärder som använts är lämpligt för värdeöverföring till svenska förhållanden. Dock är det något oklart hur stor förbättringen scenariot



innebär i praktiken, vilket ger viss osäkerhet. Dessutom är platsen för primärstudien ett område med mycket erkända natur- och kulturvärden.

**Ramajo-Hernandez och del Saz-Salazar, 2012. Estimating the non-market benefits of water quality improvement for a case study in Spain: A contingent valuation approach.**

Guadianafloeden ligger på den Iberiska halvön och är 852 km lång. Avrinningsområdet täcker ca 67 000 kvadratkilometer och innefattar Spanien (83 % av ytan i avrinningsområdet) och Portugal (17 % av ytan i avrinningsområdet). Cirka 1,8 miljoner personer bor i avrinningsområdet. I huvudsak ligger floden i glesbygden, med jordbrukslandskap.

Belastningar på vattenmiljön inkluderar bl.a. jordbruk och djurhållning. Åtgärder som krävs för att förbättra vattenkvaliteten är förbättringar i avloppsreningsverk och ett mer naturligt vattenflöde. Artikeln presenterar en CV-studie som bygger på en vattenkvalitetstrappa enligt vattendirektivets fem nivåer. Varje vattenkvalitetsnivå beskrevs efter vegetation längs flodstranden och i vattnet, tillgång till fisk för rekreativ fiske och möjligheter till att utnyttja vattnet för bevattning, bad och som dricksvatten.

Betalningsviljefrågan ställdes som DC (Discrete Choice), vilket innebär att varje respondent får ta ställning (ja/nej) till ett fast belopp. Beloppen varierar istället mellan olika respondenter. Betalningen skulle ske som en ökning i familjens vattenräkning, vilken betalas varannan månad. Scenariot att ta ställning till var att åtgärder genomförs så att alla delar av floden uppnår god status. 505 respondenter besvarade enkäten och medelbetalningsviljan skattades till 33 Euro per familj och år (betalningsviljan har alltså räknats upp till sin årliga motsvarighet).

Denna betalningsvilja representerar breda åtgärder och av flera typer, enligt vad som krävs för att nå god status, och är inte enbart knutna till flödesförbättringar. Detta innebär att överföring till ett svenskt fall med mer tydligt fokus på flödesförbättringar är förknippad med viss osäkerhet.

**Kriström et al., 2010. Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten**

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 från 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 m<sup>3</sup>/s vintertid, för all framtid. Vid det rådande minimivinterflödet saknades

lämpliga habitat för harr och öring. Med ett vinterflöde på 3 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup>/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 mm, en vackrare landskapsbild genom att bottenfrysning undveks på vintern och att älven hade ett konstant vattenflöde med ljud av rinnande vatten. Även 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 den övriga befolkningens värde 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.

Som grund för värdeöverföring till andra platser i Sverige där flödesförändringar utvärderas är detta en passande studie. I jämförelse med andra studier som här har presenterats representerar denna studie ett scenario som är av mer avgränsad geografisk skala och det är förstås en fördel vid värdeöverföring att primärstudien genomförts på svenska förhållanden.

#### *4.2.2.2 Enskilda ekosystemtjänster*

##### **Paulrud och Laitila, 2013. – *Tillhandahållande av attraktiva rekreativmiljöer***

Författarna genomförde under 2008 en brev-enkätstudie 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 SEK<sub>2008</sub> för varje extra fångad lax eller öring i de största storleksklasserna (> 10 kg för lax, >5 kg för öring). Betalningsvilja 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 SEK per år från sålda fiskekort.

Som grund för värdeöverföring förutsätter användningen av dessa estimat att det finns skattningar av hur fångsterna av lax och öring kan komma att påverkas av flödesåtgärder. Givet att sådana skattningar kan göras är denna studie en god grund för värdeöverföringar.

#### **Getzner, 2014. – *Tillhandahållande av attraktiva rekreativmiljöer***

Baserat på en enkätstudie om rekreativsvanor vid floden Mur i Österrike beräknades nyttan av aktiviteter vid fritt strömmande vatten (189,8 km) och vid uppdämt vatten (100,2 km) längst flodens utsträckning. Enkäten gick ut till ett slumpmässigt urval av den vuxna befolkningen i förbundslandet Styria (totalt 890 000 invånare i åldern 18-70; urvalsstorlek 3 307; antal respondenter 538). 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 och avkoppling (83%) och lägst för att fiska (57%). Samtliga aktiviteter genomförs alltså helst vid strömmande vatten.

Konsumentöverskottet av rekreation vid strömmande vatten beräknades till mellan 5,0 och 56,3 Euro<sub>2011</sub> per besök beroende på aktivitet, medan motsvarande konsumentöverskott för uppdämt vatten skattades till mellan 1,4 och 11,5 Euro<sub>2011</sub>. 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 535 Euro och vid uppdämt vatten 136 Euro.

I tabell 3 redovisas nyttoskattningar (konsumentöverskott) per person och år respektive per besök för varje aktivitetstyp vid fritt strömmande samt uppdämt vatten. Vidare redovisas totala rekreativvärden per km flodsträcka samt hektar, baserat på befolkningens (65% av 890 000 personer) totala värde. De högra kolumnerna visar

mellanskillnaden mellan konsumentöverskottet vid fritt strömmande respektive uppdämt vatten, per person och år samt per besök.

Tabell 3. Rekreativvärde vid floden Mur i Österrike för befolkningen i Styria (Euro<sub>2011</sub>)

<i>Konsumentöverskott</i>	Per person och år <sup>1</sup>			Antal besök per år	Per besök		
	Uppdämt vatten	Fritt vatten	Mellanskillnad		Uppdämt vatten	Fritt vatten	Mellanskillnad
Promenad/vandring längs floden	6,99	24,5	17,6	4,87	1,44	5,04	3,60
Cykling	7,19	28,1	20,9	4,05	1,78	6,93	5,15
Andra sportaktiviteter (t.ex. forspaddling)	27,8	135,7	107,9	2,41	11,5	56,3	44,8
Uppleva landskapet och avkoppling	13,3	53,9	40,5	4,39	3,04	12,3	9,23
Beskåda växter och djur	20,8	87,4	66,6	3,19	6,53	27,4	20,9
Familjeutflykt	21,3	86,1	64,9	3,74	5,69	23,0	17,3
Besöka restauranger/caféer längs floden	28,6	119,0	90,4	3,22	8,87	36,9	28,1
<i>Totalt konsumentöverskott</i>	125,9	534,6	408,6				
För befolkningen mEuro	73	308					
tEuro/km	725	1 623	899				
tEuro/ha	36	81	45				

1) Enligt artikeln är de värden som anges här konsumentöverskottet per besök. Efter kontakt med författaren och analys av resultatdata kunde det bekräftas att de ska divideras med antal besök för att få   just konsumentöverskottet per besök. Vi tolkar det därmed som att dessa  r per person och  r.

Författaren fastl r därmed att rekreativvärdet vid den fritt strömmande delen (189,8 km)  r ca fyra gånger högre jämfört med aktiviteter vid den uppd mnda delen av floden (100,2 km), och drygt dubbelt så mycket per kilometer. Han diskuterar dock vidare att det utifrån denna studie inte g r 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. I floden Mur  r vattenkvaliteten inte så bra vilket gör att den inte är särskilt populär f r badning och kan vara en bidragande orsak till att befolkningen föredrar den strömmande delen f r de aktiviteter de vill utföra h r. 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.

En komplexitet med värdeöverföring från denna studie är att denna jämför fritt strömmande vatten med uppdämt. I många flödesåtgärder som kan vara relevanta i Sverige handlar det om att dammen är kvar, men med förändrat genomsläpp. Uppströms kan då konsekvenserna av åtgärden förväntas vara ganska små (vattnet är fortfarande uppdämt), i förhållande till vad som studeras i Getzners artikel.

### **Stithou et al., 2012. – Erosionskontroll**

Floden Boyne i östra Irland används mycket för fritidsfiske samt annan rekreation. Den ca 100 km långa floden rinner genom framförallt jordbruksmark, vilket innebär stora belastningar av fosfor som ger övergödningseffekter. Studien presenterar resultaten från en CE-enkät som genomfördes med 252 respondenter. Fyra attribut studerades: Liv i floden i termer av fisk, insekter och växter, vattnets utseende, vilka rekreationsaktiviteter som är möjliga, samt tillståndet för flodbankarna i termer av erosionseffekter. Betalningsinstrument som användes var en ökning i årliga skattebetalningar.

Betalningsviljan för åtgärder för minskad erosion är 30 Euro per person och år. Det är dock oklart vilka åtgärder som skulle leda fram till förbättrad erosionskontroll, och artikeln redovisar inte vilken ev. ytterligare information om effekterna av förbättrad erosionskontroll i termer av ytterligare ekosystemtjänster som kan påverkas. Attributet specificerades i två nivåer som: "synlig erosion som behöver repareras", alternativt "flodbankarna ser naturliga ut".

Som grund för värdeöverföring till svenska förhållanden finns vissa bekymmer med att omfattningen av förändringen är något obestämd, samt att scenariot inte redovisar vilka ytterligare effekter (på t.ex. ekosystemtjänster) som åtgärderna för minskad erosion kan medföra.

### **Sundqvist, 2002. – Erosionskontroll**

Artikeln presenterar resultat från en CE-studie genomförd på ett nationellt urval av villaägare. Respondenterna fick ta ställning till tre attribut för ett ospecificerat vattenkraftverk: Vattennivå nedströms kraftverket, erosion och strandvegetation, samt anpassningar för vandrande fisk. Betalningsinstrumentet uttrycktes som en ökning i elpriset per kWh. Totalt besvarade 479 respondenter enkäten (av 1000), varav 397 genererade användbara svar.

Attributnivåerna för erosion specificerades som oförändrat, -25 % respektive -50 %, där procentsiffrorna representerar minskad erosion samt minskade skador på

strandvegetationen. I enkäten gavs följande formuleringar som förtydliganden till attributet *Erosion och strandvegetation*.

Variationer i vattennivån i reservoaren (dammen) kan orsaka erosion (nötning av jordytan) vilket skadar mark nära stranden och också vattennära växtlighet. Effekterna av erosion (och på växtligheten) kan begränsas genom att vattennivån stabiliseras genom ändringar i utsläppsschemat. I frågorna nedan används följande nivåer för att beskriva erosions- och vegetationseffekter:

- 50 % lägre erosion och 50 % lägre skador på strandnära växtlighet.
- 25 % lägre erosion och 25 % lägre skador på strandnära växtlighet.
- Befintlig erosion och skador på strandnära växtlighet (som i dag).

Betalningsviljan för 50 % reduktion av erosion skattades till 1,48 öre/hushåll/kWh (dvs. hushållen är villiga att betala 1,48 öre ytterligare per uttagen kWh). För 25 % reduktion är dock betalningsviljan negativ; -0,26 öre/kWh, vilket är kontraintuitivt. I studien är dock estimatet för -25 % inte signifikant, vilket innebär att detta kan vara drivet av slumpen (och därför lika gärna kan vara positivt eller noll i praktiken). Estimatet för 50 % reduktion av erosion är dock signifikant i modellen. Det är ett generellt mönster i resultaten att "mellannivåerna" får icke-signifikanta parameterskattningar, vilket enligt författaren kan tyda på att respondenterna tenderar att fokusera på de stora förändringarna och därmed är mer indifferent till dessa mellannivåer.

Dock uttrycks denna skattning i termer av betalningsvilja per kWh, vilket är svårare att använda än betalningsvilja per t.ex. km vattendrag som påverkas. Detta skulle kräva antaganden om hur energiproduktionen påverkas, vilka här inte har gjorts för vårt case. Ett villahushåll i Sverige förbrukar i snitt ca 5000 kWh per år, om uppvärmning sker på annat sätt än med el (t.ex. fjärrvärme). Med skattningen i Sundqvist (2002) innebär det att betalningsviljan för erosionskontroll är ca 74 SEK<sub>2002</sub> per hushåll och år om elen produceras med den mer miljövänliga vattenkraften.

### **Meyerhoff och Dehnhardt (2007) – Tillhandahållande av hotade växter och djur**

Floden Elbe är en av de längsta floderna i Centraleuropa. Floden är känd för sin naturliga landskapsbild och är viktig för den biologiska mångfalden i Tyskland och Europa med sina höga naturvärden. I studien utvärderas tre restaureringsaspekter: återställande av våtmarker längs floden, minskningar av jordbrukets påverkan på vattenkvaliteten samt skapandet av vandringsvägar för fisk.

Artikeln presenterar en CV-studie som skattar betalningsviljan för breda återställningsåtgärder som gynnar biologisk mångfald och näringsupptag i våtmarker.

1304 hushåll i avrinningsområdena till Elbe, Weser och Rhenfloden intervjuades (face-to-face), baserat på slumpmässiga urval i dessa områden.

Nyttorna förknippade med biologisk mångfald (utrotningshotade arter och habitat) skattades till 153–252 miljoner Euro, baserat på värdet 5,30 Euro per hushåll och månad, där vissa av respondenterna uppgav att de bara var villiga att betala under ett år, och vissa var villiga att betala under en längre tidsperiod. Betalningen skulle ske till en särskild fond inriktad mot att genomföra åtgärder för förbättrade ekosystem kring floden. Detta värde representerar åtgärder som återskapar 15 000 ha våtmarker genom ändrad dikning uppströms, åtgärder i jordbruket som minskad gödsel användning, samt fisktrappor i Elbe.

Det bör betonas att det område som täcks in i studien är mycket stort i jämförelse med många fall som kan vara aktuella i Sverige. Värdet representerar vidare betalningsviljan för åtgärder som gynnar biologisk mångfald genom bl.a. återskapande av våtmarker och åtgärder i jordbruket. Därmed finns stora osäkerheter i hur väl värdet lämpar sig för värdeöverföring till Sverige.

#### **4.2.3 Resultat från metastudier**

Genom litteratursökningen har tre relevanta och nyligen publicerade metastudier identifierats: Bergstrom och Loomis (2017), Brouwer och Sheremet (2017) och Mattmann et al. (2016). Samtliga är publicerade i vetenskapliga tidskrifter och kan därför förväntas vara av god vetenskaplig kvalitet. Dessa metastudier sammanfattas och utvärderas nedan.

##### **Bergstrom och Loomis, 2017. Economic valuation of river restoration: An analysis of the valuation literature and its uses in decision-making**

Den här metastudien gäller värdering av nyttan av restaurering av vattendrag. I studien ingår 32 primärstudier, varav 24 i USA, 6 i Europa (varav 1 i Sverige: Emån), 1 i Mexiko och 1 i Kina. De flesta primärstudierna är publicerade i vetenskapliga tidskrifter, och vissa är publicerade i rapporter. De restaureringar som primärstudierna gäller är av mycket olika omfattning: Den längsta restaureringen gällde ett 2720 km långt avsnitt av Missourifloden, medan de kortaste gällde avsnitt som var 0,4–38 km långa. Den genomsnittliga längden på den restaurerade vattendragssträckan var 128 km när den längsta restaureringen (2720 km) utesluts från beräkningen av genomsnittet.

Genom restaurering kan tillhandahållandet av olika ekosystemtjänster ökas. De ekosystemtjänster som gav upphov till de nyttor som värderades i primärstudierna delades in i följande grupper:

- Hotade och sårbara arter (värderades i 21 % av studierna)
- Vilda fiskbestånd (68 %)
- Vilda arter (50 %)
- Möjlighet till båtliv (39 %)
- Möjlighet till fritidsfiske (63 %)
- Möjlighet till bad (13 %)
- Tillhandahållande av dricksvatten (3 %)
- Estetiska värden (16 %)
- Klimatreglering (5 %)
- Översvämningsreglering (11 %)

18 av primärstudierna var scenariostudier (CVM eller CE) för vilka det var möjligt att beräkna årlig medelbetalningsvilja per hushåll. Dessa varierade från USD<sub>2015</sub> 3 till 220 (medelvärde<sup>4</sup>: 78,9). För 16 av dessa studier gick det att relatera respektive studies medelbetalningsvilja till längden på den restaurerade vattendragssträckan. Samtliga dessa 16 studier gällde vattendrag i Europa eller USA. Längden på de restaurerade vattendragssträckorna i dessa 16 studier varierade från 0,4 till 480 km (medelvärde: 109 km). Årlig medel-WTP per hushåll per km restaurerad vattendragssträcka varierade från USD<sub>2015</sub> 0,16 till 8 (medelvärde: 2,2). Medelvärdet 2,2 i årlig WTP per hushåll per km restaurerad vattendragssträcka kan ses som ett exempel på ett underlag för värdeöverföringsmetod 1b (överföring av genomsnitt av punktskattningar), men där inga andra justeringar av betalningsviljan från primärstudierna har gjorts förutom den restaurerade vattendragssträckans längd (och omräkning till enhetligt penningvärde).

Går det att relatera betalningsviljan även till vilka ekosystemtjänster som har värderats? Det är generellt svårt att få jämförbarhet mellan primärstudier avseende värderade ekosystemtjänster, eftersom tjänsterna ofta mäts på olika sätt i de olika studierna. För att ändå åstadkomma en jämförelse blir metastudier därför tvungna att uttrycka ekosystemtjänsterna på ett grövre sätt, vilket även medför en motsvarande grovhet i en eventuell värdeöverföring. Bergstrom och Loomis valde att studera **antalet** värderade ekosystemtjänster i primärstudierna, och metastudierna av Brouwer och Sheremets samt Mattmann et al. använde en liknande metod, nämligen huruvida en viss ekosystemtjänst överhuvudtaget var föremål för värdering eller inte, se vidare nedan.

Två av de 18 scenariostudierna gällde vattendrag i Mexiko och Kina, medan återstående 16 gällde vattendrag i Europa och USA. Givet en avgränsning till primärstudierna i Europa

---

<sup>4</sup> Oviktat medelvärde, om inte annat anges, dvs. varje primärstudie har vikten 1 i beräkningen av medelvärdet.



och USA kan konstateras att antalet värderade ekosystemtjänster utifrån ovanstående indelning varierade från 1 till 5 (median: 2). Årlig medel-WTP per hushåll per antal värderade ekosystemtjänster varierade från USD<sub>2015</sub> 1,5 till 109 (medelvärde: 42).

Bergstrom och Loomis skattade även en värderingsfunktion för ovanstående 16 primärstudier från Europa och USA. De presenterade den dock inte som en metaanalys, utan funktionen hade det mer begränsade syftet att studera betalningsviljans känslighet för miljöförändringens storlek (*scope*). De skattade funktionen genom regressionsanalys men använde sig inte av de mer avancerade skattningsmetoder som tillämpades av Brouwer och Sheremet (2017) samt Mattmann et al. (2016), se vidare nedan. Resultatet var följande:

Årlig WTP (i USD<sub>2015</sub>) per hushåll =  $0,4783A + 36,21B + 88,64C - 49,12D$ , där

A: Restaurerad vattendragssträcka i miles<sup>5</sup>

B: Antalet värderade ekosystemtjänster

C: Dummyvariabel för scenariometod (0=CVM, 1=CE)

D: Land (0=USA, 1=annat land)

De positiva koefficienterna för A respektive B ger stöd för känslighet för omfattningen av den värderade miljöförändringen, men enbart koefficienten för A var statistiskt signifikant skild från noll.

Bergstrom och Loomis undersökte även vilken roll primärstudiernas resultat hade spelat i beslutsfattande rörande restaurering av vattendrag. Tre typer av vilken roll som värderingsinformation kan spela identifierades: (1) Bestämmande (decisive), där värderingsresultaten på ett väsentligt sätt bidrar till beslutsfattandet för ett specifikt projekt eller policy, (2) teknisk (technical), där värderingsresultaten kommer till användning efter att ett beslut om policy eller process har tagits, t.ex. som hjälp för att sätta nivån på en miljöskatt efter att själva beslutet om att införa en skatt har tagits, och (3) upplysande (informative), där värderingsresultaten bildar bakgrundsinformation som kan ha ett indirekt inflytande på beslutsfattandet. Beträffande värdeöverföring anser Bergstrom och Loomis att det är lämpligt att genomföra primärstudier när det handlar om att få underlag för beslut om restaureringar med höga kostnader eller där mycket står på spel (t.ex. innefattar irreversibla effekter). De avråder specifikt från att funktionen ovan används för värdeöverföring om den roll som värderingsinformationen ska spela är av den bestämmande typen, bland annat på grund av det lilla antalet observationer.

### **Brouwer och Sheremet, 2017. The economic value of river restoration**

Jämfört med Bergstrom och Loomis tar denna studie ytterligare ett steg genom att genomföra en mer fullfjädrad metaanalys. Underlaget är återigen primärstudier som har värderat nyttor av restaurering av vattendrag: Totalt 39 primärstudier, varav 13 är

---

<sup>5</sup> 1 mile = 1,61 km.

identiska med de studier som Bergstrom och Loomis använde. Samtliga 39 är studier publicerade i vetenskapliga tidskrifter. Av de 39 studierna gäller 22 restaureringar i Europa (varav 1 i Sverige: Emån), 12 i USA och 5 i Asien. Metaanalysen avgränsas dock till 29 värderingsstudier som har tillämpat någon scenariometod (CVM och CE) för värderingen. Medelvärdet för årlig medel-WTP per hushåll för dessa studier var USD<sub>2015</sub> 81,2, dvs. endast obetydligt högre än motsvarande medelvärde (78,9) för 18 studier i Bergstrom och Loomis.

Liksom Bergstrom och Loomis identifierade Brouwer och Sheremet ett antal grupper av ekosystemtjänster som gav upphov till de nyttor som värderades i primärstudierna. Dessa grupper listas nedan tillsammans med medelvärdet av årlig medel-WTP per hushåll i USD<sub>2015</sub> för de studier som har värderat tjänster inom dessa grupper. Antalet observationer anges inom parentes.

- Översvämningsreglering: 0,3 (N=3)
- Erosionskontroll: 49,4 (N=3)
- Vattenkvalitetsreglering: 139,6 (N=4)
- Vattenanknuten rekreation: 57,7 (N=10)
- Landskapsestetiska värden: 118,6 (N=19)
- Habitat för vilda arter: 76,9 (N=68)

Grupperingen skiljer sig från den som Bergstrom och Loomis använde genom att erosionskontroll tillkommer som en separat grupp och genom att flera av grupperna i Bergstrom och Loomis har fösts ihop till bredare grupper. Medelvärdet av medel-WTP för översvämningsreglering sticker ut som väsentligt lägre än medelvärdena för de övriga grupperna, men är som synes baserat på ett mycket litet antal observationer.

Brouwer och Sheremet gick sedan vidare med metaanalysen genom att skatta en funktion med hjälp av regressionsanalys. Jämfört med den funktion som Bergstrom och Loomis skattade är funktionen i Brouwer och Sheremet baserad på ett betydligt större antal observationer och mer avancerade statistiska metoder: 107 observationer och en skattningsmodell<sup>6</sup> som bland annat tar hänsyn till att vissa enskilda primärstudier bidrar med fler än en observation. Funktionen som Brouwer och Sheremet skattade bör ur denna synpunkt vara mer robust för värdeöverföringsändamål än funktionen i Bergstrom och Loomis.

Problemet att ekosystemtjänsterna har mätts på olika sätt i primärstudierna hanteras dock likartat som i Bergstrom och Loomis: I funktionen blir varje grupp av ekosystemtjänst en dummyvariabel som antar värdet 1 om tjänsten ifråga är föremål för

---

<sup>6</sup> Mixed-effects multivariate regression panel model

värdering och värdet 0 annars. Det framkommer i det här sammanhanget att indirekt ingår ytterligare en ekosystemtjänstgrupp i funktionen, nämligen tillhandahållande av **vatten för bevattning och dricksvatten**. Funktionen återspeglar nämligen värderingen av denna grupp om alla andra dummyvariabler för ekosystemtjänstgrupper antar värdet 0, dvs. vatten för bevattning och dricksvatten används som referenspunkt (baseline) i funktionen.

Skattningar av tre olika modeller ingår i artikeln och de sammanfattas i nedanstående tabell. Det kan bland annat observeras att andel av vattendragets längd som restaureras finns som förklarande variabel i samtliga tre modeller. Den variabeln får dock signifikant inflytande enbart när inte ekosystemtjänsterna är inkluderade i modellen. Det här resultatet påminner om vad Bergstrom och Loomis kom fram till, nämligen att enbart en av deras motsvarande variabler (restaurerad vattendragssträcka i km respektive antal värderade ekosystemtjänster) blev signifikanta.

**Tabell 4. Förklarande variabler i tre metaanalysmodeller i Brouwer och Sheremet (2017) samt koefficienternas tecken och statistiska signifikans (\*:  $p < 0,1$ ; \*\*:  $p < 0,05$ ; \*\*\*:  $p < 0,01$ ).**

Variabel (kontinuerliga variabler är logaritmerade (ln))	Fullständig modell	Reducerad modell 1	Reducerad modell 2
Intercept	-0,798	1,092	0,358
Läge (0/1, Europa=1)	-0,991**		
Andel av vattendragets längd som restaurerats (kontinuerlig variabel från 0 till 1)	-0,173	+1,178*	+0,771
Befolkningstäthet (antal personer per km <sup>2</sup> )	+0,309***	+0,016	+0,178
Användare av vattendraget (0/1)	+0,245		
Genomsnittlig inkomst (€ per år)	+0,349*	+0,196	+0,085
Översvämningsskydd (0/1)	-2,978***		-3,585***
Erosionsskydd (0/1)	+0,418*		+0,352
Vattenkvalitetsreglering (0/1)	+1,602***		+1,238***
Vattenanknuten rekreation (0/1)	+0,400**		+0,287
Landskapsestetiska värden (0/1)	+0,759***		+0,716***
Habitat för vilda arter (0/1)	+0,255		+0,127
CE användes som värderingsmetod (0/1)	+0,589**		
Datinsamling genom webbenkät (0/1)	+0,042		
Datinsamling genom postenkät (0/1)	+1,059***		
Betalningsinstrument för hushåll, inte individ (0/1)	-1,699***		
Betalningsfrekvens mer sällan än årlig (0/1)	-0,349		
Vattenräkning som betalningsinstrument (0/1)	-0,358		
Skatt som betalningsinstrument (0/1)	-1,411***		
Inkomstskatt som betalningsinstrument (0/1)	-3,465***		

Brouwer och Sheremet använder en återsamlingsmetod för att skatta värdeöverföringsfelet som uppstår om de tre modellerna skulle användas för värdeöverföring och även värdeöverföringsfelet om genomsnittlig betalningsvilja används för värdeöverföring istället för funktionsöverföring. Deras resultat tyder på att den fullständiga modellen och reducerad modell 2 leder till väsentligt mindre värdeöverföringsfel än reducerad modell 1 och genomsnittlig betalningsvilja. Allra bäst presterar den fullständiga modellen, men reducerad modell 2 kan vara mer praktisk för värdeöverföring, eftersom den inte inkluderar variabler som har att göra med själva värderingsmetoden, t.ex. utformningen av betalningsinstrumentet.

Resultaten i Brouwer och Sheremet kan användas för funktionsöverföring genom att stoppa in variabelvärden för policyområdet och använda de koefficienter som anges i artikeln, men generellt rekommenderas kontakt med författarna vid en sådan överföring, eftersom det ofta finns oklarheter att reda ut när man står i skarpt läge och ska använda en tidigare skattad funktion för värdeöverföring. Det är exempelvis inte uttryckligen angivet i artikeln om inkomstvariabeln mäts som hushållsinkomst före eller efter avdrag för inkomstskatt. Det anges inte heller explicit om den skattning av betalningsvilja som framkommer genom att använda funktionen är  $\ln(WTP)$  i USD<sub>2015</sub> eller något annat<sup>7</sup>. Sådana oklarheter bör redas ut med författarna för att undvika beräkningsfel.

### **Mattmann et al., 2016. Hydropower externalities: a meta-analysis**

De två föregående metastudierna gällde nyttan av att restaurera vattendrag. De inkluderar inte explicit vattenkraftens roll för vattendragens tillhandahållande av ekosystemtjänster. Det kan dock inte uteslutas att respondenterna vägt in vattenkraften i sina svar, ifall restaureringen skulle genomföras som på något sätt påverkar vattenkraften. För att utröna detta är det troligen nödvändigt att gå tillbaka till varje primärstudie för att studera vilket värderingsscenario som respondenterna fick ta ställning till. Metastudien av Mattman et al. gäller däremot externa effekter av vattenkraft och är baserad på studier i vilka respondenterna explicit fick väga in sina preferenser för vattenkraft när de värderade vattenkraftens externa effekter. Detta innebar att även positiva externa effekter av vattenkraft tas med i värderingen. I metastudien avgränsades de positiva externa effekterna dock till minskade utsläpp av växthusgaser. Författarna påpekar dock att andra potentiella positiva externa effekter implicit kan vara värderade, t.ex. att vid värdering av påverkan på rekreation kan de negativa effekterna på rekreation (t.ex. sämre fritidsfiske pga. mindre strömmande vatten) vara blandade med eventuella positiva effekter (t.ex. möjlighet för båtliv i kraftverksdammar). En sådan blandning kan även ha funnits i de två föregående metastudierna.

---

<sup>7</sup> Efter kontakt med författarna kunde det dock bekräftas att svaret anges i USD<sub>2015</sub>/hushåll/år.

81 observationer från 21 primärstudier ingick i metaanalysen. Primärstudier publicerade i såväl vetenskapliga artiklar som rapporter användes. 20 primärstudier var från Europa (varav 2 från Sverige), 4 från USA, 3 från Asien och 2 från Sydamerika. De externa effekterna delades in på följande sätt:

- Lindring av negativa effekter på naturlandskap och vegetation
- Försämring av naturlandskap, vegetation och vilda arter
- Lindring av negativa effekter på vilda arter
- Minskade utsläpp av växthusgaser
- Lindring av negativa effekter på rekreation (exklusive fritidsfiskare, se nedan)
- Lindring av negativ inverkan på estetiska värden
- Försämring av estetiska värden

Metaanalysen tog alltså höjd för att det som värderades kan antingen ha varit försämringar pga. vattenkraft eller lindring av de negativa externa effekter som har uppstått pga. vattenkraft. Att fritidsfiskare inte ingår i variabeln för rekreation förklaras av att det i metaanalysen ingår en separat variabel för om respondenterna i primärstudien var direkta användare av vattendraget ifråga. Sådana respondenter var i första hand fritidsfiskare. Om fritidsfiske hade ingått skulle det därmed ha uppstått skattningsproblem på grund av stark korrelation mellan variablerna "effekter på rekreation" och "direkta användare" (s.k. multikollinearitet). De externa effekterna mäts som dummyvariabler, men i metaanalysen ingår även en dummyvariabel (storlek på den värderade externa effekten) som försöker kontrollera för problemet att primärstudierna kan ha värderat olika stora förändringar av de externa effekterna.

Medelvärdet för årlig medel-WTP i alla ingående studier var USD<sub>2013</sub> 170,9. Detta torde vara en betalningsvilja uttryckt per hushåll, men detta framgår inte helt tydligt av artikeln. Författarna valde att inte ange medelvärde uppdelat på de olika externa effekterna i listan ovan, eftersom det vanligen var en mix av effekter som värderades i primärstudierna. Denna svårighet att beräkna medelvärden är i sig ett argument för att skatta en funktion så att varje effekts inverkan på betalningsviljan kan isoleras.

Mattmann et al. skattade tre olika regressionsmodeller, där modell 1 är den enklaste<sup>8</sup>. Författarna bedömer att modellerna 2 och 3 leder till lägre värdeöverföringsfel än modell 1 och är därför mer aktuella för värdeöverföringsändamål. Resultaten visas i Tabell 5.

---

<sup>8</sup> Den använder sig av en viktad minsta-kvadratmetod (WLS), vilket är ett sätt att ta hänsyn till att observationer från primärstudier med stora stickprov kan förväntas ha en lägre varians än primärstudier med små stickprov. Modell 2 och 3 är en *random-effects* respektive *mixed-effects multivariate regression panel model*.

Tabell 5. Förklarande variabler i två av de metaanalysmodeller som skattades av Mattman et al. (2016) samt koefficienternas tecken och statistiska signifikans (\*:  $p < 0,1$ , \*\*:  $p < 0,05$ , \*\*\*:  $p < 0,01$ ).

Variabel	Modell 2	Modell 3
Konstant	+	+
Lindring av negativa effekter på naturlandskap och vegetation (0/1)	+	+**
Försämring av naturlandskap, vegetation och vilda arter (0/1)	–***	–***
Lindring av negativa effekter på vilda arter (0/1)	–	+
Minskade utsläpp av växthusgaser (0/1)	–	–
Minskade utsläpp av växthusgaser (0/1) x andel vattenkraft i den nationella elproduktionen (%)	+***	+***
Lindring av negativ inverkan på estetiska värden (0/1)	+	–
Försämring av estetiska värden (0/1)	+	–**
Lindring av negativa effekter på rekreation (0/1)	+	–
Storlek på den värderade externa effekten (medel eller stor: 0, liten: 1)	–***	–*
CE användes som värderingsmetod (0/1)	+***	+***
Datinsamling genom personliga intervjuer (0/1)	+	+***
Skatteökning som betalningsinstrument (0/1)	+	+
Engångsbetalning eller betalning under 1 år (0/1)	–	–
Primärstudie i Nord- eller Sydamerika (0/1)	+	+
Primärstudie i Asien	–	–
Andel vattenkraft i den nationella elproduktionen (%)	+	+**
Respondenterna i primärstudien var direkta användare av vattendraget ifråga (0/1)	+***	+***
Inkomst över medianinkomsten för alla primärstudier (0/1)	+	+***
Årtal för primärstudiens genomförande (1983–2011)	+**	+***

Utifrån skattningsresultaten konstaterade författarna att variabeln för minskade växthusgaser blir enbart signifikant när den kombinerats med andelen vattenkraft i den nationella elproduktionen, vilket författarna tolkar som att befolkningen i länder med hög andel vattenkraft kan vara mer medvetna om att vattenkraft kan ha denna positiva externa effekt. Vidare observerade författarna att försämringar tenderar att få signifikant negativ inverkan på betalningsviljan, medan det är mycket mindre tydligt att lindringar av negativa externa effekter har en signifikant positiv inverkan på betalningsviljan. Författarna anser därför att det kan vara tveksamt att använda offentliga medel för att lindra effekterna av vattenkraft. Detta resultat går inte riktigt ihop med resultaten från de två metastudierna ovan, som tydligt indikerade positiv betalningsvilja för restaurering av vattendrag. Man måste dock komma ihåg att i primärstudierna som ingår i metastudien

av Mattmann et al. beaktade explicit respondenternas preferenser för vattenkraft. Det hade likväl varit intressant om metastudien hade gjort en särskild analys av de primärstudier som just gällde lindring av negativa externa effekter av vattenkraft. Det kunde ha tydliggjort hur värderingarna av sådana lindringar ser ut. Innan en sådan analys föreligger framstår det som tveksamt att använda sig av modellerna i Mattmann et al. för att värdera sådana lindringar.

Om någon av funktionerna ändå skulle användas för värdeöverföring rekommenderas generellt att ta kontakt med författarna för att undvika beräkningsfel. Som nämndes i genomgången av Brouwer och Sheremet är det vanligt att oklarheter behöver redas ut. Exempel på sådana oklarheter beträffande modell 2 och 3 är att det inte är fullständigt klart om den beroende variabeln i funktionerna mäts utifrån betalningsvilja per hushåll eller betalningsvilja per individ. Vidare förefaller det som om ingen av de kontinuerliga förklarande variablerna är logariterade i funktionerna, men detta skulle för säkerhets skull behöva kollas upp med författarna. Ytterligare en oklarhet som skulle behöva redas ut är vad som värderas om alla dummyvariabler för de externa effekterna sätts lika med noll, dvs. vad som utgör referenspunkt (baseline) i funktionerna.

### **4.3 Diskussion om olika tillvägagångssätt för värdering**

Utifrån ett fiktivt case prövas här tre olika metoder för värdering av åtgärder för ett ekologiskt anpassat flöde;

- 1) Överföring av en enskild punktskattning för varje ekosystemtjänst (1a)
- 2) Överföring av genomsnitt av punktskattningar från heltäckande studier (1b)
- 3) Funktionsöverföring baserat på en metaanalys (2b)

Caset vi tänker oss är en restaurering av en 3 km lång torrfåra som uppstått pga. att vattnet i floden avletts från sin naturliga sträckning till förmån för vattenkraftsproduktion. Efter att vattnet passerat turbinerna släpps det ut via en tunnel och rinner sedan i en ny fåra innan det går samman med den naturliga sträckningen längre nedströms. Alltså finns det i nuläget ingen möjlighet för vandrande fisk att ta sig längre upp i systemet. Stora mängder vatten spills i torrfåran vid enstaka tillfällen när flödet överstiger vattenkraftverkets maxkapacitet. Torrfårans botten är full av sten, saknar akvatiskt liv och stränderna är kraftigt eroderade med brant lutning och utan strandväxter och låg variation av växtlighet uppe på land, mest större träd.

Restaureringen består av ett åtgärdspaket som omfattar en minimitappning i torrfåran anpassad för att skapa fiskhabitat, biotopvårdsåtgärder med återställning av stränder som förstörts vid spill samt åtgärder för ökande av tillgängligheten till området längs flodsträckans östra strand mot samhället. I tillägg skapas ett omlöp vid fördämningen längst upp i fåran. Minimitappningen varierar över året men är som lägst 20 m<sup>3</sup>/s

sommartid och 5 m<sup>3</sup>/s vintertid. Minimitapningen gör att flödet även nedströms torrfåran blir mer stabilt, hela vägen ner till en mindre sjö 15 km bort. Hela flodsystemet är 150 km lång.

Åtgärdspaketet förväntas ge positiva effekter på erosion och återställa strandväxtlighet längs hela sträckan, skapa nya habitat för fisk i fåran och tillgängliggöra ytterligare levnadsmiljöer uppströms fördämningen, öka artrikedomen av bottenlevande djur, evertebrater och fåglar, förbättra landskapsbilden och öka attraktiviteten för utflykter och promenader i området. I och med att det efter åtgärd är ett kontinuerligt flöde av vatten förväntas vattnets reglerande funktioner stärkas och dess kvalitet öka. Det är dock inte tillåtet att fiska i flodsträckan, den lämpar sig inte heller för bad på grund av otillräckligt vattendjup och strömmens hastighet.

De ekosystemtjänster som gynnas i caset är alltså

- Erosionskontroll
- Tillhandahållande av hotade växt- och djurarter/habitat (icke-användarvärden)
- Organismer och/eller ekologiska funktioner som är vackra eller i kombination med sin omgivning bidrar till vackra utsikter, samt
- Näringsretention/vattenkvalitetsreglering.

### *Överföring av en enskild punktskattning för varje ekosystemtjänst (1a)*

Värden på de olika ekosystemtjänsterna har i detta fall hämtats från sammanställningen av tidigare värderingsstudier i Bilaga B.

- Erosionskontroll – baserad på Stithou et al. (2012)

Stithou et al. (2012) skattade betalningsviljan till 30 Euro<sub>2010</sub> per person och år för att åtgärda erosion vid den irländska floden Boyne och därmed gå från "synlig erosion som behöver repareras" till "flodbankarna ser naturliga ut". Scenariot är något otydligt definierat i termer av vilka åtgärder det omfattar, men om vi antar att vårt case har liknande egenskaper skattas betalningsviljan till 691 SEK<sub>2018</sub> per hushåll och år. Skattningen tar dock inte hänsyn till storleken på den yta som åtgärdas, i värderingsstudien är floden som värderas ca 110 km lång.

- Tillhandahållande av hotade växt- och djurarter – baserad på Hanley et al. (2006)

Hanley et al. (2006) skattade nyttan av bland annat förbättringar i ekologi i två floder i östra Skottland, med uppbredningsområden på 58 km<sup>2</sup> respektive 44 km<sup>2</sup>, genom en CE-studie med två separata urval av respondenter. Små förbättringar i ekologin skulle innebära att ingen dålig lukt förekommer och större populationer av vattenväxter, fisk och ryggradslösa djur, medan stora förbättringar i tillägg skulle ge även ökade



populationer av däggdjur (t.ex. uttrar) samt att ovanliga arter blir mer vanliga. De två nivåerna i förbättring värderades till 9,45 £<sub>2004</sub> per hushåll och år respektive 25,9 £<sub>2004</sub> per hushåll och år, som ett genomsnitt av de två urvalen. I detta fall stämmer den mindre förbättringen bäst överens med förväntade effekter i caset, t.ex. ger åtgärdspaketet ingen skillnad på antal eller förekomst av däggdjur. Uttryckt i kronor motsvarar betalningsviljan därmed 150 SEK<sub>2018</sub> per hushåll och år.

- Organismer och/eller ekologiska funktioner som är vackra eller i kombination med sin omgivning bidrar till vackra utsikter – baserad på Getzner (2014)

Getzner (2014) skattade med en resekostnadsstudie betalningsviljan för att genomföra olika rekreationsaktiviteter vid dels uppdämt vatten och dels fritt strömmande vatten i floden Mur i Österrike. Floden är 290 km lång varav ca en tredjedel är uppdämd av vattenkraftsdammar.

Nyttan per besök för rekreationsaktiviteten avnjutning av landskapet och avkoppling (eng; relaxing, enjoying the landscape) vid strömmande vatten skattades till 12,3 Euro<sub>2011</sub> per besök och vid uppdämt vatten 3,04 Euro<sub>2011</sub> per besök. Mellanskillnaden mellan dessa värden, 9,23 Euro<sub>2011</sub>, kan betraktas som värdet av att gå från uppdämt till strömmande vatten. Denna aktivitet genomfördes av respondenterna i genomsnitt 4,4 gånger per år, vilket ger ett årligt värde på 40,5 Euro<sub>2011</sub> per person och år, eller ca 81 Euro<sub>2011</sub> per hushåll och år. Uttryckt i SEK i 2018 års penningvärde innebär detta 919 SEK/hushåll och år.

- Näringsretention/vattenkvalitetsreglering – baserad på Creti et al. (2014)

Författarna genomförde en CE-studie för att värdera effekter av restaureringsåtgärder i den vattenkraftspåverkade floden Aspe i sydvästra Frankrike. Åtgärder i floden ställdes mot vattenkraft genom att förbättrad miljö samtidigt innebär att inget avdrag görs på elkostnaden för hushållen, vilket är möjligt i nollalternativet med en högre vattenkraftsproduktion. Studien värderade nyttan av vattenkvalitet, fiskpopulationer och ett naturligt flöde. Vattenkvalitet mäts genom flodens kemiska och fysiska tillstånd, och förändringen som värderades var från acceptabel till god eller mycket god. De fann dock ingen signifikant skillnad mellan de två nivåerna. Nyttan av god vattenkvalitet värderades till 85,6 Euro per hushåll och år, vilket motsvarar 948 kr per hushåll och år.

Det framgår dock inte av studien vad god vattenkvalitet motsvarar för kemiskt eller fysiskt tillstånd och vad det innebär eller hur stor del av floden som åtgärdas. Det hade också några år tidigare skett en trafikolycka vid Aspe där stora mängder lut helt ödelade flodens fauna längs en 4 km lång sträcka, vilket hade lett till en ökad miljömedvetenhet i området. Detta ledde möjligtvis till en något högre betalningsvilja.

Sammanfattningsvis redovisas i Tabell 6 värdena för de olika ekosystemtjänster som påverkas i caset. En summering av samtliga de ekosystemtjänster som förbättras skulle innebära en skattning om 2708 kronor per hushåll och år. Man bör dock vara försiktig att göra sådana summeringar, om värderingen av en enskild ekosystemtjänst har skett utifrån respondenternas givna budgetrestriktioner och utan hänsyn till att tillgången på även andra ekosystemtjänster förändras, eftersom det då finns en risk för överskattning.

**Tabell 6. Sammanfattning av värdeöverföringsskattningar för respektive ekosystemtjänst**

Referensstudie	Land	Ekosystemtjänst	Betalningsvilja (SEK <sub>2018</sub> /hushåll och år)
Stithou et al. (2012)	Irland	Erosionskontroll	691
Hanley et al. (2006)	Skottland	Tillhandahållande av hotade växt- och djurarter	150
Getzner (2014)	Österrike	Organismer och/eller ekologiska funktioner som är vackra eller i kombination med sin omgivning bidrar till vackra utsikter	919
Creti et al. (2014)	Frankrike	Näringsretention/vattenkvalitetsreglering	948
		Totalt	2708

### *Överföring av genomsnitt av punktskattningar från heltäckande studier (1b)*

Här har vi räknat om betalningsviljan i de goda exempel av heltäckande studier (dvs. sådana som värderat flera ekosystemtjänster, ett naturligt flöde eller förbättring i ekologisk status) som lyfts fram i avsnitt 4.2.2 till svenska kronor i 2018-års prisnivå m.h.a. PPP och KPI. Vi har inte korrigerat för skillnad i inkomst eftersom den information som behövs inte framgår i samtliga studier. Medelvärde av dessa används sedan som approximation på nyttan av åtgärderna i caset, vilket uppgår till 548 kronor per hushåll och år. Även om värderingsscenarierna i studierna inte är exakt som i caset är effekterna tillräckligt lika för att göra just en approximation av nyttan. Som jämförelse är medelvärdet på samtliga europeiska heltäckande studier i Bilaga B som har uppskattat betalningsviljan för en förbättring (10 observationer) ca 590 kr per hushåll och år.

Intervall för studierna ligger mellan 79–1278 kronor per/hushåll/år. Det verkar inte finnas något tydligt samband mellan omfattningen på effekten som värderas och storleken på nyttan. Inte heller fraktionen av floden som åtgärdats. Det går därför inte att avgöra om nyttan av caset bör ligga i den nedre eller övre delen av intervallet. Betalningsviljan per hushåll och år är lägst i Krüström et al. (2010) vilket skulle kunna bero på att respondenterna endast ombads betala en summa över 5 år (som sedan var

tvungen att spridas ut över en livslängd motsvarande 30 år för att vara jämförbar med övriga), och att de inte har förmågan att själva diskontera sin betalningsvilja. Det högsta värdet från Perni et al. (2011) skulle kunna förklaras av att respondenterna där uppgav betalningsviljan per person, och att de inte gör skillnad på hushållets och sin egen betalningsvilja. I termer av angiven summa på betalningsviljefrågan skiljer sig inte studierna särskilt mycket åt, och ett medelvärde är därför inte orimligt för att uppskatta betalningsviljan. Att ta en av dessa studier för överföring av enskild punktskattning ger stora skillnader beroende på vilken studie som väljs ut.

**Tabell 7. Medelvärde av ett antal heltäckande studier lämpliga för värdeöverföring.**

Referensstudie	Land	Åtgärdad yta	Betalningsvilja	SEK (2018) per hushåll och år
Ramajo-Hernández och Saz-Salazar (2012)	Spanien	852 km, 67 000 km <sup>2</sup> (hela)	33 EURO/familj/år	443,5
Perni et al. (2011)	Spanien	34 km av 325 km	47 EURO/person/år	1277,9 <sup>A)</sup>
Jørgensen et al. (2012)	Danmark	60 km, 1046 km <sup>2</sup> (hela)	308 DKK/hushåll/år	389,5
Kriström et al. (2010)	Sverige	6,5 km av 440 km	300 SEK/hushåll/år under 5 år	78,9 <sup>B)</sup>
			Medel	547,5

A) Värdet per person har multiplicerats med 2 för att motsvara betalningsviljan för ett hushåll.

B) Betalningsviljan över 5 år har räknats om till ett värde per år som motsvarar betalningsviljan utspritt över 30 år, vilket motsvarar livslängden för liknande åtgärder, med annuitetsmetoden och en ränta på 3%.

### *Funktionsöverföring baserat på en metaanalys (2b)*

För att uppskatta nyttan med caset baserat på metaanalys har Brouwer och Sheremets (2017) reducerade modell 2 valts ut, utifrån den granskning av metastudier som gjordes i avsnitt 2.2.3. Den reducerade modellen föredras framför den fullständiga modellen på grund av att den reducerade inte innehåller några studieegenskaper som förklarande variabler. Dessutom är koefficienten för del av flodlängd som åtgärdats negativ i den fullständiga modellen, vilket går emot vad som förväntas. Den fullständiga modellen passar istället bättre för att simulera nya värderingsstudier.

I och med att Brouwer och Sheremet (2017) studerade huruvida en viss ekosystemtjänst överhuvudtaget värderats eller inte blir varje ekosystemtjänst i funktionen en dummyvariabel som antar värdet 1 om tjänsten ifråga är föremål för värdering och värdet 0 annars. I detta fall påverkas alla tjänster förutom översvämningssreglering och vattenanknuten rekreation. Populationsdensiteten sätts till 20 personer per kvadratkilometer och medelinkomsten per hushåll efter skatt till 400 000 kronor (ca 45 200 USD), vilket ungefär motsvarar en medelstor norrländsk kommun. Andelen av

floden som åtgärdas är 15 av 150 km. Genom att sätta in dessa värden i funktionen för modell 2 fås;

$$\begin{aligned} \ln(\text{WTP}) &= 0,358 + 0,771 * \ln(15/150) + 0,178 * \ln(20) + 0,085 * \ln(45\,198) - \\ &- 3,585 * 0 + 0,352 * 1 + 1,238 * 1 + 0,287 * 0 + 0,716 * 1 + 0,127 * 1 \end{aligned}$$

$$\ln(\text{WTP}) = 2,460$$

$$e^{\ln(\text{WTP})} = e^{2,460}$$

$$\text{WTP} = 11,7 \text{ USD}_{2015} \text{ per hushåll och år} = 108,5 \text{ SEK}_{2018} \text{ per hushåll och år.}$$

Nyttan av caset är med denna metod alltså uppskattningsvis 109 kronor per hushåll och år. I denna modell får variabeln andel av floden som åtgärdas ett stort inflytande på betalningsviljan. Om andelen istället är t.ex. 90 procent blir betalningsviljan i detta fall 591 kronor. Vår bästa tolkning av den information som finns i Brouwer och Sheremet (2017) är att det är den del av floden som påverkas dividerat med hela flodens längd som utgör fraktionen. Men för detta case skulle det också kunna tolkas som att rätt fraktion är 15 av 15 km alternativt 3 av 3 km, 3 av 15 km eller 3 av 150 km, vilket alltså skulle påverka resultatet nämnvärt. En ytterligare tolkning är att det kan vara längs hur stor del av den flodsektion som åtgärdas som positiva effekter fås, t.ex. längs hur stor del av de 15 km som påverkas av åtgärden skapas passande habitat för fisk. Något som talar emot denna tolkning är att det i så fall skulle behövas olika uppgifter för olika ekosystemtjänster. En mer tilltalande tanke hade annars varit att betalningsviljan skulle vara baserad på antal kilometer flod som åtgärdas, för att få bort beroendet av hur lång floden är i övrigt, likt tankegången i Bergstrom and Loomis (2017).

### *Jämförelse mellan metoderna*

En första notis att göra är att värdet för de olika angreppssätten skiljer sig markant åt. I överföringen baserad på metaanalys skattas värdet till 108,5 SEK per hushåll och år. I överföringen baserad på de heltäckande värderingsstudierna (dvs. värdet av flera ekosystemtjänster skattas samtidigt) är medelvärdet av studierna en betalningsvilja om 547,5 SEK per hushåll och år. Vid en överföring av resultat från studier som studerar enskilda ekosystemtjänster skattas värdena av samtliga de ekosystemtjänster som förbättras till 2708 (per hushåll och år) om de summeras, dvs. ett estimat som är 25 ggr högre än motsvarande för värdeöverföringen som bygger på metaanalys. Det finns dock en risk för en överskattning vid sådana summeringar, om värderingen av en enskild ekosystemtjänst har skett utifrån en given budgetrestriktion och med antagandet att tillgången på andra ekosystemtjänster förblir oförändrade. Om en och samma respondent hade ställts inför att värdera samtliga effekter hade kanske inte betalningsviljan uppgått till samma totalsumma.

Respektive studie har sina inbyggda osäkerheter och olikheter jämfört med vårt case. Det är dock inte ovanligt att värdeöverföringsfel är mycket stora även när studieområdet och policyområdet har väldigt lika egenskaper.

Vilken enhet som används för värdeöverföringen kan i mycket stor utsträckning påverka resultaten. I vår analys har inga specifika kvantiteter på förändringarna i tjänsterna använts, trots att de platsspecifika egenskaperna bör vara helt avgörande för vad värdet faktiskt blir. Detta följer av att den litteratur som finns tillgänglig ofta är ospecificerad, samt att ekosystemtjänsterna knutna till rinnande vatten ännu inte har sammankopplats med tillfredsställande kvantitativa mått. Ett viktigt steg att ta för att få fram mer precisa värdeöverföringar är därför, utöver ytterligare primärstudier i Sverige, att ta fram ett gemensamt system för hur ekosystemtjänster ska mätas med biologiska eller fysiska enheter. Utan sådana mått finns en risk att nyttan av åtgärder blir densamma i alla policyområden vid värdeöverföring från samma primärstudie, oavsett omfattning på åtgärderna och miljöförbättringarna i policyområdet. En sådan modell blir alltför generell för att vara praktiskt användbar, särskilt om det handlar om jämförelser mellan olika vattendrag.

## 5 Sammanfattning och slutsatser

Rapporten har resulterat i en kartläggning av ekosystemtjänster som påverkas av anpassad flödesreglering, en identifiering av studier som estimerar värden av respektive ekosystemtjänst, samt ett test av olika metoder för värdeöverföring genom att studera ett fiktivt svenskt case. Syftet med uppdraget var att undersöka användbarheten i en ekosystemtjänstansats för att beskriva de tjänster, samhällsekonomiska nyttigheter och värden som tillgängliggörs vid en ekologisk anpassning av vattenregleringen. Vi kan nu konstatera att effekten av dessa åtgärder kan beskrivas genom påverkan på ekosystemtjänster och att det handlar om ett flertal tjänster med många olika samhällsekonomiska nyttor, utöver de naturvärden som normalt diskuteras. Beslutsunderlag som syftar till att tillhandahålla information som stödjer goda samhällsekonomiska avvägningar behöver därför lyfta in denna bredd av olika nyttor kopplade till ekosystemtjänster. Värdet av de olika tjänsterna kan dock variera mycket.

Ett ekologiskt anpassat flöde definieras som det flöde som "speglar den magnitud, timing och kvalitet av vattenflöde som behövs för att upprätthålla fungerande ekosystem i sjöar, vattendrag och estuarier och de människor som är beroende av dessa". Vilket flöde som behövs för att upprätthålla ekosystemtjänster beror på förutsättningarna vid varje vattenförekomst och det finns därmed inget generellt utredningsalternativ att värdera, mätt som t.ex. en viss flödesmängd. Det finns heller inget generellt referensalternativ, utan ett reglerat flöde är ett flöde som inte uppfyller kraven enligt definitionen ovan på en given plats. Det har därför inte varit möjligt, och inte heller målet, att inom detta arbete slå fast ett värde på ett ekologiskt anpassat flöde.

Välbefinnandet hos människor som bor vid och utnyttjar vattendragen påverkas av ett flertal ekosystemtjänster, varav många också är beroende av varandra. Hydropeaking, onormala dygn- och säsongsvariationer av vattenflödet samt försämrade konnektivitet innebär en påverkan på hela det akvatiska ekosystemet, och har också konsekvenser på land, t.ex. vid älvstränderna. Rapporten har presenterat en bruttolista med ekosystemtjänster som på olika sätt påverkas av åtgärder för en ekologiskt anpassad flödesreglering, med utgångspunkt i Naturvårdsverkets (2017) klassificering och benämning av tjänster. Denna identifiering visar också hur olika ekosystemtjänster hänger ihop enligt den s.k. kaskadmodellen. Tio ekosystemtjänster berörs primärt, vilka i sin tur påverkar ytterligare 26 olika tjänster (med vissa överlapp). En systemsyn som bygger på kaskadmodellen är därmed central för att förstå de nyttor som påverkas av åtgärder kopplade till flödesreglering.

Listningen av ekosystemtjänster kan användas som ett utgallringsverktyg, i enlighet med Naturvårdsverkets (2015) guide för ekosystemtjänster. I många fall påverkas ett stort antal ekosystemtjänster, men för att värderingsansatser ska vara praktiskt genomförbara kan det krävas att analysen avgränsas till färre ekosystemtjänster,

alternativt att de grupperas. Trots att varje plats och åtgärdstyp är unik beträffande vilka konsekvenser som uppstår ger denna listning en utgångspunkt som är generellt applicerbar.

När det gäller värdering av ekosystemtjänsterna har vi under projektet identifierat över hundra värderingsstudier, utifrån vilka vi skapat en excel-databas som för respektive studie ger information om datainsamlingsår, år för publicering, värderingsmetod och vilken eller vilka ekosystemtjänster som har värderats. De flesta studierna bygger på CV- eller CE-metoden. De tjänster som värderats flest gånger är tillhandahållande av attraktiva rekreativmiljöer och tillhandahållande av hotade växt- och djurarter. Dessutom finns många heltäckande studier som värderat endera åtgärder som förväntas förbättra två eller fler ekosystemtjänster, ett naturligt flöde eller en förbättring i ekologisk status som i sin tur leder till en förbättring i flera ekosystemtjänster.

Det är komplicerat att bygga upp schablonvärden baserat på dessa studier. Studierna skiljer sig mycket åt på många sätt; inte minst kring vilken geografi som berörs, vad i mer detalj som har värderats och vilken omfattning det är på den miljöförändring som studeras. Något som ytterligare försvårar möjligheterna att skapa schablonvärden och/eller dra mer generella slutsatser från värderingsstudierna är att artiklarna som presenterar studierna i många fall har ett annat syfte än att redogöra för värderingsscenariot och de slutliga värderingsestimaten – den akademiska litteraturen på området fokuserar ofta på olika metodförbättringar, med t.ex. en utvärdering av olika statistiska analysmodeller eller andra mer djupgående metodfrågor. Det är därför i många fall svårt att via artiklarna få en tillräcklig bild av t.ex. vad mer exakt som har värderats och mer exakt vilken omfattning av miljöförändring som har presenterats för respondenter. Detta avspeglar möjligtvis också ett allmänt mönster i att det är svårt att uttrycka förändringar i ekosystemtjänster med tydliga fysiska eller biologiska måttenheter.

Vi har istället granskat ett antal enskilda studier som bedömdes vara särskilt lämpade för värdeöverföring, genom att stegvis gallra ut studier baserat på (i turordning) geografi och årtal, en bedömning av huruvida värderingsscenariot är väldefinierat och relevant för svenska förhållanden, och slutligen efter dess koppling till förbättrat flöde i flödesreglerade vattendrag. Efter granskningen kunde konstateras att värderingstudierna i regel studerar störa miljöförändringar i hela floder eller till och med avrinningsområden. I många av de flödesregleringsåtgärder som kan förväntas beslutas om i Sverige framöver, t.ex. minimitappningar, är konsekvenserna antagligen mindre i förhållande till de som värderats och mer geografiskt avgränsade. Ett problem är också att konsekvenserna inte beskrivits med tillräcklig noggrannhet.

Rapporten presenterar också en ansats för värdeöverföring till ett fiktivt svenskt case baserat på 1) överföringar av enskilda punktskattningar för de ekosystemtjänster som berörs, 2) överföring av ett genomsnitt av punktskattningar från studier som täcker in ett

flertal ekosystemtjänster samtidigt, och 3) funktionsöverföring baserat på en metaanalys. Detta gjordes för att testa användbarheten av de värderingsstudier som identifierats och utvärdera olika metoder för värdeöverföring i denna kontext. De skattade värdena för respektive angreppssätt skiljer sig väldigt mycket åt, och det finns ingen teoretisk grund för att säga att den ena metoden är mer riktig än den andra, mer än att det finns risk för överskattning att summera värden från flera olika studier. Dock ger detta breda intervall (ca 100 – 2700 kronor per hushåll och år) en indikation om storleksordningen av den nytta som kan komma ur den typ av anpassad flödesreglering som beskrivs i caset. I vissa fall kan sådan information vara tillräckligt underlag för beslut, men i många andra fall krävs mer precisa skattningar. Bergstrom och Loomis (2017) betonade bland annat att primärstudier bör genomföras istället för värdeöverföringar om det ska tas fram underlag för beslut som kan medföra höga kostnader eller där mycket står på spel, t.ex. irreversibla effekter.

Vår sammantagna bedömning utifrån arbetet är att en del information fortfarande saknas för att kunna värdera nyttan av en ekologiskt anpassad flödesreglering på ett tillfredsställande sätt. För att förbättra kunskapsläget är ett givet alternativ förstås att genomföra en primärvärderingsstudie som är specialdesignad utifrån flödesreglering i Sverige och kopplar till den listning av påverkade ekosystemtjänster som presenterats i rapporten. En sådan studie skulle, förutom att ge information om ett specifikt case, också kunna ligga till grund för bättre värdeöverföringar inom Sverige, som är baserade på den helhet av olika ekosystemtjänster som kan komma att påverkas och inte avgränsad till några få tjänster.

Vidare behövs ytterligare arbete med att ta fram underlag för att mäta ekosystemtjänster som berörs av flödesförändringar i fysiska eller biologiska måttenheter. Sådant underlag är en kritisk grund för framtida primärvärderingsstudier såväl som för bättre värdeöverföringar från existerande studier. Dessutom skulle en ytterligare förståelse kunna skapas för hur olika ekosystemtjänster hänger ihop med varandra och det välbefinnande de ger till människor som bor vid och utnyttjar vattendragen. Detta skulle bidra till ytterligare kunskap om hur ekologi och samhällsekonomi länkas samman, vilket ju är grundtanken med ekosystemtjänstbegreppet.



## Referenser

- Alan Yeakley, J., Ervin, D., Chang, H., Granek, E. F., Dujon, V., Shandas, V., & Brown, D., 2016. Ecosystem services of streams and rivers. *River science: Research and Management for the 21st Century*, 335-352.
- Barbier, E. B., Czajkowski, M., & Hanley, N., 2017. Is the income elasticity of the willingness to pay for pollution control constant?. *Environmental and Resource Economics*, 68(3), 663-682.
- Bejarano, M. D., Jansson, R., & Nilsson, C., 2018. The effects of hydropeaking on riverine plants: a review. *Biological Reviews*, 93(1), 658-673.
- Bergstrom, J. C., Loomis, J. B., 2017. Economic valuation of river restoration: An analysis of the valuation literature and its uses in decision-making. *Water Resources and Economics* 17, 9-19.
- Brouwer, R., Sheremet, O., 2017. The economic value of river restoration. *Water Resources and Economics* 17, 1-8.
- 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.
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C., 2016. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2013. Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering. Rapport 2013:12.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2017. Ekosystemtjänster från svenska sjöar och vattendrag. Rapport 2017:7.
- Johnston, R. J., Rolfe, J., Rosenberger, R. S., Brouwer, R. (Eds.), 2015. *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Guide for Researchers and Practitioners*. Springer Science+Business Media, Dordrecht, The Netherlands.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., ... & Tourangeau, R., 2017. Contemporary guidance for stated preference studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 4(2), 319-405.
- Jørgenssen, S.L., Bøye Olsen, S., Ladenburg, J., Martinsen, L., Svenningsen, S.R., Hasler, B., 2013. Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality improvements – Testing the effect of multiple substitutes and distance decay. *Ecological Economics* 92: 58-66.
- Kriström, B., Bonta Bergman (red.), 2014. *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*. Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

- Kriström, 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.
- Kriström, B., Bonta Bergman (red.), 2014. Samhällsekonomska analyser av miljöprojekt – en vägledning. Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Maes J, Teller A, Erhard M. et al., 2018. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Maltby, E., Ormerod, S., 2011. Freshwaters – Openwaters, Wetlands and Floodplains. Kapitel 9, UK National Ecosystem Assessment.
- Mattmann, M., Logar, I., & Brouwer, R., 2016. Hydropower externalities: a meta-analysis. *Energy Economics*, 57, 66-77.
- Meyerhoff, J., Dehnhardt, A., 2007. The European Water Framework Directive and Economic Valuation of Wetlands: the Restoration of Floodplains along the River Elbe. *European Environment* 17: 18-36.
- Naturvårdsverket, 2005. Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier. ISBN 91-620-1247-9.pdf. Tillgänglig vid <<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-1247-9.pdf>>
- Naturvårdsverket, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690.
- Naturvårdsverket, 2017. Ekosystemtjänstförteckning med inventering av dataunderlag. Rapport 6797.
- 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.
- Perni, A., Martinez-Paz, J., Martinez-Carrasco, F., 2012. Social preferences and economic valuation for water quality and river restoration: the Segura River, Spain. *Water and Environment Journal* 26: 274-284.
- Rosenberger, R. S., Loomis, J. B., 2003. Benefit transfer. Ch. 12 in Champ, P. A., Boyle, K. J., Brown, T. C. (Eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Potschin, M., & Haines-Young, R., 2016. Defining and measuring ecosystem services. Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, RK (Eds.), *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London and New York, 25-44.
- Ramajo-Hernandez, J., del Saz-Salazar, S., 2012. Estimating the non-market benefits of water quality improvement for a case study in Spain: A contingent valuation approach. *Environmental Science and Policy* 22:47-59.

- Rosenberger, R. S., Loomis, J. B., 2003. Benefit transfer. Ch. 12 in Champ, P. A., Boyle, K. J., Brown, T. C. (Eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- SOU 2013:68. Synliggöra värdet av ekosystemtjänster – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Betänkande av utredningen synliggöra värdet av ekosystemtjänster.
- Stithou, M., Hynes, S., Hanley, N., Campbell, D., 2012. Estimating the value of achieving 'Good Ecological Status' under the Water Framework Directive in the Boyne River Catchment: A Mixed Multinomial Logit Approach. The Socio-Economic Marine Research Unit (SEMURU), National University of Ireland, Galway. Working Paper 11-WP-SEMURU-06
- Sundqvist, T., 2002. Quantifying household preferences over the environmental impacts of hydropower in Sweden: A choice experiment approach. I doktorsavhandlingen *Power generation choice in the presence of environmental externalities*. Luleå Tekniska Högskola 2002:26. Department of Business Administration and Social Sciences. Division of Economics.
- Söderqvist, T., Nordzell, H., Hasselström, L., Wallentin, E., Franzén, F., Ivarsson, M., Soutokorva, Å., 2017. Samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder i vattendrag – Ett användarverktyg från FRAM-KLIV. *Energiforsk*, Rapport 2017:428.
- Vermaat, J. E., Wagtendonk, A. J., Brouwer, R., Sheremet, O., Ansink, E., Brockhoff, T., ... & Giełczewski, M., 2016. Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach. *Hydrobiologia*, 769(1), 121-135.



## **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](http://anthesis.se)

[anthesisgroup.com/about/europe/sweden](http://anthesisgroup.com/about/europe/sweden)