



Analys av samhällsekonomiska schablonvärden för fosforreduktion

Utgiven av:

Vattenmyndigheterna i samverkan

Författare:
Sverige.

Tore Söderqvist och Jenny Wallström, Anthesis

Länsstyrelsen Norrbottens län
971 86 Luleå
Telefon 010-225 50 00

Länsstyrelsen Västernorrlands län
871 86 Härnösand
Telefon 0611-34 90 00

Länsstyrelsen Västmanlands län
721 86 Västerås
Telefon 010-224 90 00

Länsstyrelsen Kalmar län
391 86 Kalmar
Telefon 010-223 80 00

Länsstyrelsen Västra Götalands län
403 40 Göteborg
Telefon 010-224 40 00

Förord

Det har ett stort värde att kunna motivera åtgärder för bättre vatten inte bara miljömässigt, utan även i ekonomiska termer. Under de senaste åren har det genomförts en hel del arbete med att analysera den samhällsekonomiska nyttan av minskad övergödning. Sådana beräkningar är viktiga exempel på hur man kan beräkna det ekonomiska värdet av att reducera fosfortillförseln till en nivå som är förenlig med god ekologisk status. Denna typ av underlag är angelägna att använda inom vattenförvaltningen eftersom övergödning är en prioriterad fråga.

En del av detta arbete gjorde Söderqvist och Wallström (2017) på uppdrag av Naturvårdsverket. Författarna sammanställde en prisdatabas över schablonvärden för nyttovärderingar och kostnadsuppskattningar för olika miljöförändringar. Underlaget omfattar schablonvärden för minskad fosfortillförsel i inlandsvatten för de fem vattendistrikten i Sverige. Den sammanlagda betalningsviljan för att uppnå god vattenstatus beräknades uppgå till cirka 1,7 – 1,9 miljarder kronor per år. Det ger ett nationellt genomsnitt på värdet av att minska fosforbelastningen med ett kilogram på 3 100-3 500 kronor (Söderqvist och Wallström, 2017). En uppskattning av detta värde togs även fram per distrikt och det framgick då att intervallen skiljer sig väsentligt åt för de olika vattendistrikten.

Vattenmyndigheterna vill närmare analysera bakomliggande orsaker till att intervallen skiljer sig åt mellan distrikten. Tore Söderqvist och Jenny Wallström på Anthesis Sverige fick i uppdrag att göra denna analys, vilken presenteras i denna rapport. Författarna ansvarar för rapportens innehåll.

Sammanfattning

Vad är det värt att minska utsläppen av fosfor till sjöar och vattendrag?

Utsläpp av fosfor från bland annat avlopp, åkrar och betesmarker kan leda till oönskade effekter i sjöar och vattendrag till följd av övergödning (eutrofiering). Ett grumligare vatten kan göra sjöar mindre trevliga att bada i och påverka den biologiska mångfalden negativt. Det finns därför många skäl för att minska fosforutsläppen. Det går bland annat att räkna samhällsekonomiskt på saken. Då undersöks den samhällsekonomiska nyttan i kronor av att minska utsläppen – en nytta som sedan kan jämföras med kostnaden i kronor för åtgärder som kan minska utsläppen.

En uppskattning av den samhällsekonomiska nyttan av att minska fosforutsläpp till sjöar och vattendrag finns i en samhällsekonomisk prisdatabas (www.naturvardsverket.se/miljoprisedatabas). Nyttan beräknades i kronor per kg reduktion av fosfor för vart och ett av de fem svenska vattendistrikten. De framräknade ”fosforvärdena” finns i tabellen nedan. I den här rapporten analyseras de här värdena närmare för att förklara hur de är beräknade och vad som spelar roll för deras storlek och variation.

Värdet av att minska fosfortillförseln till sjöar och vattendrag i olika vattendistrikt, uttryckt som kr per kg fosfor (P). (Söderqvist och Wallström, 2017, tabell 3, uppdaterad till 2017 års prisnivå.)

Distrikt	Kr/kg fosfor (prisinivå 2017)
Bottenviken	576 – 683
Bottenhavet	9 908 – 11 378
Norra östersjön	4 662 – 5 334
Södra Östersjön	2 965 – 3 345
Västerhavet	2 052 – 2 395
Nationellt	3 157 – 3 620

Hur beräknades värdena?

Värdena beräknades från två olika källor:

1. Den första källan var en studie av Hasselström et al. (2014) som gjordes på uppdrag av Vattenmyndigheterna. Studiens syfte var att beräkna betalningsviljan bland svenska hushåll för att nå god ekologisk status i sjöar och vattendrag. Betalningsvilja används nämligen som ett mått på nyttan för hushållen att god ekologisk status uppnås. Studien utgick från enkätundersökningar om betalningsvilja bland danska och norska hushåll och sedan överfördes resultaten till svenska förhållanden i form av intervall för årlig betalningsvilja per hushåll för att nå god ekologisk status. Att det blev intervall beror på att storleken på betalningsviljan påverkas av om danska eller norska grunddata används för överföringen. Detta förklarar i sin tur att fosforvärdena redovisas som intervall i tabellen. Sedan användes betalningsviljan per hushåll för att beräkna den totala årliga betalningsviljan i svenska åtgärdsområden genom att multiplicera hushållens betalningsvilja med antalet hushåll i respektive

åtgärdsområde. Överföringen gjordes till 151 av Sveriges 247 åtgärdsområden. Att överföringen inte gjordes till alla åtgärdsområden i Sverige beror framför allt på att vissa åtgärdsområden var alltför olika de områden som de danska och norska hushållen hade angett sin betalningsvilja för.

2. Den andra källan var uppgifter från Vattenmyndigheterna om reduktionsbeting för utsläpp av fosfor för åtgärdsområden. Reduktionsbetingen beskriver hur många kg som tillförseln av fosfor måste minska för att god ekologisk status ska uppnås.

Värdena i tabellen ovan beräknades genom att (1) summera den totala årliga betalningsviljan för de undersökta åtgärdsområdena i respektive vattendistrikt och (2) summera reduktionsbetingen i kg för de undersökta åtgärdsområdena i respektive vattendistrikt. Sedan dividerades den första summan med den andra för att få fram en betalningsvilja per kg minskad fosfortillförsel. Det är dessa betalningsviljor per kg minskad fosfortillförsel som är de värden som redovisas för varje distrikt i tabellen. Det nationella värdet i tabellen är framräknat från en summering av total betalningsvilja och reduktionsbeting för alla de undersökta åtgärdsområdena i alla vattendistrikt.

Vad förklarar storleken på värdena?

Storleken på fosforvärdena förklaras nästan helt och hållet av (1) antalet hushåll och (2) det årliga reduktionsbetinget. *Många* hushåll ger ett högt värde. En minskad fosfortillförsel leder nämligen då till nytta för många människor. Ett *högt* årligt reduktionsbeting ger däremot ett lågt värde. Om det behövs en stor minskning av fosfortillförseln i kg för att uppnå god ekologisk status blir betalningsviljan räknad per kg låg.

De här två förklaringarna till storleken drar alltså åt olika håll. Det här betyder att det är kvoten mellan antalet hushåll och det årliga reduktionsbetinget som styr fosforvärdens storlek. Särskilt *höga* fosforvärden uppstår om antalet hushåll är stort samtidigt som reduktionsbetinget är litet, och särskilt *låga* fosforvärden kan förväntas om antalet hushåll är litet samtidigt som reduktionsbetinget är stort.

Denna kvot var högst för Bottenhavets vattendistrikt, och därför är fosforvärdena för detta distrikt högst i tabellen. Sammanlagt har visserligen de undersökta åtgärdsområdena i Bottenhavets vattendistrikt färre hushåll jämfört med de flesta andra vattendistrikt, vilket trycker ned fosforvärdet, men reduktionsbetinget är ännu mindre jämfört med de flesta andra vattendistrikt, vilket driver upp fosforvärdet. Sammantaget leder detta till den höga kvoten. Näst högst kvot och därmed näst högst fosforvärde har Norra Östersjöns vattendistrikt, följt av Södra Östersjön, Västerhavet och sist Bottenviken.

Hur kan värdena användas?

Fosforvärdena kan användas för att få fram den samhällsekonomiska nyttan i kronor av att minska utsläppen av fosfor så att god ekologisk status uppnås – en nytta som sedan kan jämföras med kostnaden i kronor för sådana utsläppsminskningar. Det här kan användas som hjälp för att bedöma om kostnaderna för åtgärderna är orimliga eller inte. Orimliga kostnader kan användas för att motivera undantag från att uppnå god ekologisk status på ekonomiska grunder, vilket oftast innebär tidsfrist till 2027 för att uppnå god ekologisk status. Just nu pågår arbete på många myndigheter för att definiera orimliga kostnader och ta fram en metod för att bedöma om kostnader är orimliga eller inte.

De framräknade fosforvärdena är genomsnitt för de undersökta åtgärdsområdena i respektive vattendistrikt. De kan därför användas som ett värde (nytta) per kg av att minska fosfortillförseln till ett godtyckligt valt åtgärdsområde inom respektive distrikt. Totalnyttan av en sådan minskning, beräknat som fosforvärdet för distriktet multiplicerat med det

reduktionsbeting som krävs för att uppnå god ekologisk status i det valda åtgärdsområdet, kan då vägas mot totalkostnaden för åtgärder som krävs för att uppnå detta reduktionsbeting.

Fosforvärdena skulle också kunna användas som ett värde (nytta) per kg av att minska fosfortillförseln i hela distriktet. Totalnyttan av en sådan minskning, beräknat som fosforvärdet för distriktet multiplicerat med det reduktionsbeting som krävs för att uppnå god ekologisk status i hela distriktet, kan då vägas mot totalkostnaden för åtgärder som krävs för att uppnå detta reduktionsbeting. Om fosforvärdena används på det här sättet finns dock en risk för att nyttan överskattas, eftersom betalningsviljorna i de danska och norska värderingsstudierna gällde att uppnå god status i ett enskilt område givet en oförändrad situation i andra områden.

Finns det bättre sätt att beräkna värdet av minskade fosforutsläpp?

En källa till fosforvärdena är alltså studier av betalningsviljan hos danska och norska hushåll. Skulle studier av svenska hushåll ge samma resultat? Och skulle betalningsviljan variera beroende på vilken eller vilka vattenförekomster som värderas? De här frågorna är viktiga, och nya studier behövs för att besvara dem. Sådana nya studier skulle också kunna anpassas så att de passar bättre som underlag för de beslut som myndigheter ska ta om åtgärder.

För vissa sjöar och vattendrag är det förbättrad rening av allmänna och enskilda avlopp som kan förväntas vara viktiga åtgärder. Sådana åtgärder har kommuner rådighet över. Det skulle då vara lämpligt att ha nyttoinformation på kommunnivå. I andra områden kan åtgärder inom lantbruket förväntas vara betydelsefulla, och beslutsunderlag skulle då behöva föreligga på den nivå som har rådighet beträffande sådana åtgärder, t.ex. på länsnivå. Det kan också vara viktigt att ha information om nyttan av att uppnå god status för enskilda vattenförekomster. Ett exempel på den här typen av mer lokalt anpassade värderingsstudier är en studie som gjordes 2017 av nyttan att uppnå god ekologisk status i vattenförekomsterna i Stockholms stad (Soutukorva et al., 2017).

Innehållsförteckning

Analys av samhällsekonomiska schablonvärden för fosforreduktion	1
Förord.....	3
Sammanfattning	3
Vad är det värt att minska utsläppen av fosfor till sjöar och vattendrag?	4
Hur beräknades värdena?	4
Vad förklarar storleken på värdena?	5
Hur kan värdena användas?	5
Finns det bättre sätt att beräkna värdet av minskade fosforutsläpp?.....	6
Innehållsförteckning.....	7
1. Inledning	8
2. Hur är fosforvärdena beräknade?	9
3. Vad bestämmer fosforvärdenas storlek?.....	14
4. Känslighetsanalys.....	17
5. Diskussion och slutsater	21
Referenser.....	24
Bilaga 1. Beskrivning av åtgärdsområden.....	25

1. Inledning

För att bidra till ett underlag som kan göra samhällsekonomiska analyser bättre och mer enhetliga skapades under 2017 en samhällsekonomisk prisdatabas (Söderqvist et al., 2017). Databasen är tillgänglig via www.naturvardsverket.se/miljoprisdatabas. Den innehåller samhällsekonomiska schablonvärden på ett antal olika miljö- och hälsoförändringar, dvs. den typ av förändringar som ofta är svåra att monetarisera i samhällsekonomiska analyser.

En typ av miljöförändringar som ingår i prisdatabasen är effekter till följd av övergödning av vattendrag, sjöar och hav. Bland annat beräknades värdet av att minska tillförseln av fosfor (P) till sjöar och vattendrag (förkortat till "fosforvärden" nedan). Dessa värden beräknades i kr per kg fosforreduktion för vart och ett av de svenska vattendistrikten och redovisades i tabell 3 i Söderqvist och Wallström (2017). Värdena återges i tabell 1.1. Eftersom det var värden i 2012 års prisnivå som användes i Söderqvist och Wallström (2017) kommer vi att utgå från dessa i analysen i den här rapporten. I tabell 1.1 är de dock även omräknade till 2017 års prisnivå med hjälp av konsumentprisindex.

Tabell 1.1. Värdet av att minska fosfortillförseln till sjöar och vattendrag i olika vattendistrikt, uttryckt som kr per kg fosfor (P). (Söderqvist och Wallström, 2017, tabell 3)

Distrikt	Kr/kg fosfor (prisnivå 2012)	Kr/kg fosfor (prisnivå 2017)
Bottenviken	562 – 667	576 – 683
Bottenhavet	9 664 – 11 098	9 908 – 11 378
Norra östersjön	4 547 – 5 203	4 662 – 5 334
Södra Östersjön	2 892 – 3 263	2 965 – 3 345
Västerhavet	2 002 – 2 336	2 052 – 2 395
Nationellt	3 080 – 3 531	3 157 – 3 620

Värdena i tabell 1.1 ger upphov till ett antal frågor. Om de ska användas som underlag för samhällsekonomiska analyser är det viktigt att ha en god förståelse för värdena och variationen i dessa. Hur är värdena beräknade? Hur bör de tolkas och användas? Hur pass robusta är värdena? Vad är det som förklarar variationen i värden mellan de olika vattendistrikten, t.ex. att värdena för Bottenhavets vattendistrikt är betydligt högre än värdena för de övriga vattendistrikten?

Syftet med denna rapport är att genom en fördjupad analys av de här fosforvärdena ge en närmare förklaring till deras storlek och variation. Ett annat syfte är att diskutera deras användbarhet för vattenförvaltningen.

Rapporten är upplagd på följande sätt. Avsnitt 2 redovisar i detalj hur fosforvärdena i tabell 1.1 är beräknade. Detta ger ett underlag för en analys i avsnitt 3 om vilka faktorer som förklarar variationen i värdena. Identifieringen av dessa förklaringsfaktorer ger i sin tur ett underlag för att studera vad som händer med värdena om extrema observationer på dessa förklaringsfaktorer utesluts. Resultatet av en sådan känslighetsanalys redovisas i avsnitt 4. Rapporten avslutas med en diskussion och slutsatser i avsnitt 5.

2. Hur är fosforvärdena beräknade?

Detta avsnitt syftar till att ge en större förståelse för fosforvärdena i tabell 1.1. Först förklaras i detalj principiella tillvägagångssättet för beräkningen av fosforvärdena. Detta preciserar vilka variabler som har använts i beräkningarna och som därmed påverkar storleken på fosforvärdena. Därefter ges en något fylligare presentation av fosforvärdena med hjälp av tabeller och diagram.

Beräkningarna av fosforvärdena utgår ifrån de skattningar av betalningsvilja för att nå god ekologisk status som återfinns i en värdeöverföringsstudie av Hasselström et al. (2014). Värdeöverföringsstudien gjordes på uppdrag av Vattenmyndigheterna och utgick från den av Vattenmyndigheterna givna förutsättningen att värdeöverföringen skulle göras från värderingsstudier genomförda i Danmark och Norge inom det europeiska projektet AquaMoney (Jensen et al., 2013; Barton et al., 2009), se vidare Hasselström et al. (2014). Resultatet av denna värdeöverföring betraktades i arbetet med prisdatabasen som de vid denna tidpunkt bästa tillgängliga skattningarna av det samhällsekonomiska värdet av att nå god ekologisk status i inlandsvatten.

Värdeöverföringsstudien gav följande betalningsviljor:

WTP_{ij} , där

WTP: årlig betalningsvilja per hushåll i SEK (2012 års priser)

i: förbättringen i ekologisk status, där förbättringen mäts i antal klasser. $i=1$ betecknar förbättring med 1 statusklass för att nå god ekologisk status, och $i=2$ betecknar förbättring med 2 statusklasser för att nå god ekologisk status.

j: betalningsviljans storlek för en förbättring med 1 respektive 2 klasser skilde sig något åt beroende på om danska eller norska grunddata användes för värdeöverföringen. Detta hanterades i Hasselström et al. (2014, s. 30 och 32f) genom att skapa ett intervall från en låg till en hög skattning av betalningsviljan. $j=L$ betecknar låg skattning, och $j=H$ betecknar hög skattning.

Skattningarna av dessa betalningsviljor framgår av tabell 2.1. Att betalningsviljan för en förbättring med 2 statusklasser för att nå god ekologisk status är högre än betalningsviljan för en förbättring med 1 statusklass är inte överraskande, eftersom en förbättring med 2 statusklasser är en större förändring än en förbättring med 1 statusklass. Skillnaden i betalningsvilja kan dock inte betraktas som avsevärd. Värdet av att erhålla en förbättring med 2 statusklasser överstiger värdet med att erhålla en förbättring med 1 statusklass enbart med 6-24 procent, se kvoterna i tabellens nedersta rad. Skillnaden mellan låg och hög skattning av betalningsviljan är ännu mindre (1-19 procent)

Tabell 2.1. Jämförelse av de i värdeöverföringsstudien skattade betalningsviljorna.

WTP_{ij} i kr per hushåll	Låg skattning ($j=L$)	Hög skattning ($j=H$)	Jämförelse mellan hög respektive låg skattning i form av kvoten WTP_{iH}/WTP_{iL}

Förbättring med 1 statusklass (i=1)	486	577	1,19
Förbättring med 2 statusklasser (i=2)	605	612	1,01
Jämförelse mellan förbättring med 2 klasser respektive 1 klass i form av kvoten WTP_{2j}/WTP_{1j}	1,24	1,06	

Åtgärdsområden bedömdes av Hasselström et al. (2014) vara en lämplig geografisk enhet för värdeöverföringen, se mer om detta nedan. Därmed antogs implicit att betalningsviljan per hushåll i ett åtgärdsområde är oberoende av såväl antalet vattenförekomster i åtgärdsområdet som storleken på dessa vattenförekomster (Hasselström et al., 2014, s. 22). Rimligheten i detta antagande kan ifrågasättas, men Hasselström et al. (2014) motiverar det utifrån den relativt låga okänslighet för så kallade scope-effekter (omfattningseffekter) som redovisas av Jensen et al. (2013).

Den totala årliga betalningsviljan i ett visst åtgärdsområde beräknas således på följande sätt:

$$WTP_{ij} * H_a = TWTP_{aj}, \text{ där}$$

H_a : antalet hushåll i åtgärdsområdet

$TWTP_{aj}$: total årlig betalningsvilja i åtgärdsområdet i SEK, där $j=L$ eller $j=H$.

WTP_{1j} används för beräkningen om typvärdet (det vanligaste värdet) för status i åtgärdsområdets vattenförekomster är måttlig status. Det vill säga, i åtgärdsområdet är det i så fall vanligast att det behövs en förbättring med 1 statusklass för att nå god ekologisk status.

WTP_{2j} används för beräkningen om typvärdet (det vanligaste värdet) för status i åtgärdsområdets vattenförekomster är dålig eller otillfredsställande status. Det vill säga, i åtgärdsområdet är det i så fall vanligast att det behövs en förbättring med (minst) 2 statusklasser för att nå god ekologisk status.

Beräkningar av $TWTP_{aj}$ kunde genomföras för 151 av Sveriges 247 åtgärdsområden. De åtgärdsområden som uteslöts från beräkningarna är framförallt sådana som inte bedömts motsvara storleken på områdena i primärstudierna. Åtgärdsområden som redan uppnår god ekologisk status, enbart innehåller kustvatten eller inte innehåller några eutrofierade vattenförekomster uteslöts också, eftersom någon betalningsvilja för att uppnå god status genom åtgärder mot eutrofiering inte är aktuell för dessa åtgärdsområden. Vidare uteslöts de enstaka åtgärdsområden för vilka dataunderlag saknades. För de flesta av de 139 återstående åtgärdsområdena har Vattenmyndigheterna fastställt ett reduktionsbeting för minskad fosfortillförsel för att god ekologisk status ska kunna uppnås, se Söderqvist och Wallström (2017) och bilaga 1, där tabell B1 och B2 redovisar åtgärdsområden med respektive utan fastställt reduktionsbeting.

Betalningsviljan per kg minskad fosfortillförsel i ett enskilt åtgärdsområde kan därför beräknas på följande sätt:

$$TWTP_{aj} / B_a = PWTP_{aj}, \text{ där}$$

B_a : årligt reduktionsbeting för fosfor i kg i åtgärdsområdet

$PWTP_{aj}$ = betalningsvilja per kg minskad fosfortillförsel i åtgärdsområdet, där $j=L$ eller $j=H$

Varje vattendistrikt (d) består av ett antal åtgärdsområden. Det totala reduktionsbetinget i vattendistriktet respektive den totala betalningsviljan för att uppnå detta totala reduktionsbeting kan därför beräknas som:

$\sum B_{\bar{a}} = B_d$, där summeringen sker över alla inkluderade åtgärdsområden i vattendistriktet.

$\sum TWTP_{\bar{a}j} = TWTP_{dj}$, där summeringen sker över alla inkluderade åtgärdsområden i vattendistriktet och där $j=L$ eller $j=H$.

Betalningsviljan per kg minskad fosfortillförsel i ett vattendistrikt kan sedan beräknas som:

$TWTP_{dj} / B_d = PWTP_{dj}$, där $j=L$ eller $j=H$.

$PWTP_{dj}$ är lika med värdena för vattendistriktet i tabell 1.1, där värdena redovisas som intervallet mellan $PWTP_{dL}$ och $PWTP_{dH}$.

Sverige består av 5 vattendistrikt. Betalningsviljan per kg minskad fosfortillförsel i Sverige som helhet framgår också av tabell 1.1 och är beräknad som:

$\Sigma TWTP_{dj} / \Sigma B_d$, där summeringarna har skett över alla vattendistrikt.

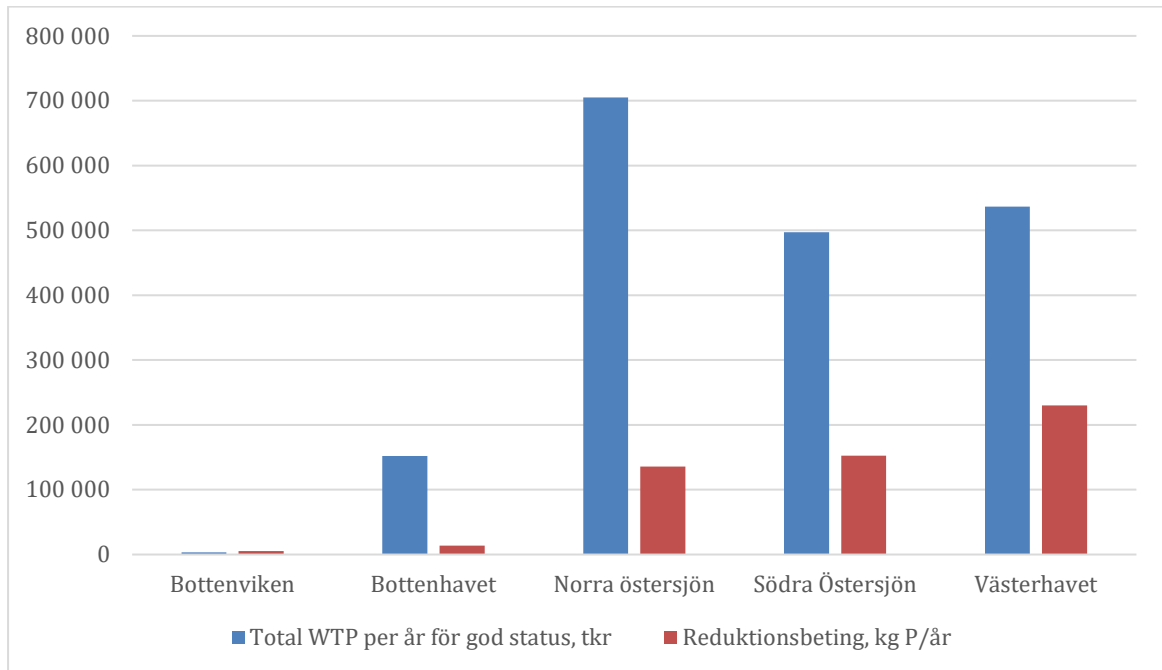
I tabell 2.2 sammanfattas beräkningsresultaten för vattendistriktet och för Sverige som helhet.¹ I kolumnen längst till höger finns fosforvärdena från tabell 1.1. Figur 2.1 illustrerar resultaten för vart och ett av vattendistriktet genom att dels visa en stapel för den totala årliga betalningsviljan för att uppnå god status och dels det årliga reduktionsbetinget. Observera att totalen gäller för de inkluderade åtgärdsområdena i respektive distrikt, och ska alltså inte tolkas som den totala årliga betalningsviljan för hela distriktet, eftersom vissa åtgärdsområden uteslöts från beräkningarna, se ovan. Den totala årliga betalningsviljan för de inkluderade åtgärdsområdena används här för att beräkna PWTP genom att dividera den totala årliga betalningsviljan för de inkluderade åtgärdsområdena med det årliga reduktionsbetinget för de inkluderade åtgärdsområdena

Figuren visar att Bottenvikens och Bottenhavets vattendistrikt skiljer ut sig genom färre åtgärdsområden till vilka värdeöverföring var möjlig, ett betydligt mindre antal hushåll och även ett betydligt lägre reduktionsbeting än övriga vattendistrikt. Tabell 2.3 beskriver, för varje vattendistrikt, situationen i de inkluderade åtgärdsområdena med avseende på ekologisk status. Enligt tabellen är det för samtliga vattendistrikt vanligast med åtgärdsområden där flest vattenförekomster har måttlig status. Andelen sådana åtgärdsområden är dessutom tämligen likartad i de fem distrikten (77-100 procent).

Tabell 2.2. Beskrivning av vattendistriktet utifrån variabler definierade i texten. Kolumnen längst till höger visar fosforvärdena från tabell 1.1. Prisnivå 2012.

Vattendistrikt	Antal observationer (antal åtgärdsområden av totalt 247 st.)	Antal hushåll i de inkluderade åtgärdsområdena (För varje distrikt: ΣH_a)	Årligt reduktionsbeting (kg P) för de inkluderade åtgärdsområdena (För varje distrikt: ΣB_a)	Total årlig betalningsvilja i de inkluderade åtgärdsområdena för att uppnå god status (kr) (För varje distrikt: $TWTP_{dL} - TWTP_{dH}$)	Betalningsvilja i kr/kg P (För varje distrikt: $PWTP_{dL} - PWTP_{dH}$)
Bottenviken	2	5 899	5 100	2 865 134 - 3 401 057	562 - 667
Bottenhavet	16	260 624	13 694	132 334 857 - 151 977 486	9 664 - 11 098
Norra Östersjön	55	1 207 847	135 544	616 330 373 - 705 235 425	4 547 - 5 203
Södra Östersjön	39	847 122	152 359	440 669 622 - 497 123 252	2 892 - 3 263
Västerhavet	27	925 566	229 806	460 095 579 - 536 780 947	2 002 - 2 336
Nationellt	139	3 247 059	536 503	1 652 295 566 - 1 894 518 167	3 080 - 3 531

¹ Betingen i tabell 2.2 skiljer sig från de beting som används i Gyllström et al. (2017) och detta förklaras bl.a. av att antalet åtgärdsområden som inkluderats i respektive analys inte är desamma, se även bilaga 1 för områden som ingår i föreliggande analys.



Figur 2.1. Total årlig betalningsvilja för att uppnå god ekologisk status i de inkluderade åtgärdsområdena i respektive vattendistrikt ($TWTP_{dH}$, blå stapel) och årligt reduktionsbeting för fosfor för att uppnå god status i de inkluderade åtgärdsområdena i respektive vattendistrikt (B_d , röd stapel).

Tabell 2.3. Beskrivning av ekologisk status i åtgärdsområdena för respektive vattendistrikt.

Vattendistrikt	Antal åtgärdsområden	Antal (andel) åtgärdsområden där flest vattenförekomster har <u>måttlig</u> status	Antal (andel) åtgärdsområden där flest vattenförekomster har <u>otillfredsställande/dålig</u> status
Bottenviken	2	2 (100%)	0 (0%)
Bottenhavet	16	13 (81%)	3 (19%)
Norra östersjön	55	43 (78%)	12 (22%)
Södra Östersjön	39	30 (77%)	9 (23%)
Västerhavet	27	23 (85%)	4 (15%)
Nationellt	139	111 (80%)	28 (20%)

3. Vad bestämmer fosforvärdens storlek?

I föregående avsnitt beskrevs tillvägagångssättet för att beräkna fosforvärdena i tabell 1.1. Det här avsnittet ägnas åt en närmare analys av de variabler som spelar roll för fosforvärdens storlek för att få en större förståelse för variationen i fosforvärdena.

För att renodla analysen i så hög grad som möjligt utnyttjas faktumet som framgick av tabell 2.1, nämligen att betalningsviljan för en förbättring med 2 statusklasser inte skiljer sig avsevärt från betalningsviljan för en förbättring med 1 statusklass. Tabell 2.1 visade dessutom att det är en relativt liten skillnad mellan den höga skattningen av betalningsviljan och den låga skattningen av betalningsviljan. Därför kommer WTP_{ij} att i det följande betraktas som en konstant med beteckningen WTP .

Denna förenkling innebär att betalningsviljan per kg minskad fosfortillförsel i respektive vattendistrikt ($PWTP_d$) kan beräknas på följande sätt:

$$PWTP_d = \frac{TWTP_d}{B_d} = \frac{\sum TWTP_{\hat{a}}}{\sum B_{\hat{a}}} = \frac{\sum WTP \cdot H_{\hat{a}}}{\sum B_{\hat{a}}} = WTP \cdot \frac{\sum H_{\hat{a}}}{\sum B_{\hat{a}}}$$

Eftersom WTP är en konstant visar uttrycket till höger om det sista likhetstecknet att det är två variabler som har betydelse för storleken på $PWTP_d$, nämligen antalet hushåll ($\sum H_{\hat{a}}$) och det årliga reduktionsbetinget ($\sum B_{\hat{a}}$). Ett relativt stort antal hushåll, allt annat lika, tenderar till att leda till ett relativt stort värde på $PWTP_d$. Detta eftersom varje kg minskad fosfortillförsel då kommer till nytta för relativt många människor. Ett relativt litet årligt reduktionsbeting, allt annat lika, tenderar att leda till ett relativt stort värde på $PWTP_d$. Om det – givet en konstant betalningsvilja för att uppnå god status och ett givet antal hushåll -- krävs en relativt liten fosforreduktion i kg för att uppnå god status blir betalningsviljan per kg ($PWTP_d$) relativt hög, men om det krävs en relativt stor reduktion i kg räknat för att uppnå god status blir betalningsviljan per kg relativt låg.

De två variablerna drar alltså åt olika håll – det är kvoten mellan dem som styr $PWTP_d$. Detta betyder att särskilt *höga* värden på $PWTP_d$ kan förväntas om antalet hushåll är relativt stort samtidigt som reduktionsbetinget är relativt litet, och särskilt *låga* värden på $PWTP_d$ kan förväntas om antalet hushåll är relativt litet samtidigt som reduktionsbetinget är relativt stort. Det finns alltså skäl att närmare studera variablerna antalet hushåll och reduktionsbeting för de olika vattendistrikten.

Till att börja med finns deskriptiv statistik för dessa två variabler i tabell 3.1 och 3.2.² När det gäller medelvärdet för antalet hushåll i åtgärdsområdena i respektive vattendistrikt visar tabell 3.1 att Bottenviken och Bottenhavets vattendistrikt ligger under medelvärdet för åtgärdsområdena i Sverige som helhet, medan de tre övriga vattendistrikten ligger över detta medelvärden. Även medelvärdet för årligt reduktionsbeting i åtgärdsområdena i Bottenvikens och Bottenhavets vattendistrikt ligger under medelvärdet för riket. Detta gäller även Norra Östersjöns vattendistrikt, medan medelvärdet för Södra Östersjöns och Västerhavets vattendistrikt ligger över medelvärdet för riket.

² Reduktionsbetingen i tabell 3.2 gäller för att nå god ekologisk status till 2021 avseende fosfor i berörda åtgärdsområden.

Tabell 3.1. Deskriptiv statistik för variabeln *Antal hushåll i åtgärdsområdet^a*, per vattendistrikt.

Vattendistrikt	Antal observationer	Min	Max	Medel	Median	Standardavvikelse
Bottenviken	2	1 489	4 410	2 949	2 949	2 065
Bottenhavet	16	2 910	47 635	16 289	12 035	12 879
Norra Östersjön	55	388	186 784	21 961	6 418	37 957
Södra Östersjön	39	672	194 849	21 721	9 299	34 905
Västerhavet	27	1 107	182 419	34 280	11 888	47 091
Nationellt	139	388	194 849	23 360	9 299	37 038

^a Har beräknats genom att dividera antal invånare i åtgärdsområdet (SCB, 2011) med genomsnittligt antal personer per hushåll (1,96).

Tabell 3.2. Deskriptiv statistik för variabeln *Årligt reduktionsbeting för åtgärdsområdet för att nå god ekologisk status till 2021 (kg P/år)* (Gyllström, 2017), per vattendistrikt.

Vattendistrikt	Antal observationer	Min	Max	Medel	Median	Standardavvikelse
Bottenviken	2	2 500	2 600	2 550	2 550	71
Bottenhavet	16	7	3 700	856	255	1 216
Norra Östersjön	55	4	20 000	2 464	1 100	3 556
Södra Östersjön	39	65	32 000	3 907	1 000	6 988
Västerhavet	27	96	34 000	8 511	4 000	9 698
Nationellt	139	4	34 000	3 860	1 400	6 508

För att få full förståelse för variationen i fosforvärden mellan vattendistriktet är det dock nödvändigt att studera den sammantagna effekten från båda variablerna. För enkelhets skull studeras effekten enbart utifrån den låga skattningen av fosforvärdena, dvs. PWTP_{DL}. Detta görs i tabell 3.3, där värdena för antalet hushåll respektive reduktionsbeting i vattendistriktet normaliseras utifrån de nationella värdena i den femte respektive sjätte kolumnen. Normaliseringen innebär således att de nationella värdena används som utgångspunkt för jämförelsen. Den sista kolumnen redovisar kvoten mellan det normaliserade antalet hushåll och det normaliserade reduktionsbetinget. Det är denna kvot som förklarar variationen i PWTP mellan vattendistriktet. Bottenhavets vattendistrikt har högst kvot och därför även högst PWTP. Visserligen har Bottenhavets vattendistrikt ett lågt antal hushåll relativt de flesta andra vattendistrikt, vilket tenderar till att trycka ned PWTP, men reduktionsbetinget är ännu lägre relativt de flesta andra vattendistriktet, vilket tenderar till att pressa upp PWTP. Den sammantagna effekten beskrivs av den höga kvoten. Näst högst kvot och därmed näst högst PWTP har Norra Östersjöns vattendistrikt, följt av Södra Östersjön, Västerhavet och sist Bottenviken.

Nästa fråga är hur pass robusta fosforvärdena för varje distrikt kan bedömas vara. Detta undersöks genom känslighetsanalysen i följande avsnitt.

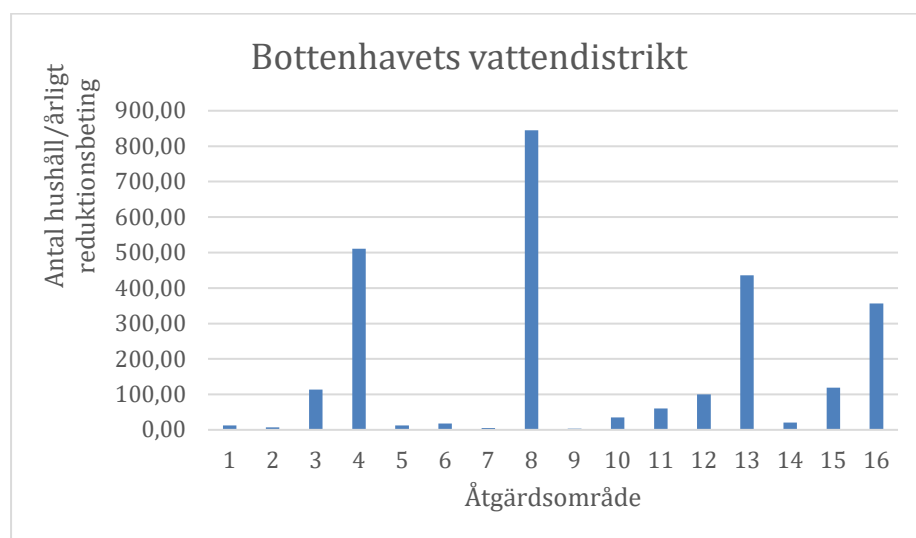
Tabell 3.3. Förklaring av variationen i betalningsviljan per kg P mellan vattendistriktet med hjälp av den sammantagna effekten av variationen i antal hushåll respektive årligt reduktionsbeting.

Vattendistrikt	Antal hushåll (För varje distrikt: ΣH_a)	Årligt reduktionsbeting (kg P) (För varje distrikt: ΣB_a)	Betalningsvilja i kr/kg P (För varje distrikt: $PWTP_{dL}$)	Antal hushåll i förhållande till det nationella värdet	Årligt reduktionsbeting i förhållande till det nationella värdet	Kvot mellan värdena i de två föregående kolumnerna
Bottenviken	5 899	5 100	562	0,002	0,010	0,191
Bottenhavet	260 624	13 694	9 664	0,080	0,026	3,144
Norra Östersjön	1 207 847	135 544	4 547	0,371	0,253	1,472
Södra Östersjön	847 122	152 359	2 892	0,260	0,284	0,918
Västerhavet	925 566	229 806	2 002	0,285	0,428	0,665
Nationellt	3 247 059	536 503	3 080	1	1	1

4. Känslighetsanalys

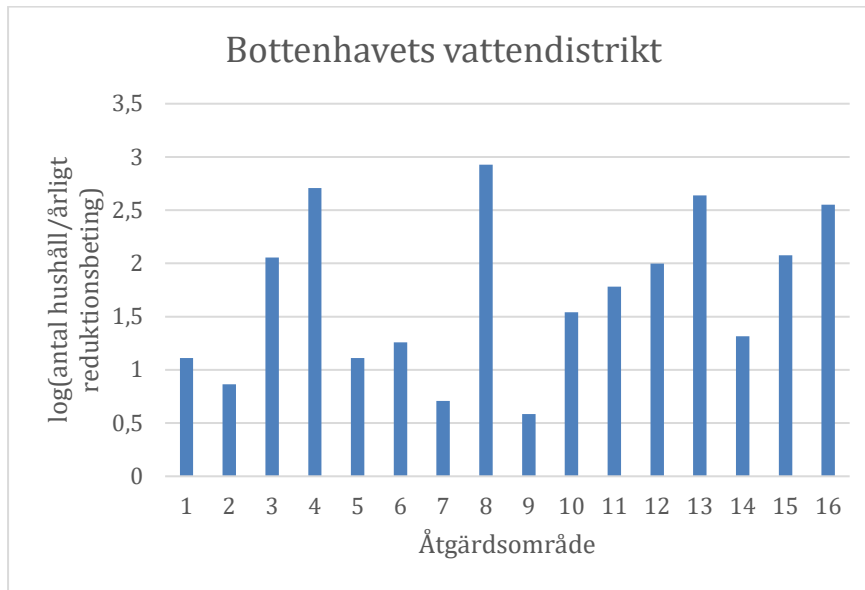
I föregående avsnitt förklarades variationen i PWTP *mellan* de olika vattendistrikten. Nedan studeras istället variationen *inom* varje vattendistrikt i syfte att identifiera udda åtgärdsområden med avseende på variablerna som styr PWTP, dvs. antal hushåll och reduktionsbeting. Som framgick av ekvationen i avsnitt 3 är det kvoten mellan dessa som avgör storleken på PWTP. ”Udda” åtgärdsområden kan definieras på många olika sätt, men vi håller här fast vid den sammantagna effekten av antal hushåll och reduktionsbeting (i kg P) och undersöker vilka åtgärdsområden i respektive vattendistrikt som har den högsta respektive lägsta kvoten mellan antal hushåll och reduktionsbeting (i kg P). Därefter används den informationen för att studera effekten på PWTP om dessa åtgärdsområden utesluts från beräkningen av PWTP. Detta för att undersöka hur känsligt PWTP är för så kallade extremvärden. Bottenvikens vattendistrikt studeras inte på det här sättet, eftersom antalet observationer för detta distrikt är så litet.

Kvoten mellan antal hushåll och reduktionsbeting (i kg P) i de 16 åtgärdsområdena i Bottenhavets vattendistrikt illustreras av figur 4.1. Kvoten varierar mellan som lägst 4 hushåll per kg fosforreduktion och som högst 845 hushåll per kg fosforreduktion. Kvoten kan alltså tolkas som hur många hushåll som har nytta av varje kg fosforreduktion.³ Eftersom variationen är så pass kraftig är skalan på figuren inte särskilt lämplig för att illustrera variationen. För att få en lämpligare skala har kvoten mellan antalet hushåll och reduktionsbeting 10-logariterats i figur 4.2. Denna typ av skala används för de övriga vattendistrikten i figur 4.3-4.5.

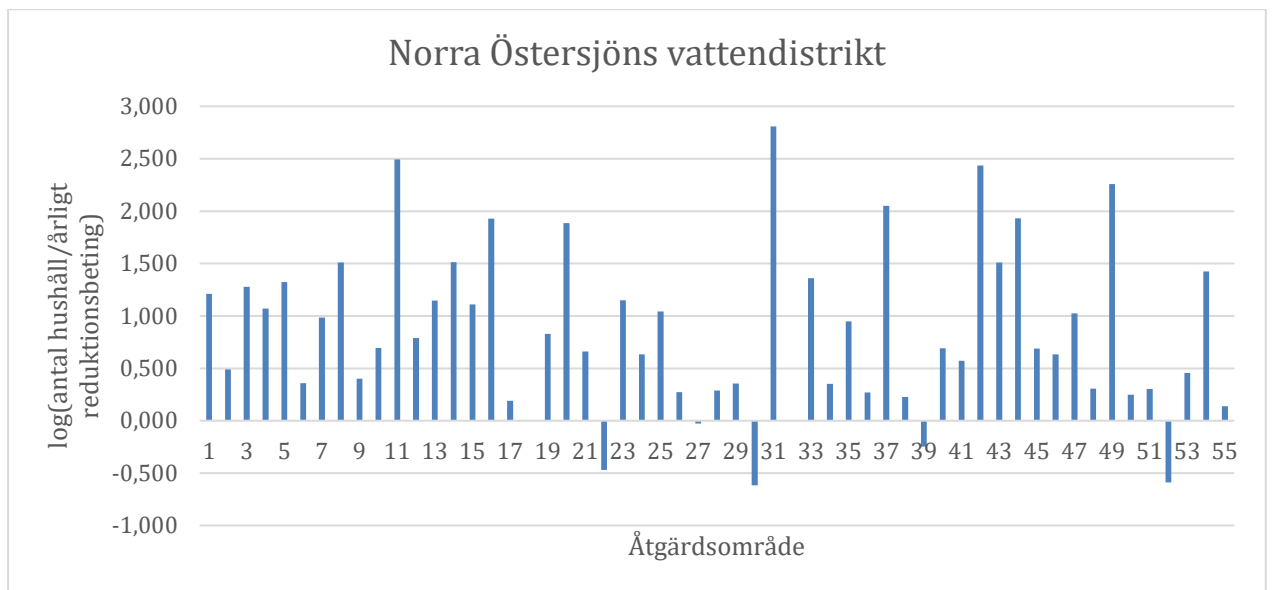


Figur 4.1. Kvoten mellan antal hushåll (H_a) och årligt reduktionsbeting (B_a) för varje åtgärdsområde i Bottenhavets vattendistrikt.

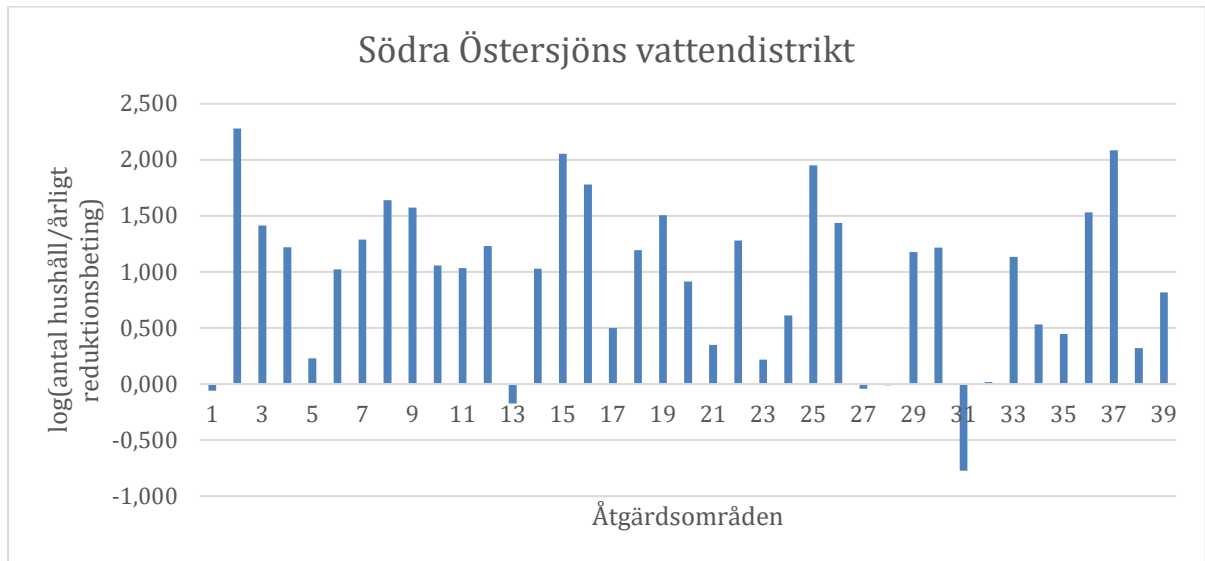
³ Den omvända kvoten skulle ge fosforreduktion i kg per hushåll och skulle i princip också kunna användas för känslighetsanalysen, men vi använder inte den omvända kvoten eftersom ekvationen i avsnitt 3 innehåller kvoten mellan antal hushåll och fosforreduktion.



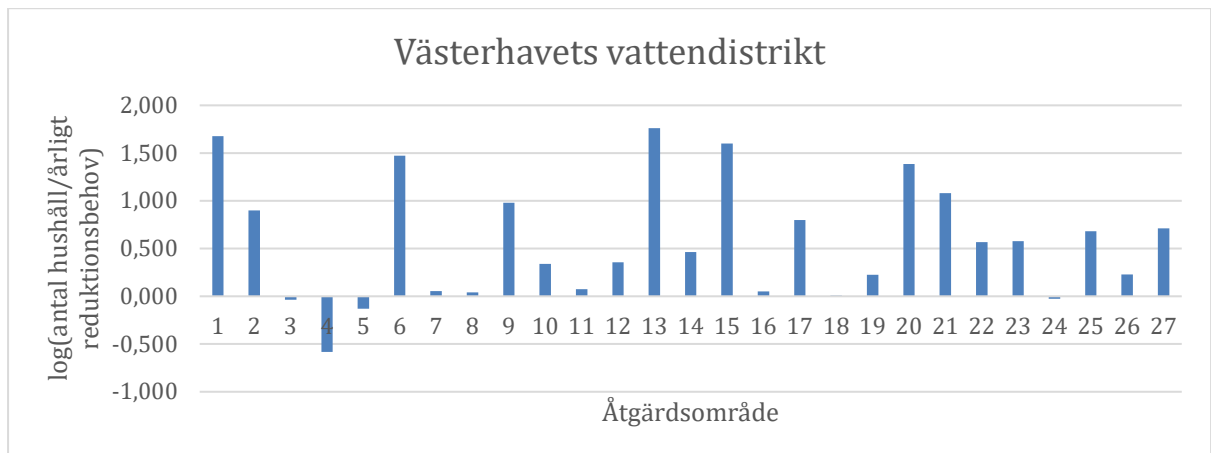
Figur 4.2. Den 10-logaritimerade kvoten mellan antal hushåll (H_a) och årligt reduktionsbeting (B_a) för varje åtgärdsområde i Bottenhavets vattendistrikt.



Figur 4.3. Den 10-logaritimerade kvoten mellan antal hushåll (H_a) och årligt reduktionsbeting (B_a) för varje åtgärdsområde i Norra Östersjöns vattendistrikt.



Figur 4.4. Den 10-logaritimerade kvoten mellan antal hushåll (H_a) och årligt reduktionsbeting (B_a) för varje åtgärdsområde i Södra Östersjöns vattendistrikt.



Figur 4.5. Den 10-logaritimerade kvoten mellan antal hushåll (H_a) och årligt reduktionsbeting (B_a) för varje åtgärdsområde i Västerhavets vattendistrikt.

Tabell 4.1 redovisar resultatet av känslighetsanalysen. Den största effekten uppstår för Bottenhavets vattendistrikt om åtgärdsområdet med den lägsta kvoten mellan antal hushåll och reduktionsbeting i detta distrikt utesluts från beräkningen av PWTP – då ökar PWTP för detta distrikt med 25 procent. Den näst största effekten gäller Norra Östersjöns vattendistrikt och inträffar när åtgärdsområdet med den högsta kvoten mellan antal hushåll och reduktionsbeting i detta distrikt utesluts från beräkningen. Effekten blir då en minskning av PWTP för detta distrikt med 15 procent. Sammanfattningsvis får känsligheten i PWTP för borttagande av denna typ av extrema observationer som mest beskrivas som måttlig och i de flesta fall som liten. Med andra ord får PWTP-värdena utifrån denna analys betraktas som relativt robusta.

Tabell 4.1. Resultat av känslighetsanalys där åtgärdsområden med den högsta respektive lägsta kvoten mellan antal hushåll och årligt reduktionsbeting inom varje vattendistrikt utesluts från beräkningen av betalningsviljan per kg fosforreduktion ($PWTP_{dj}$). Resultatet visas för enkelhets skull endast för $PWTP_{dL}$.

Distrikt	Betalningsvilja i kr/kg P ($PWTP_{dL}$)	$PWTP_{dL}$ om åtgärdsområde med högsta kvoten utesluts från beräkningen (minskning av $PWTP_{dL}$ i %)	$PWTP_{dL}$ om åtgärdsområdet med lägsta kvoten utesluts från beräkningen (ökning av $PWTP_{dL}$ i %)
Bottenhavet	9 664	9 459 (- 2 %)	12 040 (+ 25 %)
Norra Östersjön	4 547	3 886 (- 15 %)	4 785 (+ 5 %)
Södra Östersjön	2 892	2 842 (- 2%)	3 007 (+ 4 %)
Västerhavet	2 002	1 831 (- 9 %)	2 273 (+ 14 %)

5. Diskussion och slutsater

De föregående avsnitten har förhoppningsvis gett en större förståelse för storleken och variationen hos fosforvärdena som redovisades i tabell 1.1. Som vi har sett baserar sig värdena på en värdeöverföringsstudie och deras anpassning till svenska förhållanden är baserad på antal hushåll respektive reduktionsbeting i åtgärdsområden. Frågan är nu vilka slutsatser som kan dras beträffande hur användbara fosforvärdena är. En god användbarhet av sådana värden är angelägen, eftersom de då kan användas för beräkningar av nyttan av att reducera fosfortillförseln till en nivå som är förenlig med god ekologisk status. I en samhällsekonomisk analys (kostnads-nyttoanalys) kan denna nytta jämföras med kostnaderna för de åtgärder som krävs för att åstadkomma denna fosforreduktion – mer om sådan jämförelse nedan. Det bör då röra sig om kostnadseffektiva åtgärder, så att kostnaden för åtgärderna är den minsta möjliga för att uppnå den nödvändiga fosforreduktionen. Om nyttan överstiger kostnaden är åtgärderna samhällsekonomiskt lönsamma. Om totalkostnaden överstiger totalnyttan är åtgärderna samhällsekonomiskt olönsamma. Förbättrad kunskap kring nyttan av minskad fosforbelastning kan också bli ett viktigt underlag för bedömning av orimliga kostnader. Det pågår just nu ett intensivt arbete på flera myndigheter gällande såväl metod som definition av orimliga kostnader för att motivera undantag på ekonomiska grunder, vilket oftast innebär tidsfrist till 2027. Om en kostnads-nyttoansats ska tillämpas för att bedöma orimliga kostnader för övergödningsåtgärder bör det fastställas hur mycket kostnader ska överstiga nyttor för att åtgärden ska betraktas som ekonomiskt orimlig. Gyllström et al. (2017) har exempelvis tillämpat tidsfrist till 2027 med skälet orimliga kostnader för vattenförekomster där åtgärdernas samhällsekonomiska kostnader överstiger samhällsnyttorna med mer än tre gånger.

Den ursprungliga tanken i Söderqvist och Wallström (2017) bakom att presentera fosforvärden för de fem vattendistrikten var att denna geografiska upplösning var lämplig för schablonvärden. Med andra ord, att beräkna genomsnitt för ett helt distrikt skulle kunna göra det möjligt använda genomsnittet som värdet (nyttan) per kg av att reducera fosfortillförseln till ett godtyckligt valt åtgärdsområde inom distriktet. I en samhällsekonomisk analys kan då totalnyttan av denna reduktion, beräknat som $PWTP_d$ multiplicerat med det reduktionsbeting som krävs för att uppnå god ekologisk status i åtgärdsområdet, vägas mot totalkostnaden för åtgärder som krävs för att genomföra detta reduktionsbeting. Mot denna användning av schablonvärdena kan invändas att värdeöverföringsstudien av Hasselström et al. (2014) ändå ger information om nyttor för enskilda åtgärdsområden – bör inte denna information användas i första hand? Poängen med att ändå använda schablonvärdena är att genomsnitt kan ”jämna ut” underligheter i enskilda åtgärdsområden, såsom att invånare i ett åtgärdsområde inte nödvändigtvis genomgående prioriterar vattenkvalitetsförbättringar i just detta åtgärdsområde, utan kanske är mer intresserade av förbättringar i ett näraliggande åtgärdsområde. Den största utjämnningen i den här bemärkelsen skulle ske genom att tillämpa fosforvärdena som är beräknade för riket som helhet för godtyckligt valda åtgärdsområden, men då på bekostnad av den variation som verkar finnas mellan vattendistrikten. En annan invändning är att för den här användningen av schablonvärden skulle det vara rimligare att beräkna schablonvärdena som genomsnitt av fosforvärden för enskilda åtgärdsområden, dvs. genomsnitt av $PWTP_a$, för de åtgärdsområden som ingår i ett vattendistrikt. Om åtgärdsområden anses vara lämpliga för beslutsfattande om i vilken grad åtgärder ska vidtas kan denna typ av beräkning vara lämplig att genomföra.

En annan möjlig användning av genomsnittet för ett helt distrikt skulle vara att använda dem som värdet (nyttan) per kg av att reducera fosfortillförseln i hela distriktet. I en samhällsekonomisk konsekvensanalys kan då totalnyttan av denna reduktion, beräknat som $PWTP_d$ multiplicerat med det reduktionsbeting som krävs för att uppnå god ekologisk status

i **hela** distriktet, vägas mot totalkostnaden för åtgärder som krävs för att genomföra detta reduktionsbeting. I en sådan beräkning måste det dock tas hänsyn till den eventuella risken att en summering av betalningsviljor över många åtgärdsområden kan leda till en överskattning av den totala betalningsviljan, eftersom de ursprungliga betalningsviljorna från de danska och norska värderingsstudierna var en värdering i ett enskilt område givet en oförändrad situation i andra områden, se Hasselström et al. (2017, s. 35). Detta är en generell problematik som är aktuell oavsett hur schablonvärden beräknas utifrån den befintliga värdeöverföringsstudien, men det är okänt om problemet är stort eller litet.

Att använda schablonvärdena för åtgärdsområden eller distrikt på det sätt som beskrivs i ovanstående två stycken bedömer vi vara det rimligaste sättet att använda dem. Men som framgått av samma stycken är användningen inte oproblematiserad. En viktig anledning till detta är att schablonvärdena är framtagna från en värdeöverföringsstudie och de begränsningar som en sådan medför, t.ex. att de ursprungliga värderingarna från de danska och norska studierna antas vara giltiga för svenska förhållanden. Detta kan ifrågasättas. Värdeöverföringen ger heller ingen möjlighet att belysa den variation i betalningsvilja för god status för enskilda vattenförekomster som troligen finns, eftersom den totala betalningsviljans storlek i ett åtgärdsområde i värdeöverföringen enbart avgjordes av antalet hushåll i ett åtgärdsområde och antalet statusklassförbättringar som krävs för att nå god ekologisk status utifrån typvärdet för status i åtgärdsområdets vattenförekomster. Det torde därför finnas ett behov av nya värderingsstudier som är mer anpassade efter lokala förhållanden. Det förefaller särskilt angeläget att genomföra värderingsstudier som är anpassade för att närmare studera följande:

- Hur pass starkt kan nyttan av ytterligare vattenkvalitetsförbättringar (dvs. marginalnyttan) förväntas avta allteftersom vattenkvaliteten blir bättre och bättre? Den relativt lilla skillnaden mellan betalningsviljan för en förbättring med 1 statusklass och betalningsviljan för en förbättring med 2 statusklasser i tabell 2.1 indikerar en sådan avtagande marginalnytta, men det skulle vara önskvärt med nya värderingsstudier som kan visa graden av avtagande marginalnytta. Sådana nya värderingsstudier bör då ta hänsyn till det bidrag till avtagande marginalnytta som ges av att förbättringar sker samtidigt över hela landet, dvs. det vore önskvärt att inte behöva anta en oförändrad situation i alla andra områden än det område som värderingsstudien gäller. Ett sätt att lägga upp en sådan värderingsstudie är att göra en nationell värderingsstudie om nyttan av att uppnå god ekologisk status i inlandsvatten i hela landet – ungefär som det har genomförts värderingsstudier rörande nyttan av att uppnå BSAP-målen för hela Östersjön (Ahtiainen et al., 2014) – men att studien kompletteras på ett sätt som gör det möjligt att ta hänsyn till lokala variationer i betalningsviljan.
- Syftet med samhällsekonomiska analyser är att de ska kunna fungera som underlag för faktiska beslutssituationer. Så vilken nyttoinformation är bäst anpassad efter faktiska beslutssituationer med bäring på vattenförvaltningen? Detta har att göra med vilka aktörer som har rådighet över åtgärder, och vilka åtgärder som kan förväntas ha störst inverkan på ekologisk status. Detta kan förväntas variera kraftigt mellan olika geografiska områden. Exempelvis åtgärder som handlar om förbättrad rening av allmänna och enskilda avlopp vara betydelsefulla i vissa områden. Sådana åtgärder har kommuner rådighet över. Det skulle då vara lämpligt att ha nyttoinformation på kommunnivå. Behovet av sådan information har visats genom den värderingsstudie som nyligen har genomförts gällande nyttan av att uppnå god status i vattenförekomsterna inom Stockholms kommun (Soutukorva et al., 2017). I andra områden kan åtgärder inom lantbruket förväntas vara betydelsefulla, och beslutsunderlag skulle då behöva föreligga på den nivå som har rådighet beträffande

sådana åtgärder, t.ex. på länsnivå. Att få dessa typer av nyttoinformation skulle troligen passa bra överens med det åtgärdsarbete som pågår vid Vattenmyndigheterna och i kommuner och län. De schablonvärden som har analyserats i den här rapporten var däremot framtagna genom en värdeöverföring som bedömdes kunna ske på åtgärdsområdesnivå. Dessa värden är därför svåra att bryta ned till vattenförekomstnivå, särskilt som värdeöverföringen gjordes med antagandet att betalningsviljan per hushåll i ett åtgärdsområde är oberoende av såväl antalet vattenförekomster i åtgärdsområdet som storleken på dessa vattenförekomster. För att få värden av att uppnå god status per vattenförekomst är troligen ansatsen som användes i Soutukorva et al. (2017) mer lovande. Denna ansats innefattar insamlande av information om i vilka vattenförekomster det är särskilt viktigt för hushållen att nå god status.

Avslutningsvis ytterligare en kommentar rörande användbarheten av schablonvärden som anges per kg fosforreduktion. Som framgick ovan bör sådana schablonvärden användas för att beräkna totalnyttan av en viss fosforreduktion, genom att PWTP multipliceras med den fosforreduktion i kg som krävs för att uppnå god ekologisk status. Antag exempelvis att fosforvärdet 9 664 kr/kg P används som ett schablonvärde för att värdera reduktioner i åtgärdsområden i Bottenhavets vattendistrikt. Om den nödvändiga reduktionen i ett visst åtgärdsområde är 900 kg blir totalnyttan av denna reduktion lika med 8,7 Mkr. Denna totalnytta kan sedan jämföras med totalkostnaden för åtgärder som åstadkommer den nödvändiga reduktionen för att utvärdera om dessa åtgärder är samhällsekonomiskt lönsamma eller inte. Totalnyttan, som ju avser nyttan av att uppnå god status, kan däremot inte jämföras med kostnaden för en enskild åtgärd som inte åstadkommer den nödvändiga reduktionen för att nå god status. Det går inte heller att utan vidare dra slutsatsen att alla åtgärder som kostar mindre än 9 664 kr/kg fosforreduktion är samhällsekonomiskt lönsamma. Detta gäller enbart om marginalnyttan av fosforreduktion ligger konstant vid 9 664 kr/kg för *alla* möjliga reduktionsnivåer. Det är betydligt troligare att marginalnyttan är avtagande, så att schablonvärdet 9 664 kr/kg P kan ses som en genomsnittlig marginalnytta enbart för de reduktionsnivåer som är aktuella i Bottenhavets vattendistrikt, dvs. i genomsnitt 856 kg för åtgärdsområdena i detta distrikt (se tabell 3.2). Marginalnyttan av att reducera mer kan vara betydligt mindre än 9 664 kr/kg. Om det hypotetiskt kostar 9 663 kr/kg att reducera mer kan alltså denna kostnad förväntas vara högre än nyttan och således vara samhällsekonomiskt olönsam. Detta understryker det behov som nämndes ovan beträffande att ha mer detaljerad information om marginalnyttans utseende. En marginalnyttokurva skulle potentiellt kunna skattas utifrån befintliga data från värdeöverföringsstudien, givet att den gjorda värdeöverföringen ses som tillräckligt robust för att användas för ytterligare ändamål.

Referenser

Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Huhtala, A., Meyerhoff, J., Smart, J. C. R., Söderqvist, T., Alemu, M. H., Angeli, D., Dahlbo, K., Fleming-Lehtinen, V., Hyytiäinen, K., Karlöševa, A., Khaleeva, Y., Maar, M., Martinsen, L., Nömmän, T., Pakalnite, K., Oskolokaite, I., Semeniene, D., 2014. Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – a contingent valuation study in the nine coastal states. *Journal of Environmental Economics and Policy* 3, 278-305.

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 deliverable D39.
<http://www.ivm.vu.nl/en/projects/Projects/economics/aquamoney/>

Gyllström, M., 2017. Vattenmyndigheterna. Personlig kommunikation.

Gyllström, M., Larsson, M., Mentzer, J., Petersson, J.F., Cramér, M., Boholm P. och E. Witter, 2017. Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram, länsstyrelsens rapportserie rapport 2016:19, länsstyrelsen i Västmanland Vattenmyndighetens kansli.

Hasselström, L., Johansson, K., Kinell, G., Soutukorva, Å., Söderqvist, T., 2014. Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige – en studie baserad på värdeöverföring. Rapport 2014:1. Enveco Miljöekonomi AB, Stockholm.

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, 164-200.

SCB, 2011. Statistikdatabasen. Stockholm: Statistiska centralbyrån. Tillgänglig på Internet: <http://www.statistikdatabasen.scb.se/>

Soutukorva, Å., Wallström, J., Ivarsson, M., Wallentin., E., 2017. Värdering av vattenförekomster i Stockholm. Rapport 2017:5. Anthesis Enveco AB, Stockholm.

Söderqvist, T., Wallström, J., 2017. Bakgrund till de samhällsekonomiska schablonvärdena i miljömålsmyndigheternas gemensamma prisdatabas. Rapport 2017:8, Anthesis Enveco AB, Stockholm.

Söderqvist, T., Wallström, J., Hasund, K. P., 2017. Prisdatabas för effektivare samhällsekonomiskt analysarbete. Rapport 2017:12, Jordbruksverket, Jönköping.

Bilaga 1. Beskrivning av åtgärdsområden

Tabell B.1. Deskriptiv statistik för respektive åtgärdsområde som ingår i beräkningarna.

Åtgärdsområde	Vattendistrikt	Antal hushåll	Reduktionsbeting, kg P/år	Antal klassers förbättring som krävs för att uppnå god status	Total betalningsvilja per år för att uppnå god status (kr)	Betalningsvilja i kr/kg P
Sangisälvens och Keräsjoki med kustvatten	Bottenviken	1 489	2600	1	723 346 - 858 648	278 - 330
Fyrkanten med kustvatten	Bottenviken	4 410	2500	1	2 141 788 - 2 542 409	857 - 1 017
Norra Hälsinglands kustvatten	Bottenhavet	4 252	330	1	2 064 968 - 2 451 220	6 257 - 7 428
Norra Höga kustens inlandsvatten	Bottenhavet	10 242	1400	1	4 974 708 - 5 905 225	3 553 - 4 218
Övre Dalälven	Bottenhavet	24 954	220	1	12 119 950 - 14 386 982	55 091 - 65 395
Södra Höga kustens inlandsvatten	Bottenhavet	11 750	23	1	5 706 975 - 6 774 463	248 129 - 294 542
Gavleån	Bottenhavet	47 635	3700	1	23 136 419 - 27 464 077	6 253 - 7 423
S Västerbottens vattenrådsområdes åtgärdsområde i BH	Bottenhavet	2 910	160	1	1 413 238 - 1 677 584	8 833 - 10 485
Dalälven Grådö-Torsång	Bottenhavet	13 294	2600	1	6 457 084 - 7 664 879	2 483 - 2 948
Nedre Österdalälven	Bottenhavet	5 916	7	1	2 873 312 - 3 410 764	410 473 - 487 252
Dalälven Färnebofjärden-Grådö	Bottenhavet	12 319	3200	1	5 983 527 - 7 102 743	1 870 - 2 220
Nedre Dalälven	Bottenhavet	5 923	170	1	2 877 029 - 3 415 176	16 924 - 20 089
Nedre Ljungan	Bottenhavet	38 057	630	1	18 484 354 - 21 941 846	29 340 - 34 828
Faluån-Sundbornsån	Bottenhavet	28 896	290	1	14 034 748 - 16 659 942	48 396 - 57 448
Testeboån	Bottenhavet	6 105	14	1	2 965 248 - 3 519 897	211 803 - 251 421
Nedre Ljusnan	Bottenhavet	15 056	730	2	9 102 171 - 9 214 035	12 469 - 12 622
Gästriklands kustvatten	Bottenhavet	22 627	190	2	13 679 322 - 13 847 437	71 996 - 72 881
Siljan	Bottenhavet	10 688	30	2	6 461 805 - 6 541 218	215 393 - 218 041
Eskilstunaåns utflöde	Norra Östersjön	43 924	2700	1	21 333 877 - 25 324 370	7 901 - 9 379
Köpingsån	Norra Östersjön	8 946	2900	1	4 345 280 - 5 158 063	1 498 - 1 779
Västeråshamn-Närområde	Norra Östersjön	41 646	2200	1	20 227 423 - 24 010 954	9 194 - 10 914
Borsån	Norra Östersjön	11 131	950	1	5 406 138 - 6 417 354	5 691 - 6 755
Enköpingsån	Norra Östersjön	12 623	600	1	6 131 219 - 7 278 061	10 219 - 12 130
Nedre Arbogaån	Norra Östersjön	12 046	5300	1	5 850 950 - 6 945 368	1 104 - 1 310
Fyrisån	Norra Östersjön	87 124	9000	1	42 316 365 - 50 231 625	4 702 - 5 581
Forsmarksån	Norra Östersjön	388	12	1	188 333 - 223 560	15 694 - 18 630
Tämnarån	Norra Östersjön	7 776	3100	1	3 776 813 - 4 483 265	1 218 - 1 446
Skeboån och Edeboviken	Norra Östersjön	3 803	770	1	1 846 899 - 2 192 361	2 399 - 2 847
Rödstensfjärden-Närområde	Norra Östersjön	71 918	230	1	34 930 503 - 41 464 241	151 872 - 180 279
Broströmmen, Norrtäljeån och Norrtäljeviken	Norra Östersjön	17 163	2800	1	8 335 950 - 9 895 186	2 977 - 3 534
Hedströmmen	Norra Östersjön	4 070	290	1	1 976 749 - 2 346 500	6 816 - 8 091

Östra Södertörn och Hårsfjärden	Norra Östersjön	27 601	850	1	13 405 568 - 15 913 074	15 771 - 18 721
Västra Södertörn och Södertäljes södra fjärdssystem	Norra Östersjön	33 492	2600	1	16 267 233 - 19 310 013	6 257 - 7 427
Tyresån och Kalvfjärden	Norra Östersjön	152 451	1800	1	74 045 461 - 87 895 636	41 136 - 48 831
Karholmsfjärden och Lövestabukten	Norra Östersjön	1 700	1100	1	825 690 - 980 135	751 - 891
Sagån	Norra Östersjön	13 206	13000	1	6 413 966 - 7 613 696	493 - 586
Dyltaån	Norra Östersjön	6 380	950	1	3 098 816 - 3 678 448	3 262 - 3 872
Prästfjärden-Närområde	Norra Östersjön	26 108	340	1	12 680 735 - 15 052 662	37 296 - 44 273
Sverkestaån	Norra Östersjön	1 006	220	1	488 674 - 580 080	2 221 - 2 637
Örundaån	Norra Östersjön	6 761	20000	1	3 283 679 - 3 897 890	164 - 195
Sörmlandskusten	Norra Östersjön	13 942	990	1	6 771 550 - 8 038 166	6 840 - 8 119
Svartån till Mälaren	Norra Östersjön	21 070	4900	1	10 233 897 - 12 148 144	2 089 - 2 479
Björkö-, Tjockö- och Lidöfjärden, samt Vätösundet	Norra Östersjön	1 982	180	1	962 479 - 1 142 510	5 347 - 6 347
Trosaån	Norra Östersjön	9 756	5200	1	4 738 301 - 5 624 598	911 - 1 082
Brobyviken-Närområde	Norra Östersjön	432	460	1	209 644 - 248 858	456 - 541
Olandsån	Norra Östersjön	6 418	3300	1	3 117 153 - 3 700 216	945 - 1 121
Kilaån	Norra Östersjön	3 630	1600	1	1 763 141 - 2 092 935	1 102 - 1 308
Svärtaån	Norra Östersjön	1 668	6900	1	810 078 - 961 603	117 - 139
Stockholms inre skärgård	Norra Östersjön	186 784	290	1	90 720 830 - 107 690 127	312 830 - 371 345
Sörfjärden-Närområden	Norra Östersjön	2 124	2100	1	1 031 865 - 1 224 875	491 - 583
Oxundaån	Norra Östersjön	77 770	3400	1	37 773 087 - 44 838 529	11 110 - 13 188
Sävaån	Norra Östersjön	1 349	600	1	655 447 - 778 048	1 092 - 1 297
Åkerströmmen och Trälhavet	Norra Östersjön	20 443	2300	1	9 929 096 - 11 786 329	4 317 - 5 124
Galten-närområde	Norra Östersjön	2 411	1300	1	1 171 132 - 1 390 191	901 - 1 069
Furusundsleden	Norra Östersjön	5 383	48	1	2 614 602 - 3 103 663	54 471 - 64 660
Freden-Närområde	Norra Östersjön	807	480	1	392 029 - 465 358	817 - 969
Arnöfjärden-Närområde	Norra Östersjön	1 816	3200	1	882 190 - 1 047 203	276 - 327
Blacken-Närområde	Norra Östersjön	4 127	840	1	2 004 504 - 2 379 445	2 386 - 2 833
Väsbyviken-Närområde	Norra Östersjön	671	180	1	325 865 - 386 818	1 810 - 2 149
Stora Ullfjärden-Närområde	Norra Östersjön	1 087	4	1	527 827 - 626 557	131 957 - 156 639
Västeråsfjärden-Närområde	Norra Östersjön	3 239	100	1	1 573 321 - 1 867 610	15 733 - 18 676
Hågaån	Norra Östersjön	15 413	180	2	9 318 089 - 9 432 606	51 767 - 52 403
Svartån till Hjälmaran	Norra Östersjön	43 453	8900	2	26 270 109 - 26 592 961	2 952 - 2 988
Hjälmaran	Norra Östersjön	27 549	6400	2	16 655 595 - 16 860 288	2 602 - 2 634
Täljeån	Norra Östersjön	25 424	2400	2	15 370 884 - 15 559 788	6 405 - 6 483
Penningbyån och Edsviken	Norra Östersjön	446	220	2	269 589 - 272 902	1 225 - 1 240
Ulvundasjön-Närområde	Norra Östersjön	122 981	680	2	74 350 389 - 75 264 135	109 339 - 110 683
Räckstaån	Norra Östersjön	2 484	1400	2	1 501 554 - 1 520 008	1 073 - 1 086
Gorran-Närområde	Norra Östersjön	643	320	2	388 652 - 393 429	1 215 - 1 229
Lärstaviken-Närområde	Norra Östersjön	413	1600	2	249 539 - 252 606	156 - 158
Garnsviken-Närområde	Norra Östersjön	1 857	650	2	1 122 773 - 1 136 571	1 727 - 1 749
Knivstaån	Norra Östersjön	5 576	210	2	3 370 786 - 3 412 212	16 051 - 16 249

Ekoln-Närområde	Norra Östersjön	3 437	2500	2	2 078 055 - 2 103 594	831 - 841
Snoderån	Södra Östersjön	1 746	2000	1	847 993 - 1 006 609	424 - 503
Silletorpsån	Södra Östersjön	16 129	85	1	7 833 647 - 9 298 928	92 161 - 109 399
Sydvästra Skåne	Södra Östersjön	194 849	7500	1	94 638 149 - 112 340 179	12 618 - 14 979
Norra Gotland	Södra Östersjön	2 816	170	1	1 367 642 - 1 623 459	8 045 - 9 550
Storån vid Åtvidaberg	Södra Östersjön	3 896	2300	1	1 892 248 - 2 246 192	823 - 977
Bruatorpsån-Grisbäck	Södra Östersjön	3 789	360	1	1 840 456 - 2 184 713	5 112 - 6 069
Ronnebyån	Södra Östersjön	11 656	600	1	5 661 379 - 6 720 337	9 436 - 11 201
Kalmar-Snärjebäcken-Nävraån	Södra Östersjön	27 912	640	1	13 556 730 - 16 092 511	21 182 - 25 145
Åryds-Hällarydsån	Södra Östersjön	5 237	140	1	2 543 730 - 3 019 534	18 169 - 21 568
Vierysån	Södra Östersjön	739	65	1	358 823 - 425 941	5 520 - 6 553
Nordvästra Gotland	Södra Östersjön	15 162	1400	1	7 364 055 - 8 741 498	5 260 - 6 244
Råån	Södra Östersjön	66 234	3900	1	32 169 695 - 38 187 024	8 249 - 9 792
Vindån	Södra Östersjön	672	1000	1	326 608 - 387 700	327 - 388
Bräkneån	Södra Östersjön	4 364	410	1	2 119 486 - 2 515 935	5 169 - 6 136
Gallån-Orlundsån	Södra Östersjön	9 355	83	1	4 543 773 - 5 393 684	54 744 - 64 984
Stångån	Södra Östersjön	60 172	1000	1	29 225 511 - 34 692 131	29 226 - 34 692
Nedre Motalaström	Södra Östersjön	72 706	23000	1	35 313 364 - 41 918 715	1 535 - 1 823
Västervik-Loftahammar	Södra Östersjön	15 618	1000	1	7 585 593 - 9 004 476	7 586 - 9 004
Alsterån-Mönsterås	Södra Östersjön	9 299	290	1	4 516 762 - 5 361 621	15 575 - 18 488
Botorpsströmmen	Södra Östersjön	2 624	320	1	1 274 715 - 1 513 150	3 983 - 4 729
Nybroån, Kabusaån och Tygeå	Södra Östersjön	10 066	4500	1	4 889 215 - 5 803 741	1 086 - 1 290
Öland	Södra Östersjön	12 767	670	1	6 201 100 - 7 361 014	9 255 - 10 987
Västra Gotland	Södra Östersjön	2 805	1700	1	1 362 438 - 1 617 282	801 - 951
Finspångsåarna	Södra Östersjön	7 758	1900	1	3 767 892 - 4 472 675	1 983 - 2 354
Skråbeån	Södra Östersjön	16 115	180	1	7 827 204 - 9 291 280	43 484 - 51 618
Halltorpsån-Hagbyån-Hagby	Södra Östersjön	3 542	130	1	1 720 270 - 2 042 046	13 233 - 15 708
Gothemån	Södra Östersjön	3 170	3500	1	1 539 619 - 1 827 605	440 - 522
Söderköpingsån och Slätbaken	Södra Östersjön	8 957	9200	1	4 350 236 - 5 163 947	473 - 561
Blekinges sydostkust	Södra Östersjön	5 858	390	1	2 845 062 - 3 377 230	7 295 - 8 660
Listerbyån/Angelån	Södra Östersjön	5 276	320	1	2 562 563 - 3 041 890	8 008 - 9 506
Närsån	Södra Östersjön	1 010	6000	2	610 739 - 618 245	102 - 103
Övre Motalaström	Södra Östersjön	33 411	32000	2	20 199 116 - 20 447 357	631 - 639
Höjeå	Södra Östersjön	67 984	5000	2	41 101 198 - 41 606 320	8 220 - 8 321
Motala ströms kust och skärgård	Södra Östersjön	2 965	870	2	1 792 735 - 1 814 767	2 061 - 2 086
Saxån	Södra Östersjön	33 579	12000	2	20 300 905 - 20 550 398	1 692 - 1 713
Virån-Oskarshamn	Södra Östersjön	12 190	360	2	7 369 893 - 7 460 467	20 472 - 20 724
Lyckebyån	Södra Östersjön	9 244	76	2	5 588 571 - 5 657 253	73 534 - 74 438
Kävlingeån	Södra Östersjön	44 038	21000	2	26 623 906 - 26 951 106	1 268 - 1 283
Segeå	Södra Östersjön	41 412	6300	2	25 036 601 - 25 344 294	3 974 - 4 023
Båveån	Västerhavet	11 888	250	1	5 773 883 - 6 853 885	23 096 - 27 416
Göta älv huvudfåra	Västerhavet	182 419	23000	1	88 600 849 - 105 173 604	3 852 - 4 573

Visman	Västerhavet	1 107	1200	1	537 739 - 638 323	448 - 532
Dalbergså och Holmsån	Västerhavet	7 558	29000	1	3 670 752 - 4 357 365	127 - 150
Örekilsälven	Västerhavet	6 840	9200	1	3 322 337 - 3 943 778	361 - 429
Viskan	Västerhavet	65 518	2200	1	31 822 271 - 37 774 615	14 465 - 17 170
Lidan	Västerhavet	38 602	34000	1	18 749 011 - 22 256 007	551 - 655
Alstersälven	Västerhavet	3 519	3200	1	1 709 367 - 2 029 103	534 - 634
Stensån	Västerhavet	3 430	360	1	1 666 001 - 1 977 625	4 628 - 5 493
Borgviksälven	Västerhavet	2 619	1200	1	1 271 989 - 1 509 914	1 060 - 1 258
Nossan	Västerhavet	9 963	8400	1	4 838 910 - 5 744 026	576 - 684
Tidan	Västerhavet	47 792	21000	1	23 212 743 - 27 554 678	1 105 - 1 312
Mölnålsån	Västerhavet	86 571	1500	1	42 047 495 - 49 912 463	28 032 - 33 275
Törlan, Uttran och Ramsjö kanal (TUR)	Västerhavet	20 133	6900	1	9 778 677 - 11 607 775	1 417 - 1 682
Såveån	Västerhavet	91 932	2300	1	44 651 442 - 53 003 477	19 414 - 23 045
Suseån	Västerhavet	3 823	3400	1	1 857 059 - 2 204 421	546 - 648
Kustnära områden (norr)	Västerhavet	157 560	25000	1	76 526 991 - 90 841 336	3 061 - 3 634
Sjöråsån, Mariedalsån och Öredalsån	Västerhavet	5 708	5600	1	2 772 207 - 3 290 747	495 - 588
Himleån	Västerhavet	7 051	4200	1	3 424 681 - 4 065 266	815 - 968
Genevadsån	Västerhavet	2 336	96	1	1 134 456 - 1 346 656	11 817 - 14 028
Kungsbackaån	Västerhavet	22 838	1900	1	11 092 298 - 13 167 108	5 838 - 6 930
Fylleån	Västerhavet	4 784	1300	1	2 323 430 - 2 758 027	1 787 - 2 122
Kustnära områden (mellan)	Västerhavet	52 839	14000	1	25 664 041 - 30 464 490	1 833 - 2 176
Friaån	Västerhavet	3 764	4000	2	2 275 774 - 2 303 743	569 - 576
Rönne å	Västerhavet	47 924	10000	2	28 973 709 - 29 329 788	2 897 - 2 933
Vege å	Västerhavet	23 660	14000	2	14 303 941 - 14 479 733	1 022 - 1 034
Kustnära områden (syd)	Västerhavet	13 387	2600	2	8 093 527 - 8 192 994	3 113 - 3 151

Tabell B.2. Åtgärdsområden utan specificerat reduktionsbeting.

Åtgärdsområde	Vattendistrikt	Antal hushåll	Antal klassers förbättring som krävs för att uppnå god status
Långseleån	Bottenhavet	1535	1
Norra Hälsninglands kust- och utsjövatten	Bottenhavet	3	1
Nedre Västerdalälven	Bottenhavet	8267	1
Övre Västerdalälven	Bottenhavet	1621	1
Gisselfjärden-Närområde	Norra Östersjön	4718	1
Öregrundsgrepen	Norra Östersjön	1396	1
Oxfjärden-Närområde	Norra Östersjön	225	1
Granfjärden-Närområde	Norra Östersjön	753	1
Hargsviken	Norra Östersjön	321	2
Skofjärden-Närområde	Norra Östersjön	1804	2
Köpingsviken-Närområde	Norra Östersjön	1147	2
Nissan	Västerhavet	43154	1