

Vägledning om behov av underlag för bedömningen av nyttor av att uppnå god status eller potential



Vägledning om behov av underlag för bedömningen av nyttor av att uppnå god status eller potential

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten. Myndigheten ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten.
Myndigheten ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

Författare: Docent Tore Söderqvist, Holmboe & Skarp AB

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2024-04-16

ISBN: 978-91-89329-78-2 Omslagsfoto: Niklas Egriell

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | www.havochvatten.se

Förord

Att bedöma orimliga kostnader som grund för beslut av undantag i form av mindre stränga krav enligt 4 kap. 10 § vattenförvaltningsförordningen (2004:660) innebär ett behov av kunskap om samhällsekonomiska nyttor av att uppnå god status eller potential och om samhällsekonomiska kostnader av de miljöåtgärder som behövs för att uppnå god status eller potential. I denna vägledning ligger fokus på behovet av kunskap om de samhällsekonomiska nyttorna, och vilken typ av underlag som är prioriterat att ta fram som grund för de nyttoskattningar som ska göras. Syftet med denna vägledning är att lyfta fram och diskutera några viktiga aspekter som har med behovet av kunskap och underlag att göra. Några aspekter som tas upp är

- vilka värden som bör inkluderas i en bedömning av samhällsekonomiska nyttor,
- hur generella respektive specifika värderingsstudier kan användas som underlag,
- vikten av underlag som möjliggör nyttoskattningar som är anpassade till förutsättningarna på den specifika platsen i den mån det är rimligt resursmässigt,
- behovet av särskild uppmärksamhet på hur icke-användarvärden ska uppskattas med tanke på att de är svåråtgångade samt
- behovet av att genomföra flera och olika typer av studier för att täcka in värdet av alla de ekosystemtjänster som påverkas av miljöåtgärder.

Denna vägledning kan användas som stöd i bedömningen av vilka underlag som ska tas fram och användas för att bedöma nyttan av att nå god status och god potential enligt vattenförvaltningsförordningen (2004:660). Resonemangen i rapporten är dock giltiga för ekonomisk värdering av miljöförbättringar mer generellt. Vägledningen kan därför exempelvis även användas för att uppskatta nyttan av att nå särskilda krav i skyddade områden.

Rapporten kan med fördel läsas tillsammans med Havs- och vattenmyndighetens rapport 2022:14 Bedömningsmetoder för orimliga kostnader.

Göteborg, 2024-03-11

Johan Kling

Avdelningschef, Avdelningen för vattenresursförvaltning

Sammanfattning

Syftet med denna vägledning är att lyfta fram och diskutera aspekter som har att göra med behovet av underlag som kan ge stöd när det gäller nyttosidan i bedömningar av orimliga kostnader vid beslut om undantag enligt 4 kap. 10 § vattenförvaltningsförordningen (2004:660). Detta görs genom att först se tillbaka på tidigare rekommendationer beträffande hur tillämpningen av ekonomisk värdering bör stärkas i implementeringen av vattendirektivet. Därefter diskuteras generella och specifika värderingsstudier, där de förra till skillnad från de senare värderar vattenmiljöförbättringar utan att något specifikt vattenområde undersöks, beskrivs eller pekas ut. Som exempel används den generella värderingsstudie som är underlag för nyttoskattningarna i Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram för vatten 2022–2027. Slutligen diskuteras behovet av underlag utifrån värderingsstudier som planeras att genomföras under de närmaste åren med finansiering från Havs- och vattenmyndigheten respektive Naturvårdsverket och de kunskapsbehov som har föranlett dessa studier.

Innehåll

1	Inledning.....	7
2	Generella och specifika värderingsstudier.....	11
	2.1 Information från en generell studie.....	11
	2.2 Diskussion.....	14
3	Behov av underlag relaterat till planerade värderingsstudier.....	17
	3.1 Planerade värderingsstudier.....	17
	3.2 Diskussion.....	19
4	Slutsatser.....	21
5	Referenser.....	22

1 Inledning

Att bedöma orimliga kostnader som grund för beslut om undantag i form av mindre stränga krav enligt 4 kap. 10 § vattenförvaltningsförordningen (2004:660) (VFF) innebär ett behov av kunskap om samhällsekonomiska nyttor av att uppnå god status eller potential och om samhällsekonomiska kostnader av de miljöåtgärder som fordras för att uppnå god status eller potential. I denna vägledning ligger fokus på behovet av kunskap om de samhällsekonomiska nyttorna; för dessa används nedan även benämningarna "nyttor(na)" och "(det ekonomiska) värdet". Eftersom dessa nyttor till en väsentlig del uppstår på grund av att icke-marknadsprissatta nyttigheter gynnas av miljöåtgärderna behöver miljöekonomiska värderingsmetoder användas för att få information om nyttornas storlek. Att tillämpa sådana värderingsmetoder kräver kunskap och resurser i form av tid och pengar. En central fråga är därför vilka typer av underlag avseende nyttor som bör tas fram framöver för att ge stöd åt bedömningar av orimliga kostnader för åtgärder vid beslut om mindre stränga krav. Detta är en stor och komplex fråga som denna vägledning inte förmår besvara – syftet med denna vägledning är istället att bidra till sökandet efter svar genom att lyfta fram och diskutera vissa aspekter som har beröringspunkter med denna fråga. Resonemangen i vägledningen är generella för ekonomisk värdering av miljöförbättringar och kan därför även vara relevanta för till exempel nyttan av att uppnå särskilda krav i skyddade områden och förbättrat naturskydd.

Att frågan är komplex beror bland annat på att vattenområden tillhandahåller många olika ekosystemtjänster som kan ge upphov till många olika typer av ekonomiska värden.¹ Den sedvanliga indelningen av dessa ekonomiska värden är i användarvärden och icke-användarvärden, se tabell 1.1. Indelningen återspeglar det antropocentriska fokus på människors välbefinnande som är gängse i samhällsekonomiska analyser och därmed på naturens instrumentella värden för människan. Detta inkluderar den biologiska mångfaldens instrumentella värden för människan, eftersom biologisk mångfald ses som grunden för naturens tillhandahållande av ekosystemtjänster (TEEB, 2010). Påverkan på biologisk mångfald kommer därmed att få effekter på tillhandahållandet av olika ekosystemtjänster, och sådana effekter kan värderas ekonomiskt i form av användarvärden och icke-användarvärden. För att skatta sådana värden empiriskt används olika miljöekonomiska värderingsmetoder, se Freeman med flera (2014) för en översikt. För att skatta icke-användarvärden anses det generellt nödvändigt att tillämpa scenariometoder (stated preferences methods, till exempel contingent valuation (CV) och choice experiments (CE)). Eventuella icke-instrumentella värden hos naturen inklusive den biologiska mångfalden (ofta kallade intrinsikala värden eller egenvärden) fångas inte in av en samhällsekonomisk analys och måste tas därför tas separat hänsyn till, se till exempel Turner med flera (2000), TEEB (2010), Dasgupta (2021).

¹ Ett exempel på ett "vattenområde" kan vara en vattenförekomst. Men benämningen "vattenområde" används här som en mer generell term och kan även syfta på exempelvis delar av en vattenförekomst eller grupper av vattenförekomster. Ytvatten är i fokus för denna vägledning, men resonemangen torde vara giltiga även för grundvatten, även om floran av tjänster som tillhandahålls av grundvatten delvis ser annorlunda ut än för ytvatten, jfr Lundin Frisk med flera (2022).

Vägledning om behov av underlag för bedömningen av nyttor av att uppnå god status eller potential

Tabell 1.1. Olika typer av ekonomiska värden relaterade till vattenområden. Summan av användarvärden och icke-användarvärden brukar benämnas "totalt ekonomiskt värde". Efter TEEB (2010, kapitel 5)

Huvudtyp	Undertyp	Tolkning
Användarvärden	Direkta användarvärden	Det värde som individen sätter på att tack vare vattenområdet kunna fiska, bada, besöka utsikt över vacker sjö, få dricksvatten etcetera (det vill säga ofta försörjande och kulturella ekosystemtjänster).
	Indirekta användarvärden	Det värde individen sätter på att vattenområdet stödjer tillhandahållandet av ekosystemtjänster såsom reglering av klimat, översvämningskontroll, etcetera (det vill säga ofta reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster).
	Optionsvärden	Det värde individen sätter på möjligheten till sin framtida användning av vattenområdet.
Icke-användarvärden	Arvsvärden	Det värde individen sätter på att framtida generationer har möjlighet att dra nytta av vattenområdet.
	Altruistiska värden	Det värde individen sätter på att andra nu levande individer har möjlighet att dra nytta av vattenområdet.
	Existensvärden	Det värde individen sätter på själva existensen av vattenområdet, till exempel på grund av arterna som lever i det.

Frågan om vilka typer av underlag avseende nyttor som bör tas fram är inte ny. Frågan undersöktes exempelvis på ett generellt plan av Eftec (2010) i en rapport till EU-kommissionen. Rapporten handlar om tillämpningen av miljöekonomisk värdering i implementeringen av vattendirektivet som helhet, inklusive bedömning av orimliga kostnader. Rapporten är snart 14 år gammal och framsteg har gjorts sedan dess, men dess rekommendationer och vissa observationer kan tjäna som ett avstamp för fortsättningen av denna vägledning.²

Rapporten lyfter fram ekosystemtjänstansatsen som ett sätt att systematiskt visa hur vattenmiljöförbättringar kan få betydelse för människors välbefinnande och för att identifiera det multidisciplinära arbete som krävs för att få tillräcklig kunskap om sambanden mellan vattenmiljö och välbefinnande. Vidare betonar rapporten att tillämpning av rumslig analys med hjälp av geografiska informationssystem (GIS) i värderingsstudier kan förbättra sättet att visa den rumsliga variationen i specifika förhållanden som kan ha betydelse för ekonomiska värden. Sådana förhållanden kan exempelvis vara miljöförbättringens geografiska omfattning, tillgången på substitut i form av andra vattenförekomster och socio-ekonomiska egenskaper hos den befolkning som påverkas av miljöförbättringen. Både ekosystemtjänstansatsen och användning av GIS ses som hjälpmedel för att minska risken för fel i värderingen av nyttor av vattenmiljöförbättringar, det vill säga minska risken för att värdena överskattas eller underskattas.

² En av rapportens huvudförfattare, Allan Provins vid Eftec, känner inte till några uppdateringar av dessa rekommendationer (e-post 2023-08-21). Det pågår dock ett EU-gemensamt arbete inom ramen för den gemensamma genomförandestrategin (Common Implementation Strategy) för vattendirektivet avseende god praxis vid bedömning av orimliga kostnader inom ramen för direktivets artikel 4.5. Resultat från det arbetet förväntas bli tillgängliga tidigast i januari 2024 (Ilona Kirhensteine, WSP, e-post 2023-12-21).

Rapporten mynnar ut i följande sex rekommendationer beträffande hur tillämpningen av ekonomisk värdering bör stärkas:

1. *Använd rumsliga analysverktyg.* GIS kan ge en förbättrad och mer pedagogisk bild av vilka effekter som miljöåtgärder kan åstadkomma, till exempel genom att åskådliggöra den rumsliga variationen i var effekterna kan förväntas uppstå. GIS kan vidare användas för att visa den rumsliga variationen i aggregerade ekonomiska värden och även hur de ekonomiska värdena är geografiskt fördelade (till exempel mellan landsbygdsbefolkning och urban befolkning). GIS kan därför bidra till en förbättrad utformning av värderingsstudier, leda till mer robusta skattningar av aggregerade värden och stärka fördelningsanalyser. Att integrera ekonomisk värdering och GIS kan också förbättra värdeöverföringar (se även rekommendation 5).
2. *Använd multidisciplinär expertis bättre.* Robustheten hos ekonomiska värderingsstudier är delvis beroende av en korrekt bedömning av vilka miljöförbättringar som uppstår till följd av miljöåtgärder och hur dessa miljöförbättringar påverkar tillgången på ekosystemtjänster. För att utreda dessa samband krävs multidisciplinärt samarbete.
3. *Tillhandahålla bättre och mer lämplig vetenskaplig information.* Genomförande av ekonomisk värdering kräver bra data om vattenkvaliteten och god förståelse för kopplingarna mellan kvalitetsstatus, miljöförändringar och konsekvenser för människor, samt osäkerheterna i dessa kopplingar.
4. *Tillämpa ekonomisk värdering där den ger mest mervärde för beslutsfattande.* Här pekar rapporten på att användningen av ekonomisk värdering bör inriktas på fall där kvalitativa eller kvantitativa bedömningar inte räcker till som underlag för beslutsfattande.
5. *Utveckla verktyg för värdeöverföring.* Rapporten påpekar här att implementeringen av vattendirektivet rör sig på flera olika geografiska skalor (från enskilda vattenförekomster till vattendistrikt och hela länder) och att värdeöverföring (benefit transfer, value transfer) därför är ett viktigt verktyg, särskilt som det inte är praktiskt rimligt att samla in primärdata genom nya värderingsstudier för samtliga beslut som ska tas, exempelvis på grund av den stora mängden vattenförekomster. Värdeöverföring måste dock användas så att nödvändig hänsyn tas till kontextspecifika egenskaper hos ekonomiska värden och bör innefatta test som gör det möjligt att förstå orsakerna till överföringsfel och skatta storleken på sådana fel. Att kombinera GIS och ekonomisk värdering kan ge mer robust värdeöverföring eftersom GIS ökar möjligheten att fånga in faktorer som uppvisar rumslig variation och väga in dessa i värdeöverföringen. Vidare bör metaanalyser genomföras när dataunderlag är tillräckligt stora för sådana analyser, särskilt som metaanalyser även kan belysa effekter som beror på själva värderingsmetoden.
6. *Förbättra kommunikationen om ekonomisk värdering.* Det behövs en bredare och bättre förståelse för: (i) vilken roll som ekonomisk värdering kan spela i vattendirektivssammanhang, (ii) vilken information som krävs för att kunna genomföra värderingsstudier av god kvalitet, och (iii) begränsningarna för ekonomisk värdering.

Framsteg har skett sedan Eftecs rapport gavs ut. Ekosystemtjänstansatsen är vid det här laget väletablerad i både teori och praktik och ramverket för denna ansats har stärkts väsentligt i och med version 5.1 av The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), vilken i sin tur användes som underlag för Naturvårdsverkets förteckning över ekosystemtjänster (Naturvårdsverket, 2017). CICES version 5.1 är för övrigt under revision och ett utkast till version 5.2 finns tillgänglig via CICES hemsida (www.cices.eu, läst 2023-12-27). Vidare har ansatsen berikats genom mer preciserade förteckningar på ekosystemtjänster för specifika tillämpningar. Ett exempel är listor på tjänster som tillhandahålls av yt- och grundvatten som används som källa för dricksvatten (Gärtner med flera, 2022). Begreppet geosystemtjänster har vidare kommit till

användning, bland annat för att lyfta fram vad som sker under markytan, till exempel grundvattnets betydelse för människan (Lundin Frisk med flera, 2022). Ekosystemtjänstbegreppet har satts under kritisk lupp genom arbetet i The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), där begreppet *nature's contributions to people* (NCP)³ lanserats som ett bredare begrepp än ekosystemtjänster i syfte att täcka in många olika sätt på vilka människor förhåller sig till naturen (IPBES, 2022; Pascual med flera, 2023). Allt detta arbete har stimulerat multidisciplinärt samarbete som ökat kunskapen om hur naturen stödjer människors välbefinnande. Sådan kunskap är en nyckel till förståelse även för under vilka förutsättningar som miljöåtgärder kan leda till multipla nyttor. Sådan förståelse är central i en tid med sammanflätade miljöproblem, såsom klimateffekter och minskad biologisk mångfald. Ett exempel som särskilt lyfts fram av EU-kommissionen (COM, 2021) är naturbaserade lösningar⁴ som kan bidra till att uppnå både vattendirektivets och översvämningdirektivets mål. Se även till exempel COM (2022) och HaV:s uppdrag att stärka arbetet med akvatisk restaurering (Regeringen, 2023). Samtidigt är det viktigt att inse att sådan kunskap och förståelse alltid bör betraktas som preliminär och ofullständig – naturen kan stödja människan på sätt som ännu är okända, jämför Carpenter med flera (2006).

Andra framsteg är den ständigt ökade mängden av värderingsstudier och ökad tillgänglighet till värderingsresultat genom databaser som Ecosystem Services Valuation Database (www.esvd.net). Vidare ökar mängden av geografiska data kontinuerligt och därmed möjligheten att använda GIS-verktyg. Ur ett värderingsperspektiv är det särskilt intressant att det finns allt mer detaljerade data om människors rese- och besöksmönster i och med platsdata kopplade till mobiltelefoner – hur åtkomstmöjligheterna till sådana data ser ut är en annan fråga.⁵

Eftec (2010) betonar starkt att ekonomiska värden är kontextspecifika och därför kan förväntas variera mellan olika vattenområden beroende på en rad olika faktorer. För exemplet vattenrelaterad rekreation nämner rapporten tre olika typer av faktorer:

- Faktorer kopplade till *vattenområdet*, exempelvis typ av vatten, vattenkvaliteten i utgångsläget och efter en miljöåtgärd, och tillgång till andra vattenområden som kan tjäna som substitut.
- Faktorer kopplade till *rekreationen*, exempelvis vilka typer av rekreation som förekommer i utgångsläget och som kan tänkas förekomma i framtiden.
- Faktorer kopplade till *individuella användare och icke-användare*, exempelvis hur nära de bor vattenområdet och vilken inkomst de har.

Det kan dock konstateras att genomförda värderingsstudier av vattenmiljöförbättringar inte alltid är specifika med avseende på hur faktorer av ovanstående slag tar sig i uttryck för enskilda vattenområden. Detta ger anledning att skilja mellan *specifika* och *generella* värderingsstudier, där de förra värderar förbättringar i namngivna vattenområden (till exempel enskilda vattenförekomster, delar av vattenförekomster eller grupper av vattenförekomster) utifrån faktorer som kännetecknar just dessa vattenområden och förbättringarna i dessa vattenområden, och de

³ NCP har översatts till "naturens bidrag till människor" och "naturnyttor" på svenska (<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/mark-och-vattenanvandning/ekosystemtjanster/vad-ar-ekosystemtjanster>, läst 2023-08-23).

⁴ <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatanpassning/naturbaserade-losningar/>, läst 2023-08-23.

⁵ Ett exempel är Skärgårdsbarometern, som redovisar besöksstatistik för Stockholms skärgård, <https://skargardsstiftelsen.se/om-skargardsstiftelsen/publikationer-och-dokument/skargardsbarometern/> (läst 2023-12-27).

senare värderar förbättringar utan att något specifikt vattenområde undersöks, beskrivs eller pekats ut.⁶

Ett exempel på en nylig generell värderingsstudie av vattenområden i Sverige är Carlsson med flera (2019), vars resultat kommit till användning för konsekvensanalyserna i Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Mängden av specifika värderingsstudier av vattenområden i Sverige är relativt stor, se Safsing och Nordzell (2020) för en sammanställning av sådana värderingsstudier gällande fritidsfiske. Några exempel på specifika värderingsstudier som riktar in sig på att värdera förbättrad status/kvalitet i vattenförekomster är Soutukorva med flera (2017), Soutukorva Swanberg och Wallström (2018) och Östberg med flera (2012).

Att beskriva och diskutera vilken information som specifika och generella värderingsstudier ger och inte ger är relevant för syftet med denna vägledning. I avsnitt 2 beskrivs därför vilken information som tas fram av den generella studien av Carlsson med flera (2019) som en bakgrund till en diskussion om generella och specifika studier. I avsnitt 3 beskrivs och diskuteras planerade värderingsstudier av vattenmiljö i Sverige. Vägledningen avslutas med slutsatser i avsnitt 4.

2 Generella och specifika värderingsstudier

2.1 Information från en generell studie

Den generella studien av Carlsson med flera (2019) skattar det samhällsekonomiska värdet av en förbättrad vattenkvalitet i svenska ytvattenområden genom en scenariometod (CE). I studien tillämpas CE genom att respondenterna fick välja mellan tre olika alternativ: Två alternativ med förbättringar av vattenkvaliteten och den kostnad för respondenten som är förknippad med respektive förbättring och ett status quo-alternativ med dagens vattenkvalitetssituation och utan någon kostnad för respondenten (utöver vad hen redan i nuläget betalar i skatt, VA-taxa, med mera). Denna vallsituation upprepades sex gånger för varje respondent.

Huvudstudien genomfördes i maj 2016 som en webbenkät till personer boende i sex olika län: Skåne, Östergötland, Södermanland, Värmland, Västernorrland och Västmanland. Enkäten innehöll den information om vattenkvalitet som framgår av figur 2.1.⁷ Vidare fick respondenterna information om den totala vattenytan i kvadratkilometer (km²) nationellt och länsvis samt om hur vattenkvalitetsnivåerna "låg", "medel" och "hög" fördelar sig som andel av total vattenyta i km² nationellt och länsvis.

⁶ Indelningen är ungefärlig, eftersom det finns värderingsstudier som har en generell karaktär men som ändå pekar ut namngivna vattenområden. Ett exempel är värderingsstudier som gäller hela Östersjön, där Östersjön pekats ut, men där de värderade vattenkvalitetsförbättringarna beskrivs på ett övergripande och ej platsspecifikt sätt (se till exempel Ahtiainen med flera, 2014).

⁷ Det kan noteras att vattenkvalitetsklasserna i studien inte överensstämmer med statusklasserna inom vattenförvaltningen – förenklingar är ofta nödvändiga för att utforma information som är rimlig för respondenter att ta till sig inom ramen för en enkätundersökning.

<p>Vad är vattenkvalitet? Mänskliga aktiviteter, såsom utsläpp från hushåll, jordbruk och industri, påverkar vattenkvaliteten. Det påverkar landskapet och växt- och djurlivet i vattnet.</p> <p>Länsstyrelserna i Sverige kartlägger alla större vattenområden (sjöar, vattendrag och kustvatten) och klassificerar dem efter ekologisk status. Vi kommer här att använda tre nivåer för vattenkvalitet baserat på ekologisk status: Hög kvalitet, medel kvalitet och låg kvalitet. I breda drag gäller följande:</p>	
Hög kvalitet	<p>Vattenkvaliteten är i sitt naturliga tillstånd med nästan ingen mänsklig påverkan.</p> <p>Rik växt och djurliv både under och över vattenytan. Rik och diversifierad förekomst insekter, fisk, fåglar och andra arter.</p> <p>Vattnet är klart och inte missfärgat.</p> <p>Man kan bada i vattnet.</p>
Medel kvalitet	<p>Vattenkvaliteten avviker från sitt naturliga tillstånd i viss omfattning på grund av mänsklig påverkan.</p> <p>Det finns växter, insekter, fisk, fåglar och andra arter, men några fiskarter och djur saknas.</p> <p>Vattnet är inte helt klart, utan delvis missfärgat.</p> <p>Man kan bada på de flesta ställen men inte överallt.</p>
Låg kvalitet	<p>Vattenkvaliteten avviker mycket från sitt naturliga tillstånd på grund av mänsklig påverkan.</p> <p>Få eller inga växter och djur, eller så är vattnet helt dominerat av en växt- eller djurart.</p> <p>Vattnet är missfärgat och kan ibland vara illaluktande.</p> <p>Man kan inte bada i vattnet.</p>
<p>Vilka arter som förekommer i vattenområden beror på var i Sverige man är.</p>	

Figur 2.1. Information om vattenkvalitet som ingick i enkäten. Källa: Carlsson med flera (2019).

Efter informationen fick respondenterna frågor om hur ofta de vistas nära vatten, varefter de introducerades till de sex olika valsituationer som de ombads ta ställning till. Introduktionen inklusive ett exempel på valsituation finns i figur 2.2. Valsituationerna varierade med avseende på tre olika attribut: (1) vattenkvaliteten i respondentens eget län om 12 år, (2) vattenkvaliteten i hela Sverige om 12 år och (3) en ökad årlig kostnad per hushåll i 12 år för att finansiera öknings i vattenkvalitet jämfört med status quo.

Ett status quo-alternativ fanns med i varje valsituation. Det gick ut på att situationen om 12 år är densamma som idag, både i respondentens län och nationellt och beskrevs i form av dagens andel vatten med låg, måttlig respektive hög vattenkvalitet i länet respektive nationellt samt en kostnad på noll kronor, se Alternativ A i valsituationsexemplet i figur 2.2. I varje valsituation fanns dessutom två olika förbättringsalternativ i form av ändrade andelar vatten med låg, måttlig respektive hög vattenkvalitet i länet och/eller nationellt samt den kostnad som respektive förbättringsalternativ skulle innebära för hushållet, se Alternativ B och C i figur 2.2. Dessutom fanns en upplysning om vad 1 % vattenyta innebär i km² räknat, dels för respondentens län och dels för hela Sverige, se figur 2.2.

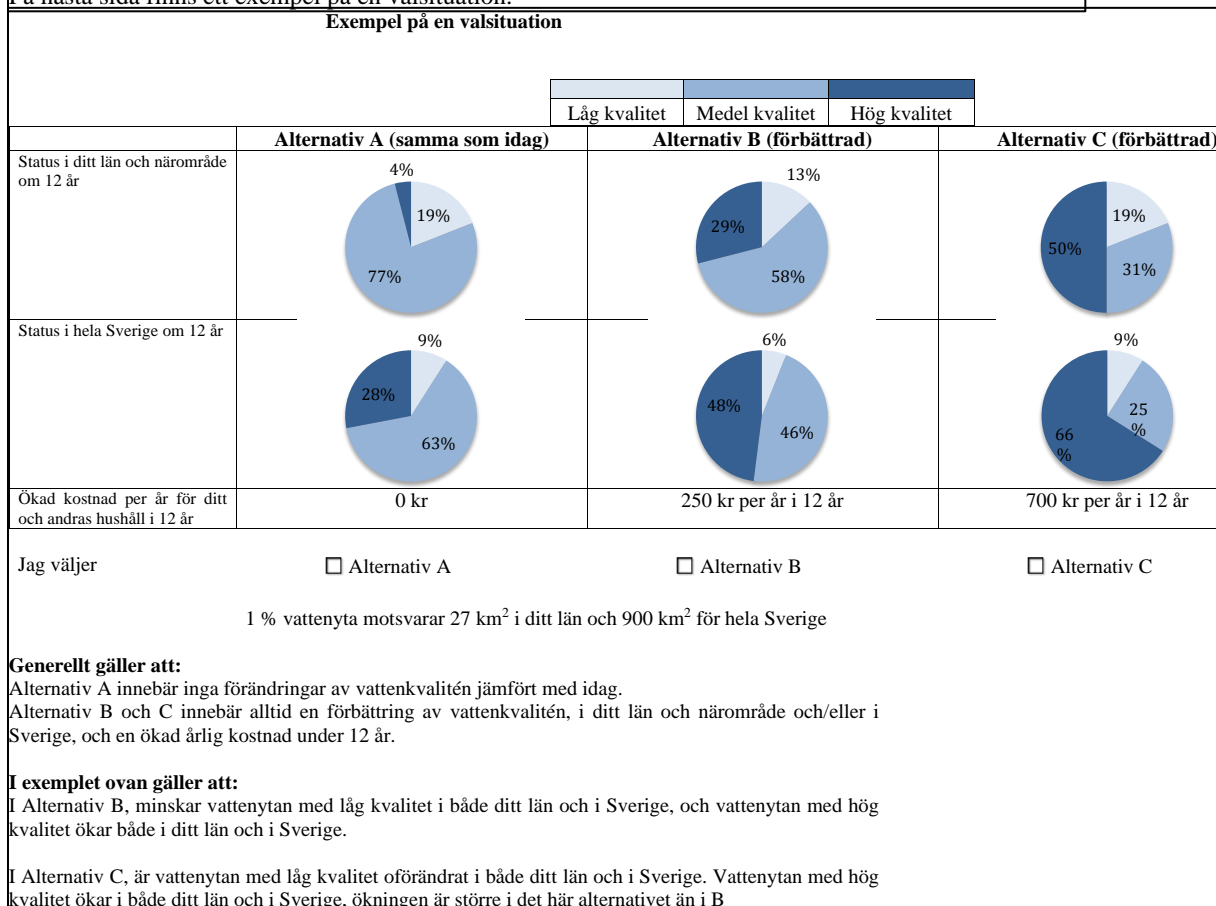
Hjälp oss att förstå hur du vill ha det

För att öka vattenkvaliteten kan man vidta olika åtgärder. Vilka åtgärderna är varierar beroende på området och vattenkvaliteten. Åtgärderna görs så billigt som möjligt och det tar det ca 12 år innan de når önskad effekt.

Vi kommer nu att be dig göra val mellan olika alternativ i sex valsituationer. Du ska välja mellan ett alternativ där vattenkvaliteten är som idag och två alternativ där kvaliteten förbättrats. Vi visar vattenkvaliteten för hela Sverige och för ditt län. Förbättringarna i ditt län fördelas jämnt över hela länet, så även ditt närområde (max 50 km från var du bor) får bättre vattenkvalitet. Ibland är det större förbättringar i ditt län än i hela Sverige och ibland är det tvärtom. Om förbättringarna görs i hela Sverige så fördelas de efter storleken på vattenområdena i alla områden förutom ditt eget län.

Förbättringar kostar pengar som i första ledet betalas av dem som orsakar utsläppen. Kostnaderna att minska på utsläppen medför dock högre kostnader för alla svenska hushåll genom att priser på varor och tjänster ökar. Ett exempel på en ökad kostnad är högre vatten- och avloppstaxa på grund av ökade kostnader för reningen vid reningsverk. I varje valsituation visas därför vad förbättringar i vattenkvaliteten kostar för ditt hushåll.

På nästa sida finns ett exempel på en valsituation.



Figur 2.2. Enkätens introduktion till de sex valsituationer som respondenten ombads ta ställning till. Källa: Carlsson med flera (2019).

Respondenterna gör i varje valsituation en bedömning om något förbättringsalternativ är värt den angivna årliga kostnaden under tolv år, och vilket av förbättringsalternativen som i så fall är bäst. Genom ekonometrisk analys kan den marginella betalningsviljan för förbättringar skattas. I den ekonometriska modell som användes antogs den underliggande nyttofunktionen vara linjär i förhållande till attributen, vilket innebär en konstant marginell betalningsvilja. Med andra ord antas den marginella betalningsviljan vara konstant för olika andelar vatten av en viss vattenkvalitet. Detta innebär exempelvis att betalningsviljan för att öka andelen vatten med hög kvalitet från 4 %

till 5 % antas vara lika stor som betalningsviljan för att öka andelen vatten med hög kvalitet från 94 % till 95 %.

Skattningar skedde dels med hjälp av länsspecifika modeller och dels en modell där data för de sex länen aggregerades. De för procentuella förändringar skattade betalningsviljorna räknades om till kronor per km². För att illustrera resultaten används här ett räkneexempel baserat på skattningarna för den genomsnittliga betalningsviljan för den aggregerade modellen (Carlsson med flera, 2019, tabell 6): För minskad andel vatten med låg kvalitet i det egna länet är den årliga betalningsviljan 0,07 kronor per hushåll och km² och för ökad andel vatten med hög kvalitet i det egna länet är den årliga betalningsviljan 0,23 kronor per hushåll och km². Motsvarande belopp för att dessa förändringar sker utanför det egna länet skattades till 0,03 kr respektive 0,02 kronor. Värdet av att ett 1 km² stort vattenområde med medelkvalitet i exempelvis Östergötlands län förbättras till hög kvalitet kan därmed skattas till $0,23 \times 225\,000 = 51\,750$ kronor per år för de 225 000 hushållen i Östergötland. Motsvarande värde för denna förbättring hos övriga hushåll i Sverige är $0,02 \times (4\,275\,000 - 225\,000) = 81\,000$ kronor per år för de ca 4 050 000 hushållen i övriga Sverige.

Respondenterna gjorde sina val baserat på förutsättningen att förbättringarna i deras hemlän "fördelas jämnt över hela länet" och att förbättringarna i hela Sverige fördelas "efter storleken på vattenområdena i alla områden förutom ditt eget län" (se figur 2.2). Det är inte uppenbart hur respondenterna tolkade den här informationen om hur förbättringarna skulle ske, men det torde stå klart att de skattade värdena bör ses som genomsnitt som främst är möjliga att aggregera över län, grupper av län eller andra stora geografiska områden. Sådan aggregering tillämpas i Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram, som utgår ifrån åtgärder som kommer att förbättra totalt 96 532 km² ytvatten i Sverige. Genom att använda studiens resultat värderas dessa förbättringar till ca 145 miljarder kronor (nuvärde över 12 år, givet en diskonteringsränta på 3,5 procent, Vattenmyndigheten Norra Östersjön, 2022, s. 231). Detta värde har brutits ned för åtgärderna i olika vattendistrikt, till exempel 19,8 miljarder kronor för 10 067 km² i Norra Östersjöns vattendistrikt (ibid, s. 270).

2.2 Diskussion

Av beskrivningen ovan framgår att den generella studien av Carlsson med flera (2019) inte värderade specifika vattenområden och de skattade värdena bör därför användas på generell nivå och inte för att värdera förbättringar av specifika vattenområden. För att exemplifiera: Fågelsjön Tåkern i Östergötland är en 44 km² stor vattenförekomst med måttlig kvalitet. Om värdena i avsnitt 2.1 används för att värdera en förbättring av Tåkern till hög kvalitet ger en multiplikation med 44 resultatet att värdet blir 2,3 miljoner kronor per år för hushållen i Östergötland och 3,6 miljoner kronor per år för hushållen i övriga Sverige. Det totala värdet blir alltså knappt 6 miljoner kronor per år. Men det är okänt om detta värde är giltigt för just Tåkern. För att ta reda på värdet av att förbättra just Tåkerns kvalitet krävs en värderingsstudie som utgår från den specifika kontext som är giltig för Tåkern.

Informationen från generella värderingsstudier bör alltså användas på generell nivå. Denna information är viktig på så sätt att den kan signalera vilket värde som individer sätter på förbättrad miljö på ett aggregerat plan. Detta kan uttryckas som att de ger en signal på individernas totala "miljöbudget" för den typ av förbättringar som beskrivits i studien. Resultaten från en generell studie kan alltså användas som en varningssignal om en summering av resultaten från specifika värderingsstudier överstiger "budgeten" eller närmar sig budgeten trots att de specifika värderingsstudierna enbart gäller en delmängd av det som värderades i den generella studien.

Att tänka i termer av "miljöbudget" kopplar till att det är individernas betalningsvilja (willingness to pay, WTP) som har undersökts, och det är också det allra vanligaste tillvägagångssättet. Det bör dock inte glömmas bort att alternativet att undersöka individernas kompensationskrav (willingness to accept compensation, WTA) för att en miljöförbättring inte uppnås också är teoretiskt giltigt, särskilt om individerna har uppfattningen att de har rätt till miljöförbättringen (Freeman med flera, 2014). I fallet vattenkvalitet ger vattendirektivet juridiskt stöd för en sådan uppfattning, eftersom dess syfte bland annat är att "hindra ytterligare försämringar och skydda och förbättra statusen hos akvatiska ekosystem" (artikel 1, punkt a). Att undersöka individernas WTA för att inte nå god status kan därför vara teoretiskt motiverat. Även om värderingsstudier som använder sig av scenariometoder brukar undersöka WTP vore det därför intressant att vid genomförandet av nya studier även undersöka individernas WTA som en del av en känslighetsanalys.⁸

Tolkningen av den varningssignal som generella studier kan ge måste ta hänsyn till den information som kommunicerades till den generella studiens respondenter. Som framgick av avsnitt 2.1 förklarades vattenkvalitet i studien av Carlsson med flera (2019) på ett mycket allmänt sätt, utan att exempelvis nämna enskilda arter eller sätta in vattenkvalitet i ett bredare ekosystemperspektiv med dess betydelse för olika ekosystemtjänster. Detta är inte förvånande – i en generell studie är man vanligen tvungen att starkt begränsa informationen som ges till respondenterna, dels eftersom mängden information som respondenterna förmår ta in är begränsad och dels eftersom det finns en risk att respondenterna hakar upp sig på den eventuella detaljinformation som ges och därmed ger överdriven vikt åt denna. Men den uppenbara nackdelen är att den ovan nämnda varningssignalen inte nödvändigtvis är giltig i en jämförelse med summering av resultat från specifika studier där konsekvenserna av förbättrad vattenkvalitet beskrivits i mer detalj och respondenterna därigenom exempelvis kan ha gett uttryck för preferenser för enskilda arter, till exempel viktiga fiskarter för fritidsfiske. Detta problem med "varningssignalfunktionen" kan potentiellt minska om generella studier genomförs för geografiska områden som är mindre och med avseende på olika vattenkvalitetsfaktorer mer homogena än hela län, till exempel för kommuner, delar av kommuner, avrinningsområden eller delar av avrinningsområden, men fortfarande utan att specifika vattenområden namnges och beskrivs.

Detta för oss in på specifika värderingsstudier, som alltså allmänt fordras för att sätta ett giltigt ekonomiskt värde på att ett specifikt vattenområde förbättras. Allmänt sett bör den högre detaljgraden hos specifika värderingsstudier ge tydligare information om individers preferenser för vattenmiljöförbättringar jämfört med generella studier. Därför är det en rimlig ansats att använda värdeöverföring för att generalisera resultaten från specifika studier till andra vattenområden och då inte bara till ett annat vattenområde utan även för uppskalning till många andra vattenområden, jfr scale-up i Eftec (2010, figur 3.6).

En baksida med den högre detaljgraden vid specifika värderingsstudier är risken att respondenterna förleds till att tömma ut för stor del av sin totala betalningsvilja för vattenmiljöförbättringar på förbättringar i det vattenområde som de tillfrågas om (det vill säga en slags part-whole bias). För att ta exemplet Tåkern: Trots att en värderingsstudie avgränsas till Tåkern finns en risk att respondenterna tar från sin betalningsvilja för förbättringar av andra vattenområden än Tåkern när de anger sin betalningsvilja för förbättringar av Tåkern. Risken för att betalningsviljan för specifika vattenområden på detta sätt blir överskattad torde vara särskilt

⁸ Johnston med flera (2017) pekar på de praktiska problem med att använda WTA som gör att WTP brukar användas i scenariostudier även när WTA ur teoretisk synvinkel vore det mest relevanta måttet. Två exempel på sådana problem är svårigheter med att formulera incitamentskompatibla frågor och att en relativ hög andel av respondenterna protesterar mot värderingsscenariot. Samtidigt menar Johnston med flera att WTA bör användas när det är teoretiskt relevant och empiriskt rimligt och påpekar att det har föreslagits sätt att hantera de praktiska problemen.

hög när det gäller icke-användarvärden: Om en respondent är en fågelvän som sätter höga existensvärden på förekomsten av skäggmes, förmår denna respondent att skilja ut det existensvärde hen tillskriver denna art i Tåkern från det existensvärde hen tillskriver samma art i andra vattenområden? Om så inte är fallet uppstår en snedvridning, troligen i form av en överskattning av existensvärdet för skäggmesar i just Tåkern.

Den här typen av snedvridning är ett exempel på problem som försvårar korrekta värdeöverföringar. Ett annat problem är bristande information om den marginella betalningsviljan, jfr Eftec (2010, box 3.6). Ju fler vattenområden som får förbättrad vattenmiljö, desto mindre blir troligen betalningsviljan för att förbättra ytterligare ett vattenområde. Detta problem kan förväntas växa med graden av uppskalning, eftersom knappheten i tillgången på vattenområden med bra vattenmiljö då blir mindre och mindre. Problemet är inte unikt för värdeöverföring, utan är lika aktuellt närhelst det görs specifika värderingsstudier för två eller flera olika vattenområden: Betalningsviljan för att förbättra område 2 kan påverkas av om förutsättningen är att område 1 redan är förbättrat eller inte. Det går alltså inte att utan vidare summera resultat från olika värderingsstudier utan att ta hänsyn till hur referensalternativet i värderingsscenarierna var beskrivna. Och om en och samma respondent ska ange sin betalningsvilja först för att förbättra område 1 och sedan för att förbättra område 2 kan svaret för område 2 påverkas av om hen ska ta hänsyn till att hens betalningsvilja för område 1 har reducerat hens disponibla inkomst. Betalningsviljorna för område 1 och 2 kan generellt enbart adderas om sådan hänsyn tas, det vill säga att betalningsviljefrågorna är sekventiella med avseende på inkomsten. Empiriskt kan problemen beskrivna i detta stycke dock vara obefintliga eller försumbara om det bara rör sig om två eller ett fåtal olika områden, men vid uppskalning till många områden kan problemen bli nödvändiga att beakta.

Ett potentiellt svårt problem som nämndes ovan är att icke-användarvärden överdrivs i specifika värderingsstudier på grund av att icke-användarvärden kopplade till andra vattenområden tillskrivs det vattenområde som är föremål för den specifika värderingsstudien. Ett sätt att undvika detta problem är att avgränsa specifika värderingsstudier till användarvärden. Detta kan åstadkommas i scenariostudier, men det kräver ett välformulerat (och välkommunicerat) värderingsscenario. En annan möjlighet är att förlita sig på resekostnadsstudier och andra värderingsmetoder som enbart fångar in användarvärden. Det bör understrykas att detta kan kräva framtagande av primärdata som det i nuläget kan råda brist på eller begränsad åtkomst till, exempelvis resemonster, besöksantal och nyttjandesätt för olika vattenområden, data som ska relateras till olika vattenkvalitetsnivåer.

Frågan blir då hur icke-användarvärdena i så fall ska beräknas? En möjlighet är att använda sig av generella studier som fokuserar på icke-användare. Men då måste sådana studier kunna förmedla relevant information – om respondenterna exempelvis har starka preferenser för vissa arter när det gäller existensvärden och värderingsscenariot inte förmedlar information om konsekvenserna för just dessa arter kommer resultaten att bli snedvridna. Det behövs alltså kunskap om vad icke-användare bryr sig om för att kunna utforma en värderingsstudie av icke-användarvärden. Se vidare avsnitt 3.2.

3 Behov av underlag relaterat till planerade värderingsstudier

3.1 Planerade värderingsstudier

Detta avsnitt beskriver ett antal centrala kommande värderingsstudier relaterade till ytvattenmiljö i Sverige och kommenterar den kunskapsökning som dessa kan förväntas ge i relation till diskussionen i avsnitt 2.2 om generella och specifika studier. Det är framför allt forskningsprojektet *Samhällsekonomisk analys av frågeställningar kring omprövningen av vattenkraft* (2023-2026, projektledare Jesper Stage vid Luleå tekniska universitet, finansieras av Naturvårdsverket genom Miljöforskningsanslaget) som kan förväntas resultera i en betydande kunskapsökning.

I projektets ansökan konstateras att det i Sverige har gjorts ett relativt stort antal värderingsstudier av användarvärden från fritidsfiske vid olika platser och av olika fiskarter, se även Safsing och Nordzell (2020), men att det däremot enbart finns ett fåtal värderingsstudier som gäller andra typer av användarvärden och icke-användarvärden från reglerade vattenförekomster (Stage med flera, 2022).

När det gäller kunskapsbehov argumenterar Stage med flera (2022) för att kostnaderna för miljöåtgärder som påverkar elproduktionen från stora vattenkraftverk kan förväntas vara betydligt större än miljöåtgärdernas nyttor om enbart användarvärden påverkas. Situationen kan vara annorlunda om miljöåtgärderna även ökar icke-användarvärden som stora delar av den svenska befolkningen bryr sig om. När det gäller små vattenkraftverk är det troligare med fall där nyttan till följd av ökningen av lokala användarvärden är större än kostnaderna till följd av kraftproduktionsförluster, men bilden blir mer komplicerad om miljöåtgärderna även får lokala effekter som upplevs negativt, till exempel att båtliv kan försvåras om en reglerad sjö blir oreglerad till följd av dammutrivning. Situationen sammanfattas i tabell 3.1 och ger en generell bild utan någon definition av skillnaden mellan ”små” och ”stora” vattenkraftverk. Stage med flera (2022) konstaterar att situationen indikerar ett behov av kunskap om användarvärden, särskilt vid små vattenkraftverk, och om både positiva och negativa effekter på användarvärden till följd av miljöåtgärder, och om icke-användarvärden.

Tabell 3.1. Samhällsekonomiskt utfall av miljöåtgärder som påverkar kraftproduktion i vattenkraftverk. Efter Stage med flera (2022).

Små vattenkraftverk	Stora vattenkraftverk
Ökningen av användarvärden kan räcka till för att vara större än kraftproduktionsförlusterna. Ökning av eventuella icke-användarvärden spär på ett sådant positivt utfall. Situationen kan vändas till ett negativt utfall om miljöåtgärderna leder till lokala effekter som upplevs negativt, till exempel försämrade möjligheter till båtliv om en reglerad sjö blir oreglerad.	Ökningen av användarvärden är troligen inte större än kraftproduktionsförlusterna; för att utfallet ska vara positivt krävs ökning av icke-användarvärden med bred förankring i den svenska befolkningen.

Det kunskapsbehov som Stage med flera (2022) identifierar bildar bakgrund till de olika värderingsstudier som planeras att genomföras inom forskningsprojektet:

1. *Studier av användarvärden av fritidsfiske* med hjälp av data från såväl tidigare genomförda fritidsfiskestudier som nya scenariostudier (CE).
2. *Studier av andra användarvärden* än av fritidsfiske och hur dessa kan påverkas positivt eller negativt av miljöåtgärder, detta gäller förändringar såväl i det fysiska landskapet som i kulturlandskapet. Dessa studier kommer att vara lokala och använda sig av scenariometoder (CE eller CV).
3. *Replikering av tidigare studier av icke-användarvärden* för att studera hur icke-användarvärden kan påverkas av miljöåtgärder som leder till större populationer av växt- och djurarter. Resultat för Storbritannien av Christie med flera (2004, 2006) indikerar att individer tenderar att prioritera ökning av populationer av hotade arter och av välkända men sällsynta arter framför ökning av populationer av andra arter. Genom att replikera studien av Christie med flera kommer projektet att undersöka om så är fallet även i Sverige, eftersom det i så fall kan gå att snäva in vilka arter som behöver ingå i analyser av icke-användarvärden. Vidare kommer värderingsstudien av icke-användarvärden kopplade till hotade arter i olika typer av habitat av Kataria och Lampi (2008) att replikeras i syfte att undersöka om resultaten är stabila. Vilka specifika värderingsstudier som därefter genomförs inom projektet beror på resultaten av replikeringarna. Om dessa resultat inte ger någon tydlig vägledning för hur nya värderingsstudier bör läggas upp menar Stage med flera (2022) att en möjlighet kan vara att anpassa den modell som utvecklades av Carlsson med flera (2019) för värdering av icke-användarvärden till att gälla kvalitetsfaktorer som påverkas av vattenkraft.
4. *Metaanalyser* med målet att utveckla generella modeller av såväl användarvärden som icke-användarvärden, vilka kan användas i situationer där det inte finns några resultat från lokala studier. Stage med flera (2022) slår fast att även om fler lokala studier är önskvärda är antalet vattenförekomster så många att det är orimligt att göra lokala studier för alla vattenförekomster. Metaanalyserna kommer att basera sig på data från både tidigare genomförda värderingsstudier och nya studier som genomförs under projektets gång.
5. *Studier av specifika konceptuella frågor*, till exempel att värderingsscenarierna i scenariostudier vanligen måste beskriva relativt stora förändringar för att det ska vara praktiskt rimligt för respondenterna att värdera dem, men miljöåtgärder i en specifik vattenförekomst kan leda till mycket mindre förändringar. Frågan är då hur sådana små förändringar kan värderas utifrån information om hur relativt stora förändringar värderas.

När det gäller kommande värderingsstudier utöver de som genomförs inom ramen för ovanstående forskningsprojekt förbereder Havs- och vattenmyndigheten att finansiera värderingsstudier om värdet av fritidsfiske vid specifika laxfiskedestinationer. Dessa värderingsstudier kommer därmed att ytterligare öka tillgången på information om fritidsfiskevärden och på så sätt stödja genomförandet av metaanalyser (jfr punkt 4 ovan). Det verkar vidare högst sannolikt att aktörer med koppling till vattenkraftbranschen kommer att ha intresse av att initiera värderingsstudier gällande reglerade vatten.

3.2 Diskussion

Nedan diskuteras de planerade värderingsstudierna i avsnitt 3.1 i ljuset av vad som togs upp i avsnitt 1 och 2. Till att börja med kan konstateras att vikten av att använda en ekosystemtjänstansats och rumsliga analysverktyg (GIS) betonades starkt i rekommendationerna av Efttec (2010). Denna ansats och sådana verktyg nämns inte i ansökan av Stage med flera (2022), men projektet ser ekosystemtjänstansatsen som principiellt viktig och har ambitionen att få med rumsliga aspekter med hjälp av GIS eller på något annat sätt.⁹

Kunskapsmängden beträffande värdet av fritidsfiske kan förväntas växa ytterligare framöver. Detta kan göra det möjligt att göra robusta värdeöverföringar med hjälp av metaanalys (jfr punkt 4 i avsnitt 3.1). Sådana värdeöverföringar bör ta hänsyn till summeringsproblematiken som diskuterades i avsnitt 2.2, inklusive en icke-konstant marginell betalningsvilja och substitutionsförhållandena mellan olika fritidsfiskeplatser, eftersom det inte är otänkbart att förbättrade fiskemöjligheter i ett visst fiskevatten kan leda till överflyttning av fiskeaktiviteter från andra fiskevatten.

Metodproblemen rörande att få robusta skattningar av icke-användarvärden är betydande. Det är därför angeläget att undersöka vad som faktiskt spelar roll för individers preferenser avseende växt- och djurarter på det sätt som planeras (punkt 3 i avsnitt 3.1). Icke desto mindre kan icke-användarvärden relaterade till biologisk mångfald förväntas vara fortsatt svåråtkämpliga. Det finns uppenbara risker för snedvridningar åt olika håll: Respondenter i en specifik scenariostudie kan ha svårt att avgränsa sina preferenser avseende exempelvis existensvärden förknippade med vissa arter till ett specifikt vattenområde (det vill säga existensvärdena blir överskattade), vilket ger argument för att värderingsstudier av icke-användarvärden bör vara generella och gälla relativt stora geografiska områden (till exempel län, grupper av län eller hela landet). Ett troligen ännu mer betydande problem är att arternas betydelse för tillhandahållandet av ekosystemtjänster i ett vidare ekosystemperspektiv inte kan kommuniceras på ett tillfredsställande sätt till respondenterna på grund av komplexitet, osäkerhet och kunskapsbrist. Detta kan göra skattningar av icke-användarvärden svårtolkade och därför vanskliga att använda för beslutsfattande i vattenförvaltningen. Ett möjligt sätt att angripa detta problem är att använda sig av deliberativa värderingsövningar med experter och representanter för allmänheten där kunskap, åsikter och frågor kan brytas mot varandra.¹⁰ Resultaten av sådana övningar är dock starkt beroende av vilken expertis och vilka intressen som finns representerade. Även om det finns en strävan efter att allmänheten ska vara allsidigt representerad begränsas detta rent praktiskt av att deltagarantalet måste vara relativt litet för att konstruktiva diskussioner ska bli möjliga. Av största vikt är vidare en god och professionell moderering av övningarna. Det som framkommer av sådana övningar kan underlätta utformningen av konventionella värderingsstudier, vare sig de handlar om användarvärden eller icke-användarvärden eller både och. Det kan handla om att bättre kunna tolka respondenternas svar i sådana studier, inklusive att identifiera variabler med potentiellt hög förklaringskraft avseende variationen i betalningsvilja. Förvisso används gruppintervjuer (fokusgrupper) regelmässigt som nödvändig hjälp för utformningen av scenariostudier (CV och CE), men deliberativa tekniker kan vara till ytterligare hjälp för särskilt svåra värderingsproblem.

Svårigheterna med att skatta icke-användarvärden gör det intressant med studier som fokuserar på att skatta användarvärden. Skattningar av användarvärden kan alltid förväntas utgöra en underskattning av det totala ekonomiska värdet, men i förvaltningssammanhang kan det vara

⁹ Jesper Stage, e-post 2024-01-17.

¹⁰ En kortfattad beskrivning av deliberativ värdering finns i Söderqvist (2022).

bättre att veta att ett värde är underskattat än att inte veta om ett värde är en överskattning eller en underskattning. Med hjälp av värdeöverföring baserad på metaanalys (punkt 4 i avsnitt 3.1) kan skattningar av användarvärden från specifika studier skalas upp till att gälla många olika vattenområden. Att använda rumsliga analysverktyg (GIS) och den ökade tillgången på platsdata kan underlätta sådan uppskalning. Som hjälp att utvärdera rimligheten i resultaten från en sådan uppskalning vore det en styrka att ha tillgång till den varningssignal som generella studier kan ge (se avsnitt 2.2). Det kan alltså vara av stort intresse att komplettera värdeöverföringar baserade på specifika studier med genomförandet av generella studier. Detta förutsätter dock att det empiriskt går att avgränsa de generella studierna till att enbart skatta användarvärden eller att det åtminstone är möjligt att skilja ut användarvärden från icke-användarvärden. Vidare bör de generella studiernas värderingsscenarier (givet att scenariometoder används) inte vara alltför väsensskilda vad som har studerats i de specifika studierna. Chanserna för detta är troligen större om de generella studierna genomförs för geografiska områden som är mindre och ur vattenkvalitetssynpunkt mer homogena än hela län, jfr avsnitt 2.2.

Ett praktiskt problem vid genomförandet av värderingsstudier, oavsett om de är specifika eller generella, är att även (till synes) små skillnader i studiens utformning kan ge stora effekter på resultaten. Ett exempel på detta ges av Carlsson med flera (2018), som använde vattenkvalitetsstudien som beskrevs i avsnitt 2.1 för att studera effekterna av olika utformning avseende information som respondenter eventuellt kan tolka som indikationer på vad som enligt enkätavsändaren är önskvärt eller särskilt viktigt och som därför kan resultera i snedvridna svar som inte återspeglar respondenternas verkliga preferenser. Carlsson med flera (2018) jämförde resultaten från olika enkätversioner som skilde sig åt beträffande hur vikten av att uppfylla miljömål avseende vattenkvalitet förmedlades. Den version som var mest noggrann med att förmedla detta neutralt resulterade i hälften så stor marginell betalningsvilja som övriga versioner. Detta illustrerar vikten av att värderingsstudier som ska användas skarpt i policysammanhang har en ambitiös uppläggning vad gäller att studera effekterna av olika utformning av informationstexter och -bilder, beskrivningen av vad som ska värderas, frågeformuleringar och så vidare, i syfte att få en så klar bild som möjligt av osäkerheten i skattningarna av ekonomiska värden. Till detta ska läggas alla andra källor till osäkerhet, vars inflytande också bör studeras innan skattningar används i policysammanhang. Det kan exempelvis gälla osäkerhet kopplat till val av ekonometrisk modell för analys av data och den statistiska osäkerhet som följer av variationen i insamlade data.

Fritidsfiske är en av många användningar av vattenområden, och det är därför en stor styrka att även andra typer av användarvärden än fritidsfiskevärden ska skattas i planerade värderingsstudier (punkt 2 i avsnitt 3.1). Men i ett brett perspektiv på vattenkvalitet (inte enbart vattenkraftrelaterade kvalitetsaspekter) och ekosystemtjänster kan många fler användarvärden vara aktuella än vad projektet av Stage med flera (2022) förmår täcka in. Det vore därför en fördel om tilläggsstudier kan genomföras i lämplig samordning med planerade studier avseende exempelvis metodik, i syfte att undvika problem med överlappningar och icke-adderbarhet. Ekosystemtjänstansatsen kan användas som ett ramverk för att få en övergripande bild över vilka tjänster som behöver värderas och vilka tjänster som täcks in i vilka studier.

Det mesta av beskrivningen och diskussionen ovan har handlat om värdet av att uppnå en förbättrad vattenmiljö. Något som kanske lätt förbises är att detta värde också kan angripas genom att studera vilka miljökostnader som uppstår om vattenmiljön inte förbättras och hur stora miljökostnader som därmed kan undvikas om vattenmiljön förbättras. Sådana miljökostnader kan beräknas som förväntade skadekostnader av att inte uppnå god status, och undvikna förväntade skadekostnader skulle grovt kunna utgöra en minimiskattning av nyttan av att uppnå god status. Möjligen är detta sätt att värdera främst aktuellt i de fall där stora konkreta skadekostnader för

samhället i form av exempelvis skador på bebyggelse och försämrad hälsa (eller stora kostnader för att undvika skador) kan uppstå om ett framtida tillräckligt tillhandahållande av ekosystemtjänster inte säkerställs, exempelvis avseende reglering av erosions- och översvämningsrisker samt möjligheter till utvinning av dricksvatten.

4 Slutsatser

Några viktiga observationer från de tidigare avsnitten är följande:

- Ekosystemtjänstansatsen är ett sätt att systematiskt visa hur vattenmiljöförbättringar kan få betydelse för människors välbefinnande och för att identifiera det multidisciplinära arbete som krävs för att få tillräcklig kunskap om sambanden mellan vattenmiljö och välbefinnande.
- Vattenområden tillhandahåller många olika ekosystemtjänster som kan ge upphov till många olika typer av ekonomiska värden.
- Ekonomiska värden är kontextspecifika och kan därför förväntas variera mellan olika vattenområden. Generella värderingsstudier, som till skillnad från specifika värderingsstudier värderar vattenmiljöförbättringar utan att något specifikt vattenområde undersöks, beskrivs eller pekas ut, bör därför användas på generell nivå, exempelvis som en signal på individernas totala "miljöbudget" för den typ av förbättringar som beskrivits i studien. Denna signal kan förväntas bli mer precis om de generella studierna genomförs för geografiska områden som är mindre och med avseende på olika vattenmiljöfaktorer mer homogena än hela län.
- Allmänt sett bör specifika värderingsstudier kunna ge tydligare information om individers preferenser för vattenmiljöförbättringar jämfört med generella studier. Därför är det en rimlig ansats att använda värdeöverföring för att generalisera resultaten från specifika studier till andra vattenområden. Värdeöverföringar baserade på specifika studier kan med fördel kompletteras med att genomföra generella studier, med tanke på den nyss nämnda signal som generella studier kan ge.
- Det är svårt att i en och samma värderingsstudie täcka in alla kända ekosystemtjänster och alla typer av värden och alla metodmässiga detaljer som kan spela roll för resultaten, vare sig studien är generell eller specifik. Det finns således behov av att flera olika studier och varianter av studier genomförs. Samordning med redan i dagsläget planerade värderingsstudier kan spara tid och pengar.
- Platsdata (bland annat sådana data som samlas in genom mobiltelefonanvändning) och rumsliga analysverktyg såsom geografiska informationssystem (GIS) kan vara till stor hjälp för både värderingsstudier och värdeöverföringar.
- Det finns stora metodmässiga problem med att få fram robusta skattningar av icke-användarvärden. Det finns sätt att angripa dessa problem, men problemen gör det intressant med studier som fokuserar på att skatta användarvärden. De ger förvisso enbart information om en delmängd av det totala ekonomiska värdet, men i förvaltningssammanhang kan det vara bättre att veta att ett värde är underskattat än att inte veta om ett värde är en överskattning eller en underskattning.

5 Referenser

- Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., et al., 2014. Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – a contingent valuation study in the nine coastal states. *Journal of Environmental Economics and Policy* 3, 278-305.
<http://doi.org/10.1080/21606544.2014.901923>
- Carlsson, F., Kataria, M., Lampi, E., 2018. Demand effects in stated preference surveys. *Journal of Environmental Economics and Management* 90, 294-302.
<https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.06.003>
- Carlsson, F., Kataria, M., Lampi, E., 2019. Det ekonomiska värdet av vattenkvalitetsförbättringar: Vad tycker svenska hushåll? Rapport 2019:23, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Carpenter, S. R., Bennett, E. M., Peterson, G. D., 2006. Scenarios for ecosystem services: An Overview. *Ecology and Society* 11:29.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art29/>
- Christie, M., Warren, J., Hanley, N., Murphy, K., Wright, R., Hyde, T., Lyons, N., 2004. Developing measures for valuing changes in biodiversity: Final report. DEFRA, London.
- Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R., Hyde, T., 2006. Valuing the diversity of biodiversity. *Ecological Economics* 58, 304-317.
- COM, 2021. Economic data related to the implementation of the Water Framework Directive and the Floods Directive and the financing of measures: Final study. DG Environment, European Commission. Publication Office of the European Union, Luxembourg. <http://dx.doi.org/10.2779/163850>
- COM, 2022. Biodiversity strategy for 2030: Barrier removal for river restoration, DG Environment, European Commission. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/181512>
- Dasgupta, P., 2021. The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review. HM Treasury, London.
- Eftec, 2010. Scoping study on the economic (or non-market) valuation issues and the implementation of the Water Framework Directive. ENV.D.1/ETU/2009/0102r1. Final Report for the European Commission DG Environment. Economics for the Environment Consultancy (eftec), London.
- Freeman III, A. M., Herriges, J. A., Kling, C. L., 2014. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. RFF Press, New York.
- Gärtner, N., Lindhe, A., Wahtra, J., Söderqvist, T., Lång, L.-O., Nordzell, H., Norrman, J., Rosén, L., 2022. Integrating ecosystem services into risk assessments for drinking water protection. *Water* 14, 1180. <https://doi.org/10.3390/w14081180>
- IPBES, 2022. Methodological Assessment Report on the Diverse Values and Valuation of Nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Balvanera, P., Pascual, U., Christie, M., Baptiste, B., González-Jiménez, D. (eds.). IPBES secretariat, Bonn. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6522522>
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W., et al., 2017. Contemporary guidance for stated preference studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 4, 319-405.
- Kataria, M., Lampi, E., 2008. Betalningsvilja för miljökvalitetsmålen: En värderingsstudie. Rapport 5822, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Lundin Frisk, E., Volchko, Y., Taromi Sandström, O., Söderqvist, T., Ericsson, L. O., Mossmark, F., Lindhe, A., Blom, G., Lång, L.-O., Carlsson, C., Norrman, J., 2022. The

geosystem services concept – what is it and can it support subsurface planning?

Ecosystem Services 58, 101493. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101493>

- Naturvårdsverket, 2017. Ekosystemtjänstförteckning med inventering av dataunderlag för kartläggning av ekosystemtjänster och grön infrastruktur. Rapport 6797, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Pascual, U., Balvanera, P., Anderson, C. B., et al., 2023. Diverse values of nature for sustainability. Nature 620, 813-823. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06406-9>
- Regeringen, 2023. Regleringsbrev för budgetåret 2024 avseende Havs- och vattenmyndigheten. Regeringsbeslut 2023-12-21. Klimat- och näringslivsdepartementet, Stockholm.
- Safsing, L., Nordzell, H., 2020. Kartläggning värderingsstudier: Fritidsfiske och fisketurism. Anthesis, Stockholm.
- Soutukorva, Å., Wallström, J., Ivarsson, M., Wallentin, E., 2017. Värdering av vattenförekomster i Stockholm. Rapport 2017:5, Anthesis Enveco AB, Stockholm.
- Soutukorva Swanberg, Å., Wallström, J., 2018. Värdering av vattenförekomster i Göteborg. Anthesis Enveco AB, Stockholm.
- Stage, J., Ek, K., Hellman, F., 2022. Samhällsekonomisk analys av frågeställningar kring omprövningen av vattenkraft. Ansökan till Naturvårdsverket om medel från miljöforskningsanslaget, 2022-09-07.
- Söderqvist, T., 2022. Bedömningsmetoder för orimliga kostnader: En översikt. Rapport 2022:14. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Söderqvist, T., 2023. Om gräns för orimliga kostnader. PM till Havs- och vattenmyndigheten, 2023-06-08.
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London och Washington, DC.
- Turner, R. K., van den Bergh, J. C. J. M., Söderqvist, T., Barendregt, A., van der Straaten, J., Maltby, E., van Ierland, E. C., 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: Scientific integration for management and policy. Ecological Economics 35, 7-23.
- Vattenmyndigheten Norra Östersjön, 2022. Åtgärdsprogram för vatten 2022-2027: Norra Östersjöns vattendistrikt. <https://www.vattenmyndigheterna.se/tjanster/publikationer/2022/atgardsprogram/atgardsprogram-for-vatten-2022-2027-norra-ostersjons-vattendistrikt.html> (läst 2023-08-23)
- Östberg, K., Hasselström, L., Håkansson, C., 2012. Non-market valuation of the coastal environment: Uniting political aims, ecological and economic knowledge. Journal of Environmental Management 110, 166-178.

Vägledning om behov av underlag för bedömningen av nyttor av att uppnå god status eller potential

Syftet med denna vägledning är att lyfta fram och diskutera aspekter som har att göra med behovet av underlag som kan ge stöd när det gäller nyttosidan i bedömningar av orimliga kostnader vid beslut om undantag enligt 4 kap. 10 § vattenförvaltningsförordningen (2004:660). Detta görs genom att först se tillbaka på tidigare rekommendationer beträffande hur tillämpningen av ekonomisk värdering bör stärkas i implementeringen av vattendirektivet. Därefter diskuteras generella och specifika värderingsstudier, där de förra till skillnad från de senare värderar vattenmiljöförbättringar utan att något specifikt vattenområde undersöks, beskrivs eller pekas ut. Som exempel används den generella värderingsstudie som är underlag för nyttoskattningarna i Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram för vatten 2022–2027. Slutligen diskuteras behovet av underlag utifrån värderingsstudier som planeras att genomföras under de närmaste åren med finansiering från Havs- och vattenmyndigheten respektive Naturvårdsverket och de kunskapsbehov som har föranlett dessa studier.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig förvaltningsmyndighet inom miljöområdet. Vi arbetar på regeringens uppdrag för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav och fiskresurserna