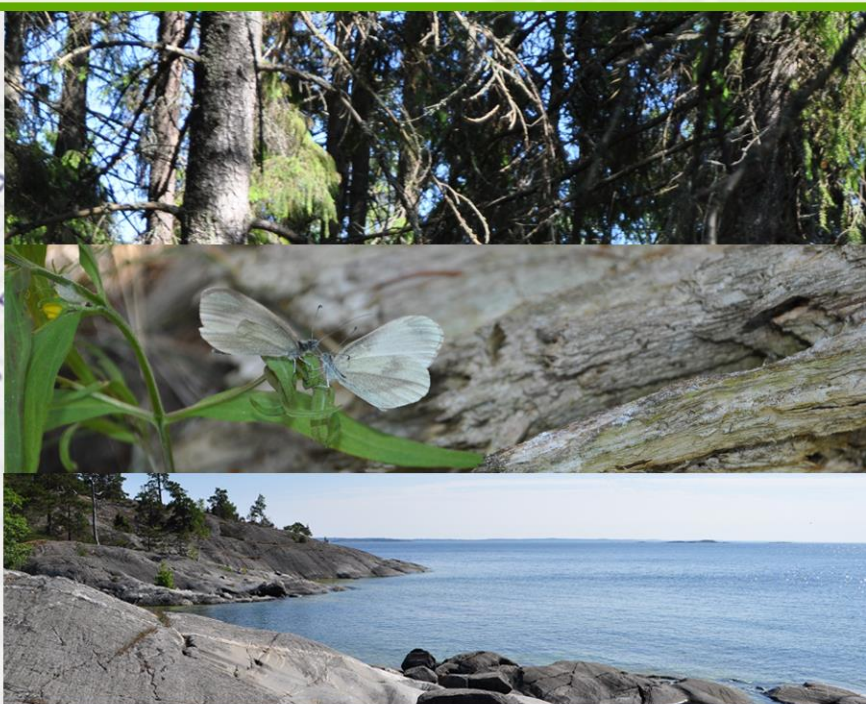
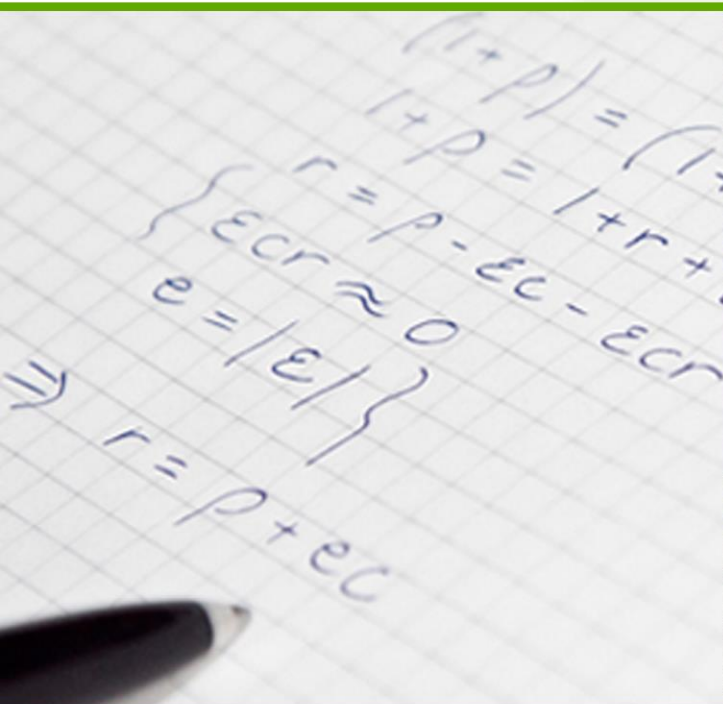


Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige – en studie baserad på värdeöverföring



Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige – en studie baserad på värdeöverföring

Linus Hasselström

Kajsa Johansson

Gerda Kinell

Åsa Soutukorva

Tore Söderqvist

2014

Rapport 2014:1

www.enveco.se

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	6
1 INLEDNING	8
2 VAD ÄR VÄRDEÖVERFÖRING	10
3 FALLSTUDIERN I MORSA OCH ODENSE, SAMT ANDRA RELEVANTA STUDIER	12
3.1 Morsa	13
3.2 Odense	14
3.3 Andra studier	14
4 MILJÖFÖRHÅLLANDEN OCH GEOGRAFISK SKALA	15
4.1 Huvudavrinningsområden, åtgärdsområden och vattenförekomster	15
4.1.1 Huvudavrinningsområden	15
4.1.2 Åtgärdsområden	16
4.1.3 Ytvattenförekomst	18
4.1.4 Vår ansats	18
4.2 Miljöförhållanden	18
5 VAL AV METODIK FÖR VÄRDEÖVERFÖRINGEN	20
5.1 Vägvalsmöjligheter och metodutmaningar	21
5.1.1 Enhet för överföringen	21
5.1.2 Punktvärdes- eller funktionsöverföring?	23
5.1.3 Hur hantera varierande status quo och avtagande marginalnytta?	28
5.1.4 Hur hantera tillgång till substitut?	28
5.1.5 Hur hantera demografiska skillnader?	29
5.1.6 Var dra den geografiska gränsen där betalningsviljan kan antas vara noll?	29
5.1.7 Överföra värden från CE-data eller CVM-data?	30
5.1.8 Poolning eller separata skattningar?	30
5.2 Precisering av vår överföringsmetod	31
6 HUVUDSAKLIGA RESULTAT	34
7 UTVÄRDERING	36
8 HUR VÄRDERA ANDRA MILJÖPROBLEM?	41
8.1 Miljögifter	41
8.1.1 Definition och beskrivning av miljögifter i svenska sjöar och vattendrag	41
8.1.2 Nytt (eller undviken skada) av att minska förekomsten av miljögifter i sjöar och vattendrag	43
8.1.3 Är värdeöverföring till svenska sjöar och vattendrag möjlig eller behövs primärstudier?	46
8.2 Fysisk påverkan	48
8.2.1 Definition och beskrivning av fysisk påverkan Sverige	48
8.2.2 Värderingsstudier av fysisk påverkan	53
8.2.3 Tillämpning av värderingsstudier i Sverige	54
8.3 Värdeöverföringen i relation till fysisk påverkan och miljögifter	54
8.3.1 Vilka förbättringar värderas genom värdeöverföringen?	54
8.3.2 Hur kan värderingarna kopplas till åtgärder mot olika miljöproblem?	55

9	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATT ARBETE.....	58
---	--	----

SAMMANFATTNING

Det här uppdraget syftar till att med hjälp av en värdeöverföringsstudie tillskriva värden för god ekologisk status (och i möjlig mån även hög status) för så många av Sveriges vatten som möjligt. Denna uppskattning ska sedan kunna användas i Vattenmyndigheternas arbete med kartläggning och analys samt åtgärdsprogram. Kunskap kring värdet av vattenkvalitetsförbättringar behövs till exempel i anslutning till beslut om undantag från behovet att nå god ekologisk status till följd av oproportionerliga kostnader, samt som underlag till kostnads-nyttoanalyser kopplat till åtgärdsprogram.

Uppdraget består i huvudsak i att genomföra en värdeöverföringsstudie från en norsk och en dansk fallstudie i det europeiska projektet AquaMoney (2006-2009). En värdeöverföring är i princip ett sätt att slippa genomföra tidskrävande och kostsamma primärstudier när värdet av en miljöförbättring ska uppskattas. Med hjälp av en genomtänkt metod kan istället primärstudier från någon annan liknande studie användas för att 'simulera' en primärstudie i området. Vid en värdeöverföring generaliseras alltså resultaten från en tidigare genomförd värderingsstudie till att gälla ett nytt sammanhang. Vid en sådan värdeöverföring är det centralt att utvärdera om faktorer som är av betydelse för värderingen (t.ex. miljöförhållanden) är likartade eller åtminstone möjliga att justera för. Om värdeöverföringen kan göras på ett tillfredsställande sätt kan den vara ett kostnadseffektivt sätt att genomföra en ekonomisk värdering, dock innebär metoden i sig en osäkerhet och det är i princip inte möjligt att vara säker på exakt hur stor osäkerheten är.

Analysen innebär en rad ställningstaganden och antaganden och vissa är förknippade med stor osäkerhet. Därför försöker vi i rapporten lyfta fram även sådana avväganden som brukar vara 'dolda' i litteraturen kring värdeöverföring samt resonera kring i vilken utsträckning respektive vägval leder till osäkerhet. Svenska vatten har sinsemellan många olikheter, både geografiskt och miljömässigt, och dessutom används vattenområdena i varierande utsträckning och på olika sätt för t.ex. rekreation. Det ligger i värdeöverföringsmetodens natur att det i princip inte går att ta hänsyn till alla orsaker till osäkerhet genom olika typer av justeringar. Därför bör resultaten beaktas kritiskt och de bör inte ligga till direkt grund för t.ex. undantagsbeslut i vissa vatten utan sådana beslut bör föregås av en fördjupad analys.

Analysen är gjord på åtgärdsområdesskala och kopplar till eutrofiering. Det innebär att vi för respektive åtgärdsområde kan presentera ett estimat av nyttan av att status för de eutrofierade vattenförekomsterna i ett åtgärdsområde förbättras i sin helhet. Resultaten redovisas i sin helhet, för individuella åtgärdsområden, i Bilaga 1. Det finns stora variationer i den skattade nyttan mellan åtgärdsområdena – den största källan till dessa variationer är variationer i befolkningens mängd mellan åtgärdsområdena i och med att värdet bygger på en skattning av medelnyttan för ett individuellt hushåll.

Nedan sammanfattar vi våra slutsatser i termer av rekommendationer gällande praktiskt användande av resultaten.

- Estimaterna ska inte rakt av användas för policybeslut, t.ex. som rör undantag från behovet att nå god ekologisk status på grund av oproportionerliga kostnader. Dock kan resultaten användas för att peka ut områden där ytterligare analys behövs. I de åtgärdsområden där kostnaderna för att nå god status förefaller vara större än nyttan rekommenderar vi, om åtgärdsområdet är föremål för diskussion om undantag, att en primärstudie genomförs för att ge en mer precis bild av nyttan.
- Resultaten ger en indikation kring storleksordningen på värdet av att nå god status. Osäkerhet i estimaterna bör noga vägas mot kostnadsbilden och eventuella osäkerheter vad gäller åtgärds-kostnader.
- ”Varningsflaggorna” i Bilaga 1 kan utnyttjas när det gäller ovanstående bedömningar eftersom de säger något om riktningen på bias. Dock säger varningsflaggorna inget om storleken på denna bias och det kan mycket väl vara så att någon annan osäkerhetsfaktor väger upp åt andra hållet.
- Estimaterna kan inte summeras till ett slutvärde för att uppnå god ekologisk status med avseende på alla eutrofierade vattenförekomster i Sverige, utan varje åtgärdsområde bör ses som ett isolerat case.

Vi presenterar i rapporten även ett antal rekommendationer för fortsatt analysarbete.

1 INLEDNING

Det här uppdraget syftar till att med hjälp av en värdeöverföringsstudie tillskriva värden för god status (och i möjlig mån även hög status) för så många av Sveriges vatten som möjligt. Denna uppskattning ska sedan kunna användas i Vattenmyndigheternas arbete med kartläggning och analys samt åtgärdsprogram. Kunskap kring värdet av vattenkvalitetsförbättringar behövs till exempel i anslutning till beslut om undantag från behovet att nå god ekologisk status till följd av oproportionerliga kostnader, samt som underlag till kostnads-nyttoanalyser kopplat till åtgärdsprogram.

Uppdraget består i huvudsak i att genomföra en värdeöverföringsstudie från en norsk och en dansk fallstudie i det europeiska projektet AquaMoney (2006-2009). Syftet med AquaMoney var att utveckla och testa praktiska riktlinjer för skattning av miljö- och resurskostnader samt nyttor i arbetet med EU:s ramdirektiv för vatten.

Den norska fallstudien sammanfattas av Barton et al. (2009). I studien skattades värdet av att nå god vattenstatus i sjöar i avrinningsområdet Morsa, som är 700 km² stort och beläget i sydöstra Norge. I Morsa finns eutrofieringsproblem som bl.a. visar sig i form av algbloomningar. Av Barton et al. (2009) framgår att det i samma studie även skedde värdering av att nå god vattenstatus i sjöar i närbelägna avrinningsområden. Den norska fallstudien kallas hädanefter för "Morsa".

Den danska fallstudien beskrivs av Jensen et al. (2013). I Jensen et al. (2013) beskrivs en värderingsstudie som gäller värdet av vattenkvalitetsförbättringar i hela Odense ås 1046 km² stora avrinningsområde på Fyn. Inom avrinningsområdet finns ett stort antal vattendrag, dammar och sjöar med vattenkvalitetsproblem framförallt till följd av eutrofiering. Den danska fallstudien kallas hädanefter för "Odense".

Målet med uppdraget är att:

- Genomföra värdeöverföring från den norska fallstudien Morsa och den danska fallstudien Odense till svenska vatten.
- Utvärdera värdeöverföringen.
- Utifrån resultaten och utvärderingen av värdeöverföringen ta fram förslag till fortsatt arbete för ekonomisk värdering av god status på svenska vatten.
- Rapportera uppdragets resultat på ett sätt som dels är pedagogiskt och dels visar hur uppdragets resultat kopplar till vattenförvaltningens behov av att värdera vatten.

Värdering av grundvatten ingår inte i uppdraget och är inte heller möjligt baserat på de primärstudier (Morsa respektive Odensestudierna) som valts ut. Vidare ger värdeöverföringen i uppdraget endast en ungefärlig och ej fullständig värdering av god status av Sveriges vatten. Det här beror bl.a. på metodosäkerheter samt att geografiska avgränsningar behöver göras. En viktig del av uppdraget är att utvärdera

värdeöverföringsresultaten så att osäkerheterna och behovet av kompletteringar tydliggörs.

Analysen innebär en rad ställningstaganden och antaganden och vissa är förknippade med stor osäkerhet. Därför försöker vi i rapporten lyfta fram även sådana avväganden som brukar vara 'dolda' i litteraturen kring värdeöverföring samt resonera kring i vilken utsträckning respektive vägval leder till osäkerhet. Svenska vatten har sinsemellan många olikheter, både geografiskt och miljömässigt, och dessutom används vattenområdena i varierande utsträckning och på olika sätt för t.ex. rekreation. Det ligger i värdeöverföringsmetodens natur att det i princip inte går att ta hänsyn till alla orsaker till osäkerhet genom olika typer av justeringar. Därför bör resultaten beaktas kritiskt och de bör inte ligga till direkt grund för t.ex. undantagsbeslut i vissa vatten utan sådana beslut bör föregås av en fördjupad analys.

Rapporten är upplagd enligt följande. I avsnitt två ges en översiktlig bild av metoden värdeöverföring. I avsnitt tre presenteras de primärstudier från Morsa och Odense som analysen bygger på. I avsnitt fyra görs bedömningar kring geografisk skala och vilka miljöförhållanden som bör gälla för att en överföring ska vara relevant. I avsnitt fem presenteras ett antal grundläggande vägval samt vår metod. I avsnitt sex presenteras några huvudresultat från värdeöverföringen. I och med att vi tar fram ett mycket stort antal värderingsestimat presenterar vi resultat i sin helhet, per åtgärdsområde, i en separat bilaga i excelformat (Bilaga 1). I avsnitt sju görs en känslighetsanalys. I avsnitt åtta redogör vi för studier som berör miljögifter och fysisk påverkan och diskuterar huruvida värdeöverföringar skulle kunna vara rimliga även för dessa miljöbelastningar. I avsnitt nio dras övergripande slutsatser och rekommendationer ges för hur resultaten kan användas, samt för fortsatt arbete med ekonomiska analyser inom vattenförvaltningen.

2 VAD ÄR VÄRDEÖVERFÖRING

Den metod som tillämpas i uppdraget är värdeöverföring (*benefit transfer* eller *value transfer*¹). En värdeöverföring är i princip ett sätt att slippa genomföra tidskrävande och kostsamma primärstudier när värdet av en miljöförbättring ska uppskattas. Med hjälp av en genomtänkt metod kan istället primärstudier från någon annan liknande studie användas för att 'simulera' en primärstudie i området. Vid en värdeöverföring generaliseras alltså resultaten från en tidigare genomförd värderingsstudie ("primärstudien" eller "studieområdet") till att gälla ett nytt sammanhang ("policyområdet"). En utredare kan exempelvis stå inför uppgiften att värdera en förbättrad vattenkvalitet i Blekinge skärgård, men hennes budget tillåter inte någon insamling av primärdata. Ett alternativ kan då vara att hon utgår från resultaten från en tidigare utförd värderingsstudie av förbättrad vattenkvalitet i Stockholms skärgård och använder dessa för att värdera den förbättrade vattenkvaliteten i Blekinge skärgård. Vid en sådan värdeöverföring är det centralt att utvärdera om faktorer som är av betydelse för värderingen (t.ex. miljöförhållanden) är likartade eller åtminstone möjliga att justera för. Om värdeöverföringen kan göras på ett tillfredsställande sätt kan den vara ett kostnadseffektivt sätt att genomföra en ekonomisk värdering (Brouwer, 2000), dock innebär metoden i sig en osäkerhet och det är i princip inte möjligt att vara säker på exakt hur stor osäkerheten är.

I litteraturen finns förslag på lämpliga procedurer för att genomföra värdeöverföring. Vi utgår från den steg-för-steg-procedur som redovisas av Håkansson (2013) och som bygger på Navrud (2007). Denna procedur är väletablerad på så sätt att den används av det danska naturvårdsverket (Miljøstyrelsen), se Navrud (2007). Se t.ex. Brouwer (2000), Rolfe och Bennett (2006) och Eftic (2010) för förslag på liknande procedurer. Tabell 2.1 redovisar både proceduren i Håkansson (2013) och Brouwer (2000), eftersom den senare är utgångspunkten för den procedur som redovisas i Naturvårdsverkets handbok för samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder med särskild tillämpning på vattenmiljö (Naturvårdsverket, 2008). Vi konstaterar att procedurerna kompletterar varandra. Exempelvis betonar Håkansson (2013) i sitt steg 5 betydelsen av att bedöma kvaliteten i primärstudien, medan Naturvårdsverket (2008) betonar samråd med berörda i sina steg D och G.

¹ Även begreppen "värdetransferering" eller "nyttotransferering" förekommer, och åsyftar samma sak.

Tabell 2.1. Föreslagna procedurer för genomförande av värdeöverföring.

Håkansson (2013)	Naturvårdsverket (2008) baserat på Brouwer (2000)
1. Identifiera förändringen av varan/tjänsten som ska värderas för policyområdet.	A. Identifiera den miljöförändring som ska värderas och vilka tjänster som påverkas.
2. Identifiera den berörda befolkningen i policyområdet.	B. Identifiera vilka individer som berörs av miljöförändringen.
3. Gör en litteraturstudie för att identifiera relevanta primärstudier.	C. Identifiera alla värden miljöförändringen ger upphov till hos de berörda.
4. Bedöm kvaliteten och relevansen av primärstudierna.	D. Samråd med de berörda angående rimligheten i att genomföra en ekonomisk värdering.
5. Välj och summera data från studieområdet/studieområdena.	E. Välj ut lämpliga primärstudier.
6. Transferera värdeskattningar från studieområdet/studieområdena till policyområdet.	F. Justera för olikheter jämfört med primärstudiernas sammanhang.
7. Beräkna de totala nyttorna (eller kostnaderna)	G. Validera överföringsresultaten genom samråd med de berörda.
8. Rapportera resultaten	

Validitet i värdeöverföringsstudier, dvs. i princip deras pricksäkerhet, är ett nyckelbegrepp. Validiteten kan testas om primärstudier gjorts på två ställen, dvs. både i studieområdet och policyområdet. Den här typen av validitetstester och tillhörande metodutveckling är vanlig i litteraturen och ofta är analysen teknisk. Ett problem när metoden tillämpas praktiskt är dock att ingen primärstudie finns i policyområdet (då skulle det inte behövas någon värdeöverföring) och därmed kan validiteten inte testas. Det innebär att det inte går att fastställa hur stort det potentiella värdeöverföringsfelet ("transfer error") är. I praktiken innebär det att man får leva med osäkerhet. Sammantaget visar litteraturstudier att värdeöverföringsfelet i genomförda validitetstester tenderar att ligga kring 25-40 procent, men att det kan uppgå till flera hundra procent (Navrud, 2007). Ett problem i sammanhanget kan vara att validitetstest ofta bygger på att områdena som valts ut för att testa värdeöverföringsmetodologi är selekterade med grunden att de ska vara relativt lika varandra i utgångsläget (se t.ex. Östberg et al., 2013). Det är därför fullt rimligt att i utgångsläget anta att värdeöverföringsfelet till "nya" policyområden mycket väl kan överstiga 40 %. Håkansson (2013) konstaterar att tillförlitligheten i värdeöverföringarna blir högre ju mer lika områdena är varandra och ju närmare de ligger varandra.

3 FALLSTUDIERN I MORSA OCH ODENSE, SAMT ANDRA RELEVANTA STUDIER

I huvudsak består uppdraget i att genomföra en värdeöverföring från den norska fallstudien Morsa och den danska fallstudien Odense, i det europeiska projektet AquaMoney (2006-2009), till svenska vatten. Studierna bygger på scenarier där boende i Morsa- respektive Odenseområdet tillfrågats om sin betalningsvilja för att vattenförekomster i närområdet får förbättrad vattenkvalitet.

Scenarioformuleringarna bygger i stor utsträckning på den vattenkvalitetsstege som vanligtvis används för vattenkvalitetsbedömningar i anslutning till Vattendirektivet (dvs. dålig – otillfredsställande – måttlig – god – hög status). Tillvägagångssättet för Morsa och Odense-studierna beskrivs mer utförligt i avsnitt 3.1.1 och 3.1.2. I Figur 3.1 nedan presenteras den vattenkvalitetsstege som använts i värderingsstudierna för att generellt beskriva de rådande miljöförhållandena i respektive vattendrag, samt de potentiella förbättringarna av vattenkvaliteten.

Vattenkvalitetsstegen består av fyra nivåer (den lägsta och den näst lägsta nivån har slagits ihop till en nivå, i övrigt motsvarar stegen de nivåer som återfinns inom vattenförvaltningen). Illustrationerna är avsedda att vara generella och har använts i både Morsa- och Odensestudierna. Stegen beskriver status för vattenförekomstens vattenmassa, strandlinje och undervattensmiljö. Klasserna beskrivs också med hjälp av aktivitetskomponenter såsom möjlighet att skåda viss typ av fågelliv, fiska, bada och ro/paddla.

Figur 3.1. AquaMoney:s vattenkvalitetsstege. Från Hasler et al., 2009.

	Highest quality
This picture indicates a river in its highest quality. The water is suitable for boating, angling and swimming. The water is suitable for fish, plant and bird species being present under natural river conditions.	
This picture indicates a river where the water is suitable for boating, swimming and angling, even though the most pollution sensitive fish can be absent under these conditions. The diversity of birds and plants is somewhat lower than compared to the highest water quality.	
This picture indicates a river where the water is suitable for boating, but the possibilities for swimming and angling are more limited. Pollution sensitive fish species are present as they are artificially planted out. The presence of fish, birds and plant species are limited.	
This picture indicates a river where the water is not suitable for boating, swimming and angling. The presence of bird and plants are very limited, and there is few or no fish.	
	Lowest quality

3.1 Morsa

Morsastudien är en av de studier som valts ut i syfte att genomföra en värdeöverföring till svenska vatten. Fallstudien är genomförd i Norge, och sammanfattas av Barton et al. (2009). I studien skattades värdet av att nå god vattenkvalitet i sjöar i avrinningsområdet Morsa, som är 700 kvadratkilometer stort och beläget i sydvästra Norge. För att värdera nyttan av en förbättring av vattenkvaliteten från dagslägets dåliga/otillfredsställande eller måttliga status (röd respektive gul kvalitetsnivå enligt Figur 3.1) till god ekologisk status (grön kvalitetsnivå enligt Figur 3.1) användes två typer av värderingsstudier: Contingent Valuation Method (CVM) och Choice Experiment (CE). Se t.ex. Kinell & Söderqvist (2011) för en överblick kring olika värderingsmetoder.

I fallstudiens CVM presenterades i slumpmässig ordning ett antal scenarier där en respektive två sjöar hade förbättrad vattenkvalitet relativt dagsläget. Vilka dessa sjöar var illustrerades på en karta för respondenten. Respondenten fick ange hur mycket det egna hushållet skulle vara villigt att betala i termer av en höjd VA-avgift för att åstadkomma den beskrivna förändringen. Avgiften betalas årligen. Givetvis

gick det att välja att inte betala alls. Även för CE-studien presenterades ett antal scenarier med hjälp av en karta över området. Totalt fick respondenten ta del av tolv s.k. choice sets, innehållandes tre valbara alternativ: två hypotetiska förbättringsscenarier som skulle innebära en kostnad för hushållet i form av en höjning av hushållets VA-avgift, samt ett alternativ med den nuvarande vattenkvaliteten men med oförändrad avgift.

3.2 Odense

Den andra fallstudie som valts ut i syfte att genomföra en värdeöverföring är en studie i Odenseområdet. Ett flertal studier gjordes – Hasler et al., (2009) redovisar resultaten från en studie som berör Odense å. Vi har dock valt att använda oss av en studie som redovisas av Jensen et al. (2013), eftersom denna studie bygger på scenarier för vattenkvalitetsförbättringar i hela avrinningsområdet kring Odense å. Denna geografiska omfattning passar väl in i den värdeöverföring vi i detta projekt genomför. Avrinningsområdet har en yta på 1 046 km².

Liksom för Morsastudien är avrinningsområdet påverkat av eutrofieringseffekter. I dagsläget är vattenkvaliteten av måttlig status (gul kvalitetsnivå enligt Figur 3.1) eller dålig/otillfredsställande status (röd kvalitetsnivå enligt Figur 3.1) och CVM- och CE-studier har genomförts för att värdera en förbättring med en eller flera kvalitetsklasser.

I Odenses CVM-studie erhöll respondenten två förbättringsscenarier och fick sedan uppge hur mycket hushållet skulle vara villigt att betala för vart och ett av dessa genom ett påslag (som betalas årligen) på VA-avgiften. Scenario ett beskrev en förbättring i hela avrinningsområdet, medan scenario två visade en förbättring av endast en del av Odense å. Odenses CE-studie är, i likhet med den för Morsa, uppbyggd på att respondenten gör val mellan olika alternativ i ett antal choice sets: två hypotetiska scenarier med förbättrad vattenkvalitet i delar eller hela avrinningsområdet (som tillskrivits en kostnad i form av en höjd årlig VA-avgift per hushåll), samt ett alternativ som beskriver dagsläget och därmed inte innebär en extra utgift. Än en gång förväntas respondenten välja det alternativ som bidrar med störst nytta till hushållet.

3.3 Andra studier

Det finns ett antal andra värderingsstudier i de nordiska länderna som riktar sig mot värdet av förbättrad vattenkvalitet. Dock är många av dem baserade på kustvatten, vilket gör att jämförelser inte helt lätt låter sig göras. Vidare är det stor variation i de scenarier som använts, endast ett fåtal studier bygger på en tydlig vattenkvalitetsstege. I Söderqvist och Hasselström (2008) ges en översikt vad gäller kustvattenstudier i Östersjön och Västerhavet. I Barton et al. (2012) ges en mer holistisk översikt. Vi presenterar och diskuterar några av studierna under avsnitt 7.

4 MILJÖFÖRHÅLLANDEN OCH GEOGRAFISK SKALA

Vår utgångspunkt är att värdeöverföringen ska ske för en liknande geografisk skala som var föremål för värdering i Morsa- och Odense-studierna. Primärstudierna är gjorda på huvudavrinningsområdesskala, men huvudavrinningsområdena är förhållandevis små jämfört med många svenska huvudavrinningsområden.

I avsnitt 4.1.1 - 4.1.3 diskuterar vi tre möjliga alternativ till geografisk skala; huvudavrinningsområden, åtgärdsområden och vattenförekomster. En sammanfattande bedömning kring vår valda ansats ges i avsnitt 4.1.4. För att en värdeöverföring ska vara rimlig bör miljöförhållandena i studieområdet och policyområdet vara likartade. Det är därför nödvändigt att göra en bedömning av för vilka avrinningsområden det är miljömässigt rimligt att överföra resultat från Odense och Morsa. Denna fråga behandlas i avsnitt 4.2.

4.1 Huvudavrinningsområden, åtgärdsområden och vattenförekomster

När EU:s ramdirektiv för vatten ("Vattendirektivet"), genom bl.a. vattenförvaltningsförordningen, infördes i svensk lagstiftning 2004 medförde detta ett nytt arbetssätt för vattenfrågorna då direktivet förbinder EU-länderna att arbeta tillsammans med dessa frågor. Detta påverkade den administrativa organisationen för vattenfrågor och Vattenmyndigheterna skapades för att samordna arbetet med att skydda och förbättra kvaliteten på våra vatten enligt Vattendirektivet. I Sverige finns fem vattendistrikt; Bottenvikens, Bottenhavets, Norra Östersjöns, Södra Östersjöns samt Västerhavets vattendistrikt. Införandet av Vattendirektivet innebär även att det nu finns en helhetssyn på vattnet. Denna helhetssyn innebär att det är vattnets naturliga gränser mellan vattensystemen som avgränsar de avrinningsområden som är utgångspunkt för arbetet. Tidigare var det de administrativa gränserna mellan till exempel kommuner och län som utgjorde gränserna.

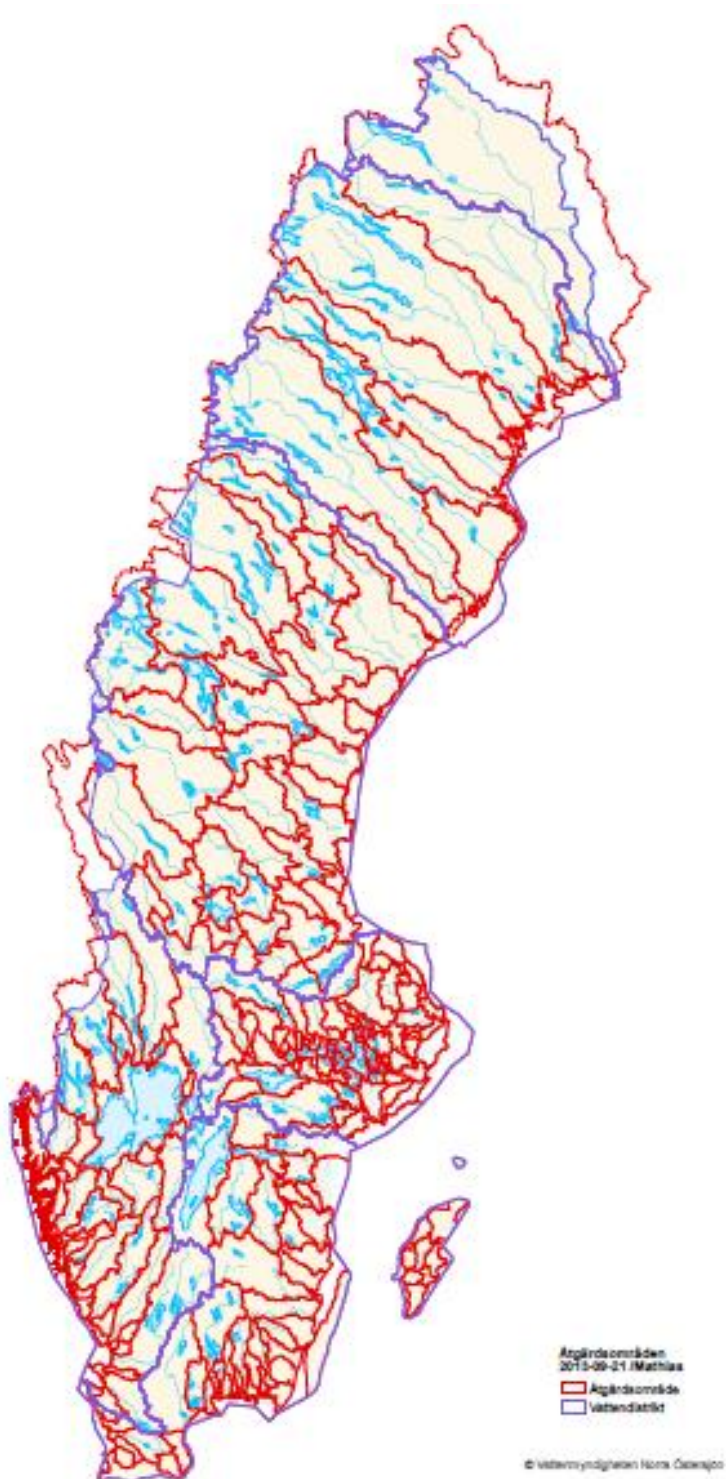
4.1.1 Huvudavrinningsområden

På Sveriges fastland finns 116 huvudavrinningsområden, varav fyra huvudavrinningsområden som dränerar till Norge. Vidare finns två huvudavrinningsområden på Gotland och ett på Öland. Ett huvudavrinningsområde har i allmänhet ett huvudvattendrag och ett antal biflöden, är minst 200 kvadratkilometer stort och har sin utloppspunkt vid havet. Inom ett huvudavrinningsområde kan flera mindre områden ingå, s.k. delavrinningsområden (Förordning 2004:660). Delområde är en benämning på ett större område där flera huvudavrinningsområden inom ett vattendistrikt kan ingå.

4.1.2 Åtgärdsområden

Ett åtgärdsområde utgörs oftast av ett huvudavrinningsområde eller en del av ett huvudavrinningsområde. Syftet med att ha åtgärdsområden som är mindre än huvudavrinningsområden är att det förenklar åtgärdsarbetet. Åtgärdsområdena är utgångspunkten för att ta fram underlag till åtgärdsprogrammen. Ett mindre område är mer överskådligt och hanterbart vilket underlättar för en kommun eller ett vattenråd att få rätt information i t.ex. VISS. I Sverige finns 247 åtgärdsområden, vilket innebär att det i snitt går två åtgärdsområden på ett huvudavrinningsområde. Dock finns stor variation i de faktiska relationerna mellan åtgärdsområden och huvudavrinningsområden - många åtgärdsområden sammanfaller med ett huvudavrinningsområde och i vissa huvudavrinningsområden finns ett större antal åtgärdsområden. De svenska åtgärdsområdena har arealer som varierar från ett tiotal km² upp till (i sällsynta fall) 20 000-40 000 km². Majoriteten av åtgärdsområdena har en yta som är mindre än 3 000 km². I Figur 4.1 ges en översikt över Sveriges åtgärdsområden.

Figur 4.1. Åtgärdsområden i Sverige. Källa: Vattenmyndigheten Norra Östersjön.



4.1.3 Ytvattenförekomst

Ytvatten definieras som inlandsvatten (utom grundvatten), vatten i övergångszon samt kustvatten (när det gäller kemisk status även territorialvatten).

Ytvattenförekomst i sin tur definieras som: en avgränsad och betydande förekomst av ytvatten såsom t.ex. en sjö, en å, älv eller kanal, ett vatten i övergångszon eller ett kustvattenområde (Förordning 2004:660). Ett vattendrag, en sjö eller kustvattenområde kan bestå av flera ytvattenförekomster I Sverige finns ca 23 000 ytvattenförekomster fördelade på de fem vattendistrikten.

4.1.4 Vår ansats

Efter samråd med uppdragsgivaren har beslutats att överföringar ska göras på åtgärdsområdesskala. Denna bedömning är rimlig i och med att storleksskalan stämmer väl överens med storleksskalan på primärstudierna i Morsa och Odense. En överföring till huvudavrinningsområden skulle riskera att bli alltför 'generell' i och med att många av huvudavrinningsområdena är stora och det finns betydande variationer i miljöförhållanden inom respektive område. En överföring baserat på enskilda vattenförekomster skulle kräva alltför mycket grunddatahantering pga. det stora antalet vattenförekomster. Vidare är Morsa- och Odensestudierna uppbyggda på att ett område med ett antal vattenförekomster förbättras snarare än att de syftar till att skatta betalningsviljan för enskilda vattenförekomster.

Vissa av åtgärdsområdena är betydligt större än de områden som värderats i Morsa- och Odensestudierna. Vi har därför valt att utesluta en del av åtgärdsområdena. En övre gräns har dragits vid 3 000 km², se även avsnitt 5.3.

Vad gäller kustvatten har vi gjort bedömningen att förbättringar av dessa inte kan värderas på ett tillförlitligt sätt med utgångspunkt i de scenarier som finns i primärstudierna. Därför har åtgärdsområden som endast innehåller kustvatten exkluderats från analysen.

4.2 Miljöförhållanden

För att en värdeöverföring ska vara rimlig behöver miljöförhållandena i studieområdet och policyområdet vara liknande. Det är inte väldefinierat i den ekonomiska litteraturen vad som egentligen menas med "liknande" miljöförhållanden. Vi avgränsar i det här avsnittet diskussionen till just miljöförhållanden och går därmed inte in på faktorer som rör t.ex. demografi eller användning av vattenområden. Dessa faktorer diskuteras dock närmare i avsnitt 5.

I Morsa- och Odensestudierna är ett av huvudproblemen eutrofieringseffekter, vilket innebär att det som har värderats är bättre vattenkvalitet med avseende på minskade eutrofieringseffekter. Detta innebär att möjligheten att överföra dessa värderingsresultat till svenska åtgärdsområden med eutrofieringsproblem är god. Vi angriper frågan kring likartade miljöförhållanden genom att behandla den som en

”screeningfaktor”. Det innebär att vi utför en överföring till åtgärdsområden som kan bedömas som tillräckligt likartade Morsa och Odense, men inte till åtgärdsområden som inte bedöms som tillräckligt likartade. Vi utesluter därför åtgärdsområden som inte har eutrofieringsproblem. Anledningen är att vi bedömer att värdet av vattenkvalitetsförbättringar till följd av faktorer som t.ex. minskad försurning, minskade halter av miljögifter, minskad förekomst av främmande arter, etc. inte är rimlig att bedöma med hjälp av primärstudier som fokuserar på eutrofiering. Eutrofieringsproblematiken är en distinkt fråga som påverkar t.ex. användningsmöjligheter av vattenförekomster på ett sätt som skiljer sig mot påverkan från andra miljöfaktorer. Det kan därför förväntas att värdet av en miljökvalitetsförbättring till följd av t.ex. minskad förekomst av främmande arter eller miljögifter signifikant skiljer sig från värdet av en miljökvalitetsförbättring till följd av minskad eutrofiering. Se även resonemangen i avsnitt 8.

Det finns en myriad av möjliga faktorer som kan leda till ’olikartade miljöförhållanden’. Exempel på sådana faktorer kan vara:

- Sammansättningen av olika vattenförekomster, t.ex. andel sjöar i förhållande till andel vattendrag inom ett åtgärdsområde.
- Klimatförhållanden.
- Typ av berggrund/jordart (alkalinitet)
- Omgivande naturtyp (ex. skog, öppet landskap, etc.)

Vi har dock gjort bedömningen att det inte är relevant att justera för den här typen av faktorer i vår analys, eller att utesluta vissa områden från överföringen på grund av de här faktorerna. En uteslutning av vissa områden från analysen vore rimlig om det finns starka skäl att tro att betalningsviljan på ett betydande sätt påverkas av de här faktorerna samtidigt som det inte finns något teoretiskt eller empiriskt underlag för att istället justera värdena. En justering av betalningsviljeestimatet är rimlig om det finns starka skäl att tro att betalningsviljan på ett betydande sätt påverkas av faktorerna samtidigt som det finns någon relevant justeringsfaktor.

En ytterligare aspekt kopplad till bedömningen kring vad som menas med ’likartade miljöförhållanden’ är huruvida kvalitetsklassningen skiljer sig åt mellan Sverige, Danmark och Norge. Efter samråd med Vattenmyndigheten kan det konstateras att skillnaderna är små.

5 VAL AV METODIK FÖR VÄRDEÖVERFÖRINGEN

Metodikvalen kopplade till en värdeöverföring är många och snåriga. I den akademiska litteraturen fokuseras oftast på mycket tekniska detaljer som rör t.ex. specifikationer av betalningsviljefunktioner, hanterandet av tillgång till substitut, påverkan på betalningsviljan av kännedom om miljöproblemen och användning av vattenförekomster. Vi vill dock betona att det finns en lång rad andra ställningstaganden att göra som är ännu mer grundläggande och som potentiellt påverkar resultaten i långt större utsträckning än de som vanligtvis testas i den akademiska litteraturen.

I en nypublicerad handbok i CBA finns ett kapitel om värdeöverföring baserat på aktuell litteratur (Håkansson, 2013). Kapitlet innehåller rekommendationer till hur värdeöverföring bör göras i policysammanhang, och i Box 5.1 sammanfattas några av dessa rekommendationer:

Box 5.1. Rekommendationer för värdeöverföring. Från Håkansson, 2013.

Vi rekommenderar att i första hand använda sig av transferering av så kallade punktvärdesestimater, snarare än av olika typer av funktionstransferering. (Val av tillvägagångssätt för värdetransferering)

Vi rekommenderar att inte använda värdetransferering om inte ett transfereringsfel på minst 25-40 procent är acceptabelt. (Validitet)

Vi anser att nyttotransferering används främst då det är stora direkta användarvärden iförhållande till de indirekta värdena. (Validitet)

Vi anser att det är mindre lämpligt att använda sig av nyttotransferering för icke familjära varor och tjänster än för familjära varor och tjänster. (Validitet)

Vi rekommenderar att vid en värdetransferering skall det eftersträvas att finna studieområden som är så lika policyområdet så möjligt. (Validitet)

Vi rekommenderar att vid punktvärdestransfereringar skall noggranna motiveringar ges om ett studieområde används, som har väsentligt skilda avstånd och antal substitut, i jämförelse med policyområdet. (Värdetransferering inom och mellan länder)

Vi rekommenderar att värdetransfereringar skall göras mellan länder (och områden inom landet) med liknande inkomstnivåer, liknande inkomstfördelning och liknande kulturella förhållanden. (Värdetransferering inom och mellan länder)

Vi rekommenderar att värderingsstudier som är äldre än tio år används med största försiktighet när en värdetransferering skall göras. (Värdetransferering över tiden)

Avsnitt 5.1 redogör för ett antal möjliga vägval kopplade till vår värdeöverföring, samt de vägval som gjorts. Avsnitt 5.2. preciserar vår metod ytterligare.

5.1 Vägvalsmöjligheter och metodutmaningar

Nedan listas några av de vägvalsmöjligheter som varit aktuella vid värdeöverföringen, och vi redogör också för de beslut som tagits avseende respektive punkt.

5.1.1 Enhet för överföringen

En grundläggande fråga är vilken enhet som ska användas för överföringen. Det är långtifrån självklart vilken enhet som ska användas – i princip bygger alla alternativ på implicita antaganden. Några möjliga alternativ kan vara:

Vägval 1:

- Aggregerad betalningsvilja per åtgärdsområde
- **Betalningsvilja per hushåll (eller per individ) per åtgärdsområde (valt alternativ)**
- Betalningsvilja per hushåll (eller per individ) och vattenförekomst
- Betalningsvilja per hushåll (eller per individ) och vattenareal

Vi konstaterar omgående att alternativ 1) är orimligt att använda i det här sammanhanget eftersom betalningsvilja skattas på individ-/hushållsnivå och befolkningsmängden i respektive åtgärdsområde bör därmed spela en roll för storleken på den sanna betalningsviljan. En rimlig metod är att multiplicera individens-/hushållets beräknade betalningsvilja med antalet individer/hushåll.

Vi konstaterar vidare att överföringen bör baseras på hushållets betalningsvilja snarare än individens betalningsvilja eftersom primärstudierna från Morsa och Odense bygger på detta tillvägagångssätt. Vidare bygger WTP-estimaten i primärstudierna på en viss summa *per år*. Därmed bygger våra beräkningar på en betalningsvilja per år och hushåll för någon av enheterna i alternativ 2), 3) eller 4).

Vad gäller frågan om överföringen ska gälla en betalningsvilja per åtgärdsområde, per vattenförekomst i ett åtgärdsområde eller per vattenareal i ett åtgärdsområde är dock möjligheterna mer öppna, och valet kan få stora konsekvenser för den samlade betalningsvilja som estimeras i slutändan. Ett förenklat exempel för att illustrera betydelsen av frågan ges i Box 5.2.

Box 5.2. Exempel knutet till val av enhet för överföringen.

Antag följande:

En värderingsstudie genomförs i ett område där det finns tre vattenförekomster, vardera med arealen 4 km². Betalningsviljefrågan gäller per hushåll och år för en förbättring av samtliga tre vattenförekomster. Total areal vatten: 12 km². Betalningsviljan skattas till 1000 kr per hushåll och år.

Vi vill överföra estimaten till ett policyområde där det finns tolv vattenförekomster, vardera med arealen 0,5 km². Total areal vatten: 6 km².

Vi kan då konstatera:

Om alternativ 2 (per hushåll och åtgärdsområde) väljs innebär det att vi antar att betalningsviljan per hushåll och år är 1 000 kr, oavsett mängden vattenförekomster och deras arealer.

Om alternativ 3 (per hushåll och vattenförekomst) väljs innebär det att vi i steg ett estimerar betalningsviljan per vattenförekomst som förbättras i studieområdet. Med ett antagande om att samtliga vattenförekomster är lika betydelsefulla kan vi konstatera att betalningsviljan per hushåll, år och vattenförekomst är 333,3 kr. En överföring med detta mått till policyområdet innebär att 333,3 multipliceras med 12 och vi får en betalningsvilja per hushåll och år för samtliga vattenförekomster i policyområdet som uppgår till ca 4 000 kr.

Om alternativ 4 (per hushåll och vattenareal) väljs innebär det att vi i steg ett estimerar betalningsviljan per ytenhet vatten som förbättras i studieområdet. Med motsvarande antagande som ovan (linjäritet) kan vi beräkna en betalningsvilja per hushåll, år och km² vatten till $1000 / 12 = 83$ kr. Applicerat på policyområdet: 83 multipliceras med arealen 6 km², vilket ger en total betalningsvilja som uppgår till ca 500 kr.

Variationen i betalningsvilja kan alltså vara mycket stor mellan alternativen ovan. Konstruerandet av ett intervall baserat på samtliga möjliga alternativ vore mycket krävande och kan ge viss lönlöshet i slutändan eftersom betalningsviljeintervallen skulle bli så stora att de inte är tillämpbara i policy. Det behövs därför ett ställningstagande kring vilket av alternativen som är mest rätt (minst fel).

Vårt grundantagande är i det här fallet att hushållen värderar miljöförbättringar i området som helhet och att det inte spelar stor roll hur många vattenförekomster som finns i området eller hur stor yta de har. Det här antagandet stöds också av Jensen et al. (2013) som hänvisar till ett flertal publicerade studier på Odense-datan, vilka har utvärderat s.k. scope-effekter (omfattningseffekter) och konstaterat relativt låg känslighet. Det mest rimliga är därför att utgå från alternativ 2, och därmed implicit anta att betalningsviljan per hushåll i ett åtgärdsområde är oberoende av mängden vattenförekomster samt deras yta.

5.1.2 Punktvärdes- eller funktionsöverföring?

Ett tekniskt ställningstagande som bör göras i samband med en värdeöverföring är huruvida ett punktvärde, en WTP-funktion, ett värde baserat på en metaanalys, eller en nyttofunktion ska överföras. Vi bygger det här i huvudsak på rekommendationer av Håkansson (2013) och Bateman et al. (2011).

Vägval 2:

- a) **Punktvärdesöverföring (valt alternativ)**
- b) Överföring av en WTP-funktion
- c) Överföring av värde/funktion baserat på metaanalys
- d) Överföring av en nyttofunktion

I Box 5.3. ges en översikt av de olika vägvalen, med tydliga rekommendationer.

Box 5.3. Översikt av överföringsmetoder. Från Håkansson, 2013.

TILLGÄNGLIGA METODER

Det finns i huvudsak två tillvägagångssätt för att göra en nyttotransferering, nämligen enhetstransferering och funktionstransferering. [...] Vid enhetstransferering transfereras ett **punktvärdeestimat** från ett eller flera studieområden till ett policyområde, med eller utan korrigering för inkomsteffekter. [...] Vid **funktionstransferering** transfereras istället en efterfrågefunktion eller en betalningsviljefunktion från ett studieområde, alternativt transfereras en **metaanalysfunktion** som är skattad med hjälp av information från flera studieområden, se Stycke 3.4. Ett tredje alternativ är att transferera en **nyttofunktion** baserad på information från ett eller flera studieområden. Funktionen används sedan för att skatta ett värde för policyområdet (Figur 1.b), se Stycke 3.4. [...]

Vi har i princip två huvudmetoder att välja mellan – punktvärdesöverföring och funktionsöverföring. För en metaanalysfunktion skulle krävas fler relevanta primärstudier och för överföring av en nyttofunktion krävs mer metodstöd för att avgöra huruvida metoden är tillämpbar: ”Mer kunskap om metoden behövs därför för att klargöra om (och när) metoden bör användas i policysammanhang.” (Håkansson (2013) s.312). Vi kan därför smalna in frågeställningen mot alternativ 1) punktvärdesöverföring eller 2) funktionsöverföring. Box 5.4. redogör för dessa två metoder i mer detalj.

**Box 5.4. Om punktvärdestransferering respektive funktionstransferering.
Från Håkansson, 2013.**

[OM PUNKTVÄRDESTRANSFERERING]

När transferering av ett punktvärdeestimat görs, antas indirekt att:

- I genomsnitt upplever en person i policyområdet samma nytta som en person i studieområdet/na.
- Policyområdet är identiskt med studieområdet/områdena, detta inkluderar att status quo, utgångsläget, för varan/tjänsten är detsamma liksom förändringen av varan/tjänsten.

Problemet är att människors preferenser i olika områden i allmänhet skiljer sig åt, exempelvis på grund av att tillgången till olika substitut skiljer sig åt, populationerna i de olika områdena har olika intressen till följd av olika kulturella bakgrunder, de har olika inkomster eller olikheter i andra socio-ekonomiska variabler. Att policy- och studieområdena är snarlika är inte heller sannolikt. Speciellt är det ovanligt att utgångsläget är detsamma i de olika områdena.

Om värdetransferering skall göras mellan olika områden (det finns stora regionala skillnader även i vårt land), eller länder, och om det är olika inkomstnivåer och skillnader i levnadskostnader mellan de olika områdena, bör ett inkomstkorrigerat punktvärdeestimat användas. [...]

[OM FUNKTIONSTRANSFERERING]

Vid funktionstransferering med hjälp av en originalstudie används statistiska modeller för att transferera information (hela funktioner) från denna studie till ett policyområde. [...]

Exempelvis, för en CV-studie där en öppen betalningsviljefråga används, open-ended, (Exempelvis: jag är villig att betala X kr/år.) kan betalningsviljefunktionen uttryckas som:

$$WTP = \beta_0 + \beta_1 * Q + \beta_2 * KS + \beta_3 * SK + e \quad (4)$$

där Q är karakteristika av den vara eller tjänst som skall värderas, KS är karakteristika av studieområdet (så som tillgång till substitut) och SK är socioekonomiska karakteristika (så som kön och ålder) av den berörda populationen. β_0 , β_1 , β_2 , β_3 är estimerade parametrar för studieområdet och e är en term för slumpmässigt fel.

Genom att substituera information om Q, KS och SK från studieområdet i Ekvation (4) med information om Q, KS och SK i policyområdet kan WTP beräknas för policyområdet (vänstra sidan av Ekvation 4).

[...]

Den största styrkan med att transferera hela funktioner är att fler variabler än inkomst beaktas. Den största bristen är att de variabler som väger tyngst i människors värderingar i studieområdet kanske inte är samma variabler som väger tyngst i policyområdet. Därför kan relevanta variabler för policyområdet bli exkluderade. En annan brist är, liksom i punktvärdetransfereringen, att det ofta saknas ett studieområde som har samma utgångsläge för den vara eller tjänst som efterfrågas i policyområdet.

Antagandena vad gäller punktvärdesöverföring är starka. Vad gäller det andra antagandet för punktvärdesöverföring ("policyområdet är identiskt med studieområdet/områdena, detta inkluderar att status quo, utgångsläget, för varan/tjänsten är detsamma liksom förändringen av varan/tjänsten") är det dock möjligt att detta även måste göras vid funktionsöverföring, dvs. det är i viss mån ofrånkomligt vid genomförandet av värdeöverföring. Vad gäller funktionsöverföring kan demografiska variabler beaktas i överföringen. Dock görs det implicita antagandet, som Håkansson (2013) antyder ovan, att variabler som ålder, kön, tillgång till substitut, etc. påverkar betalningsviljan på samma sätt i studieområdet och policyområdet. Mer om detta nedan. Vad gäller utgångsläget för varan eller tjänsten (i vårt fall rådande vattenkvalitet) finns samma problem om en punktvärdesöverföring istället väljs. En nyckelfråga är vilken av metoderna som tenderar att ge mest precisa (minst felaktiga) resultat. En annan avvägning gäller hur mycket komplexitet som bör läggas till i förhållande till storleken på precisionsökningen. Box 5.5 sammanfattar.

Box 5.5. Om skillnad i precision mellan olika metoder. Från Håkansson (2013).

Alla värdeöverföringar innehåller en viss grad av fel och transfereringsfelen mellan olika studier varierar mycket, både när det gäller mellan olika värderingsmetoder och inom sammavärderingsmetod. De varierar också mycket både inom och mellan länder och som tidigare omtalats är det fortfarande oklart om mer komplicerade former av transferering, såsom olika typer av funktionstransferering, skulle ge bättre resultat än punkttransferering. [...]

(s. 305). Generellt sett rekommenderas punktvärdestransferering framför de andra transfereringstillvägagångssätten. Detta då det är en förhållandevis enkel metod och inte nödvändigtvis ger sämre resultat än något av de mer komplicerade tillvägagångssätten. [...]

Bateman et al. (2011) utförde ett värdeöverföringstest inom projektet Aquamoney, bl.a. baserat på Morsa- och Odensestudierna. Fem liknande fallstudier kring vattenkvalitet användes och olika typer av värdeöverföringar genomfördes för att testa vilka metoder som gav bäst resultat. Studier gjordes i Belgien, Danmark, Norge, Litauen och Storbritannien för att bl.a. testa precisionen hos punktvärdesöverföring jämfört med funktionsöverföring. I Box 5.6. presenteras ett användbart citat från deras slutsatsavsnitt.

Box 5.6. Om punktvärdes- respektive funktionsöverföring. Från Bateman et al., 2011.

Our study findings suggest some broad and pragmatic guidelines for the future application of value transfers. Essentially we conclude that, where transfers involve broadly similar provision changes of similar goods across similar contexts, then simple mean value transfers are likely to give defensible welfare estimates. However, if any one of those similarities fails to hold then it is likely that value function transfers will reduce errors relative to means, particularly those functions are constructed from general economic theoretic principles to contain only those variables about which we have clear, prior expectations. While more complex and sophisticated functions may cater better for the context specific factors which determine value at any given study site, there is no guarantee that such contextual conditions will apply at policy sites. The different operation (or even omission) of contextual factors between sites is liable to generate substantial transfer errors.

While we hope that such simple guidelines will provide a positive contribution to applications of value transfer, they certainly do not conclude that debate. In particular the issue of what constitutes an acceptable similarity of provision change, good and context is something which requires further consideration. We deliberately engineered the present exercise to ensure that the provision change and good were practically identical across applications such that only the socio-economic context varied. However, it remains an open empirical question as to what variation in provision change, good and context is allowable before reliance upon simple mean transfers becomes unsafe. Nevertheless, we hope that the transfer protocol mapped out within the present paper will provide a useful framework both for developing practical value transfer guidance and for focusing future research in this area.

Bateman et al. (2011) konstaterade att när det gäller överföringar som gäller liknande förändringar av liknande varor vid liknande förhållanden, så fungerar punktvärdesöverföring bättre än funktionsöverföring. I deras fall konstateras att punktvärdesöverföring fungerar bättre än funktionsöverföring givet exkluderandet av Litauen. Huvudanledningen till att utelämna Litauen är den stora skillnaden i inkomst mellan Litauen och de övriga länderna.

Vad gäller just inkomst är det rimligt att anta att Sverige ligger på ungefär samma nivåer som Danmark och Norge, varför vi baserat på resultaten i Bateman et al. ser punktvärdesöverföring som en rimlig metod. Dock kan det finnas andra betydande olikheter mellan Danmark, Norge och Sverige samt även inom Sverige som behöver utredas. Bateman et al. (2011) tar upp följande variabler för att utvärdera likhet mellan fallstudierna:

1. Medelavstånd till området som ska förbättras
2. Medelavstånd till närmaste substitutområde
3. Köpkraftsjusterad inkomstnivå
4. Genomsnittlig ålder
5. Andel av respondenterna som bor i storstadsmiljö
6. Kön

Sverige som helhet är sannolikt som sagt någorlunda likt Danmark och Norge vad gäller inkomstnivå, och även vad gäller genomsnittlig ålder och könsfördelning, men i vårt fall är det rimligt att tänka sig att eventuella justeringar för dessa variabler bör ske på åtgärdsområdesnivå (snarare än nationellt) på grund av potentiellt betydande skillnader inom Sverige. Vad gäller (1) och (2) är det dock inte möjligt att få fram data – för detta skulle behövas mycket detaljerad GIS-data på personnivå. Vad gäller (3), (4), (5) och (6) kan data vid behov erhållas via offentlig statistik med hjälp av relevant GIS-underlag, men den här typen av dataframtagande är kostsam och varje ytterligare variabel som ska tas fram ökar kostnaden.

Bateman et al. (2011) konstaterar också att de funktioner som fungerat bäst vid värdeöverföring är de som bygger på vad som kan förväntas enligt ekonomisk teori, vilket innebär att kön, ålder och andel av befolkningen som bor i storstadsmiljö bör exkluderas från en funktionsöverföring. Kvar för en eventuell funktion är då (1), (2) och (3). Vad gäller (1) och (2) är det som konstaterats ovan inte möjligt att få fram de data som behövs. Vidare är det problematiskt att bedöma vad som är "vattenförekomsten" (som ska förbättras) och "substitutområdet". När det gäller en förbättring i ett helt åtgärdsområde finns ofta flera vattenförekomster och flera substitutmöjligheter, vilket komplicerar.

Resultaten i en värdeöverföringsstudie som presenteras av Östberg et al. (2013) bör också beaktas. I studien konstateras att variabler som rör t.ex. familjäritet och användning av vattenområdena förvisso ökar precisionen vid en överföring, men att effekten av att inkludera dessa variabler vid en funktionsöverföring är förhållandevis liten. Även för dessa variabler är det mycket krävande att få fram data för respektive avrinningsområde.

Den kvarstående variabeln som därmed är relevant för en funktionsöverföring är inkomst. När vi tittar på de värderingsfunktioner som presenteras i Morsa- och Odensestudierna är det dock tydligt att inkomsten inte förefaller påverka betalningsviljan i någon högre utsträckning. I vissa av funktionerna är inkomsten inte signifikant, i andra är effekten mycket liten. I det här sammanhanget gör vi därför bedömningen att en korrigering för inkomstnivåer påverkar WTP-estimaten i så liten utsträckning att effekten av att inkludera inkomst i en funktion är försumbar. Huruvida de här resultaten verkligen överensstämmer med de svenska åtgärdsområdena är svårt att bedöma, men bästa möjliga antagande givet ursprungsdata är att anta att inkomsten påverkar betalningsviljan i policyområdet på samma sätt som i studieområdet, dvs. i försumbar utsträckning.

Resonemangen ovan för oss till en punktvärdesöverföring. Vi har dock valt att sätta en "varningsflagg" i de åtgärdsområden där medianinkomsten är ovanligt hög respektive ovanligt låg (se Bilaga 1). Betalningsviljeestimaten bör i de här åtgärdsområdena betraktas med särskilt stor försiktighet. I de områden där medianinkomsten är låg finns risk för att nyttan har överskattats, och i de områden där medianinkomsten är hög finns risk för att nyttan har underskattats.

5.1.3 Hur hantera varierande status quo och avtagande marginalnytta?

Utgångsläget (status quo) i vattenkvalitet är olika mellan olika vattenförekomster och åtgärdsområden. Värdet av att förbättra vattenkvaliteten i ett område med ett dåligt utgångsläge till god status kan teoretiskt förväntas vara högre än i ett område där miljökvaliteten i utgångsläget är relativt bra. I sammanhanget bör det noteras att vi inte kan eller önskar värdera en förbättring i en enskild vattenförekomst, utan att vattenkvaliteten i ett helt åtgärdsområde förbättras.

För status quo finns i ett första läge två möjliga alternativ:

Vägval 3:

1. Antag att status quo påverkar betalningsviljan för en respektive flera klassers kvalitetsförbättring.
- 2. Antag att betalningsviljan för en respektive flera klassers kvalitetsförbättring är oberoende av status quo (valt alternativ)**

Vi baserar det valda antagandet (ovan) på de data som finns tillgängliga för Morsa och Odense. Det vore önskvärt att kunna använda olika WTP-estimat beroende av hur utgångsläget ser ut, men den stora variation i tillgängliga estimat som krävs är inte tillräcklig från primärstudierna och vi använder därför WTP-estimat för en respektive två klassers kvalitetsförbättring (se även avsnitt 5.1.7 och 5.1.8) och dessa används oberoende av nuvarande status i respektive åtgärdsområde.

Marginalnyttan av miljöförbättringar brukar teoretiskt antas avta med ökande miljökvalitet. Till exempel innebär det att betalningsviljan för att förbättra vattenkvaliteten med två klasser bör vara lägre än det värde man får om man dubblar betalningsviljan för att förbättra vattenkvaliteten med en klass. Det finns i huvudsak två möjliga alternativ för hur avtagande marginalnytta kan hanteras.

Vägval 4:

1. Bortse från att betalningsviljan kan antas vara avtagande och anta linjäritet.
- 2. Basera analysen på estimerade värden för en respektive två klassers förbättring (valt alternativ).**

Även det här beslutet baseras i hög grad på tillgänglig grunddata. I det här fallet kan vi härleda betalningsviljan för en vattenkvalitetsökning med en respektive två klasser separat och finner en tydligt avtagande marginalnytta (se även avsnitt 5.1.7. och 5.1.8.)

5.1.4 Hur hantera tillgång till substitut?

Mängden vattenförekomster i ett avrinningsområde (dvs. substitutmöjligheter) kan förväntas påverka betalningsviljan för att en enskild vattenförekomst ska förbättras. Två huvudval finns även här:

Vägval 5:

1. Korrigera betalningsviljan för antalet tillgängliga substitut.
2. **Antag att effekten av antalet substitut är noll (valt alternativ).**

För att kunna korrigera betalningsviljan för antalet tillgängliga substitut behövs en funktion som beskriver sambandet kvantitativt. Vidare behövs ett sätt att beskriva antalet substitut i policyområdet som a) låter sig göras praktiskt och b) stämmer överens med beskrivningen och sambandet mellan WTP och substituttillgång i primärstudien. I och med att vi bygger analysen på åtgärdsområdesskala och inte har möjlighet att kartlägga substitutmöjligheter för varje enskild individ (för detta skulle krävas mycket omfattande GIS-data) är det problematiskt att justera för antalet substitut. Detta skulle då behöva göras på åtgärdesområdesskala och i princip finns då bara två observationer att bygga en eventuell funktion på – medelbetalningsviljan i Morsa som funktion av antalet substitut (antalet vattenförekomster) i Morsa och medelbetalningsviljan i Odense som funktion av substitut (antalet vattenförekomster) i Odense. En sådan modellering låter sig inte göras med någon statistisk precision.

5.1.5 Hur hantera demografiska skillnader?

Demografiska faktorer, som populationsstorlek, åldersfördelning, utbildningsnivåer, inkomstnivåer, könsfördelning, etc. kan påverka betalningsviljan för förbättrad vattenkvalitet. I och med att punktvärdesöverföring genomförs (se avsnitt 5.1.2. för en motivering till detta beslut) kan dessa inte justeras för.

5.1.6 Var dra den geografiska gränsen där betalningsviljan kan antas vara noll?

Det har i tidigare studier visat sig att även personer som bor långt bort ifrån en vattenförekomst kan ha en betalningsvilja för att denna ska få förbättrad vattenkvalitet. Detta kan motiveras till exempel av existensvärden, dvs. man värderar en ökad vattenkvalitet i sig, även om man inte brukar vistas vid vattenförekomsten.

Vägval 6:

1. Antag att hushåll utanför åtgärdsområdet har en positiv betalningsvilja.
2. **Antag betalningsviljan noll för hushåll utanför åtgärdsområdet (valt alternativ).**

När det gäller värdering av ett enskilt åtgärdsområde kan det vara rimligt att anta att även personer utanför åtgärdsområdet har en positiv betalningsvilja för vattenkvalitetsförbättringar, men det är många kontextuella faktorer som styr var gränsen ska gå och hur stor betalningsviljan är, och data på individnivå, t.ex. avstånd till närmaste vattenförekomst i åtgärdsområdet, skulle krävas. Vidare kan

det bli mer komplicerat när många avrinningsområden förbättras samtidigt – finns fortfarande en betalningsvilja för grannområdet när betalningsviljan för det egna åtgärdsområdet är ”uttömd”? Vi väljer alternativ 2, ett antagande om att betalningsviljan är noll utanför respektive åtgärdsområde, och kan därför (i detta avseende) konstatera en minimiskattning av den sammanlagda betalningsviljan.

5.1.7 Överföra värden från CE-data eller CVM-data?

I Morsa- och Odensestudierna användes både Choice Experiment och CVM för att skatta betalningsviljan. Resultaten skiljer sig åt i viss mån mellan de olika metoderna. Rent teoretiskt finns inget som säger att den ena metoden skulle vara mer rättvisande än den andra, dock kan CE-metoden ge information om avvägningar mellan t.ex. olika miljöförbättringar på ett sätt som CVM inte förmår. Vidare bör bedömningen av huruvida värden från CE-data eller CVM-data ska användas bygga på tillgängliga estimat i primärstudierna.

Vägval 7:

1. Bygg analysen på CVM-data
- 2. Bygg analysen på CE-data (valt alternativ)**

Vi har valt att bygga analysen på CE-data på grund av att de betalningsviljeskattningar som gjorts i Morsa- och Odensestudierna bättre matchar relevanta kvalitetsklassförbättringar (t.ex. en klass respektive två klasser bättre) än CVM-data. Se avsnitt 5.2 för en precisering av de estimat som använts.

5.1.8 Poolning eller separata skattningar?

I och med att det finns två primärstudier (Morsa och Odense) finns följande möjligheter:

Vägval 8:

1. Använd Odensedata till åtgärdsområden som i någon mening liknar Odense och Morsadata till åtgärdsområden som i någon mening liknar Morsa
2. Slå samman estimat till ett medelvärde och använd detta medelvärde för samtliga svenska åtgärdsområden
- 3. Använd skillnaderna i betalningsvilja mellan studierna för att konstruera ett intervall för betalningsviljan (valt alternativ)**

Vi har undersökt möjligheterna att använda skattningar från Odensedata till åtgärdsområden som liknar Odense (och motsvarande för Morsa) t.ex. vad gäller miljöförhållanden, användning av området, klimat, naturtyper och omfattningen av miljöförbättringen som värderats. Vi ser dock en risk med det här angreppssättet på så sätt att det är svårbedömt vilken av dessa faktorer som är mest relevant att ”efterlikna” när svenska områden ska placeras in i ”Morsa-facket” eller ”Odense-facket”. Det finns i princip inget sätt att testa det här förfarandet och vi har därför

valt ett mer försiktigt angreppssätt där ett intervall har bildats i de fall data för en respektive två klassers förbättring finns från bägge studierna.

5.2 Precisering av vår överföringsmetod

Ovanstående ställningstaganden leder oss fram till en konkret metod för värdeöverföringen från Morsa- och Odensedata till svenska åtgärdsområden. I princip sker överföringen i fyra steg. Detaljer kring beräkningar etc. finns i Bilaga 1.

Steg 1. Kartläggning av svenska åtgärdsområden.

Genom data från uppdragsgivaren och SCB kartlades de svenska åtgärdsområdena baserat på t.ex. följande:

- vilka vattenförekomster som ingår i respektive åtgärdsområde
- hur dessa vattenförekomster ser ut m.a.p. ekologisk status, fysisk påverkan och eutrofieringsproblem
- population, inkomstnivåer och estimerat totalt antal hushåll i respektive åtgärdsområde
- åtgärdsområdenas ytmässiga storlek

Steg 2. Avgränsning, inkluderade åtgärdsområden samt vidare kartläggning.

- Vi har uteslutit 33 åtgärdsområden som endast innehåller kustvattenförekomster, alternativt där grundunderlag om inkluderade vattenförekomster saknas.
- Vi valde, för att ge överensstämmelse med de norska och danska studieområdena, att avgränsa överföringsstudien till åtgärdsområden som har ytan 0 - 3 000 km². Därmed utesluts 39 åtgärdsområden. Detta innebär att 175 av totalt 247 åtgärdsområden kvarstår. Anledningen till att större åtgärdsområden sorterats ut ur analysen är att vi bedömer att överföringen blir alltför osäker om dessa skulle inkluderas eftersom storleken på området då inte motsvarar scenarierna som använts i primärstudierna. De flesta av de områden som uteslutits på grund av sin storlek ligger i Bottenvikens och Bottenhavets vattendistrikt.
- Vidare bedömer vi att för att en överföring ska vara relevant ska det finnas eutrofierade vattenförekomster i åtgärdsområdet – en andra utsortering gjordes därför för de 14 åtgärdsområden inom storleksintervallet 0-3000 km² som inte har någon eutrofierad vattenförekomst. Kvar blev 161 åtgärdsområden till vilka en överföring kan göras.
- Därefter kartlades åtgärdsområdena baserat på andelen av vattenförekomsterna som är eutrofierade. Detta varierar i datamaterialet från ca 1 % till 100 % - en mycket stor variation. Givet diskussionen ovan i avsnitt 5.1 har vi dock valt att behandla samtliga dessa åtgärdsområden på samma sätt, dvs. vi antar t.ex. att

betalningsviljan för att 1 vattendrag av 50 (givet att bara 1 vattendrag är övergött i ett åtgärdsområde) ska förbättras är lika stor som betalningsviljan för att 50 vattendrag av 50 (givet att samtliga vattendrag är eutrofierade i ett åtgärdsområde) ska förbättras. Detta är ett starkt antagande. För att åtminstone delvis belysa den osäkerhet som det här angreppssättet för med sig har vi i dataanalysen satt upp en "varningsflagga" i åtgärdsområden där mindre än 20 % av vattenförekomsterna, respektive mer än 80 % av vattenförekomsterna, är eutrofierade, eftersom särskilt stor osäkerhet i värdeöverföringen kan förväntas för dessa åtgärdsområden. I områden där mindre än 20 % av vattenförekomsterna är eutrofierade finns en risk för att estimaten är överskattade. I områden där mer än 80 % av vattenförekomsterna är eutrofierade finns en risk för att estimaten är underskattade.

- e. I nästa steg bedömde vi nuvarande status för de inkluderade åtgärdsområdena. Status bedömdes på så sätt att vi tog typvärdet (vanligast förekommande värdet) för nuvarande ekologisk status för de vattenförekomster i respektive åtgärdsområde som är övergött. Statusklasserna benämndes enligt följande:
- Hög status: "Blå"
 - God status: "Grön"
 - Måttlig status: "Gul"
 - Otillfredsställande status: "Röd"
 - Dålig status: "Röd".

Statusklasserna "otillfredsställande" och "dålig" grupperades alltså till en gemensam klass ("Röd"). Anledningen till denna gruppering är att detta gjordes i primärstudierna.

Steg 3. Konstruerande av WTP-intervall

Baserat på CE-studierna i Morsa och Odense tog vi fram intervall för betalningsviljan för att eutrofierade vattenförekomster i ett åtgärdsområde förbättras. Relevanta betalningsviljeskattningar från studierna, dvs. skattningar som tydligt kan härledas till en viss klassförbättring av vattenförekomsterna i området, är enligt följande (Tabell 5.1):

Tabell 5.1. WTP per hushåll och år enligt originalstudierna för en respektive två klassers kvalitetsförbättring

Förbättringens storlek	Land	Förändring	WTP (2008) enligt originalstudierna
1 klass	Danmark	Röd till gul (sjöar)	57,2 Euro
1 klass	Danmark	Gul till grön (vattendrag)	67,9 Euro
2 klasser	Danmark	Röd till grön (sjöar)	71,2 Euro
2 klasser	Norge	Gul till blå (sjöar)	584 NOK

Baserat på dessa estimat, samt en korrigering beträffande köpkraftsparitet (PPP) och konsumentprisindex (KPI, ökning 2008-2012) fås slutliga intervall i SEK (se Tabell 5.2, uttryckta i 2012 års prisnivå). Se Bilaga 1 för detaljer kring dessa beräkningar.

Tabell 5.2. Slutliga intervall för betalningsvilja per hushåll och år.

WTP-intervall 1 klass förbättring		WTP intervall 2 klasser förbättring	
undre gräns	övre gräns	undre gräns	övre gräns
485,70 SEK	576,55 SEK	604,57 SEK	612,00 SEK

Steg 4. Överföring

Intervallen som redovisats i Tabell 5.2 ovan användes därefter för överföring till de åtgärdsområden som ingår i analysen. Följande metod användes för att sätta in rätt värden på rätt ställen i relation till vattenkvalitetsskalan:

- I de åtgärdsområden som klassats som "Röd" status används intervallet för 1 klass förbättring för att beräkna värdet av att nå "Gul" status, och intervallet för 2 klasser förbättring för att beräkna värdet av att nå "Grön" status. För dessa åtgärdsområden kan inget värde tas fram för nyttan av att nå "Blå" status, eftersom en förbättring med 3 klasser inte estimerats i primärstudierna.
- I de åtgärdsområden som klassats som "Gul" status används intervallet för 1 klass förbättring för att beräkna värdet av att nå "Grön" status, och intervallet för 2 klasser förbättring för att beräkna värdet av att nå "Blå" status.
- I de åtgärdsområden som klassats som "Grön" status används intervallet för 1 klass förbättring för att beräkna värdet av att nå "Blå" status.

Därefter multiplicerades intervallen för medelbetalningsvilja med beräknat antal hushåll i respektive åtgärdsområde för att få fram en total betalningsvilja för att nå "Gul", "Grön" samt (i möjliga fall) "Blå" status i respektive åtgärdsområde.

6 HUVUDSAKLIGA RESULTAT

Resultaten redovisas i sin helhet, för individuella åtgärdsområden, i Bilaga 1. Där finns även ytterligare detaljer kring beräkningar som genomförts. Följande övergripande resultat kan konstateras:

1. Den aggregerade betalningsviljan för att nå "Grön" (God) status varierar från ca 1 500 SEK per år i Norra Hälsinglands kust- och utsjövattens åtgärdsområde (undre delen av intervallet) till ca 112 miljoner SEK per år i Sydvästra Skånes åtgärdsområde (övre delen av intervallet). Den stora variationen beror i allra högsta grad av antalet hushåll i respektive åtgärdsområde (3 i Norra Hälsinglands kust- och utsjövattens åtgärdsområde och ca 195 000 i Sydvästra Skånes åtgärdsområde), men också utgångsläget spelar förstås roll för var betalningsviljeestimatet hamnar i slutändan i och med att antalet klassförbättringar som krävs för att nå "Grön" status är avhängigt av nuvarande vattenkvalitet. För att nå "Blå" status varierar betalningsviljan mellan ca 1 800 SEK per år och 119 miljoner SEK per år (samma åtgärdsområden).
2. Nuvarande status (gällande eutrofierade vattenförekomster) har i majoriteten av åtgärdsområdena klassats som "Gul", därefter kommer i frekvensordning "Röd" följt av "Grön".
3. "Varningsflagg" för särskilt stor osäkerhet i estimaten förekommer i ett antal åtgärdsområden. För dessa finns det skäl att vara extra försiktig vid praktisk tillämpning av estimaten på grund av risker för över- eller underskattningar.
 - a. Varningsflagg för åtgärdsområden med en lägre andel än 20 % eutrofierade vattenförekomster förekommer i 25 av åtgärdsområdena. För dessa kan det antas en viss risk för att betalningsviljeestimatet är överskattat.
 - b. Varningsflagg för åtgärdsområden med en högre andel än 80 % eutrofierade vattenförekomster förekommer i 47 av åtgärdsområdena. För dessa kan det antas en viss risk att betalningsviljeestimatet är underskattat.
 - c. Varningsflagg för åtgärdsområden med en låg medianinkomst (lägre än mittpunkten i den Sverigebaserade 2:a inkomstkvartilen [168 000 – 306 000 SEK/år]) förekommer i ett av åtgärdsområdena. I detta åtgärdsområde kan en viss risk för överskattning av betalningsviljeestimatet antas.
 - d. Varningsflagg för åtgärdsområden med en hög medianinkomst (högre än mittpunkten i den Sverigebaserade 3:e inkomstkvartilen [306 000 – 518 000 SEK/år]) förekommer i 12 av åtgärdsområdena. I dessa åtgärdsområden kan det antas en viss risk att betalningsviljeestimatet är underskattat.

OBS. Det bör här konstateras att betalningsviljeestimatet per åtgärdsområde inte utan vidare kan summeras för flera områden eller till en Sverige-total, utan bör betraktas som "allt annat lika-estimat" av förbättringar i enskilda åtgärdsområden. Morsa- och Odensestudierna bygger på en sådan "allt annat lika"-situation. Det är inte säkert att respondenter skulle värdera förbättringar i det egna området på samma sätt om de omkringliggande områdena har en bättre vattenkvalitet än den som förelåg vid tidpunkten för värderingen. Detta gäller trots att vi antagit att betalningsviljan utanför respektive åtgärdsområde är noll (i annat fall skulle risken för felskattning vid summering vara än mer påfallande). Vår bedömning är att det vid summering skulle kunna leda till en betydande överskattning av totalvärdena – en respondent med tillgång till många substitut (alltså vattenförekomster med god status) i närliggande åtgärdsområden kan förväntas ha en lägre betalningsvilja för förbättringar i det egna åtgärdsområdet. Vi har dock inget empiriskt stöd för detta antagande på åtgärdsområdesskala.

En notis i sammanhanget är att en summering av värden för flera åtgärdsområden kan vara rimlig givet att den aggregerade ytan av dessa åtgärdsområden inte överstiger 3 000 km². En sådan summering är i princip konsistent med den metod som använts för överföring i vår egen analys.

7 UTVÄRDERING

Att utvärdera resultaten av värdeöverföringen är en viktig del av arbetet, eftersom det kan avgöra hur resultaten bör tolkas. I denna utvärdering ingår att undersöka vilka de största osäkerheterna är och hur stora överföringsfelen kan vara.

Ett första steg i vår utvärdering är att göra en analys av de vägval som presenterats i avsnitt 5. Figur 7.1 sammanfattar i ett beslutsträd a) vilka vägval som gjorts b) i vilken mån vägvalen varit ”reella”, dvs. där vi själva bedömt vilken väg som är mest rimlig, eller ”nödvändiga”, dvs. i teorin en vägvalsmöjlighet men i praktiken för denna studie en nödvändig följd av tillgänglig primärdata och andra kontextuella faktorer, c) i vilken grad vägvalen som sådana kan förväntas leda till överföringsfel, samt d) en bedömning av huruvida det faktiska valet är en potentiell felkälla. Nedan går vägvalen igenom steg för steg för att ge förklaring till Figur 7.1.

Vägval 1. Enhet.

Valsituationen är ett reellt val och innebär i sig en mycket hög grad av osäkerhet, se Box 5.2 i avsnitt 5.1.1. Osäkerheten kan bedömas vara i storleksordningen hundra till flera hundratals procent. Vi har valt det angreppssätt som vi tror är mest rimligt för att få precision i överföringen men det kan inte uteslutas att valet ger ett betydande värdeöverföringsfel. Betalningsviljeintervallen avspeglar inte denna potentiella felkälla.

Vägval 2. Överföringsmetod.

Även denna valsituation är ett reellt val i princip, dock finns betydande begränsningar i vilka variabler som skulle kunna tas med i en analys baserad på funktionsöverföring, se avsnitt 5.1.2. Vi bedömer det potentiella felet till följd av överföringsmetoden som litet, möjligtvis i storleksordningen tio procent. Betalningsviljeintervallen avspeglar inte denna potentiella felkälla.

Vägval 3. Effekt av status quo.

Den här valsituationen innebär ett val som är nödvändigt utifrån tillgången till primärdata, det finns inte tillräcklig variation i betalningsviljeestimatet för att kunna kompensera för det faktum att utgångsläget (status quo) varierar. Det mest korrekta valet vore att kunna beräkna olika WTP-estimat beroende av utgångsläget, vilket innebär att vårt angreppssätt är suboptimalt (men nödvändigt). Vi bedömer att det potentiella felet till följd av den här felkällan ligger i storleksordningen tio till flera tiotals procent. Betalningsviljeintervallen avspeglar inte denna potentiella felkälla.

Vägval 4. Antagande om avtagande marginell WTP.

Den här valsituationen är i princip ett reellt val och en potentiell felkälla, men eftersom primärdata tillåter har vi valt en metod som innebär att storleken på felet minimeras, nämligen att använda primärdata för att konstatera specifika medelbetalningsviljor för en förbättring med en respektive två klasser.

Vägval 5. Hantering av substitut.

Primärdata och överföringskontext innebär att vi nödvändigtvis måste anta att tillgång till substitut inte påverkar betalningsviljan. Detta är ett suboptimalt val i och med att tidigare litteratur generellt konstaterar att tillgång till substitut de facto påverkar betalningsviljan. Vi bedömer att det potentiella felet till följd av den här felkällan ligger i storleksordningen tio till flera tiotals procent. Betalningsviljeintervallen avspeglar inte denna potentiella felkälla.

Vägval 6. Geografisk gräns för WTP

Här kan ett reellt val göras, dock finns tydliga begränsningar för vad som kan göras i praktiken. Primärdata tillåter inte en genomgående kvantitativ analys kring var en WTP-gräns, om den ligger utanför åtgärdsområdet, skulle ligga geografiskt. Det här innebär att mycket starka antaganden skulle behöva göras. Vi beslöt därför att dra gränsen vid gränsen för åtgärdsområdet, vilket (sett isolerat) leder till en sannolik underskattning av WTP. Det här kan dock vara rimligt i det kontext som analysen genomförs, se avsnitt 5.1.6. Vi bedömer att felkällan kan vara i storleksordningen flera tiotals procent till 100 procent, med en tydlig nedåt-bias. Betalningsviljeintervallen avspeglar inte denna potentiella felkälla.

Vägval 7. CE eller CVM

Den här valsituationen är i viss grad ett reellt val, och i viss grad en följd av de estimat som finns tillgängliga från primärstudierna. CE är som sådant bättre lämpat för att bedöma marginella effekter av miljöförbättringar, vilket är huvudorsaken till vårt val. Vidare uttrycks CE-estimat på ett betydligt tydligare sätt (en klass bättre respektive två klasser bättre) i primärdatan, vilket passar in i vår överföringskontext. Vi bedömer att den här potentiella felkällan kan leda till ett fel om ca tio till flera tiotals procent. Betalningsviljeintervallen avspeglar inte denna potentiella felkälla.

Vägval 8. Poolade data, separata skattningar eller intervall?

Denna valsituation är ett reellt val. Se avsnitt 5.1.8. för diskussion kring detta. Vi har valt att ta fram ett intervall baserat på bägge primärdataseten, vilket innebär att felkällan kan kontrolleras.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att det finns ett stort antal potentiella felkällor. Vissa av dem hanteras genom att göra ett vägval som minimerar felkällan eller genom ta fram ett intervall, andra felkällor kvarstår och storleksordningen på

felet kan vara mycket betydande, främst till följd av vägval 1 ("Enhet"). Det finns ingen möjlighet att analysera den här felkällan ytterligare – för att testa rimligheten i vårt vägval (som vi bedömer vara det felminimerande) krävs en primärdatastudie i något eller några av åtgärdsområdena.

Vi kan dock jämföra resultaten vad avser medelbetalningsviljan med andra studier som tidigare genomförts i Sverige.

En studie som bygger på vattenkvalitetsförbättringar i enlighet med kvalitetsklasser kopplade till vattendirektivet. Östberg et al. (2013) estimerar medelbetalningsviljan med hjälp av choice experiment för att förbättra ekologisk status i kustvatten (Himmerfjärden på ostkusten och 8-fjordar-området på västkusten). Studierna utvärderade betalningsviljan för att samtliga delar av kustvattnet (oberoende av status quo) skulle förbättras med en respektive två klasser. Studien konstaterar en medelbetalningsvilja motsvarande ca 265 – 391 SEK per hushåll och månad för en förbättring med en klass, samt ca 431-490 SEK per hushåll och månad för en förbättring med två klasser. Detta motsvarar 3 180-4 692 SEK per år för en förbättring med en klass, respektive 5 172 – 5 880 SEK per år för en förbättring med två klasser. Dessa siffror är betydligt högre än de intervall vi har från Morsa- och Odensestudierna. Två tekniska faktorer som kan vara relevanta orsaker till den här stora skillnaden är att betalningsviljan har estimerats per månad och inte per år, samt att även boende utanför studieområdet tillfrågats, dvs. det är inte samma gräns för WTP = 0 som vi använt i våra överföringar. Det är förstås också troligt att områdena specifikt i hög utsträckning påverkar betalningsviljan – områdena som var föremål för Östberg et al:s (2013) studier är välanvända rekreationsområden i kustmiljö i anslutning till Göteborg och Stockholm.

Jämförelsen är dock oroväckande eftersom den innebär att åtgärdsområdenas kontext sannolikt är mycket betydande för betalningsviljan. För att generera mindre osäkra estimat behövs därför ytterligare underlag kring t.ex. användningen av områdena.

Vidare kan det vara relevant att jämföra resultaten med den nyligen genomförda värderingsstudien inom forskarnätverket BalticSTERN (Ahtiainen et al., 2012). Studien bygger på CVM via en enkät riktad till representativa urval av befolkningarna i samtliga nio länder med kust mot Östersjön, inklusive Sverige. Studien bygger på ett scenario där vattenkvaliteten förbättras i Östersjöns öppna hav i linje med de målsättningar som finns inom Helcoms Baltic Sea Action Plan. Beskrivningen av miljöförändringen bygger på en detaljerad vattenkvalitetsstege som innehåller information om bl.a. siktdjup, bottenvegetation, fiskpopulationer och algblomningar. Medelbetalningsviljan för svenskar skattades till 83 Euro per person (OBS alltså inte per hushåll) och år, vilket motsvarar ca 770 kronor. En intressant observation är att medelbetalningsviljan för en förbättring som berör hela Östersjön inte är uppseendeväckande mycket högre än den betalningsvilja vi använt för enskilda åtgärdsområden (dock observera igen att denna skattning är på individnivå och våra primärstudier bygger på hushållsnivå). Detta kan vara en

indikation på att betalningsviljan kan vara okänslig för omfattningen av miljöförbättringen. Dock byggde studien på att endast marina områden förbättras (och alltså inte kustvatten). Det är möjligt att värdet av kvalitetsförbättringar i kustvatten (och inlandsvatten) skiljer sig från värdet av kvalitetsförbättringar i det öppna havet.

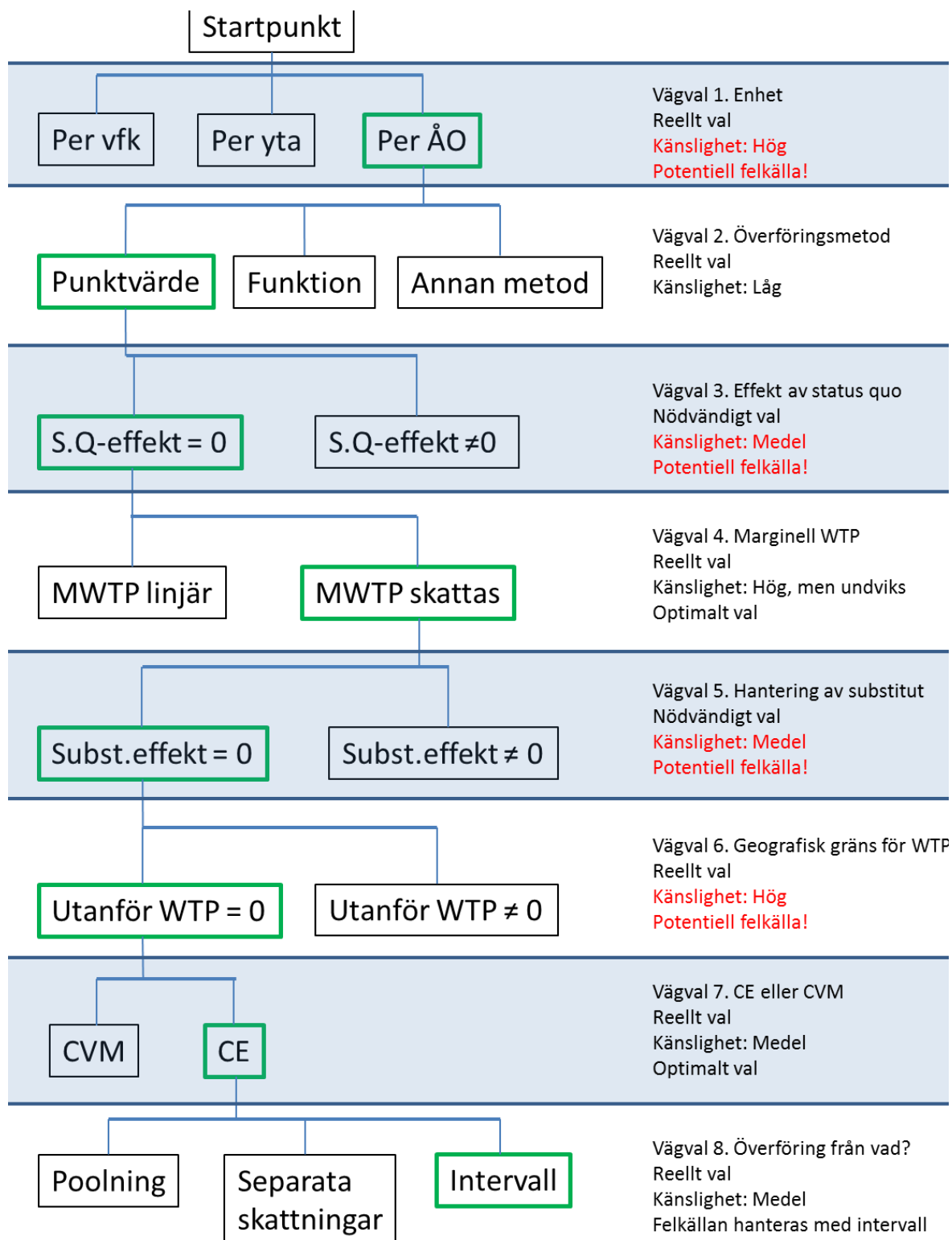
Två andra studier att jämföra resultaten med kan vara följande:

- Frykblom (1998) estimerar betalningsviljan för att minska utsläppen av näringsämnen till hälften i Laholmsbukten på svenska västkusten genom CVM. Medelbetalningsviljan uppskattades till 747 SEK per hushåll och år.
- Söderqvist & Scharin (2000) använder CVM för att skatta betalningsviljan för minskade utsläpp av näringsämnen i Stockholms skärgård. Scenariot skulle leda till ökat siktdjup med en meter. Medelbetalningsviljan uppskattades till 71 SEK per person och månad. Detta motsvarar 852 kronor per person (OBS, alltså inte per hushåll) och år.

Dessa studier är svåra att koppla till de exakta scenarier (vattenkvalitetsförbättring som bygger på en vattenkvalitetsstege) som våra primärstudier använt. Därför är resultaten inte direkt jämförbara med våra skattningar. Det kan dock konstateras att estimaten ligger i ungefär samma storleksordning som de skattningar vi har räknat med.

Sammanfattningsvis är det därmed svårt att bedöma hur väl överföringen ”matchar” resultaten från tidigare svenska värderingsstudier – de studier som är rimliga att jämföra med är på många sätt väsentligt skilda från det specifika scenario vi i denna rapport vill undersöka. För att mer precist kunna utföra en test av validiteten i värdeöverföringen krävs därför en eller flera primärstudier i Sverige, som bygger på liknande förhållanden som de vi studerar i denna rapport.

Figur 7.1. Huvudsakliga vägval och potentiella felkällor.



8 HUR VÄRDERA ANDRA MILJÖPROBLEM?

En viktig fråga för framtida analyser är hur andra miljöproblem än eutrofiering ska kunna värderas, i och med Morsa- och Odensestudiernas fokus på eutrofiering. Vi kan i vår analys endast säga något om värdet av förbättrad vattenkvalitet knutet till minskade eutrofieringseffekter, men vattenförekomsterna i Sverige är även berörda av t.ex. miljögifter och fysisk påverkan. I detta avsnitt redogör vi översiktligt för studier med koppling till miljögifter respektive fysisk påverkan, samt diskuterar hur man skulle kunna komma vidare med fördjupad analys.

8.1 Miljögifter

8.1.1 Definition och beskrivning av miljögifter i svenska sjöar och vattendrag

I detta avsnitt beskrivs summariskt omfattningen av problemet med miljögifter i svenska sjöar och vattendrag. Beskrivningen baseras på vad som framkommer i förvaltningsplanerna (2009-2015) för de fem olika vattendistrikten Södra Östersjön, Västerhavet, Norra Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken.

En generell slutsats är att förekomsten av kvicksilver är utbredd i vattenförekomster runtom i hela Sverige och att detta innebär att god kemisk status inte uppnås i något av vattendistrikten. I själva verket beräknas den klassgräns på 20 µg/kg för kvicksilver i biota som Vattendirektivet anger överskridas i Sveriges samtliga vattenförekomster. Givet detta är det förståeligt att förvaltningsplanerna presenterar omfattningen av miljögiftsproblemet som antingen inklusive eller exklusive kvicksilver för att inte kvicksilverproblematiken helt ska överskugga andra miljögifter. Avsnitten nedan följer samma struktur, dvs. kvicksilver betraktas som ett gemensamt (men i olika hög grad) problem i hela landet och likheter och skillnader mellan vattendistrikten har mer att göra med förekomsten av andra miljögifter.

Södra Östersjöns vattendistrikt 2009-2015 (Länsstyrelsen Kalmar län, 2009)

I Södra Östersjöns vattendistrikt är problembilden, i linje med de andra vattendistrikten, som störst längs kusten och i tätorterna. Precis som i resten av landet gör förekomsten av kvicksilver att ingen vattenförekomst bedöms uppnå god kemisk status. Det konstateras även att i ett litet antal sjöar, vattendrag och kustvatten överskrids gränsvärden för andra föroreningar, bland annat bekämpningsmedel. I vattendistriktet som helhet bedöms 250 ytvattenförekomster (7 % av sjöarna, 10 % av vattendragen och 65 % av kustvattnen) ha eller riskera problem med miljögifter (exkluderat kvicksilver). Förutom kvicksilver är de vanligaste föroreningarna kadmium och även i viss mån PAH, nonylfenol och

flouranten. Det finns även konstaterade fall med höga uppmätta halter av arsenik och bly i grund- och ytvatten.

Västerhavets vattendistrikt 2009-2015 (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2009)

I Västerhavets vattendistrikt finns ett stort antal raffinaderier, mekaniska verkstadsindustrier och petrokemisk och kemisk industri. Dessutom konstateras i Länsstyrelsen Västra Götalands län (2009) att Skandinavians största oljehamn, massa- och pappersbruk, sågverk och träimpregnering samt textilindustri finns i vattendistriktet. Problemen är allra störst längs kusten och i tätorterna. De industriella utsläppen av miljögifter har minskat kraftigt de senaste decennierna men negativa konsekvenser av tidigare industriell verksamhet kvarstår. Precis som i övriga landet innebär förekomsten av kvicksilver att god kemisk status inte uppnås i någon vattenförekomst i vattendistriktet. Andra föroreningar som nämns är t.ex. bekämpningsmedel och tungmetaller. Sammantaget bedöms ca 14 % av vattendragen, 83 % av sjöarna och 7 % av kustvattnen ej uppnå, eller riskera att ej uppnå, god kemisk status 2015.

Norra Östersjöns vattendistrikt 2009-2015 (Länsstyrelsen Västmanlands län, 2009)

Även i Norra Östersjöns vattendistrikt är problem med miljögifter störst vid kusten, hamnar, tätorter och industriområden. I förvaltningsplanen beskrivs att metallutvinning har bedrivits i stor skala och att problemen med föroreningar i stor utsträckning kan kopplas samman med gruv- och bruksområden. Föroreningsbilden är dock heterogen och innehåller t.ex. tungmetaller, pentaklorfenol och dioxin vilka kan innebära betydande risker för människors hälsa, grundvattnet och organismer i omgivande mark och ytvatten. Det sägs vidare att utsläpp från bräddning och avloppsreningsverk samt diffusa utsläpp från dagvatten och biltrafik orsakar föroreningar både i kustvatten och i sjöar och vattendrag. Precis som i Bottenhavet är användningen av bekämpningsmedel relativt liten men spår av denna typ av kemikalier i inlandsvatten förekommer ändå. I Länsstyrelsen Västmanlands län (2009) bedöms ca 14 % av sjöarna, 25 % av vattendragen och 24 % av kustvattnen i Norra Östersjöns vattendistrikt, utifrån mätvärden och påverkansanalys, ha eller riskera att ha, problem med miljögifter (exklusive kvicksilver).

Bottenhavets vattendistrikt 2009-2015 (Länsstyrelsen Västernorrland, 2009)

Det konstateras i Länsstyrelsen Västernorrland (2009) att omfattningen av problemet med miljögifter i Bottenhavets vattendistrikt är allra störst längs kusten, vid de större städerna och älvarna, dvs. på platser där industriell verksamhet pågått under lång tid och orsakat olika typer av utsläpp. Precis som i övriga landet finns ett stort problem med kvicksilver i vattendistriktet. I Länsstyrelsen Västernorrland

(2009) nämns även bly och blyföreningar, kadmium och organiska föreningar, läkemedelsrester från kommunala avloppsreningsverk, luftburna ämnen, metaller i anslutning till avrinnande vatten från gruvdrift (koppar, krom och zink) och spår av bekämpningsmedel. Sammantaget bedöms ca 520 av distriktets ytvattenförekomster ha problem med andra miljögifter än kvicksilver. Mer specifikt innebär detta att ca 10 % av sjöarna, 2 % av vattendragen och 70 % av kustvattnen i Bottenhavets vattendistrikt, utifrån mätvärden och påverkansanalys, har eller riskerar att ha, problem med miljögifter (exklusive kvicksilver).

Bottenvikens vattendistrikt 2009-2015 (Länsstyrelsen Norrbottens län, 2009).

Riskområden i Bottenvikens vattendistrikt konstateras vara i närheten av tätorter, hamnar och industriområden (t.ex. gruvor). I vattendistriktet är utbredningen av kvicksilver omfattande, framför allt i näringsfattiga sjöar och vattendrag med brunvatten, vilket gör att samtliga ytvatten klassas som att de inte uppnår god kemisk status. I övrigt är det få vattenförekomster som har konstaterade problem med miljögifter – i endast fyra sjöar och tre vattendrag i distriktet överskrider gränsvärden för andra föroreningar än kvicksilver. (Länsstyrelsen Norrbottens län, 2009). Detta utgör enligt våra beräkningar 0,2 % av sjöarna, 0,006 % av vattendragen och 22 % av kustvattnen. De vanligaste föroreningarna är kadmium, nickel och bly samt olika typer av organiska miljögifter.

8.1.2 Nyttja (eller undviken skada) av att minska förekomsten av miljögifter i sjöar och vattendrag

I föregående avsnitt gavs en mycket kortfattad beskrivning av miljögiftsproblematiken i de fem vattendistrikten. I detta avsnitt ges några exempel på studier som på något sätt värderat förekomst av miljögifter i ekonomiska termer. Då kvicksilver är ett så utbrett miljöproblem i svenska vattenförekomster har ett fokus för litteratursökningen varit att hitta studier av kostnader och nyttor kopplade till åtgärder som minskar förekomsten av/exponeringen för kvicksilver. Kvicksilver är ett allvarligt hot mot miljön och människors hälsa och kan t.ex. orsaka skador på centrala nervsystemet och fosterskador. En av de allra vanligaste exponeringsvägarna är via intag av insjöfisk, framför allt rovfisk som abborre och gädda (Länsstyrelsen Kronoberg, 2012). Av särskilt intresse för denna litteratursökning är därmed studier av hälsorelaterade nyttor till följd av minskad kvicksilverexponering via fiskkonsumtion. Dessutom presenteras exempel på hur förekomst av kadmium kan värderas utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Lutter, R., Mader, E., Knuffman, N., 2001

I denna studie från USA analyseras kostnader och nyttor med åtgärder för att minska utsläppen av kvicksilver från kolkraftverk och därmed exponeringen via

fiskkonsumtion. Ett huvudresultat är att kostnaden är betydligt större än de resulterande nyttorna i termer av hälsoriskminskningar. En anledning till detta menar författarna är att endast en liten del av den totala exponeringen för kvicksilver minskar genom reducerade utsläpp från kraftverk. I artikeln presenteras en uppskattning av totalkostnaden för strikt reglering mot kvicksilverutsläpp från kraftverk till mellan 1,1 – 1,7 miljarder dollar per år, vilket skulle resultera i ca 60 – 95 % reduktion av de totala kvicksilverutsläppen.

Lutter et al (2001) beskriver svårigheten i att ekonomiskt värdera hälsoriskminskningar till följd av minskad exponering för kvicksilver med hjälp av betalningsviljestudier på följande sätt:

“Yet small changes in finger tapping skills, hand-eye coordination, and the ability to recall names - changes found in affected individuals - are such specific and relatively minor health effects that the economics literature has not developed estimates of willingness to pay.” (Lutter et al, 2001, sid. 5)

Författarna drar slutsatsen att de 1,1 – 1,7 miljarder dollar det skulle kosta att minska utsläppen från kolkraftverk kraftigt överstiger den förväntade nyttan i form av förbättrad hälsa hos runt 10 000 barn, givet ett antagande att åtgärderna skulle minska den totala exponeringen i USA med endast 5 %. I detta fall var frågan om en familj skulle föredra en ekonomisk kompensation motsvarande 150 000 dollar istället för de mycket marginella hälsovinster som åtgärderna förväntades resultera i. Författarna drar slutsatsen att det verkar sannolikt att familjerna skulle välja kompensationen istället.

Trasande, L., Landrigan, P.J., Schechter, C., 2005

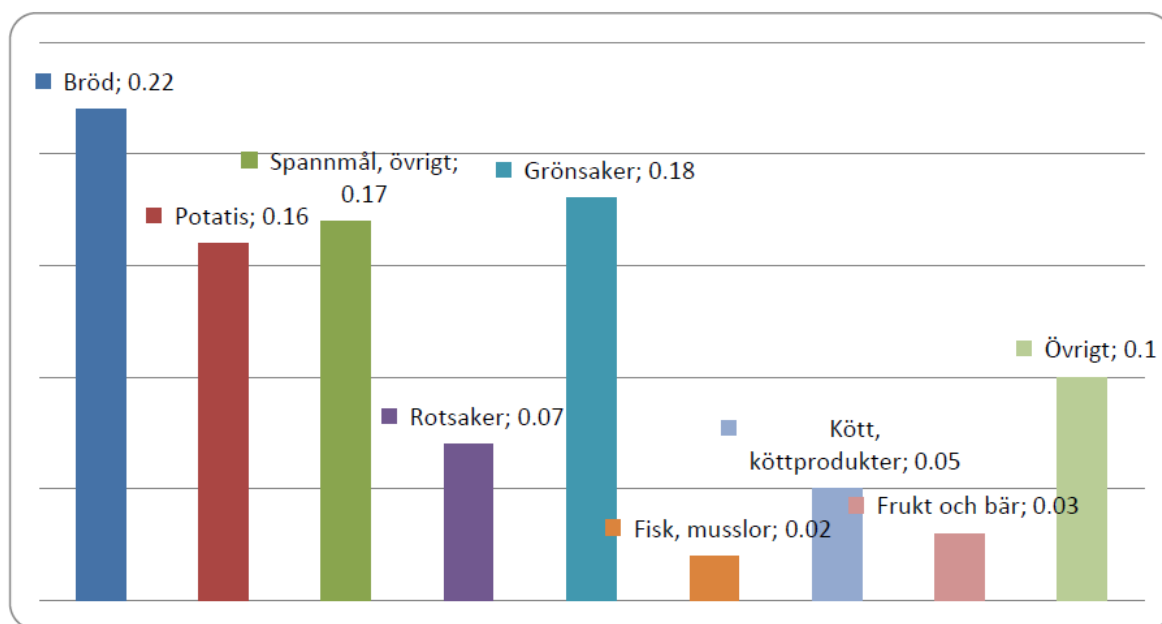
Denna studie tar avstamp i det faktum att USA:s motsvarighet till Naturvårdsverket (USEPA) på grund av åtgärdernas höga kostnader har saktat ner processen med att reducera utsläpp av kvicksilver från kolkraftverk. Utgångspunkten för studien är att kvicksilver orsakar IQ-förluster hos barn och att detta får konsekvenser i termer av minskad ekonomisk produktivitet för resten av livet hos dessa barn. Den minskade produktiviteten uppskattas till 8,7 miljarder dollar årligen, varav förluster motsvarande ca 1,3 miljarder dollar orsakas av utsläpp från kolkraftverk. Studiens huvudbudskap är alltså att genom att minska människors exponering för kvicksilver kan framtida stora samhällsekonomiska skador undvikas.

KemI, 2012

Denna studie bygger på att det finns ett samband mellan ökad risk för benskröhet och frakturer och intag av kadmium via mat. Den samhällsekonomiska kostnaden för frakturer som orsakas av kadmium i mat beräknas i studien till ca 4 miljarder kronor per år i Sverige. I denna kostnad ligger sådant som vårdkostnader på kort och lång sikt, kostnader för lägre livskvalitet, förkortad livslängd m.m. Figur 8.1

nedan visar hur olika typer av livsmedel bidrar till kvinnors (49-79 år) intag av kadmium. Av störst relevans för den ekonomiska betydelsen av miljögifter i svenska sjöar och vattendrag är förstås intaget av kadmium via fisk och skaldjur. Jämfört med samtliga livsmedelskategorier är dock intaget via fisk och skaldjur allra minst, endast 2 %. Förekomsten av kadmium i fisk och även konsumtionen kan dock vara större lokalt. I Länsstyrelsen Gävleborg (2010) presenteras mätresultat avseende kvicksilver, kadmium och cesium-137 i abborre från insjöar. I rapporten förklaras att det inte finns någon tydlig trend vad gäller halterna och att detta stärker slutsatserna från tidigare studier som visat att halter av kvicksilver och kadmium i abborre och gädda inte förändras över tid. Vid ett grovt antagande att 2 % av den totala kostnaden för kadmiumorsakade frakturer orsakas av fisk och skaldjur så skulle detta innebära sammanlagt 80 miljoner kronor. En del av denna kostnad härrör från konsumtion av fisk från svenska sjöar och vattendrag, även om denna typ av fiskkonsumtion är låg i Sverige (Livsmedelsverket, 2007). På Havsmiljöinstitutets hemsida konstateras att när det gäller konsumtionen av fisk och fiskprodukter är osäkerheten i existerande data så stor att Jordbruksverket inte har publicerat denna typ av uppgifter sedan år 2000 (<http://www.havsmiljoinstitutet.se/hav-och-samhalle/fiskkonsumtion/>). Detta gör att vi inte vågar oss på några antaganden om hur stor andel av den totala fiskkonsumtionen som avser insjöfisk men vi konstaterar ändå att samhällsekonomiska skador kan undvikas om exponeringen för kadmium via insjöfisk minskar.

Figur 8.1. Andel av kadmiumintag från olika livsmedel, kvinnor 49-79 år, år 1997. Källa: Keml, 2012, sid.20.



Ahlroth, S., Finnveden, G., 2011

I denna artikel presenteras värderingsfaktorer för att underlätta ekonomisk värdering av olika typer av miljöförändringar. Författarna har kombinerat scenariostudier, marknadspriser och fallstudier för att ekonomiskt kunna skatta skadekostnader för exempelvis förorening, global uppvärmning och eutrofiering. För denna studie, med fokus på miljögifter i sjöar och vattendrag, är det främst värdet som kan kopplas till humantoxikologi i en vidareutveckling av Ahlroth och Finnveden (2011) som skulle kunna bli användbart. Värderingsfaktorn för humantoxikologi är i Finnveden et al (2013) 2.81 kr per kg 1.4 DB-ekvivalent. Detta värde baserar sig på en vägning av flera föroreningar såsom arsenik, dioxin, bly, kadmium och kvicksilver vilka kan orsaka cancer, hjärt- och kärlsjukdomar m.m. Det antas att människors exponering för dessa miljögifter sker på många olika sätt, t.ex. via livsmedel som kan ha fraktats långa vägar. Förkortningen 1,4 DB står för 1,4 di-chloro-bensen som är ett kemiskt ämne. Andra ämnens toxicitet jämförs sedan med 1,4 DB och kan då uttryckas i 1,4 DB-ekvivalenter.

Tabell 8.1 visar två olika beräkningar av värderingsfaktorer för arsenik, dioxin, bly, kvicksilver och kadmium från Ahlroth och Finnveden (2011). Potentialen för att använda sig av värderingsfaktorer vid värdering av de samhällsekonomiska skadorna till följd av intag av kadmium och kvicksilver genom konsumtion av fisk från svenska sjöar och vattendrag skulle behöva utredas vidare.

Tabell 8.1. Värderingsfaktorer för miljögifter. Källa: Ahlroth och Finnveden (2011).

Damage value for toxic pollutants. SEK per 1,4-DB equivalent when different pollutants are used as a basis for the calculations.

	ExternE ^a	Espreme ^b
Arsenic	0.002	0.005
Dioxin (TCDD)	0.18	0.18
Lead	11.49	4.40
Mercury	9.00	12.00
Cadmium	0.001	0.004

^a ExternE-Pol/Beta database.

^b Espreme (2008).

8.1.3 Är värdeöverföring till svenska sjöar och vattendrag möjlig eller behövs primärstudier?

Ovanstående genomgång ger exempel på studier av åtgärds-kostnader för minskade utsläpp av miljögifter (kvicksilver) och även beräkningar av skadekostnader till följd av exponering för miljögifter (kvicksilver och kadmium). Om negativa hälsoeffekter såsom exempelvis benskörhet och frakturer, fosterskador och lågt IQ hos barn kan undvikas innebär detta en samhällsekonomisk nytta. Det finns dock uppenbara

svårigheter att överföra de exemplifierade beräkningarna för kvicksilver från USA då de baseras på åtgärder inom och skadekostnader på grund av kolkraft. I Sverige bedrivs ingen inhemsk kolkraftsproduktion (även om import sker). Åtgärder för att reducera förekomsten av kvicksilver i svenska sjöar och vattendrag måste därför riktas åt annat håll. När det gäller skadekostnaderna till följd av kvicksilver kan dessa mycket väl ha sin orsak i kolkraftsproduktion, men då utanför landets gränser. Generellt kan konstateras att det finns ett behov av primärstudier av värdet av att minska förekomsten av miljögifter i svenska sjöar och vattendrag. Nedan diskuteras några potentiella möjligheter för detta.

I Sverige finns sedan 2009 ett totalförbud mot kvicksilver men detta hindrar inte att kvicksilver når miljön från andra länder via atmosfäriskt nedfall. Sverige har i internationella sammanhang länge verkat för ett globalt förbud för kvicksilver, vilket uppnåddes i januari 2013 (<http://www.regeringen.se/sb/d/16903/a/207479>) och det kunde vara en intressant möjlighet att studera den s.k. *politiska betalningsviljan* för detta förbud i Sverige. En möjlighet till ekonomisk värdering är nämligen att studera den politiska betalningsvilja som avslöjas av miljöpolitiska beslut. Med detta menas den kostnad som uppstår för att realisera beslutet. Metoden har en svag koppling till ekonomisk teori eftersom det är långt ifrån självklart att kostnaden för att realisera politiska beslut ger information om medborgarnas samlade betalningsvilja för det som beslutet gäller. Det kan ändå finnas beslut som någorlunda starkt återspeglar medborgarnas åsikter. Kanske har beslutet föregåtts av en intensiv diskussion, där många olika gruppers åsikter har kommit till uttryck och dessutom gått i samma riktning. I det här fallet skulle det vara av intresse att utreda den politiska betalningsvilja som mer specifikt kan kopplas till beslut rörande minskad förekomst och exponering av kvicksilver via svenska sjöar och vattendrag.

En annan potentiell möjlighet till ekonomisk värdering av miljögifter i svenska sjöar och vattendrag är att närmare utreda möjligheterna att tillämpa de värderingsfaktorer som Ahlroth och Finnveden (2011) har utvecklat. För att de ska kunna användas krävs information om hur exponeringen av exempelvis kadmium och kvicksilver genom intag av insjöfisk faktiskt ser ut.

En ny betalningsviljestudie skulle kunna ge mer specifik information om hur människor värderar ett givet förbättringsscenario avseende miljögifter i exempelvis ett helt vattendistrikt eller i ett urval av vattenförekomster. Nackdelen är vad som tidigare konstaterats av bl.a. Lutter et al (2001) att de hälsoförbättringar som verkar rimliga att åstadkomma ofta är marginella men ändå kostsamma för samhället om de ska genomföras.

Till sist bör nämnas att Naturvårdsverket (2008) med hjälp av en choice experiment analys har studerat betalningsviljan för att uppnå sex av de nationella miljökvalitetsmålen; Frisk luft, Levande sjöar och vattendrag, Levande skogar, Ett rikt odlingslandskap, Myllrande våtmarker och Hav i balans samt levande kust och skärgård. Studien visar bl.a. att attributet för djur och växter rangordnas högst, följt av människans hälsa och att attributet för kulturvärden värderas lägst. De

miljökvalitetsmål som värderas högst är havsmålet följt av målet om sjöar och vattendrag. För det senare av dessa två mål sätter respondenterna ett större värde på hälsa än rekreativsmöjligheter. Attributet "Människans hälsa och fritid" har dock ingen koppling till negativa hälsoeffekter på grund av miljögifter utan handlar om tjänligt badvatten utan skadliga bakterier och algbloomningar. En värdeöverföring kopplad till minskad förekomst av miljögifter i sjöar och vattendrag låter sig därför inte göras rakt av från dessa skattningar men det är ändå intressant att notera att hälsoaspekterna som kan kopplas till miljömålet Levande sjöar och vattendrag är så pass viktiga för människor.

8.2 Fysisk påverkan

8.2.1 Definition och beskrivning av fysisk påverkan Sverige

Fysisk påverkan eller hydromorfologiska förändringar innebär ändringar av en vattenförekomsts fysiska karaktär vilka orsakats av människan. Dessa förändringar kan leda till ändrade livsbetingelser för såväl vattenlevande som landlevande organismer i eller i närheten av vattenförekomster. Fysisk påverkan delas ofta in i tre olika typer; hydrologisk regim, morfologiska förhållanden respektive påverkan från olika vandringshinder, s.k. kontinuitet. I diskussionen i anslutning till detta uppdrag är det främst fysisk påverkan på inlandsvatten som är i fokus. För att kunna bedöma den ekologiska statusen hos en vattenförekomst har kvalitetsfaktorer med tillhörande bedömningsgrunder tagits fram (se Naturvårdsverket 2007, bilaga C).

Hydrologisk regim är kvalitetsfaktorn för att bedöma de förändringar i en vattenförekomst som uppstår till följd av påverkan på kvantitet och dynamik i vattenflöden. Dessa förändringar kan exempelvis vara ändrat vattenstånd eller förändrade vattenflöden till följd av dämning, reglering eller vattenuttag. De vattendrag som påverkas av regleringen är de som ligger nedströms platsen för regleringen samt sjön eller magasinet uppströms dammanläggningen. Morfologiska förhållanden är kvalitetsfaktorn för att bedöma de förändringar i en vattenförekomst som uppstår till följd av t.ex. vägbyggen, skogs- och jordbruk samt bebyggelse och anläggningar av olika former. Sådana förändringar kan inverka på livsmiljöer för det biologiska livet i sjöar och vattendrag. Exempel på denna typ av påverkan är förändrat utseende av botten utseende till följd av ex. rensning eller ändrade strömförhållanden i ett vattendrag. Kontinuitet är kvalitetsfaktorn för att bedöma de förändringar i en vattenförekomst som påverkar möjligheten till spridning och fria passager för djur, växter och näringsämnen. Kontinuiteten kan försämrats genom att förbindelse mellan vattendragssträckor hindras i form av byggande av dammar eller felaktigt placerade vägtrummor. Detta är ett stort problem för olika organismers möjlighet till förflyttning och spridning. En del av kontinuitetsförändringarna kan bero på fragmentering. Fragmentering innebär t.ex. avsnörda fiskpopulationer. Detta innebär en risk för inestängda populationers genetiska utarmning. Miljöproblem till följd av kontinuitet kan också innebära försämrade möjligheter för

havsvandrande fisk att vandra från vattendragen ut till hav och sjöar för att växa. Det kan också innebära svårigheter för dem att återvända till dessa vattenförekomster för lek (Naturvårdsverket 2007). Generellt så varierar graden av fysisk påverkan mycket och ofta förekommer påverkan från flera av typerna samtidigt.

Nedan beskrivs hydromorfologisk påverkan i ytvattenförekomster för de fem svenska vattendistrikten. Gällande de begrepp som används i Tabellerna 8.2, 8.3, 8.5 och 8.6 ingår "Flödesförändringar" och "Vattenuttag" i det som ovan kallas "Hydrologisk regim". Sammanställningen baserar sig på förvaltningsplanen för 2009-2015 för respektive vattendistrikt.

Södra Östersjöns vattendistrikt

Tabell 8.2 illustrerar hydromorfologisk påverkan i ytvattenförekomster i Södra Östersjöns vattendistrikt. Totalt sett är 478 sjöar och 968 vattendrag utpekade som vattenförekomster i distriktet.

Tabell 8.2. Miljöproblem relaterade till fysisk påverkan i ytvattenförekomster i Södra Östersjöns vattendistrikt (Tabell 26, sid. 94, Vattenmyndigheten Södra Östersjön 2010).

Fysisk påverkan i vattenförekomster	Vattendrag (andel av totalt antal vattendrag)	Sjöar (andel av totalt antal sjöar)
Vattenuttag	47	1
Flödesförändringar	71 (ca 7 %)	18 (ca 4 %)
Kontinuitetsförändringar	462 (ca 50 %)	27 (ca 5 %)
Morfologiska förändringar	444 (ca 45 %)	11 (ca 2 %)

Från Tabell 8.2 kan det konstateras att det är främst kontinuitetsförändringar och morfologiska förändringar i vattendrag som är mycket stora miljöproblem i ytvattenförekomster i Södra Östersjöns vattendistrikt. Problemen med flödesförändringar är inte särskilt utbredda. Södra Östersjöns vattendistrikt har en relativt begränsad vattenkraftsutbyggnad jämfört med övriga vattendistrikt i landet. Miljöproblem med vattenuttag från ytvattenförekomster i Södra Östersjöns vattendistrikt är relativt begränsade, men förekommer lokalt i sydöstra Sverige, t.ex. i skärgården samt i Skåne (Vattenmyndigheten Södra Östersjön 2010).

Västerhavets vattendistrikt

Totalt sett är 772 sjöar och 1 671 vattendrag utpekade som vattenförekomster i distriktet. I Västerhavets vattendistrikt har fokus varit på miljöproblem som miljögifter, försurning och eutrofiering snarare än hydromorfologiska förändringar. För många av vattenförekomsterna saknas data för att kunna bedöma kontinuitetsförändringar, morfologiska förändringar samt flödesförändringar i vattendistriktet. Vattenförekomster som har eller är i risk att ha problem med flödesregleringar i Västerhavets vattendistrikt förekommer främst i Värmland samt längs Hallandskusten. Problem med kontinuitetsförändringar i vattenförekomster i Västerhavets vattendistrikt är relativt utbredda över hela vattendistriktet (Vattenmyndigheten Västerhavet 2010).

Norra Östersjöns vattendistrikt

Tabell 8.3 illustrerar hydromorfologisk påverkan i ytvattenförekomster i Norra Östersjöns vattendistrikt. Totalt sett är 340 sjöar och 623 vattendrag utpekade som vattenförekomster i distriktet.

Tabell 8.3. Miljöproblem relaterade till fysisk påverkan i ytvattenförekomster i Norra Östersjöns vattendistrikt (Tabell 32, sid. 95, Vattenmyndigheten Norra Östersjön 2010).

Fysisk påverkan i vattenförekomster	Vattendrag (andel av totalt antal vattendrag)	Sjöar (andel av totalt antal sjöar)
Vattenuttag	0	1
Flödesförändringar	52 (ca 10 %)	6 (ca 2 %)
Kontinuitetsförändringar	325 (ca 50 %)	89 (ca 25 %)
Morfologiska förändringar	286 (ca 45 %)	99 (ca 30 %)

Vattenuttag utgör inget stort problem i distriktet. Norra Östersjöns vattendistrikt har, jämfört med övriga vattendistrikt i landet, en ganska begränsad vattenkraftsutbyggnad. Det finns dock några vattensystem där vattenkraftsutbyggnaden är relativt omfattande. Det är främst kontinuitetsförändringar och morfologiska förändringar som utgör betydande problem i Norra Östersjöns vattendistrikt. Detta gäller vattendragen i hög utsträckning men även sjöarna i relativt stor utsträckning.

Tabell 8.4 ger en något mer detaljerad bild över de hydromorfologiska förändringarna i Norra Östersjöns vattendistrikt. En mycket stor del respektive stor del av de vattendrag som rinner genom jordbruksmark respektive skogsmark är rätade. Detta görs t.ex. för att förbättra dräneringen av jordbruks- och skogsmark.

Uträtade och rensade vattendrag saknar till stor del den diversitet och de livsmiljöerna som ett naturligt slingrande vattendrag har. Det leder till försämrade livsbetingelser för t.ex. bottenlevande djur och fiskar. 383 sjöar har sänkts en eller flera gånger vilket motsvarar en stor omfattning av sjösänkningar i distriktet. Detta leder till påskyndande av igenväxningsprocessen och ökad eutrofiering. Dammar och markavvattningsföretag påverkar flöden och vattenstånd. Dammar kan även utgöra vandringshinder och det finns även en hel del övriga vandringshinder i vattendistriktet. Vägövergångar har gjorts för att minska negativa effekter av försämrad kontinuitet. Utöver Tabell 8.4 är även den ökande exploateringen av strandnära områden ett växande problem i distriktet.

Tabell 8.4. Kvantifiering av några typer av fysiska störningar i Norra Östersjöns vattendistrikt. (Tabell 31, sid. 93, Vattenmyndigheten Norra Östersjön 2010).

Markavvattningsföretag	6 442 st
Dammar	945
Övriga vandringshinder	2 825 st
Antal km vattendrag (som utgör vattenförekomst) genom jordbruksmark	2 200 km
Antal km vattendrag (som utgör vattenförekomst) genom skogsmark	1 400 km
Vägövergångar	4 929 st
Antal sänkta sjöar	383 st

Bottenhavets vattendistrikt

Tabell 8.5 illustrerar hydromorfologisk påverkan i ytvattenförekomster i Bottenhavets vattendistrikt. Totalt sett är 3 723 sjöar och 7 379 vattendrag utpekade som vattenförekomster i distriktet.

Tabell 8.5. Miljöproblem relaterade till fysisk påverkan i ytvattenförekomster i Bottenhavets vattendistrikt (Tabell 34, sid. 104, Vattenmyndigheten Bottenhavet 2010).

Fysisk påverkan i vattenförekomster	Vattendrag (andel av totalt antal vattendrag)	Sjöar (andel av totalt antal sjöar)
Vattenuttag	1	0
Flödesförändringar	543 (ca 7 %)	301 (ca 8 %)
Kontinuitetsförändringar	1 548 (ca 21 %)	960 (ca 26 %)
Morfologiska förändringar	1 452 (ca 20 %)	508 (ca 14 %)

Problem med vattenuttag är mycket begränsade för sjöar och vattendrag i Bottenhavets vattendistrikt. Även problem relaterade till flödesförändringar är relativt små. De största miljöproblemen uppstår till följd av kontinuitetsförändringar och morfologiska förändringar. Dessa är ungefär jämnt fördelade mellan de två typerna av fysisk påverkan samt mellan sjöar och vattendrag. Fysisk förändring ses som ett stort miljöproblem i Bottenhavets vattendistrikt och bedöms kräva omfattande åtgärder för att nå god ekologisk status.

Bottenvikens vattendistrikt

Tabell 8.6 illustrerar hydromorfologisk påverkan i ytvattenförekomster i Bottenvikens vattendistrikt. Totalt sett är 1 919 sjöar och 4 299 vattendrag utpekade som vattenförekomster i distriktet.

Tabell 8.6. Miljöproblem relaterade till fysisk påverkan i ytvattenförekomster i Bottenvikens vattendistrikt (Tabell 7.1, sid. 105, Vattenmyndigheten Bottenviken 2010).

Fysisk påverkan i vattenförekomster	Vattendrag (andel av totalt antal vattendrag)	Sjöar (andel av totalt antal sjöar)
Vattenuttag	-	-
Flödesförändringar	110 (ca 2 %)	90 (ca 5 %)
Kontinuitetsförändringar	1 077 (ca 25 %)	260 (ca 13 %)
Morfologiska förändringar	1 452 (ca 35 %)	95 (ca 5 %)

En betydande del av Sveriges vattenkraftsproduktion sker i Bottenvikens vattendistrikt. Åtta av distriktets älvar är mer eller mindre utbyggda för vattenkraft. Med sammanlagt 56 kraftverk står de för ca 40 % av Sveriges totala vattenkraftsproduktion. Vattenkraftsproduktionen har gjort att förhållandena ändrats drastiskt för de djur och växer som lever i dessa vatten. I de flesta skogsälvar har en omfattande flottning bedrivits. För att underlätta flottningen har rensningar av vattendrag samt bygge av dammar förekommit. Detta har försämrat lek- och uppväxtområden samt lett till att flera arter minskat i antal. I Bottenvikens vattendistrikt finns ca 1 500 mil flottleder varav ca 2/3 återstår att biotopåterställas. Andra vandringshinder i Bottenvikens vattendistrikt är de över 500 dammarna. I distriktet finns även ca 1 100 hindrande trummor kartlagda, mörkertalet är dock stort och den verkliga siffran är sannolikt flera gånger större. Siffran för kontinuitetsförändringar i Tabell 8.6 är därför troligen underskattad.

8.2.2 Värderingsstudier av fysisk påverkan

I följande avsnitt ges exempel på, framförallt svenska, värderingsstudier som skattat det ekonomiska värdet av olika typer av hydromorfologiska förändringar. De flesta av studierna har gjorts i ett sammanhang som inkluderar vattenkraftsproduktion men de kan omfatta flera typer av fysisk påverkan. Det bör beaktas att nedanstående lista på värderingsstudier relaterade till fysisk påverkan inte ska ses som komplett.

Kataria (2006) har värderat hydromorfologiska förändringar relaterade till främst vattenkraftsproduktion i en CE-studie. I studien har miljöattributen fisk, fågel, bottenlevande djur samt erosion och växtlighet värderats. Studien omfattar således samtliga de tre olika typerna av fysisk påverkan som beskrivits ovan. Genom attributen värderas t.ex. kontinuitetsförändringar såsom vandringshinder, morfologiska förändringar såsom effekter på bottenlevande djur samt hydrologisk regim såsom ändrat vattenstånd. Den totala årliga betalningsviljan för enskilda attribut har skattats till mellan 900-1 200 kronor per hushåll. Betalningsvilja för en kombination av de olika attributen skattades till maximalt 1 700 kronor per hushåll.

Håkansson (2009) värderar ett ökat antal vilda laxar i Vindelälven. Denna studie kan alltså tolkas som en värdering av minskade negativa effekter av kontinuitetsförändringar och av hydrologisk regim som ex. vandringshinder och vattenreglering. I värderingsscenariot antas att en laxtrappa byggs vilket ökar antalet laxar som kan vandra upp i älven för att leka. Medelbetalningsviljan för att öka antalet vilda laxar som leker från 3 000 till 4 000 per år skattades till mellan 43-51 kronor per person. Den totala årliga betalningsviljan för samma förändring skattades till mellan 96-517 MSEK.

Johansson och Kriström (2011) har bl.a. studerat betalningsviljan för att öka flödet Klumpströmmen som är en flodarm i Ljusnan. I Ljusnan ligger Dönje kraftverksstation. Ett ökat flöde i Klumpströmmen skulle leda till förbättrade förhållande för lek och yngel för harr och öring. Ett ökat vattenflöde i Klumpströmmen kommer även att förbättra de ekologiska förhållandena i vattnet samt öka de estetiska värdena på platsen. Medelbetalningsviljan för att öka vattenflödet i Klumpströmmen skattades till ca 300 kronor per hushåll över en femårsperiod.

Sundqvist (2002) har värderat miljöpåverkan till följd av vattenkraftsproduktion. I studien värderas attributen vattennivå, erosion, vegetation och fiskbestånd. Värdet av attributen uttrycks som prisförändringar i elpriset per kWh. Betalningsviljan för att bevara hela fiskbeståndet var 1.76 öre per kWh och för halverad inverkan av erosion var betalningsviljan 1.41 öre per kWh.

Det finns även en rad exempel på svenska värderingsstudier som värderat förbättrade fiskeförhållanden i svenska älvar, (se ex. Appelblad 2001, Laitila och Paulrud 2002 och 2003). Sådana förbättringar har i studierna uttryckts som ökad fångst för fritidsfiskare. Det är troligt att åtminstone en del av dessa förbättringar skulle kunna uppnås till följd av minskad fysisk påverkan i de undersökta älvarna.

8.2.3 Tillämpning av värderingsstudier i Sverige

De värderingsstudier som presenterats ovan är utförda i Sverige. Det är därför troligt att förutsättningarna för att göra en värdeöverföring av dessa studier för att värdera fysisk påverkan nationellt är goda. Flera av studierna handlar om påverkan till följd av vattenkraftsproduktion. Förutsättningarna för värdeöverföring av dessa studier för att värdera effekter av vattenkraftsproduktion är troligen mycket bra. Det som dock bör beaktas är att dessa studier troligen endast kan överföras för att värdera påverkan till följd av vattenkraftsproduktion.

Fysisk påverkan kan även uppstå till följd t.ex. av rätning och rensning av vattendrag, dränering, avvattning, flottning av timmer, infrastrukturprojekt, exploatering eller jord- och skogsbruk. När orsaken till fysisk påverkan i ett vattendrag skiftar så varierar troligen även miljöpåverkan på vattendraget. Detta innebär att det finns ett stort behov av att utföra nya värderingsstudier för att ekonomiskt kunna värdera fler miljöförändringar av fysisk påverkan. Det är särskilt relevant eftersom flera av vattendistrikten pekar ut fysisk påverkan som ett av de största miljöproblemen i sjöar och vattendrag. I en del av vattendistrikten var runt hälften av vattendragen och/eller sjöarna drabbade av någon typ av fysisk påverkan. Eftersom de flesta av värderingsstudierna som presenteras ovan berör vattenkraftsproduktion eller fiske i älvar finns det även ett stort behov av att värdera fysisk påverkan i andra delar av Sverige. Vattendistriktens geografiska spridning medför att miljöproblemen till följd av fysisk påverkan varierar. I Södra Östersjön och Norra Östersjöns vattendistrikt var till exempel problemen till följd av kontinuitetsförändringar och morfologiska förändringar utbredda. Problemen med flödesförändringar var dock begränsade i dessa distrikt.

8.3 Värdeöverföringen i relation till fysisk påverkan och miljögifter

I och med den genomförda värdeöverföringen har en förbättrad miljö i ett urval åtgärdsområden värderats. Det är viktigt att betona att det är nyttan av en förbättrad vattenmiljö som har värderats och inte nyttan av några specifika åtgärder. För att kunna knyta ihop nyttan av en förbättrad vattenmiljö med kostnader för åtgärder är det nödvändigt att veta vilka åtgärder som kan förväntas leda till den förbättrade vattenmiljö som nu har varit föremål för värdering.

8.3.1 Vilka förbättringar värderas genom värdeöverföringen?

Vilken förbättring är det som har värderats? Värdeöverföringen innebär att den förbättring som antas gälla i Sverige är lika med den förbättring som respondenterna till primärstudierna i Danmark och Norge tog ställning till. I primärstudiernas värderingsscenarier användes de teckningar, symboler och text för att beskriva vattenkvaliteten vid olika kvalitetsklasser som tagits fram i Aquamoney-

projektet, se avsnitt 3. Det var framför allt följande aspekter av vattenkvalitet, kopplade till minskad eutrofiering, som belystes i värderingsscenarierna:

- Möjligheten till båtliv
- Förekomsten av fisk beträffande såväl föroreningskänsliga fiskarter som mindre föroreningskänsliga fiskarter
- Möjligheten att bada
- Förekomsten av fågelliv

Beskrivningen i värderingsscenarierna gällde förhållandet mellan vattenkvalitet och möjligheten att utöva olika rekreativa aktiviteter, men värderingsscenariet var inte helt inriktat på rekreativa aspekter. Det nämndes att en minskad vattenkvalitet försämrar de allmänna livsvillkoren för djur och växter, och detta i sin tur begränsar rekreativsmöjligheter såsom fiske och fågelskådning.

I primärstudierna ombads respondenterna att värdera vattenkvalitetsförbättringar som påverkar de ovan nämnda aspekterna. En vanlig problematik i värderingsstudier av det här slaget är att det inte går att ha full kontroll över om respondenterna även har vägt in andra aspekter i sina svar. Det kan inte uteslutas att vissa respondenter tänkte att en bättre vattenkvalitet i ett vattendrag kan bidra till t.ex. en bättre grundvattenkvalitet eller förbättrad vattenkvalitet på öppna havet, och att detta därmed spelade roll för vilken betalningsvilja de gav uttryck för. Vi antar dock att värderingen endast gäller de effekter som faktiskt beskrevs i värderingsscenariet.

8.3.2 Hur kan värderingarna kopplas till åtgärder mot olika miljöproblem?

Det finns en rad olika miljöproblem kopplade till vattenmiljöer, bl.a. eutrofiering, effekter av fysisk påverkan och förekomst av miljögifter. Det är uppenbart att vattenkvaliteten som den beskrevs i värderingsscenarierna har koppling till koncentrationen av näringsämnen och att vattenkvaliteten därmed kan påverkas av åtgärder riktade mot eutrofiering. Sådana specifika åtgärder nämndes till och med i Morsa-studien, medan den danska studien var mer allmänt hållen beträffande typen av åtgärder. Det är därför tveklöst relevant att väga nyttan enligt värdeöverföringen mot kostnader för åtgärder som entydigt minskar utsläpp av näringsämnen och därmed gynnar vattenkvaliteten på det sätt som beskrevs i värderingsscenariet. Men det finns en rad komplikationer att ta hänsyn till:

Åtgärder som minskar utsläpp av näringsämnen kan även ha andra effekter än de som värderas genom värdeöverföringen. Exempelvis kan de bidra till att minska

nitrathalten i grundvatten och på så sätt minska hälsorisker för människor, särskilt barn.²

Åtgärder som minskar fysisk påverkan kan ha effekter som har värderats genom värdeöverföringen, t.ex. ett bättre fiskbestånd i inlandsvatten. Men sådana åtgärder kan även bidra till andra effekter än de som värdeöverföringen gäller, t.ex. att förekomsten av vild lax i Östersjön förbättras.

Åtgärder som minskar förekomsten av miljögifter kan också ha effekter som har värderats genom värdeöverföringen, t.ex. bättre fiskemöjligheter i inlandsvatten. Men sådana åtgärder kan även bidra till andra effekter än de som värdeöverföringen gäller, t.ex. minskad spridning av miljögifter till marina ekosystem. Det kan heller inte uteslutas att respondenternas värderingar av bättre vattenkvalitet hade påverkats om ”miljögifter” uttryckligen hade nämnts i värderingsscenariot.

Vissa åtgärder är multifunktionella i meningen att de bidrar till att minska flera miljöproblem samtidigt. Exempelvis kan anläggandet av våtmarker bl.a. leda till att näringsämnen tillgängliga för växter minskar eller fastläggs och bidra till att jämna ut vattenflöden på ett sätt som gynnar vattenfloran och -faunan.

Situationen kan illustreras genom det hypotetiska exemplet i Tabell 8.7. Tabellen redovisar tre olika åtgärder, en åtgärd X som syftar till minskad eutrofiering, en åtgärd Y som syftar till att minska fysisk påverkan och en åtgärd Z som syftar till att minska förekomsten av miljögifter. Enligt exemplet i tabellen ger åtgärd X effekter som har värderats genom värdeöverföringen, men även andra effekter (t.ex. minskade nitrathalter i grundvatten). Åtgärd Y ger också effekter som har värderats genom värdeöverföringen, men inga andra effekter. Åtgärd Z ger däremot enbart effekter som inte har värderats genom värdeöverföringen.

Tabell 8.7. Koppling mellan tre åtgärder och deras effekter – ett hypotetiskt exempel.

	Åtgärd X mot eutrofiering	Åtgärd Y mot fysisk påverkan	Åtgärd Z mot miljögifter
Åtgärden ger effekter som värderats genom värdeöverföringen	Ja	Ja	Nej
Åtgärden ger andra effekter än de som värderats genom värdeöverföringen	Ja	Nej	Ja

I exemplet kan nyttan som har värderats genom värdeöverföringen jämföras med kostnaden för åtgärd Y + kostnaden för åtgärd X vägd med den grad i vilken åtgärd

² Betalningsviljan för minskade hälsorisker till följd av lägre nitrathalter i grundvatten studerades för övrigt av Silvander (1991).

X bidrar till de effekter som värderats genom värdeöverföringen. Den återstående kostnaden för åtgärd X + kostnaden för åtgärd Z ska däremot jämföras med nyttan av effekter som *inte* har värderats genom värdeöverföringen.

Hur kan den senare nyttan skattas? Generellt genom att nya primärstudier genomförs eller med hjälp av värdeöverföring av värderingar som gäller de effekter som inte värderats genom den värdeöverföring som görs i denna rapport. Ett uppenbart problem är dock att resultat från olika värderingsstudier inte utan vidare kan summeras, eftersom detta inte tar adekvat hänsyn till individernas budgetrestriktion.

I princip finns två tillvägagångssätt för att skatta en nytta som kan jämföras med den sammanlagda kostnaden för åtgärderna X, Y och Z. Det första tillvägagångssättet är att på ett bräde värdera nyttan av *samtliga* effekter. Detta tillvägagångssätt är dock knappast aktuellt. Dels finns ett praktiskt problem att utforma värderingsstudier som är så heltäckande, och dels har nu en värdeöverföring genomförts som ger nyttan av en delmängd av effekterna av åtgärderna X, Y och Z. Det andra tillvägagångssättet är därför sannolikt aktuellt och innebär en sekventiell värdering. Den första sekvensen utförs i och med värdeöverföringen i denna rapport. Den andra sekvensen skulle gälla värdering av de effekter som *inte* värderats genom värdeöverföringen. Vid en värdering med någon scenariometod i den andra sekvensen bör värderingen utföras givet det värde som framkommit genom värdeöverföringen i den första sekvensen. I så fall kan värderingen från den första sekvensen och värderingen från den andra sekvensen summeras. Om värderingen i den andra sekvensen utförs med hjälp av någon annan värderingsmetod (t.ex. resekostnadsmetoden) eller genom en värdeöverföring som inte tar hänsyn till den sekventiella proceduren är en summering problemfri endast om projektet att genomföra åtgärderna kan ses som marginellt, jfr Johansson och Löfgren (2013, s. 162f och 201f). Det är dock inte otänkbart att åtgärder som skulle kunna leda till att god vattenstatus uppnås i alla svenska vatten leder till prisändringar i ekonomin och i så fall bör betraktas som ett stort snarare än ett litet projekt.

9 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATT ARBETE

Vi har med hjälp av värdeöverföring tagit fram estimat för värdet av att nå god ekologisk status, och i möjliga fall hög ekologisk status, med avseende på eutrofiering i ett stort antal svenska åtgärdsområden. Värdeöverföringen har baserats på primärstudier i Morsaområdet (Norge) och Odenseområdet (Danmark). De åtgärder som presenteras i primärstudierna är framförallt åtgärder för att minska utsläpp av näringsämnen, men noterbart är att man i Odensestudien även beskrivit åtgärder riktade mot fysisk påverkan. Vi tolkar dock denna åtgärd som i huvudsak en åtgärd som leder till minskade eutrofieringseffekter, varför värdeöverföringar endast kan göras till svenska åtgärdsområden med eutrofieringsproblem. Det är dock fullt möjligt att åtgärderna som kan vidtas i svenska åtgärdsområden för att avhjälpa eutrofiering kan inkludera även åtgärder mot fysisk påverkan – det som har värderats är dock i huvudsak slutresultatet i termer av minskade eutrofieringseffekter.

Bilaga 1 presenterar estimaten för respektive åtgärdsområde, som en summa som beskriver betalningsvilja per åtgärdsområde och år för att nå god (respektive hög) status. Estimaten bör inte ses som exakta, utan snarare som en fingervisning om värdet. Den huvudsakliga anledningen till den här rekommendationen är metodens inneboende osäkerhet – i grund och botten bygger metoden på att betalningsviljan i hög grad antas motsvara den betalningsvilja som skattats i studierna i Morsa och Odense.

Det finns potentiella **felkällor** i analysen som är av betydande karaktär, inte minst:

- Valet av enhet för överföringen.
- Effekten på betalningsviljan av varierande utgångslägen.
- Behandlingen av antalet tillgängliga substitut.
- Avgränsningen som innebär att hushåll utanför respektive åtgärdsområde antas ha betalningsviljan noll.

Nedan sammanfattar vi våra slutsatser i termer av rekommendationer gällande praktiskt användande av resultaten samt gällande steg som bör tas kring fortsatt analys.

Vad gäller praktiskt användande av resultaten har vi följande rekommendationer:

- Estimaten ska inte rakt av användas för policybeslut, t.ex. som rör undantag från behovet att nå god ekologisk status på grund av oproportionerliga kostnader. Dock kan resultaten användas för att peka ut områden där ytterligare analys behövs. I de åtgärdsområden där kostnaderna för att nå god status förefaller vara större än nyttan rekommenderar vi, om åtgärdsområdet är föremål för

diskussion om undantag, att en primärstudie genomförs för att ge en mer precis bild av nyttan.

- Resultaten ger en indikation kring storleksordningen på värdet av att nå god status. Osäkerhet i estimaten bör nog vägas mot kostnadsbilden och eventuella osäkerheter vad gäller åtgärdskostnader.
- ”Varningsflaggorna” i Bilaga 1 kan utnyttjas när det gäller ovanstående bedömningar eftersom de säger något om riktningen på bias. Dock säger varningsflaggorna inget om storleken på denna bias och det kan mycket väl vara så att någon annan osäkerhetsfaktor väger upp åt andra hållet.
- Estimaten kan inte summeras till ett slutvärde för att uppnå god ekologisk status med avseende på alla eutrofierade vattenförekomster i Sverige, utan varje åtgärdsområde bör ses som ett isolerat case. Se även avsnitt 6.

Vad gäller fortsatt analysarbete har vi följande rekommendationer:

- För att komma vidare med bedömningar kring överföringarnas validitet (pricksäkerhet) bör i ett första steg ett par primärvärderingsstudier genomföras. Utformningen av dessa bör speciellt inriktas mot att vara validitetstestande. Det innebär att de scenarier som formuleras i så hög grad som möjligt bör återspegla de scenarier som använts i Morsa och Odense. Vidare bör studieområden väljas på ett strategiskt sätt – till exempel bör det finnas en variation i hur studieområdena används och i hur många substitut som finns tillgängliga. Genomförandet av validitetstestande primärstudier kan förväntas leda till slutsatsen att överföringarna är behäftade med stor osäkerhet, vilket i sig inte vore någon överraskning. Motivet till att ändå genomföra den här validitetstesten är dock att den kan ge en indikation kring hur stora överföringsfelen faktiskt kan vara och vilka faktorer som verkar vara mest betydande för dess storlek.
- En faktor som kan antas påverka betalningsviljan för miljöförbättringar är den grundläggande attraktiviteten i respektive åtgärdsområde. Det behövs en måttstock för att mäta det här på ett tillfredsställande sätt utan att behöva genomföra mycket omfattande datainsamling. Givet en sådan måttstock bör det utredas hur den kan användas för att justera WTP-estimat uppåt eller nedåt.
- När värdet av att minska ytterligare miljöbelastningar, utöver eutrofieringseffekter, ska analyseras bör särskild hänsyn tas till de värderingar som gjorts inom ramarna för detta projekt – det är sannolikt riskabelt att addera ihop olika värderingsestimat – det kan leda till dubbelräkning.
- Metoden i sig, som bygger på resultat från scenariovärderingsstudier, kan innebära bias. Det är därför inte säkert att det skattade värdet avspeglar det ”sanna” värdet av en miljö kvalitetsförbättring. Till exempel finns problem med ’ekologisk analfabetism’, vilket innebär att respondenterna inte till fullo kan förväntas förstå hela bilden av en miljöförbättring och nyttan av ett välfungerande ekosystem på lång sikt. Det är dock inte säkert att effekten av den här problematiken leder till en underskattning – huruvida resultaten är

underskattade eller överskattade beror på vad respondenten antar utöver den information som ges, vilket är svårt att kontrollera. Vidare värderas inte effekten på näringar som t.ex. turism och fritidsfiskeanknutna näringar. En ansats bör därför göras att i något studieområde göra en mer heltäckande värdering, där både ekosystemets långsiktiga funktion och dess roll för näringsverksamheter undersöks. Särskild vikt bör läggas vid att studera vilka dubbelräkningsrisker som föreligger.

REFERENSER

- Ahlroth, S., Finnveden, G., 2011. Ecovalue08 - A new valuation set for environmental systems analysis tools. *Journal of Cleaner Production* 19, 1994-2003.
- Ahtiainen, H., Hasselström, L., Artell, J., et al. Benefits of meeting the Baltic Sea nutrient reduction targets – combining ecological modeling and contingent valuation in the nine littoral states. MTT Discussion paper 1:2012. http://www.mtt.fi/dp/DP2012_1.pdf
- Appelblad, H., 2001. "The Spawning Salmon as a Resource by Recreational Use. The case of the wild Baltic salmon and conditions for angling in north Swedish rivers". Doctoral thesis, GERUM 2001:3, Department of Social and Economic Geography, Umeå University.
- Barton, D. N., Navrud, S., Lande, N., Bugge Mills, A., 2009. Norway. Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. AquaMoney case study report. AquaMoney deliverable D39, http://www.ivm.vu.nl/en/Images/D39%20Case%20study%20report%20Morsa%20Norway_tcm53-188872.pdf (last 2013-04-28).
- Barton, D., N., Lindhjem, H., Magnussen, K., Holen, S., 2012. Valuation of ecosystem services from Nordic watersheds. From awareness raising to policy support? *TemaNord* 2012:506.
- Bateman, I.J., R. Brouwer, S. Ferrini, M. Schaafsma, D. N. Barton, A. Dubgaard, B. Hasler, S. Hime, I. Liekens, S. Navrud, L. De Nocker, R. Ščeponavičiūtė, D. Semėnienė, 2011. Making Benefit Transfers Work: Deriving and Testing Principles for Value Transfers for Similar and Dissimilar Sites Using a Case Study of the Non-Market Benefits of Water Quality Improvements Across Europe. *Environmental and Resource Economics* 50 (3): 365-387.
- Brouwer, R., 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32, 137-152.
- Eftec, 2010. Valuing Environmental Impacts: Practical Guidelines for the Use of Value Transfer in Policy and Project Appraisal: Non-Technical Summary. Report to Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). Eftec, London. <http://archive.defra.gov.uk/environment/policy/natural-environ/using/valuation/documents/non-tech-summary.pdf> (läst 2013-04-30).
- Finnveden, G., Håkansson, C., Noring, M., 2013. A new set of valuation factors for LCA and LCC based on damage costs – Ecovalue 2012. In *Proceedings of The 6th International Conference on Life Cycle Management in Gothenburg 2013*. In preparation.

- Frykblom, P., 1998. Halved emissions of nutrients, what are the benefits? – A contingent valuation survey applied to Laholm Bay”. In: Questions in the contingent valuation method – Five essays. Doctoral thesis, Agraria 100, Department of Economics, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala, Sweden.
- Havsmiljöinstitutet, 2013. Hur mycket fisk vi äter och varifrån den kommer. <http://www.havsmiljoinstitutet.se/hav-och-samhalle/fiskkonsumtion/> (sidan besöktes 17 oktober, 2013).
- Hasler, B., Brodersen, S.L., Christensen, L.P., Christensen, T., Dubgaard, A., Hansen, H.E., Kataria, M., Martinsen, L., Nissen, C.J., Wulff, A.F., 2009. Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status under the EU Water Framework Directive. Testing practical guidelines in Odense River basin. Case study report. Aquamoney, 12 March, 2009.
- Håkansson, C., 2009. Costs and benefits of improving wild salmon passage in a regulated river, *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 52, issue 3, pp. 345-363.
- Håkansson, C., 2013. Värdeöverföring. Fördjupningskapitel 5 i B. Kriström och M. Bonta Bergman (red.), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*. Naturvårdsverket, Stockholm. Under utgivning.
- Jensen, C.L., Jacobsen, B.H., Olsen, S.B., Dubgaard, A., Hasler, B., 2013. A practical CBA-based screening procedure for identification of river basins where the costs of fulfilling the WFD requirements may be disproportionate – applied to the case of Denmark. *Journal of Environmental Economics and Policy* 2(2): 164-200.
- Johansson, P-O. och Kriström, B., 2011. A blueprint for a cost-benefit analysis of a water use conflict – hydroelectricity versus other use, ett kapitel i Johansson, P-O. och Kriström, B. (eds.), 2011, *A modern Cost-Benefit Analysis of Hydropower conflicts*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Johansson, P-O., Löfgren, K-G., 2013. Cost-benefitanalys av miljöförändringar. Kapitel 3 i del III i Kriström, B., Bonta Bergman, M. (red.). *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*. Forskningsprogrammet PlusMinus, Naturvårdsverket, och Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Kataria, M., 2006. Miljöförbättrande åtgärder för vattenmiljöer påverkade av vattenkraft – en studie om svenska hushållens preferenser och betalningsvilja, Naturvårdsverket rapport 5656, Stockholm.
- KemI, 2012. Samhällsekonomisk kostnad för frakturer orsakade av kadmiumintag via maten. PM 12/12. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg.
- Kinell, G., Söderqvist, T., 2011. Ekonomisk värdering med scenariometoder: En vägledning som stöd för genomförande och upphandling. Rapport 6469, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Laitila, T., Paulrud, A., 2002. Combining Conjoint Analysis and Choice Experiments for Valuation of Fishing Site Characteristics. Arbetsrapport 329,

- Department of Forest Economics, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Umeå.
- Livsmedelsverket, 2007. Fiskkonsumtion – risk och nytta. Rapport 12, 2007.
- Lutter, R., Mader, E., Knuffman, N., 2001. Regulating Mercury Emissions: What Do We Know About Costs and Benefits? Regulatory Analysis 01-03, AEI-Brookings Joint. Center for Regulatory Studies, Washington, DC.
- Länsstyrelsen Gävleborg, 2010. Trendövervakning av kvicksilver, kadmium och cesium-137 i abborre i Gosjön, Redsjösjön och Tansen i Gävleborgs län. Rapport 2010:11.
- Länsstyrelsen Kalmar län, 2009. Förvaltningsplan Södra Östersjöns vattendistrikt 2009-2015.
- Länsstyrelsen Kronobergs län, 2012. Kviksilver i fisk – Kronobergs län 1997-2012. ISSN 1103-8209, Meddelande nr 2012:24.
- Länsstyrelsen Norrbottens län, 2009. Bottenvikens vattendistrikt 2009-2015.
- Länsstyrelsen Västernorrland, 2009. Förvaltningsplan Bottenhavets vattendistrikt 2009-2015.
- Länsstyrelsen Västmanlands län, 2009. Förvaltningsplan Norra Östersjöns vattendistrikt 2009-2015.
- Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2009. Förvaltningsplan Västerhavets vattendistrikt 2009-2015.
- Naturvårdsverket, 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4, Utgåva 1, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2008. Betalningsvilja för miljökvalitetsmålen - En värderingsstudie. Rapport 5822, 2008.
- Navrud, S., 2007. Practical tools for value transfer in Denmark – guidelines and an example. Working Report No. 28, Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, Köpenhamn.
- Paulrud, A, Laitila, T., 2003. Valuation of Management Policies for Sport-Fishing on Sweden's Kaitum River. Arbetsrapport 335, Department of Forest Economics, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Umeå.
- Regeringskansliet, 2013. Nytt globalt miljöavtal för att skydda människors hälsa och miljön från kvicksilver. <http://www.regeringen.se/sb/d/16903/a/207479> (sidan besöktes 18 oktober, 2013).
- Rolfe, J., Bennett, J. (red.), 2006. Choice Modelling and the Transfer of Environmental Values. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.

- Silvander, U., 1991. Betalningsvillighetsstudier för sportfiske och grundvatten i Sverige. Diss. 2, Institutionen för ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Sundqvist, T., 2002. Quantifying non-residential preferences over the environmental impacts of hydropower in Sweden: A choice experiment approach. In *Power Generation Choice in the Presence of Environmental Externalities*. Doctoral thesis, 2002:26, Luleå University of Technology.
- Trasande, L., Landrigan, P.J., Schechter, C., 2005. Public Health and Economic Consequences of Methyl Mercury Toxicity to the Developing Brain. *Environmental Health Perspectives*, 2005 May; 113(5): 590–596.
- Söderqvist, T., Hasselström, L., 2008. The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Existing information and gaps of knowledge. Naturvårdsverket, rapport 5874.
- Söderqvist, T., Scharin, H., 2000. The regional willingness to pay for a reduced eutrophication in the Stockholm archipelago. Discussion paper no.128, Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences.
- Vattenmyndigheten Bottenhavet, 2010. Förvaltningsplan 2009-2015 Bottenhavets vattendistrikt, Länsstyrelsen i Västernorrlands län.
- Vattenmyndigheten Bottenviken, 2010. Förvaltningsplan 2009-2015 Bottenvikens vattendistrikt, Länsstyrelsen i Norrbottens län.
- Vattenmyndigheten Norra Östersjön, 2010. Förvaltningsplan 2009-2015 Norra Östersjöns vattendistrikt, Länsstyrelsen i Västmanlands län.
- Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2010. Förvaltningsplan 2009-2015 Södra Östersjöns vattendistrikt, Länsstyrelsen i Kalmar län.
- Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010. Förvaltningsplan 2009-2015 Västerhavets vattendistrikt, Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
- Östberg, K., Håkansson, C., Hasselström, L., Bostedt, G., 2011. Benefit transfer for environmental improvements in coastal areas: general vs. specific models. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 61 (2013) 239–258.

Research, consulting and teaching for a sustainable future

Enveco Environmental Economics Consultancy is well-established in the environmental economics research community. We offer analysis, research, education and training in environmental economics and ecological economics. Our clients are in the private, non-profit and public sectors. We are located in Stockholm and Göteborg but work nationwide as well as internationally.

Enveco Miljöekonomi AB

Måsholmstorget 3, SE-127 48 Skärholmen
Kyrkogatan 30, SE-411 15 Göteborg

www.enveco.se

E-mail: info@enveco.se