



Riskbaserad beslutsanalys

Val av åtgärd för hantering av föroreningar vid Oskarshamns hamn

Rapport nr O-hamn 2004:2

Oskarshamns kommun

2005-03-31

Författad av

Lars Rosén, Lars Grahn och Patrik Brodd, SWECO VIAK AB¹

¹ Ansvariga Beslutsanalys

SAMMANFATTNING

Bakgrund

I Oskarshamns hamnbassäng förekommer stora mängder förorenade sediment. Föroreningarnas ursprung är dels från den tidigare varvsindustrin och det gamla kopparverket men också från aktiva källor som exempelvis Oskarshamns reningsverk Enemar och batteritillverkaren Saft Nife AB. Från sedimenten sprids föroreningar i huvudsak genom att de lösa sedimenten frigörs och virvlar upp i vattenmassan då fartyg manövrerar i hamnbassängen. Genom ett vattenutbyte med Kalmarsund sprids föroreningarna vidare ut till grunda fjärdar och ackumulationsområden utanför hamnbassängen samt längre bort till den egentliga Östersjön.

Utredningar och fältundersökningar har genomförts i två etapper, dels under åren 1996-2000, dels under år 2004-2005. Under år 2004-2005 har en projektgrupp arbetat med riskbedömningar med avseende på människors hälsa och miljön och andra grupper med projektering och entreprenad av saneringsåtgärder. Inom dessa grupper har tekniska åtgärder tagits fram och kostnadsbedömts. De genomförda undersökningarna visar att sedimenten i hamnen är kraftigt förorenade av miljöstörande ämnen, exempelvis bly, koppar och kadmium. Undersökningarna visar också att det finns mycket stora mängder förorenade sediment (drygt 700 000 m³) och att åtgärder för att ta bort eller minska föroreningarnas omfattning är förknippade med mycket höga kostnader, i storleksordningen 210-480 Mkr.

I Oskarshamn har projektledningen angett en övergripande målsättning med projektet som lyder: ”att långsiktigt minska spridningen av prioriterade tungmetaller och organiska miljögifter från Oskarshamns hamnbassängs sediment” (O-hamn 2004:21). Målsättningen är inte formulerad utifrån någon specifik reduktion av spridningen, och inte heller utifrån någon specifik acceptabel risknivå för människors hälsa eller ekosystemen utanför hamnbassängen. För att kunna välja åtgärdsnivå som medför en försvarbar användning av samhällets resurser och dessutom uppfyller Miljöbalkens krav på rimlighet - bör emellertid omfattningen på de undersökningar och åtgärder som genomförs stå i rimlig proportion till de risker de förorenade sedimenten i hamnbassängen innebär för människors hälsa och miljön.

Syfte

Det huvudsakliga syftet med denna studie är att med ekonomisk beslutsanalys belysa de samhällsekonomiska aspekterna av de sex olika åtgärdsalternativ som föreslagits av projektgruppen, se O-hamn 2004:21. Målsättningen med analysen är att belysa de kostnader och nyttor som kan förknippas med de föreslagna alternativen och utifrån detta bedöma i vilken grad de föreslagna åtgärderna är *samhällsekonomiskt lönsamma*. Det är dock viktigt att påpeka att en beslutsanalys utgör ett av flera underlag och att det alltid är beslutsfattaren själv som slutligen måste göra avvägningen mellan olika påverkande faktorer. Beslutsanalysen kan vara ett viktigt verktyg för en öppen och strukturerad värdering av påverkande faktorer, men kan aldrig omfatta alla de aspekter som måste vägas in i beslutsfattandet.

Som ett komplement till den samhällsekonomiska beslutsanalysen är syftet med studien också att utföra en analys av föreslagna åtgärders *kostnadseffektivitet*. I denna analys är målsättningen att jämföra kostnaderna för minskad spridning av metaller för de föreslagna åtgärdsalternativen med de ytterligare kostnader som skulle uppstå om man vid befintliga reningsanläggningar inom industrin i Sverige skulle genomföra motsvarande totala reduktion.

Genomförande

Arbetet har genomförts stegvis enligt följande:

- a) *Studie av tidigare utredningar.*
- b) *Upprättande av kravspecifikation för projektgruppen.* Denna förtydligade vilka frågeställningar projektgruppens undersökningar skulle försöka besvara samt vilka undersökningsresultat som eftersträvades för nyttiggörande i beslutsanalysen.
- c) *Identifiering av riskkällor och skyddsobjekt.* I beslutsanalysen, liksom i övriga dokument i detta utredningsskede, har de förorenade sedimenten betraktats som riskkälla. Som skyddsobjekt har betraktats hamnbassängen, kustområdet med ackumulationsbottnar på stort vattendjup öster och söder om hamninloppet, grunda fjärdar samt egentliga Östersjön.
- d) *Beslutsanalys.* I beslutsmodellen ingår de kostnader, nyttor och osäkerheter som skattas för varje åtgärdsalternativ. Beslutsanalysen görs utifrån ett samhällsperspektiv där kostnader, nyttor och risker för både problemägaren (Oskarshamns kommun) och samhället i övrigt värderas. Ingående poster värderas och diskonteras över en viss tidshorisont (se nedan), varvid det totala ekonomiska utfallet skattas för varje åtgärdsalternativ relativt att inte göra någon sanering, det s.k. 0-alternativet.
- e) *Värdering av åtgärders kostnadseffektivitet.* I denna analys har kostnaderna för minskad spridning av metaller för de föreslagna åtgärdsalternativen jämförts med de kostnader som skulle uppstå om man vid befintliga industriella reningsanläggningar i Sverige skulle genomföra motsvarande totala reduktion.
 - a. *Resultat och slutsatser.* Beräkning av det totala samhällsekonomiska utfallet för varje föreslaget åtgärdsalternativ enligt den upprättade beslutsmodellen, samt beräkning av de föreslagna åtgärdernas kostnadseffektivitet. Slutlig tolkning och redovisning av erhållna resultat.

I beslutsanalysen görs skillnad på problemägarens (kommunens) nyttor och kostnader av sanering respektive nyttor och kostnader av sanering för övriga samhället, där de förra berör den aktör som bär saneringsansvaret eller står för saneringsinitiativet. Denna aktör kan exempelvis vara ett företag eller en kommun. Nyttorna och kostnaderna för övriga samhället är de konsekvenser som problemägaren inte nödvändigtvis behöver ta hänsyn till, exempelvis hälsoriskförändringar för tredje man och förändringar av tillgången på ekosystemtjänster som exempelvis sportfiskemöjligheter, såvida inte problemägaren själv önskar belysa dessa externa effekter eller är tvungen att göra det av juridiska skäl. Beslutsanalysen i detta projekt har baserats på modeller för sanering av mark och grundvatten som beskrivits av Freeze et al (1990) och Hardisty & Özdemiroglu (2005).

Beslutsmodell

Kostnader och nyttor

I beslutsmodellen ingår följande huvudsakliga poster:

- problemägarens nyttor av att genomföra åtgärden
- nyttor av att genomföra åtgärden, för övriga samhället
- problemägarens kostnader för att genomföra åtgärden
- kostnader för att genomföra åtgärden, för övriga samhället

Problemägarens nyttor är:

- värdet av att undvika framtida restriktioner för hamnverksamheten
- ökat markvärde
- värdet av ett minskat juridiskt ansvar
- värdet av ett ökat förtroende för problemägaren
- värdet av reducerade arbetsmiljörisker för anställda inom området

Övriga samhällets nyttor är:

- värdet av reducerad risk för ekologiska system inom identifierade skyddsobjekt
- värdet av reducerad risk för människors hälsa inom identifierade skyddsobjekt
- värdet av ökade fastighetsvärden i anslutning till hamnområdet
- värdet av ökade möjligheter till rekreation inom och i anslutning till hamnområdet

Problemägarens kostnader är:

- kostnaden för undersökning och design av åtgärden
- kapitalkostnader
- kostnader för genomförande av åtgärden, inklusive eventuell transport och deponering
- kostnader för uppföljning och kontroll
- ekonomiska projektrisker för problemägaren, exempelvis fördröjning av saneringen och arbetsskador till följd av saneringen

Övriga samhällets kostnader är:

- ökade miljörisker i samband med åtgärden
- ökade hälsorisker i samband med åtgärden
- ökade olycksrisker i samband med transporter av föroreningar från området
- ökade miljörisker vid platsen för deponering av förorenade massor

Objektfunktion

Projektets totala ekonomiska utfall beräknas med en s.k. *objektfunktion*, vilken är summan av samtliga nyttor och kostnader i projektet. Det alternativ som har det största värdet på objektfunktionen betraktas som det mest lönsamma. För att åtgärden skall vara samhällsekonomiskt lönsam skall objektfunktionens värde vara positivt.

I miljöprojekt anses ofta långa tidsperspektiv vara motiverade och beslutsanalysen har därför utförts utifrån ett tidsperspektiv över flera generationer. Tidsperspektivet har antagits vara 100 år. Vid beräkningen av objektfunktionen diskonteras ingående poster över tidshorisonten. I miljöprojekt anses låga räntesatser ofta vara motiverade och räntan har i detta projekt satts till 2 %.

I beslutsanalysen betraktas riskreduktion som en nytta och beroende på projektets art och dess syften kan nyttorna och kostnaderna definieras på olika sätt. I en kostnads-nyttoanalys är det fråga om att skatta förändringar i konsument- och producentöverskott som mått på såväl problemägarens och övriga samhällets nyttor och kostnader.

Skyddsobjekt

För beslutsanalysen har samma skyddsobjekt som beskrivs i utförda miljöutredningar använts (O-hamn 2004:21):

- hamnbassängen
- kustområdet med ackumulationsbottnar på stort vattendjup öster och söder om hamninloppet
- grunda fjärdar, exempelvis Kättlefjärden i hamnens närhet
- egentliga Östersjön (vattenområdet mellan Stockholms skärgård och Danmark med kuststräckor tillhörande Polen, Ryssland, Baltstaterna, Tyskland och Danmark)

Kriterier miljöförbättringar

För att kunna värdera nyttan av en minskad risk för miljö och människors hälsa bör kriterier för vad som kan betraktas som acceptabla risknivåer definieras. Enligt de utredningar som utförts finns inga effekter på människors hälsa till följd av de förorenade sedimenten och några kriterier med avseende på miljörelaterade hälsorisker här därför inte använts för något av skyddsobjekten. Enligt projektets huvudstudie (O-hamn 2004:21) bedöms åtgärder vad avser upptag av tungmetaller i vattenlevande organismer ha störst positiv effekt inom själva hamnbassängen. Hamnbassängen har emellertid i sig ett mycket lågt ekologiskt skyddsvärde eftersom det bedrivs, och även i framtiden kommer att bedrivs, hamnverksamhet här. I beslutsanalysen har därför inget kriterium med avseende på acceptabel risknivå för ekologiska system kunnat definieras för skyddsobjektet *hamnbassängen*. Däremot har miljöförbättringar i hamnbassängen värderats exempelvis med avseende på möjligheterna till rekreation, exempelvis bad i den inre delen av hamnen.

I O-hamn 2004:21 anges att det knappast kommer att kunna påvisas några säkra haltminskningar i blåstång, musslor och fisk strax utanför hamnbassängen till följd av sanering av sedimenten. På grund av den stora utspädningen i Kalmarsund kommer det sannolikt heller inte gå att påvisa några statistiskt säkra haltförändringar i organismer i kustområdet eller i Kalmarsund som helhet till följd av åtgärder i Oskarshamns hamnbassäng. Däremot kan åtgärder i hamnbassängen resultera i långsamt minskade halter i sediment inom grunda fjärdar och ackumulationsbottnar söder och öster om hamnen. Åtgärder skulle därmed kunna leda till mätbara förbättringar för bottenlevande organismer inom dessa skyddsobjekt. I beslutsanalysen har därför kriteriet för vad som kan anses vara en acceptabel risknivå inom skyddsobjekten *grunda fjärdar* och *kustområdet med ackumulationsbottnar på stort vattendjup öster och söder om hamninloppet* definierats som *den halt där inga skador uppstår på befintliga ekosystem*.

Det förekommer flera olika riktvärden för vad som kan betraktas som en bottenmiljö som inte är skadlig för befintliga ekosystem. Olika argument kan framföras för och emot dessa riktvärden. För att illustrera betydelsen av valet av riktvärde på beslutsanalysen valdes att utföra beräkningar med avseende på tre olika riktvärden:

- Kanadensiska CCME Interim Sediment Quality Guideline (CCME ISQG)
- Kanadensiska CCME Probable Effect Level (CCME PEL)
- Holländska RIVM Maximum Permissible Concentration (RIVM MPC)

För riktvärdet CCME ISQG konstaterades att inget av alternativen resulterar i någon reducerad sannolikhet för att detta riktvärde skall överskridas. Om detta kriterium används så finns enligt beslutsmodellen ingen miljönytta för grunda fjärdar och ackumulationsbottnar. Orsaken är att även om alla sedimenten åtgärdas så finns fortfarande aktiva spridningskällor kvar. För den fortsatta

analysen valdes att använda de riktvärden där en reduktion av sannolikheten för ekologiska effekter minskar, dvs. CCME PEL och RIVM MPC.

För skyddsobjektet *egentliga Östersjön* konstateras att andelen tillskott från Oskarshamns hamn jämfört med övriga källor är litet och varierar mellan 2 och 5 promille för aktuella ämnen. Enligt utförda utredningar (O-hamn 2004:21) kommer det inte att gå att mäta eller urskilja miljöeffekter i egentliga Östersjön eller i Kalmarsund som helhet som orsakas av utsläppen i Oskarshamns hamnbassäng. Det påpekas dock att utsläppen medverkar till de potentiella negativa effekter och faktiska problem som vissa föroreningar orsakar nu och/eller i framtiden, exempelvis kadmium och kvicksilver. Eftersom inga positiva effekter i egentliga Östersjön till följd av åtgärder i Oskarshamn kommer att kunna mätas, finns heller inga värdeförändringar som kan inkluderas i beslutsanalysen. En värdering av åtgärder i Oskarshamn med avseende på egentliga Östersjön skulle därmed behöva göras på ett mera övergripande plan, där exempelvis åtgärder för ett större antal punktkällor inklusive Oskarshamn med förutsättningar att resultera i mätbara förändringar, värderades gemensamt.

Värdering av poster i beslutsmodellen

Miljö- och hälsoeffekter ansågs länge svåra att uttrycka i ekonomiska termer eftersom ingen marknad för "tjänsten" finns, men stora metodmässiga framsteg har skett på denna punkt under de senaste decennierna. Värdet av en miljöförbättring kan inte sättas utifrån tillgång och efterfrågan. Det ekonomiska värdet ("nyttan") har i beslutsanalysen därför skattats med hjälp av människors betalningsvilja (*willingness to pay – WTP*) för att uppnå en specifik miljöförbättring. Genom att studera tidigare genomförda relevanta WTP undersökningar har värderingar kunna tillföras projektet genom s.k. *värdeöverföring*.

Vid en betalningsviljestudie blir den totala betalningsviljan för en viss åtgärd direkt beroende på hur många människor som kan antas vara berörda av den förbättring som åstadkoms. I fallet Oskarshamn råder en stor osäkerhet kring hur stort intresseområdet för saneringen är, och därmed hur många människor som kan tänkas vara berörda. I beslutsanalysen har därför utfallet (objektfunktionen) beräknats för fem olika intresseområden:

- Oskarshamns tätort
- Oskarshamns kommun
- Norra Kalmar län
- Hela Kalmar län
- Södra Sverige

Hur stort intresseområdet i verkligheten är kan endast klarläggas genom helt nya studier av människors betalningsvilja för åtgärder i Oskarshamns hamn. Det torde vara rimligt att en sanering i hamnen skulle vara värdefull för befolkningen i Oskarshamns tätort och även inom övriga delar av Oskarshamns kommun. Det finns också skäl att tro att också andra människor i norra Kalmar län skulle vara berörda av en sådan förbättring, eftersom kustområdet nära Oskarshamn och norra Kalmarsund besöks och sannolikt har ett värde för andra än invånarna i Oskarshamn. När området utökas sjunker dock betalningsviljan för varje individ, eftersom det kommer att finnas flera andra förorenade områden som människor uppfattar som värdefulla att åtgärda. Om det funnits skäl att anta att en åtgärd i Oskarshamn kan leda till mätbara förbättringar för Östersjön totalt, skulle intresseområdet kunnat förväntas vara mycket stort. Genomförda utredningar tyder dock på att åtgärder i Oskarshamn endast skulle kunna ge marginella miljöförbättringar i Östersjön. I beslutsanalysen har ingen värdering gjorts av vilket intresseområde som är mest rimligt.

Reduktionen av risken till följd av åtgärder i hamnbassängen definieras som *reduktion i sannolikhet för att riktvärdet skall överskridas multiplicerat med det ekonomiska värdet (betalningsviljan, WTP) av att riktvärdet inte överskrids*. Eftersom flera olika ämnen transporteras ut från hamnbassängen och eftersom vart och ett av dessa har specifika riktvärden har den kombinerade sannolikheten att *minst ett ämne* överskrider riktvärdet beräknats och använts. Detta innebär ett försiktighetstänkande i beräkningarna, men samtidigt har inga hänsyn tagits till samverkans effekter mellan ämnena.

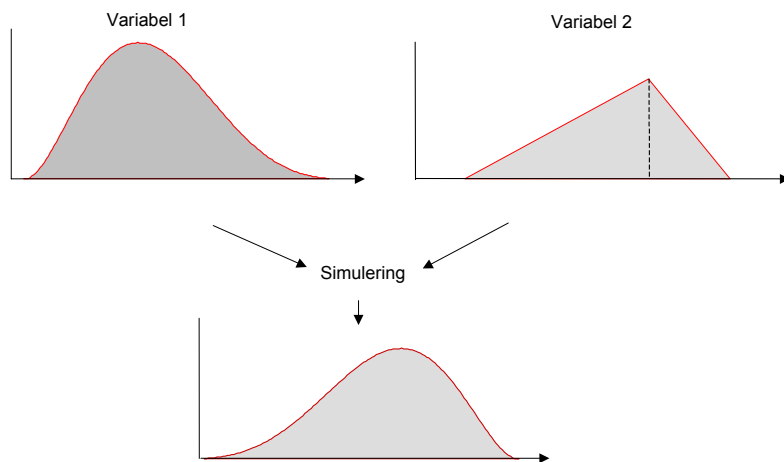
Skattningen av reduktionen av risken för skadad bottenmiljö till följd av åtgärder i Oskarshamns hamn har baserats på följande underlag (O-hamn 2004:21):

- Tidigare utförda simuleringar av uttransporten av föroreningar från hamnbassängen för de olika åtgärdsalternativen
- Tidigare gjorda mätningar av befintliga halter på ackumulationsbottnar.

Utifrån detta underlag, inklusive de osäkerhetsangivelser som anges för dessa beräkningar och mätningar, har statistiska simuleringar utförts för varje åtgärdsalternativ i syfte att skatta reduktionen av sannolikheten att ovan nämnda riktvärden skall överskridas.

Övriga kostnads- och nyttoposter i beslutsmodellen har värderats utifrån litteraturuppgifter, värdeöverföringsanalys och intervjuer. Inom projektet har inga nya enkät- eller fördjupade värderingsstudier varit möjliga. På grund av de stora osäkerheter som råder för flera av posterna i beslutsmodellen har det varit nödvändigt att tydligt och öppet inkludera och redovisa dessa osäkerheter. Hanteringen av osäkerheter har utförts med hjälp av *statistisk simulering* (Monte Carlo metoden).

Osäkerheterna för varje variabel (kostnads- eller nyttopost) i beräkningen anges i form av en statistisk fördelning. Simuleringarna resulterar därmed i en osäkerhetsfördelning också för den sökta storheten, exempelvis objektfunktionen, se principiell beskrivning i **figur A1**. Ur denna fördelning kan exempelvis det mest troliga värdet, medianvärdet (50-percentilen), det lägsta rimliga värdet (exempelvis 5-percentilen) och det högsta rimliga värdet (exempelvis 95-percentilen) utläsas. Intervallet mellan två percentiler kallas *prediktionsintervall*, exempelvis det 90-procentiga prediktionsintervallet mellan 5- och 95-percentilen. Det 90-procentiga prediktionsintervallet redovisas för samtliga beräkningar. Utifrån simuleringarna utförs också känslighetsanalyser för att identifiera vilka variabler som har störst betydelse för osäkerheten i beräkningarnas utfall.



Figur A1. Principiell beskrivning av statistisk simulering.

Åtgärdsalternativ

I beslutsanalysen har de åtgärdsalternativ som beskrivs i **tabell A1** analyserats.

Tabell A1. Åtgärdsalternativ som analyserats i beslutsanalysen

ID	Alternativ	Kostnad (Mkr)
S0:	Ingen åtgärd	0
S1:	Alla förorenade sediment åtgärdas (mellan 700 000 – 729 000 m ³)	375 – 480
S2:	Prioritering utifrån spridningspotential utan hänsyn till fartygstrafik (mellan 329 000 – 402 000 m ³)	225 - 320
S3:	Prioritering utifrån spridningspotential med hänsyn till dagens fartygstrafik (mellan 398 000 – 471 000 m ³)	245 - 345
S4:	Prioritering utifrån spridningspotential förutsatt begränsad fartygstrafik i inre hamnen (mellan 304 000 – 377 000 m ³)	210 - 300
S5:	Prioritering utifrån mängden kadmium i åtgärdade massor (mellan 349 000 – 422 000 m ³)	235 - 330
S6:	Prioritering utifrån sanering av huvuddelen av sedimenten utom de innersta delarna av hamnen och några partier i den yttre delen (mellan 549 000 – 622 000 m ³)	305 - 430

För varje alternativ har fyra olika varianter beskrivits (se O-hamn 2004:21):

1. Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn
2. Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn
3. Sugmuddring - fysikalisk stabilisering -deponering (i monocell) utanför hamn
4. Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering (i monomcell) utanför hamn

I utredningen av åtgärder (O-hamn 2004:21) konstateras att det mest realistiska scenariot är en kombination av gräv- och sugmuddring. I beslutsanalysen har därför antagits att 75% av de förorenade sedimenten tas bort genom grävuddring och 25% tas bort genom sugmuddring.

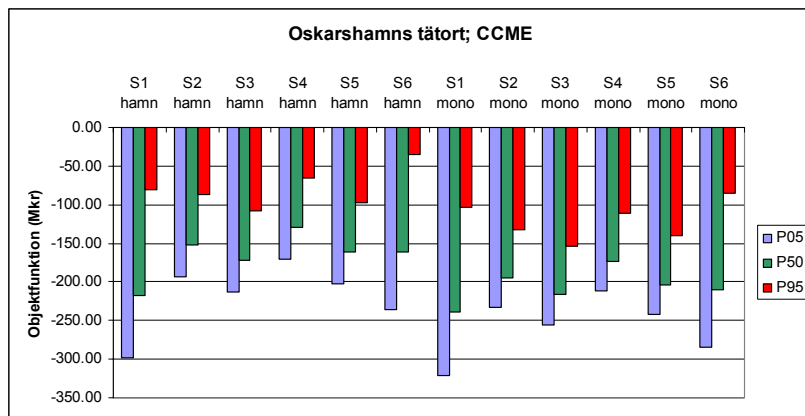
För varje alternativ har det totala ekonomiska utfallet (objektfunktionen) beräknats för:

- Deponering i hamn och deponering i monocell utanför hamnen
- Vart och ett av de fem olika intresseområdena för miljöförbättringar (se ovan)
- Vart och ett av de två riktvärdena (CCME PEL Marin och RIVM MPC).

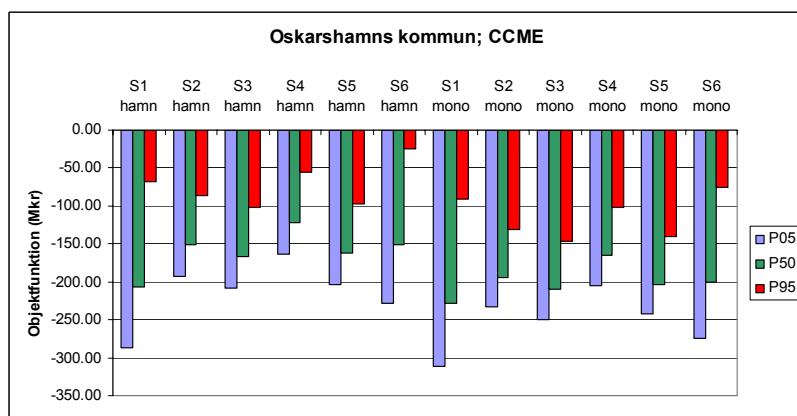
Sammantaget innebär detta att totalt 120 varianter av beslutsmodellen ställts upp och beräknats.

Resultat beslutsanalys

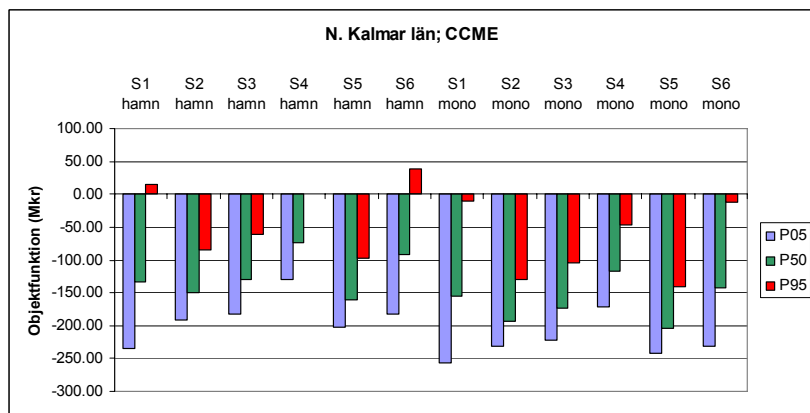
I **figur A2-A11** redovisas beräkningarna av objektfunktionen för de sex åtgärdsalternativen för deponering i hamn respektive i monocell, för de fem olika intresseområdena samt för de två olika riktvärdena.



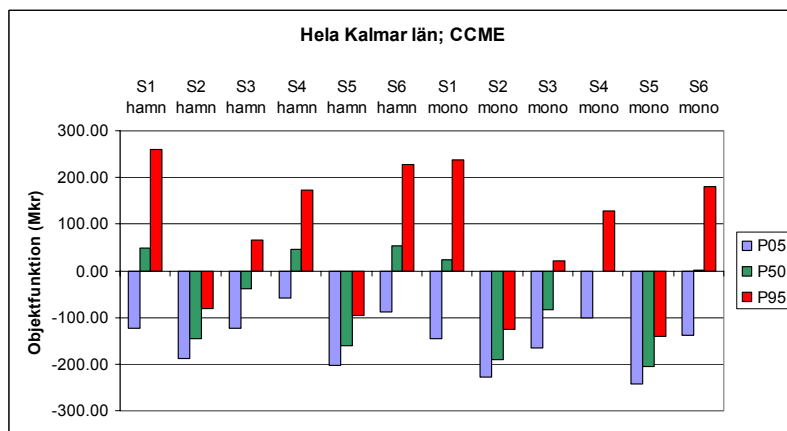
Figur A2. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Oskarshamns tätort och riktvärdet CCME PEL Marin.



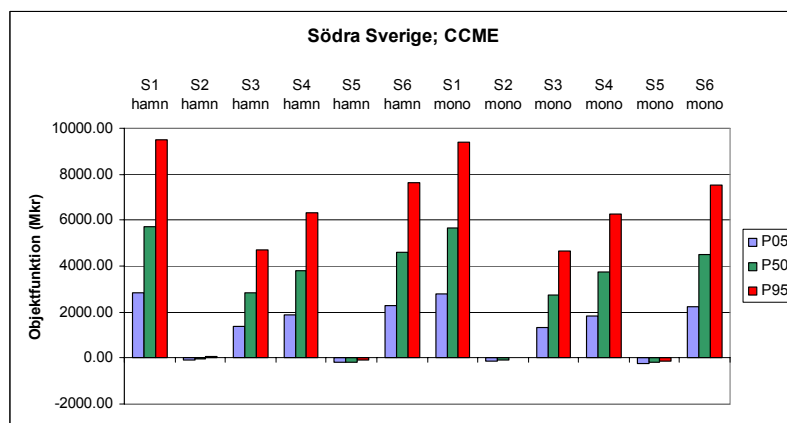
Figur A3. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Oskarshamns kommun och riktvärdet CCME PEL Marin.



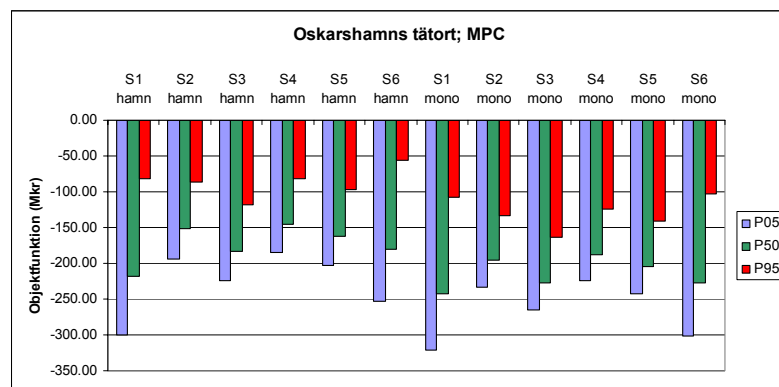
Figur A4. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Norra Kalmar län och riktvärdet CCME PEL Marin.



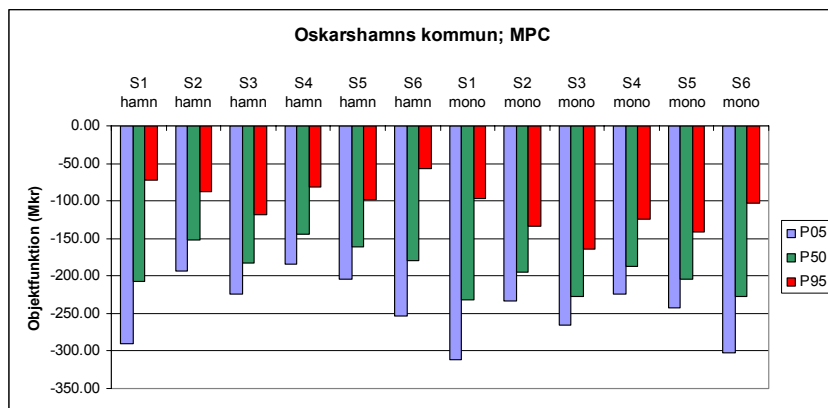
Figur A5. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Hela Kalmar län och riktvärdet CCME PEL Marin.



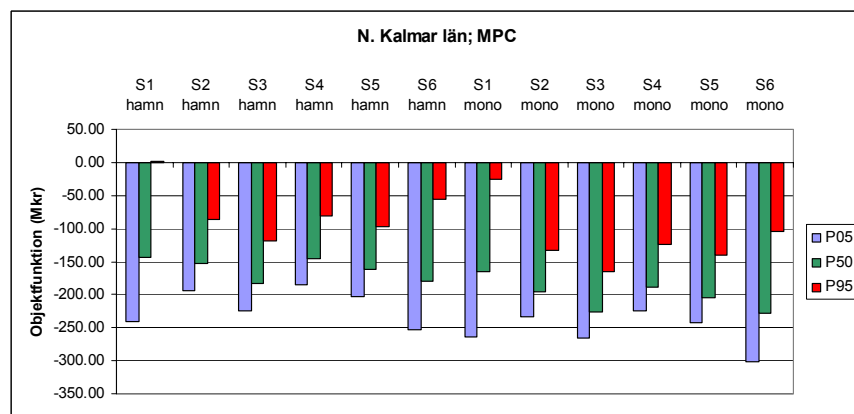
Figur A6. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Södra Sverige och riktvärdet CCME PEL Marin.



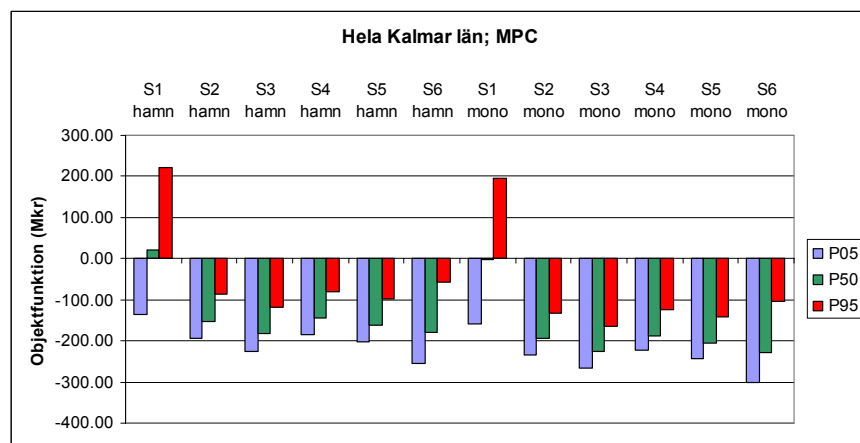
Figur A7. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Oskarshamns tätort och riktvärdet MPC.



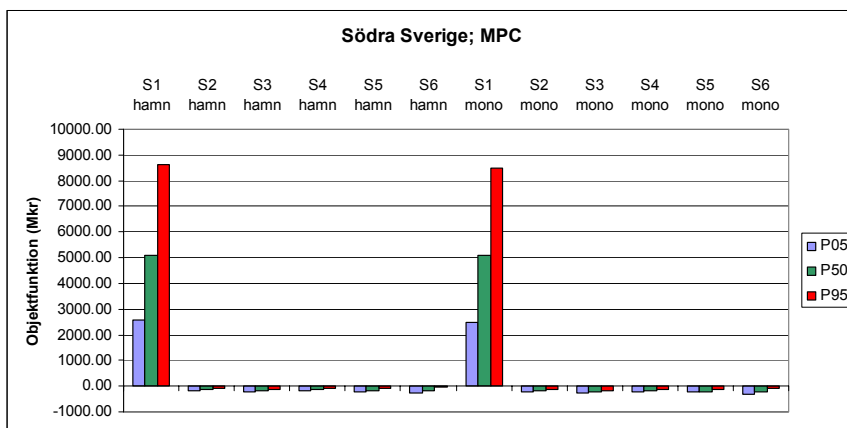
Figur A8. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Oskarshamns kommun och riktvärdet MPC.



Figur A9. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Norra Kalmar län och riktvärdet MPC.

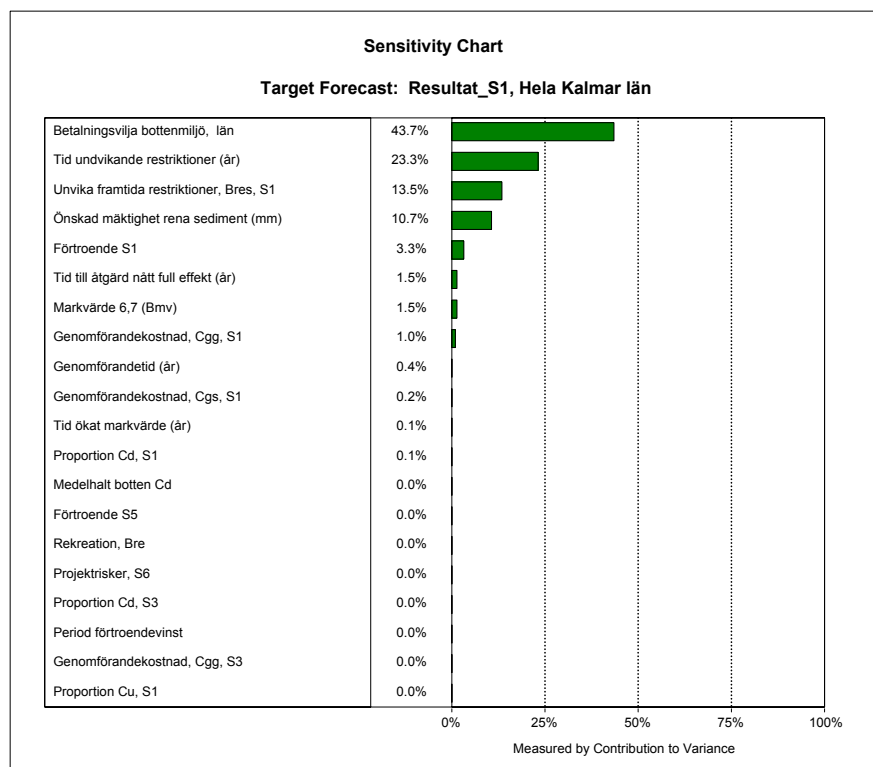


Figur A10. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Hela Kalmar län och riktvärdet MPC.



Figur A11. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Södra Sverige och riktvärdet MPC.

Som framgår av figurerna ovan krävs för såväl deponering i hamn som för deponering i monocell på annan plats att det finns ett regionalt eller större intresseområde för att åtgärderna skall uppvisa ett positivt samhällsekonomiskt resultat, jämfört med 0-alternativet. Figurerna visar också att resultaten uppvisar stora osäkerheter. Vid känslighetsanalys av simuleringarna, vilket ges exempel på i **figur A12**, kan konstateras att de mest osäkra faktorerna är värderingen av miljönyttan samt faktorer som rör värdering av den framtida hamnverksamheten och de restriktioner i denna som eventuellt kan undvikas. Utifrån beslutsanalysen är det därför i första hand för dessa faktorer fördjupade studier borde utföras.



Figur A12. Exempel på känslighetsanalys.

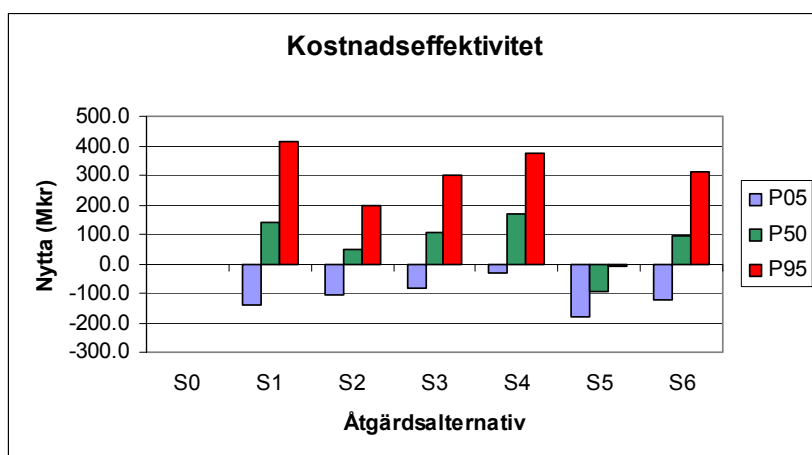
Värdering av åtgärdernas kostnadseffektivitet

Som ett komplement till den samhällsekonomiska beslutsanalysen har en översiktlig värdering av åtgärdernas kostnadseffektivitet utförts. Denna värdering har som en jämförelse av kostnaderna för reduktionen av förorenings-spridningen från Oskarshamns hamn till andra skyddsobjekt med kostnaderna för att uppnå samma reduktion av föroreningsbelastningen på Östersjön genom att förbättra befintliga industriella reningsanläggningar i Sverige. I analysen har således antagits att industriella utsläpp i Sverige idag sker via reningsanläggningar. Kostnaderna för sanering i Oskarshamns hamn har därför jämförts med marginalkostnaden för att ta bort ytterligare föroreningar vid befintliga reningsanläggningar.

Det har varit förknippat med mycket stora svårigheter att få tillförlitliga uppgifter om reningskostnader för de aktuella föroreningarna. Inom industrin finns inte dessa typer av uppgifter, varför nya skattningar har behövt genomföras. Det har inom ramen för projektet inte varit möjligt att göra detaljerade skattningar och värderingen av åtgärdernas kostnadseffektivitet är därmed behäftad med en stor osäkerhet. Vid värderingen har antagits att befintlig anläggning för kemisk fällning kompletteras med utrustning för reduktion via jonbytesprocesser. Även om anläggningskostnaderna för detta är låga, blir marginalkostnaden hög pga de låga halterna efter den kemiska fällningen. Marginalkostnaden har skattats till 1000-3000 kr/kg för de aktuella föroreningarna.

Vid beräkningarna har reningskostnaden diskonterats med en ränta på 2 % över en tidshorisont på 185 år, vilket motsvarar den förväntade tiden för uttransport av samtliga metallföroreningar från hamnen. Detta baserat på de beräkningar av föroreningstransporten som utförts inom projektet samt med antagandet att föroreningstransporten fortgår med samma intensitet tills alla föroreningar som lämnas kvar efter respektive åtgärd har transporterats bort.

I **figur A13** redovisas resultaten av värderingen av åtgärdernas kostnadseffektivitet. Beräkningarna har gjorts för alternativen med deponering i hamnen.



Figur A13. Åtgärdsalternativens kostnadseffektivitet baserat på jämförelse med marginalkostnaden för rening av aktuella föroreningar vid befintliga reningsanläggningar i Sverige.

Figuren indikerar att sanering i hamnen kan vara kostnadseffektivt jämfört med att utföra samma reduktion av föroreningsbelastningen på Östersjön genom förbättrad rening i befintliga anläggningar. Åtgärdsalternativ *S1* och *S4* framstår som de mest kostnadseffektiva, medan alternativ *S5* med stor sannolikhet inte är kostnadseffektivt. Osäkerheterna i beräkningarna är stora, främst beroende på osäkerheter för marginalkostnaden för rening i industrin, men även för genomförandekostnaderna för åtgärdsalternativen.

Slutsatser

Utifrån den genomförda beslutsanalysen och värderingen av åtgärdernas kostnadseffektivitet har följande huvudsakliga slutsatser dragits:

- De föroreningar som sprids från hamnbassängen ger inte upphov till några tydliga negativa miljöeffekter utanför hamnområdet. Hälsoriskerna bedöms utifrån genomförda utredningar vara mycket små. Detta innebär att nyttan av en sanering med avseende på mätbara reduktioner av miljörisker och miljörelaterade hälsorisker kan förväntas vara begränsad. Beslutsanalysen indikerar också att det måste finnas andra betydande nyttor, förutom de rent miljömässiga, för att samhällsekonomiskt motivera de höga saneringskostnaderna för de föreslagna åtgärdsalternativen.
- Valet av kriterium för vad som är en önskvärd risknivå för miljö och människa har stor betydelse för analysens utfall. För att belysa detta gjordes i analysen beräkningar av reduktionen av sannolikheten för att tre olika riktvärden skulle överskridas inom grunda fjärdar och ackumulationsbottnar efter genomförda åtgärder. För det högst ställda kravet (CCME ISQG) indikerar beräkningarna att inte någon av åtgärderna kan uppfylla detta kriterium. I beslutsanalysen användes därför de lägre ställda kraven CCME PEL och RIVM MPC, vilket skulle kunna innebära att miljönyttan med åtgärderna överskattas.
- I beslutsanalysen värderas miljöåtgärderna efter de välfärdsförbättringar åtgärderna innebär för människor. Välfärdsförbättringarna mäts i form av människors betalningsvilja att uppnå en specifik miljöförbättring. Med ett snävt lokalt perspektiv - eller intresseområde - där endast människor i Oskarshamns tätort eller kommun antas vara berörda av en miljöförbättring, blir betalningsviljan för miljöförbättringarna totalt sett mycket låg för projektet. Med ett lokalt perspektiv uppvisar därmed samtliga åtgärdsalternativ ett negativt ekonomiskt utfall och inget alternativ kan därmed betraktas som samhällsekonomiskt lönsamt.
- Om intresseområdet är Oskarshamns tätort, Oskarshamns kommun eller norra Kalmar län, framstår alternativ *S4*: *Prioritering utifrån spridningspotential förutsatt begränsad fartygstrafik i inre hamnen* som det minst ofördelaktiga, men kan inte betraktas som samhällsekonomiskt lönsamt. Alternativet är billigast men innebär ändå en viss miljönytta i form av minskad sannolikhet för skador på ekologiska system inom ackumulationsbottnar.
- Det krävs ett regionalt intresseområde av minst Kalmar läns storlek, rörande antalet människor som kan tänkas vilja betala för en miljöförbättring till följd av en sanering i Oskarshamn, för att någon av åtgärderna skall uppvisa ett positivt samhällsekonomiskt utfall.
- Om intresseområdet utgörs av hela Kalmar län, blir åtgärdsalternativ *S1*: *Åtgärda alla sediment* det mest fördelaktiga av de beskrivna åtgärderna. För ännu större intresseområden, dvs. än högre total högre total betalningsvilja för åtgärderna, blir alternativ *S1* än mera fördelaktigt.

- I beslutsanalysen har antagits att det kan uppstå mätbara förbättringar på ackumulationsbottnar inom både grunda fjärdar och på större djup utanför hamnen. Detta innebär att nyttan med åtgärder i viss mån överskattas eftersom de djupa bottenarna är idag till stor del syrefria och förbättringar för ekologiska system till följd av en sanering sannolikt endast kan bli mätbar om bottenarna syresätts.
- Beräkningarna av objektfunktionen (det totala ekonomiska utfallet) för de olika åtgärdsalternativen är osäkra. Vid känslighetsanalyser av beräkningarna konstateras att den största inverkan på osäkerheten har faktorer som rör huruvida den framtida hamnverksamheten är beroende av att saneringar utförs samt värdet på de vattenområden som påverkas av förorenings-spridning från hamnen. Beslutsanalysen indikerar därmed att vid eventuella fortsatta studier är det i första hand dessa faktorer som bör analyseras mera noggrant.
- Vid en värdering av åtgärdernas kostnadseffektivitet med avseende på reningskostnaderna per kg förorening i Oskarshamn jämfört med förbättrad industriell rening i Sverige, kan flera av de föreslagna saneringsåtgärderna i Oskarshamn hamn vara kostnadseffektiva. Åtgärdsalternativet *S5: Prioritering utifrån mängden kadmium i åtgärdade massor* kan dock inte förväntas vara kostnadseffektivt. Analysen indikerar att åtgärdsalternativ *S1: Åtgärda alla sediment* och *S4: Prioritering utifrån spridningspotential förutsatt begränsad fartygstrafik i inre hamnen* framstår som de mest kostnadseffektiva jämfört med förbättrad industriell rening.

Sammantaget indikerar beslutsanalysen att det endast är om intresseområdet för miljöförbättringarna i Oskarshamns är mycket stort som det går att nå ett positivt samhällsekonomiskt resultat med någon av åtgärderna. Analysen visar också att andra nyttor än de rent miljömässiga sannolikt bör vara stora för att motivera något av de föreslagna saneringsalternativen.

Samtidigt som beslutsanalysen indikerar att det kan vara svårt att ur samhällsekonomisk synvinkel motivera åtgärderna så indikerar analysen av åtgärdernas kostnadseffektivitet att flera av åtgärderna är kostnadseffektiva jämfört med att förbättra reningskapaciteten inom industrin för de aktuella föroreningarna. Reningskostnaderna inom industrin är ett mått på vad andra aktörer i samhället måste betala för att rena dessa föroreningar. För att långsiktigt åstadkomma minskad spridning av de aktuella föroreningarna skulle det därmed vara mera kostnadseffektivt att genomföra åtgärder i Oskarshamn än att utöka den industriella reningen. Det skall betonas att denna jämförelse inte säger något om huruvida åtgärderna är samhällsekonomiskt lönsamma eller ej.

Den genomförda studien innebär att de olika åtgärdsalternativen och deras effekter analyserats ur ett flertal aspekter – exempelvis med hänsyn till olika åtgärder, olika deponering av de förorenade sedimenten, olika perspektiv på värdering av miljönyttan och kostnadseffektivitet. Beslutsanalysen är utförd med hänsyn till vad som kan tänkas vara mätbara förbättringar och inte med hänsyn till politiskt eller på andra sätt utformade mål.

Utifrån den genomförda studien kan inte en sanering av Oskarshamns hamn med någon av de föreslagna åtgärderna entydigt rekommenderas. De mycket höga kostnaderna och svårigheterna att visa samhällsekonomisk lönsamhet innebär att man för att åstadkomma en rimlig hushållning med samhällets resurser bör överväga vad åtgärdernas kostnader kan ge för långsiktigt uthålliga miljöförbättringar för Östersjön genom åtgärder vid andra objekt, inom eller utanför Sverige.

INNEHÅLL

1	BAKGRUND OCH SYFTE	1
2	GENOMFÖRANDE	3
3	OMRÅDESBESKRIVNING	4
3.1	INLEDNING	4
3.2	BESKRIVNING AV BEFINTLIGA RISKKÄLLOR	4
3.2.1	<i>Primära riskkällor</i>	4
3.2.2	<i>Sekundära riskkällor</i>	5
3.2.3	<i>Riskkällor under åtgärdsfasen</i>	5
3.3	RISKKÄLLORNAS ANDEL AV FÖRORENINGSSPRIDNINGEN	6
3.4	BESKRIVNING AV SKYDDSOBJEKT	7
3.4.1	<i>Hamnbassängen</i>	7
3.4.2	<i>Kustområdet med ackumulationsbottnar</i>	7
3.4.3	<i>Grunda fjärdar</i>	8
3.4.4	<i>Egentliga Östersjön</i>	8
4	FAKTORER SOM PÅVERKAR BESLUT OM ÅTGÄRD	10
4.1.1	<i>Motiv för sanering</i>	10
4.1.2	<i>Risk management</i>	11
4.1.3	<i>Hållbar utveckling</i>	11
4.1.4	<i>Tillfredställande av intressenter</i>	11
4.1.5	<i>Kostnader och nyttor</i>	12
4.1.6	<i>Teknisk genomförbarhet</i>	12
4.1.7	<i>Kommentar</i>	13
5	BESLUTSANALYS	14
5.1	INLEDNING	14
5.2	RISK	14
5.2.1	<i>Riskdefinition</i>	14
5.2.2	<i>Konceptuell riskmodell i Oskarshamn</i>	16
5.3	BESLUTSMODELL	17
5.3.1	<i>Inledning</i>	17
5.3.2	<i>Matematisk modell</i>	18
5.3.3	<i>Problemägarens nyttor</i>	19
5.3.4	<i>Övriga samhällets nyttor</i>	20
5.3.5	<i>Problemägarens kostnader</i>	21
5.3.6	<i>Övriga samhällets kostnader</i>	21
5.3.7	<i>Osäkerheter</i>	22
6	BEDÖMNING AV INGÅENDE PARAMETRAR	24
6.1	VÄRDET AV REDUCERAD RISK FÖR EKOLOGISKA SYSTEM (R_M).....	24
6.1.1	<i>Upptag i organismer</i>	24
6.1.2	<i>Identifierade värden</i>	24
6.1.3	<i>Hamnbassängen (SO1)</i>	24

6.1.4	Grunda fjärdar (SO_2).....	25
6.1.5	Akkumulationsbottnar (SO_3).....	25
6.1.6	Egentliga Östersjön (SO_4).....	25
6.1.7	Skyddsobjekt där riskreduktion för ekologiska system bedöms möjlig.....	26
6.1.8	Metodbeskrivning värdeöverföring.....	26
6.1.9	Avgränsning av antalet intressenter.....	27
6.1.10	Värdering.....	28
6.1.11	Beräkning av reducerad sannolikhet för skada på ekosystem.....	30
6.2	VÄRDET AV REDUCERAD RISK FÖR MÄNNISKORS HÄLSA (R_H).....	34
6.3	VÄRDET AV ÖKADE FASTIGHETSVÄRDEN I ANSLUTNING TILL HAMNOMRÅDET (B_{FA}).....	34
6.4	VÄRDET AV ÖKADE MÖJLIGHETER TILL REKREATION INOM OCH I ANSLUTNING TILL HAMNOMRÅDET (B_{RE}).....	36
6.5	VÄRDET AV ATT UNDVIKA FRAMTIDA RESTRIKTIONER FÖR HAMNVERKSAMHETEN (B_{RES}).....	38
6.6	ÖKAT MARKVÄRDE (B_{MV}).....	39
6.7	VÄRDET AV ETT MINSKAT JURIDISKT ANSVAR (B_{JA}).....	40
6.8	VÄRDET AV ETT ÖKAT FÖRTROENDE FÖR PROBLEMÄGAREN (B_{PR}).....	40
6.9	VÄRDET AV REDUCERADE ARBETSMILJÖRISKER FÖR ANSTÄLLDA I OMRÅDET (R_A).....	41
6.10	KOSTNADER FÖR GENOMFÖRANDE AV ÅTGÄRDEN, INKLUSIVE EVENTUELL TRANSPORT OCH DEPONERING (C_G).....	41
6.11	EKONOMISKA PROJEKTRISKER FÖR PROBLEMÄGAREN (R_P).....	42
6.12	ÖKADE MILJÖRISKER I SAMBAND MED ÅTGÄRDEN (R_{MS}).....	42
6.13	ÖKADE HÄLSORISKER I SAMBAND MED ÅTGÄRDEN (R_{HS}).....	44
6.14	ÖKADE OLYCKSRISKER I SAMBAND MED TRANSPORTER AV FÖRORENINGAR (R_{TR}).....	44
6.15	ÖKADE MILJÖRISKER VID PLATSEN FÖR DEPONERING AV FÖRORENADE MASSOR (R_{DE}).....	45
7	BESLUTSANALYSENS RESULTAT.....	46
8	VÄRDERING AV ÅTGÄRDERNAS KOSTNADSEFFEKTIVITET.....	50
9	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER.....	52
10	REFERENSER.....	54

BILAGOR:

1. Beslutsanalys Deponi i hamn; riktvärde CCME PEL
2. Beslutsanalys Deponi i monocell; riktvärde CCME PEL
3. Beslutsanalys Deponi i hamn; riktvärde RIVM MPC
4. Beslutsanalys Deponi i monocell; riktvärde RIVM MPC

1 Bakgrund och syfte

Ett flertal utredningar ligger till grund för dagens kunskapsläge i Oskarshamn. Dessa har utförts under två undersökningsskeden - dels en huvudstudiefas genomförd 1996-2000, dels en fas under år 2004. Det finns i nuläget ett omfattande underlag som beskriver föroreningsituationen i hamnbassängen ur flera olika aspekter. De genomförda undersökningarna visar att sedimenten i hamnen är kraftigt förorenade av miljöstörande ämnen, såsom bly, koppar och kadmium, och att en uttransport sker av föroreningar från hamnbassängen. Undersökningarna visar också att det finns mycket stora mängder förorenade sediment (i storleksordningen 700 000 m³) och att åtgärder för att ta bort eller minska föroreningarnas omfattning är förknippade med höga kostnader.

Det finns en stor mängd platser i Sverige för vilka efterbehandlingsinsatser kan vara aktuella. Naturvårdsverket uppskattar att det finns ca 40 000 förorenade områden i Sverige. Hittills har statens kostnader för efterbehandling av förorenade områden varit i storleksordningen en miljard kronor men för att åtgärda de 1500 mest allvarligt förorenade områdena kommer det uppskattningsvis att krävas ytterligare ca 45 miljarder kronor (Naturvårdsverket, 2005). Ett problem är dock att samhällets resurser för sådana insatser är begränsade. Ett möjligt sätt för prioritering av åtgärder är att göra samhällsekonomiska bedömningar av potentiella efterbehandlingsinsatser. Syftet är då att undersöka om en viss åtgärd är samhällsekonomiskt lönsam och helst även analysera vilka åtgärder som är mer samhällsekonomiskt lönsamma än andra.

För att använda samhällets begränsade resurser på ett sunt och försvarbart sätt - och dessutom uppfylla Miljöbalkens krav på rimlighet - måste de värdeökningar (nyttor) som kan kopplas till reduktionen av riskerna för människa och miljö vara större än kostnaderna för att åstadkomma denna reduktion, förutsatt att de uppnådda risknivåerna är acceptabla. Vid en bedömning av vilken åtgärd som bör genomföras, måste därför en värdering av de förväntade förändringarna av risknivåerna från de olika åtgärdsalternativen göras. Riskvärdering ingår som en viktig del i hanteringen av förorenade områden, se exempelvis Naturvårdsverket (1997a).

I Oskarshamn, liksom för många andra förorenade områden, förekommer olika typer av risker och riskbildningen är många gånger mycket komplicerad. Exempelvis kan det finnas risker för olika kategorier av människor (arbetande, lekande barn, boende m fl) och olika typer av ekologiska system (fiskar, vattenlevande växter, landlevande växter, mm). En annan komplicerande aspekt är att vid åtgärder inom ett förorenat område kan de förändringar i risknivåer som åstadkoms vara värdefulla på flera olika sätt. Dels är naturligtvis minskade ekologiska och miljörelaterade hälsomässiga risker i sig värdefulla, dels kan de minskade riskerna ha en positiv inverkan på exempelvis nyttjandevärden av en vattenresurs, kulturhistoriska värden, rekreationsvärden, fastighetsvärden eller exploateringsvärdet för ett markområde. Vid en sammantagen samhällsekonomisk värdering av åtgärder bör därför även den här typen av värdeförändringar vägas in.

Det huvudsakliga syftet med denna studie har varit att med ekonomisk beslutsanalys belysa de samhällsekonomiska aspekterna av de sex olika åtgärdsalternativ som föreslagits av projektgruppen, se O-hamn 2004:21. Beslutsanalysen är i detta projekt en kostnads-nyttoanalys, där både problemägarens och övriga samhällets och nyttor med efterbehandlingsåtgärder vägs mot kostnaderna – också för både problemägare och övriga samhället - för att genomföra dessa åtgärder. Beslutsanalysen är riskbaserad, vilket innebär att osäkerheter som beror av exempelvis tekniska, naturvetenskapliga och ekonomiska faktorer hanteras på ett formaliserat sätt.

Den typ av beslutsanalys som genomförts möjliggör:

- Tydliggörande av osäkerheter i underlag och bedömningar.
- Identifiering av det samhällsekonomiskt mest lönsamma åtgärdsalternativet från en uppsättning möjliga alternativ.
- Strukturering av komplexa problemställningar, omfattande exempelvis tekniska, ekotoxikologiska, ekonomiska, och ekologiska faktorer.
- Underlag för kommunikation mellan olika berörda intressenter, såsom allmänhet, myndigheter och problemägare.

Utifrån beslutsanalysen kan således det åtgärdsalternativ som ger största möjliga nytta för beslutsfattaren identifieras. Ur ett strikt ekonomiskt perspektiv är ett vanligt beslutsriterium att åtgärder är lönsamma så länge de medför nyttor som är större än kostnaderna. I den slutliga bedömningen måste dessutom fogas olika berörda gruppers riskaversion och riskacceptans. Det är viktigt att påpeka att en beslutsanalys utgör ett av flera underlag och att det alltid är beslutsfattaren själv som slutligen måste göra avvägningen mellan olika påverkande faktorer. Beslutsanalysen kan vara ett viktigt verktyg för en öppen och strukturerad värdering av påverkande faktorer, men kan aldrig omfatta alla de aspekter som måste vägas in i det slutliga beslutsfattandet.

Som ett komplement till den samhällsekonomiska beslutsanalysen har även en analys av föreslagna åtgärders kostnadseffektivitet utförts. I denna analys har kostnaderna för minskad spridning av metaller för de föreslagna åtgärdsalternativen jämförts med de kostnader som skulle uppstå om man vid befintliga reningsanläggningar inom industrin i Sverige skulle genomföra motsvarande totala reduktion. Detta är den kostnad för ytterliggare reningsreduktion som industrin skulle behöva betala för att ytterliggare reducera utsläppen utöver vad befintliga reningsanläggningar redan åstadkommer. En bedömning av åtgärdernas kostnadseffektivitet säger inget om huruvida de är samhällsekonomiskt lönsamma eller ej, men ger en jämförelse av den faktiska kostnaden för saneringsåtgärderna jämfört med kostnaderna för ett alternativt sätt att uppnå samma minskning av föroreningsutsläppet till Östersjön.

2 Genomförande

Arbetet har genomförts av SWECO VIAK AB, Göteborg på uppdrag av Oskarshamns kommun. Medverkande från SWECO VIAK var Lars Rosén, Lars Grahn, och Patrik Brodd. Värdefulla synpunkter och bidrag har också givits av Tore Söderqvist, Enveco Miljöekonomi och Beijerinstitutet för ekologisk ekonomi. Skattningar av kostnaderna för att genom förbättring av befintliga reningsanläggningar i Sverige åstadkomma samma reduktion av förorenings-spridningen av tungmetaller har utförts av Lars-Erik Glas på Aqua Consult.

Ombud från beställarens sida har varit Kaj Nilsson. Under arbetets gång har diskussioner förts med bl.a. Anders Bank (Golder & Associates), Tommy Hammar (länsstyrelsen i Kalmar län) och Bo Carlsson (Envipro Miljöteknik AB) samt företrädare för kommunen och Oskarshamns hamn AB.

Arbetet har genomförts i etapper och har omfattat följande huvudsakliga delar:

5. **Studie av tidigare utredningar.**
6. **Upprättande av kravspecifikation för projektgruppen.** Denna förtydligade vilka frågeställningar projektgruppens undersökningar skulle försöka besvara samt vilka undersökningsresultat som eftersträvades för nyttiggörande i beslutsanalysen. Kravspecifikationen redovisas i rapport O-hamn 2004:1.
7. **Identifiering av riskkällor och skyddsobjekt.** Primära riskkällor återfinns på land i form av exempelvis Saft Nife AB och det kommunala reningsverket, sekundära källor utgörs främst av de förorenade sedimenten i hamnbassängen. I beslutsanalysen, liksom i övriga dokument i detta utredningsskede, har endast de förorenade sedimenten betraktats som riskkälla. Som skyddsobjekt har betraktats hamnbassängen, kustområdet med ackumulationsbottnar på stort vattendjup öster och söder om hamninloppet, grunda fjärdar samt egentliga Östersjön.
8. **Beslutsanalys.** I beslutsmodellen ingår de kostnader, nyttor och osäkerheter som skattas för varje åtgärdsalternativ. Beslutsanalysen görs utifrån ett samhällsperspektiv där kostnader, nyttor och risker för både problemägaren (Oskarshamns kommun) och samhället i övrigt värderas. Ingående poster värderas och diskonteras över en viss tidshorisont, varvid det totala ekonomiska utfallet skattas för varje åtgärdsalternativ relativt att inte göra någon sanering, det s.k. 0-alternativet.
9. **Värdering av åtgärders kostnadseffektivitet.** I denna analys har kostnaderna för minskad spridning av metaller för de föreslagna åtgärdsalternativen jämförts med de kostnader som skulle uppstå om man vid befintliga industriella reningsanläggningar i Sverige skulle genomföra motsvarande totala reduktion.
10. **Tolkning av resultat och slutsatser.** Beräkning av det totala samhällsekonomiska utfallet för varje föreslaget åtgärdsalternativ enligt den upprättade beslutsmodellen, samt beräkning av de föreslagna åtgärdernas kostnadseffektivitet. Slutlig tolkning och redovisning av erhållna resultat.

3 Områdesbeskrivning

3.1 Inledning

Oskarshamns hamnbassäng är belägen i de centrala delarna av Oskarshamn, se *figur 1*. Vattendjupet i hamnbassängen är ca 8 meter. I den inre delen av hamnen mynnar Döderhultsbäcken, och längre ut i hamnbassängen tillförs utsläpp från Oskarshamns kommunala avloppsreningsverk Ernemar. Dessutom tillförs exempelvis processavloppsvatten från Saft Nife AB:s batterifabrik och dagvatten från staden.

Sedimenten i en stor del av hamnbassängen är lösa och finkorniga och innehåller en relativt hög andel vatten och organiskt material. De lösa sedimenten underlagras av fast morän eller ställvis av fastare gyttja. Det är i de lösa sedimenten förhöjda föroreningshalter uppmäts. Föroreningskällorna beskrivs nedan som riskkällor.

Bottnarna i hamnbassängen kan till stor del karakteriseras som s.k. ackumulationsbottnar, dvs. partiklar sedimenterar kontinuerligt i hamnbassängen. Detta påträffade sedimenten är ofta störda och omlagrade på grund av yttre påverkan (båttrafik). Det finns förorenade sediment inom ca 750 000 m² i hamnbassängen vilket motsvarar drygt 60 % av hamnbassängens yta. Mäktigheten av de förorenade sedimenten är i genomsnitt knappt 1 m, men varierar mellan 0 - >2 m. I allmänhet är sedimenttjockleken mindre i de yttre delarna av hamnbassängen. I hamnens inre delar ökar föroreningshalterna nedåt i sedimentprofilen och i de yttre delarna av hamnen är halterna höga i ytan men avtar mot djupet.

3.2 Beskrivning av befintliga riskkällor

3.2.1 Primära riskkällor

Förorenande verksamheter, benämnda primära riskkällor, beskrivs utförligt i rapporten *Historisk inventering av utsläppskällor vid Hamnbassängen Oskarshamns hamn, rapport 2004:6*. samt *Kartering av förorenade sediment, Scandiaconsult, 2000-03-15*.

De primära riskkällor som sedan lång tid kontinuerligt belastar hamnområdet är (se även *figur 1*):

- Det gamla kopparsmältverket.
- Deponin vid kopparverket.
- Batteritillverkning Saft Nife AB.
- Oskarshamns varv.
- Det kommunala reningsverket.
- Tidigare utsläpp av obehandlat avloppsvatten.
- Diverse hamnverksamhet.
- Grundvatten/lakvatten från olika delområden med förorenad mark
- Döderhultsbäcken
- Dagvatten

Mest betydelsefulla bedöms kopparverket, tillförseln av avloppsvatten samt batteritillverkningen vid Saft Nife AB vara, se *tabell 1* nedan.



Figur 1. Primära riskkällor inom Oskarshamns hamn.

3.2.2 Sekundära riskkällor

Sekundära riskkällor är framförallt den stora mängd förorenade sediment – i storleksordningen $700\,000\text{ m}^3$ - som finns inom Oskarshamns hamnbassäng. Dessa sprids utanför hamnområdet till kustnära fjärdar, ackumulationsbottnar på större vattendjup, Kalmarsund och egentliga Östersjön.

3.2.3 Riskkällor under åtgärdsfasen

I samband med att åtgärder skall genomföras kommer föroreningar att kunna frigöras och spridas dels under muddringsentreprenaden, dels från en framtida deponi eller område som kan nyttiggöras med stabiliserade sediment mm.

3.3 Riskkällornas andel av föroreningsspridningen

I **tabell 1** nedan återges de beräknade mängderna föroreningar som sprids från de primära riskkällorna ”på land” till hamnbassängen och vidare ut mot skyddsobjekten i kustzonen, Kalmarsund och egentliga Östersjön (*VBB VIAK 1998-12-29*).

Tabell 1. Beräknade metalltransporter från primära riskkällor mot skyddsobjekt (kg/år).

Källa	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Co	Cr	Hg
Grundvatten	1,5	6,6	15	0,4	28	0,8	1,9	0,2	0,003
Döderhultsbäcken	0,8	25	38,2	6	243	6,6	8,6	8,2	0
Reningsverket	0,4	66,4	18,6	2,8	121,6			5,4	0,2
Saft Nife AB	8		24				1		
Totalt primära källor	10,7	98	95,8	9,2	392,6	7,4	11,5	13,8	0,23

I **tabell 2** nedan återges de beräknade mängderna föroreningar som sprids från hamnbassängen vidare ut mot skyddsobjekten i kustzonen, Kalmarsund och egentliga Östersjön (*VBB VIAK 1998-12-29; O-hamn 2004:21*).

Tabell 2. Andel föroreningar som sprids från hamnbassängen mot skyddsobjekten.

Ämne	Beräkningsmodell 1		Beräkningsmodell 2
	Bästa skattning	90-% konfidensintervall ¹⁾	
Zink	3 000	150 – 8 000	730
Koppar	700	50 - 800	800
Nickel	600	20 - 1500	250
Arsenik	350	40 - 900	70
Bly	250	0 - 600	200
Kobolt	50	10 - 100	40
Kadmium	20	2 - 50	20
Kvicksilver	0,8	0 - 2	0,8

1) Om de uppmätta metallhalterna är representativa och normalfördelade så ligger den verkliga transporten med 90 % sannolikhet inom det angivna intervallet.

3.4 Beskrivning av skyddsobjekt

Med hänsyn till förorenings- och spridningsbilden är påverkansområdet relativt stort. Följande huvudsakliga skyddsobjekt har identifierats:

- hamnbassängen
- kustområdet med ackumulationsbottnar på stort vattendjup öster och söder om hamninloppet
- grunda fjärdar, exempelvis Kättlefjärden i hamnens närhet
- egentliga Östersjön.

3.4.1 Hamnbassängen

Den pågående hamnverksamheten och de förorenade sedimenten innebär begränsade möjligheter för det marina ekosystemet att utvecklas. Halterna av koppar och dioxiner överstiger de nivåer där allvarliga effekter kan förväntas i sedimenten. Temporärt och lokalt kan dessutom halterna av vissa metaller nå så höga nivåer att akuttoxiska effekter uppträder för vattenlevande organismer, framförallt gäller detta vid båtrörelser i hamnen då förorenade sediment frigörs. Det kan inte heller uteslutas att fåglar som regelbundet söker föda i hamnbassängen kan skadas. Antalet arter och individer som söker föda här är emellertid antagligen begränsat (O-hamn 2004:21).

3.4.2 Kustområdet med ackumulationsbottnar

Mjukbottenfaunan, dvs. smådjur på mjuka bottnar, i Oskarshamns hamns närområde bedöms reducerad, både med avseende på antalet individer och antalet påträffade arter. Detta kan enligt utförda utredningar bero på eutrofiering och tillhörande problem med syrefria bottnar och/eller förekomst av föroreningar. En noterad ökning av artantalet utanför hamnen kan indikera att förutsättningarna har förbättrats över tiden.

Inga biologiska undersökningar har genomförts i de mjuka bottnar med höga föroreningshalter som påvisats på relativt stora vattendjup (ca 20 m) dels ca 5 km söder om Oskarshamns hamn, dels öster om hamninloppet. Sannolikt är det dock svårt att särskilja eventuella effekter på bottenfauna av metaller från den överskuggande effekt i form av syrefria bottnar som eutrofieringen innebär. Eutrofieringen innebär också sannolikt att dessa bottnar för närvarande inte utgör särskilt viktiga födoområden för fiskar, varför metallspridning uppåt i näringskedjan begränsas.

Om eutrofieringssituationen förbättras och aktuella mjukbottnar syresätts kan riskbilden förändras i och med att födotillgången och därigenom upptaget av metaller i fisk och vidare till fåglar ökar i betydelse. Vidare tyder mycket på att metallerna i aktuella ackumulationsområden är bundna till sulfider, som så länge miljön är syrefri är mycket stabila, men som kan frigöras om miljön blir syrerik.

I Oskarshamnsområdet, liksom längs hela Kalmar läns kust, har blåstångens djuputbredning och förekomst minskat, vilket bedöms orsakas av eutrofieringen. Under senare år har förändringarna i Oskarshamnsområdet varit små och en viss förbättring i täthet och utbredning indikeras. Metallspridningen från Oskarshamns hamn bedöms inte inverka på blåstången utanför hamnområdet.

En nedgång i de kustnära bestånden av abborre och gädda har noterats de senare åren längs Kalmar län. Återigen anges eutrofieringen som den troliga orsaken till tillbakagången. Både norr och söder om hamninloppet finns flera grunda avsnörda vikar som enligt uppgift är viktiga lek- och uppväxtområden för abborre och gädda.

Den påverkan av metaller på bottnarna i ackumulationsområden öster och söder om hamninloppet med tillhörande riskbild som konstateras kommer troligen bestå under överskådlig tid om inga åtgärder i hamnbassängen genomförs. Även om en åtgärd genomförs i hamnbassängen kommer riskbilden att bestå under mycket lång tid eftersom sedimentationshastigheten är långsam inom dessa områden, i storleksordningen 1-2 mm/år (O-hamn 2004:21).

3.4.3 Grunda fjärdar

Det finns för närvarande ett begränsat underlag för att bedöma huruvida de grunda vikar som finns norr och söder om hamninloppet påverkas av sedimentföroreningar från hamnbassängen. Den översiktliga undersökning av sediment som genomförts i Kättelefjärden, ca 1 km söder om hamninloppet, indikerar dock att nuvarande belastning är förhållandevis liten men att påverkan sannolikt förr var betydligt större. Detta kan möjligen förklaras av att förorenat vatten från hamnbassängen ofta strömmade ut mer kustnära innan småbåtshamnen anlades i början av 70-talet.

På senare år har föroreningsbelastningen avtagit betydligt, sannolikt som en följd av att småbåtshamnen förändrat flödet utmed kusten söderut. Inom grundare områden har betydligt högre sedimentationshastigheter uppmätts än på de djupare ackumulationsbottnarna, i storleksordningen 2-3 cm/år (O-hamn 2004:21). Detta innebär att åtgärder i hamnen skulle få snabbare effekt här, genom en snabbare överlagring av mera opåverkade sediment.

3.4.4 Egentliga Östersjön

Egentliga Östersjön omfattar vattenområdet mellan Stockholms skärgård och Danmark med kuststräckor tillhörande Polen, Ryssland, Baltstaterna, Tyskland och Danmark. Detta vattenområde belastas därmed av föroreningar från flera länder förutom Sverige. De sammanlagda utsläppen av föroreningar till egentliga Östersjön är mycket stora. Alla punktkällor blir vid en sådan jämförelse mer eller mindre obetydliga.

För att belysa betydelsen av den spridning av metaller som uppskattas ske från Oskarshamns hamn jämförs i **tabell 3** med uppgifter om transporter av ett urval metaller från större svenska ytvattendrag som mynnar i Kalmar sund och vattenområdet strax söder därom. Av tabellen framgår att de beräknade utsläppen av metaller från Oskarshamns hamn motsvarar 10 – 20 % av de metalltransporter som sker från stora svenska ytvattendrag till området. Detta innebär att spridningen av metaller från Oskarshamns hamn kan sägas motsvara de transporter som sker från ett relativt stort ytvattendrag i Kalmar län. Därför är det rimligt att förmoda att en mätbar påverkan finns i kustnära ackumulationsområden utanför Oskarshamn, något som undersökningarna också bekräftar (O-hamn 2004:21).

I **tabell 4** redovisas en jämförelse av föroreningsstillskottet från Oskarshamns hamn till egentliga Östersjön med den totala belastningen (uppgifter från HELCOM, 2004).

Tabell 3. *Föroreningsstillskott till Kalmarsund och egentliga Östersjön från vattendrag i sydöstra Sverige (O-hamn 2004:06). Värden anges i ton per år.*

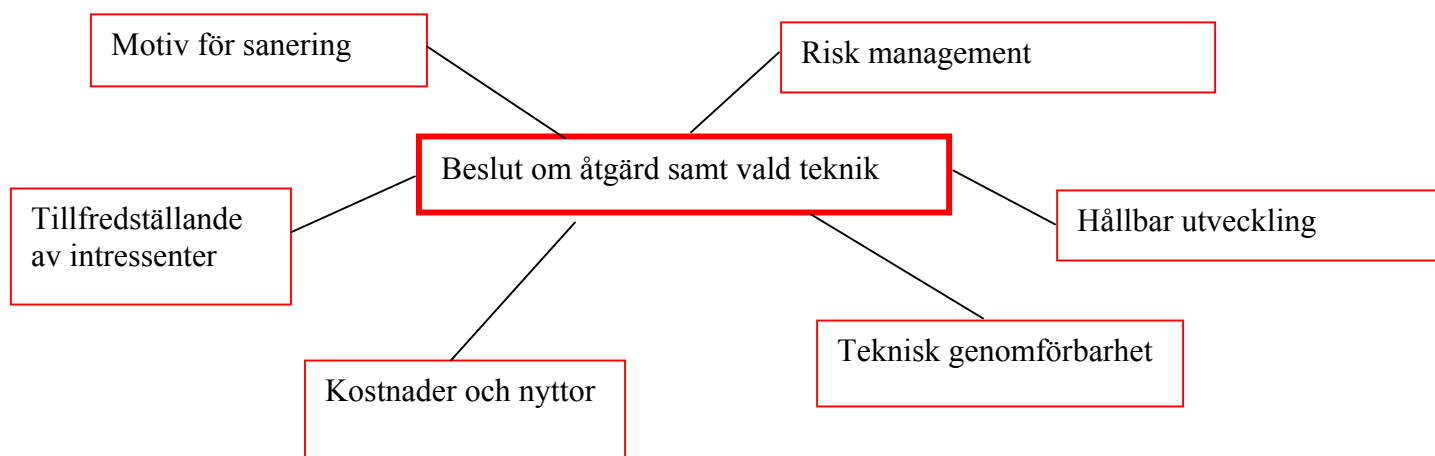
<i>Källa</i>	<i>Kadmium</i>	<i>Bly</i>	<i>Zink</i>	<i>Kvicksilver</i>
Oskarshamn	0,02	0,24	2,9	0,001
Botorpström	0,002	0,036	0,9	
Emån	0,08	0,36	2,9	0,004
Alsterån	0,009	0,17	1,7	0,002
Ljungbyån	0,005	0,06	1	0,002
Lyckebyån	0,008	0,2	1,8	
Mörrumsån	0,02	1,1	5	0,004
Totalt	0,15	2,1	15,9	0,01
Andel Oskarshamn	14%	11%	18%	9%

Tabell 4. *Jämförelse av föroreningsstillskott från Oskarshamn jämfört med den totala belastningen på egentliga Östersjön år 2000 (HELCOM, 2004). Värden anges i ton per år.*

<i>Källa</i>	<i>Kadmium</i>	<i>Bly</i>	<i>Zink</i>	<i>Koppar</i>
Oskarshamn	0,02	0,24	2,9	0,7
Svenska punktkällor	0,1	0,6	17	3,3
Svenska ytvattendrag	0,8	7,5	80	43
Övriga länder	8,8	6,2	862	118
Summa	9,7	70	959	164
Andel Oskarshamn	0,2%	0,3%	0,3%	0,4%

4 Faktorer som påverkar beslut om åtgärd

Det finns ett antal nyckelfaktorer som påverkar beslutet om en sanering skall genomföras eller inte samt vilken åtgärd som kan vara lämplig om sanering skall genomföras. I **figur 2** nedan återges en del av dessa faktorer som har betydelse för beslutsfattandet i Oskarshamn.



Figur 2. Nyckelfaktorer som påverkar beslutsfattandet i Oskarshamn.

4.1.1 Motiv för sanering

I de flesta länder är motivet för sanering av förorenad mark att skydda människors hälsa och miljön. Det kan också finnas andra motiv exempelvis att möjliggöra exploateringar av olika slag eller juridiska skäl, exempelvis ett företag som åtgärdar en skada som dess verksamhet gett upphov till. Naturvårdsverkets mål (Naturvårdsverket, 2003) är att åtgärda ”rätt objekt”, vilket i första hand avser de objekt som i de s.k. MIFO-inventeringarna klassats i riskklass 1 (mycket stor risk). För de ca 1500 objekt i Sverige som hamnat i denna riskklass är strategin för prioritering av åtgärder som skall finansieras av statliga medel följande:

- objekt som innebär akuta risker vid direktexponering
- objekt som nu eller på kort sikt hotar värdefulla vattentäkter
- objekt som nu eller på kort sikt hotar värdefulla naturområden (skyddade områden, riksintressen, Natura 2000 områden)

I förordning 2004:100 (SFS, 2004) kompletteras denna skrivning med områden som innehåller skadliga halter av föroreningar, vilka på grund av bedömd hälso- eller miljöfarlighet har hög prioritet i miljöarbetet. Genom förekomsten av exempelvis kadmium och dioxiner inom området är Oskarshamn utifrån denna förordning att betrakta som ett prioriterat område.

4.1.2 Risk management

Risk management är ett sätt att hantera föroreningsrisker metodiskt för att reducera risker för människor och miljö i enlighet med gällande lagstiftning och medverkande intressenters målsättningar. Ett riskbaserat synsätt innebär att åtgärder anpassas efter förutsättningarna och möjligheterna i det aktuella området. Under senare år har fokus internationellt ökat på ekologiska risker, vilket också fallet Oskarshamn är ett bra exempel på i Sverige

4.1.3 Hållbar utveckling

Hållbar utveckling blev ett begrepp under Rio-konferensen 1992. I Sverige finns hållbarhetstanken implementerad i de 15 nationella miljömål som riksdagen antagit. Miljömålen syftar till att vi ska lösa de allvarligaste miljöproblemen vi skapat i vår tid för att kunna uppnå ett hållbart samhälle. Förorenade områden är en del av de problem vi skapat och en sanering av sådana kan sträva mot bland annat miljömålen *En giftfri miljö*, *Levande sjöar och vattendrag*, *Grundvatten av god kvalitet*, *Hav i balans* samt *En god bebyggd miljö*. På en strategisk nivå innebär sanering av förorenade områden ett bidrag till förbättring av miljön genom en begränsning av förorenings spridning.

Det bör dock beaktas att saneringsåtgärder också kan medföra negativa sociala, miljömässiga och ekonomiska konsekvenser som inte får överstiga de positiva effekterna av en sanering. En sanering av hamnområdet i Oskarshamn måste av dessa skäl vara långsiktigt hållbar för att vara robust. Exempelvis bör hamnbassängen inte tillåtas att återkontamineras efter det att en åtgärd är genomförd. I Europa och USA är målsättningen att ta större hänsyn till övergripande miljöeffekter och sociala samt ekonomiska effekter. I flera länder har därför trycket ökat på att:

- Överväga ett bredare spektra av miljöeffekter – dvs undvikande av att flytta föroreningar och besvära för boende i närområdet (transporter, utsläpp, lokala deponier mm) och ta hänsyn till om åtgärderna i sig strider mot andra miljömål.
- Överväga fler ekonomiska effekter – behov av att visa på den ekonomiska nyttan av investeringen och det ökade värdet på området för kommunens planerare och investerare.
- Överväga fler sociala effekter för att stimulera ett större intresse från kommuninvånare och myndigheter.

4.1.4 Tillfredställande av intressenter

Intressenter har olika perspektiv, prioritering, delaktighet och ambitioner i ett saneringsprojekt. En genomtänkt åtgärd bör vara balanserad så att den tillfredställer så många intressenters målsättningar som möjligt för att nå en hållbar utveckling och utan att, så långt det är möjligt, något särintresse skadas. I Oskarshamn finns flera olika intressenter, exempelvis:

- Kommunen och länsstyrelsen, som ”ombud” för olika delintressen exempelvis miljön, näringslivet och dess medborgare.
- Hamnverksamheten och de som arbetar inom denna.
- Boende i närområdet.
- Staten som finansiär (Naturvårdsverket).
- Företag lokaliserade i hamnområdet.

Av stor vikt för beslut om eventuell sanering och åtgärds mål är att intressenterna tydligt får uttrycka vad de anser området skall användas till, dvs. vilka funktioner man anser bör komma att rymmas inom hamnområdet i framtiden. Är exempelvis fler bostäder och/eller rekreativ område önskvärt

inom hamnområdet i framtiden? Skall hamnområdet även i fortsättningen primärt vara ett industriområde med tyngdpunkt på hamnens verksamhet?

4.1.5 Kostnader och nyttor

Ifall olika åtgärder övervägs kommer dessa att innebära olika förändringar för exempelvis ekosystemet och hamnverksamheten som bör redovisas i ekonomiska termer om det är önskvärt att utföra mera fullständiga ekonomiska jämförelser av åtgärdsalternativen. Kostnads-nyttoanalys är en metod som tydliggör de ekonomiska för- och nackdelar med den aktuella åtgärden. Kostnads-nyttoanalyser skall ur en strikt ekonomisk synvinkel utföras på samhällsnivå. Beslutsanalys kan sägas vara en lösare form av kostnads-nyttoanalys som kan utföras med olika beslutsfattarens perspektiv.

På senare tid har ekonomiska värderingar av risker i efterbehandlingsprojekt övervägs allt oftare, delvis i Sverige men i större utsträckning internationellt. Miljö- och hälsoeffekter ansågs länge svåra att uttrycka i ekonomiska termer, men stora metodmässiga framsteg har skett på denna punkt under de senaste decennierna (Johansson 1993, 1995). Det utförs idag, både i Sverige och internationellt, omfattande arbeten med miljöekonomiska värderingar i olika sammanhang.

En sanering innebär förbättrade förhållanden för ekosystemen i skyddsobjekten, vilket innebär en ökning av ekosystemens värden. Tre huvudtyper av värden kan identifieras för ekosystemen:

- *Inneboende (intrinsikala) värden* – objektiva värden, relativt sig självt enbart och utan koppling till människans värderingar.
- *Egenvärden* – subjektiva värden, uppfattade av människor, utan koppling till nyttjande. Den blotta vetskapen om att ekosystemet finns kan ge ett ökat välbefinnande hos människor. Implicit finns då en värdering att ekosystemet har ett värde i sig själv, vilket brukar kallas egenvärde (skiljt från inneboende värden genom att det relateras till ett subjekt, människan). En speciell typ av egenvärde är existensvärdet, vilket relaterar till den blotta existensen av något. Ekosystemet har då inte nödvändigtvis ett värde i hela sig själv, men det har rätt att existera².
- *Instrumentella värden eller nyttjandevärden* – subjektiva värden, uppfattade av människor, kopplade till någons nyttjande. Instrumentella värden kan vara kopplade dels till direkt användning av en resurs, som exempelvis fiske och rekreation, dels till ett passivt användande. Passiva användarvärden innebär att vetskapen om att man själv eller framtida generationer kan nyttja resursen vid tillfälle ger upphov till ökat välbefinnande. Dessa kallas optionsvärden respektive arvsvärden.

Miljöekonomiska metoder, med sin välfärdsekonomiska grund, kan alltså enbart skatta subjektiva värden, det vill säga instrumentella värden och egenvärden. En miljöekonomisk värdering kan därför alltid anses vara en delskattning av det *sanna* värdet av en naturmiljö/ekosystem. Detta är förenligt med en antropocentrisk värdegrund, som är rådande i dagens samhälle.

4.1.6 Teknisk genomförbarhet

De åtgärder som föreslås skall naturligtvis vara tekniskt genomförbara med klara uppsatta åtgärds mål. Genomförbarheten beror på en mängd olika faktorer exempelvis, om metoden är beprövad, föroreningarnas utbredning och egenskaper, kostnader mm.

² Ett förtydligande exempel är den svenska rovdjurspolitiken. Varje enskild varg har inget egenvärde eftersom viss jakt tillåts, däremot finns ett värde av att det existerar en livskraftig vargstam. Vargen har ett alltså existensvärde (liksom arvsvärde och kanske optionsvärde om man tror sig kunna dra nytta av den i framtiden).

4.1.7 Kommentar

Som beskrivits ovan finns ett antal faktorer som påverkar beslutet om huruvida en sanering skall genomföras, och i så fall i vilken omfattning. En ekonomisk beslutsanalys syftar till att så långt det är möjligt väga samman faktorer som kan värderas ekonomiskt och att utifrån denna sammanvägning ge underlag för beslut om åtgärdsalternativ. Det är dock viktigt att påpeka att en beslutsanalys utgör ett av flera underlag och att det alltid är beslutsfattaren själv som slutligen måste göra avvägningen mellan olika påverkande faktorer. Beslutsanalysen kan vara ett viktigt verktyg för en öppen och strukturerad värdering av påverkande faktorer, men kan aldrig omfatta alla de aspekter som måste vägas in i beslutsfattandet.

5 Beslutsanalys

5.1 Inledning

Riskbaserad beslutsanalys är ursprungligen ett ekonomiskt koncept för att hantera beslutsfattande under risk. I beslutsanalysen studeras kostnader, nyttor och risker över en viss tidshorisont som bestäms av beslutsfattaren. Beslutsanalys är mer allmän än kostnads-nyttoanalys på så sätt att den inte behöver vara på kostnads-nyttoanalysens samhällsnivå och den behöver inte heller begränsas av de välfärdsteoretiska utgångspunkter som är så centrala för kostnads-nyttoanalys. I den föreliggande studien har analysen dock utförts på samhällsnivå, eftersom eventuella åtgärder är tänkta att finansieras med statliga medel.

Riskhantering är en nödvändig del i projekt där osäkerheterna är så stora att de kan leda till att felaktiga beslut tas med stora konsekvenser som följd. I efterbehandlingsprojekt är förhållandena ofta mycket komplicerade med naturvetenskapliga, tekniska, toxikologiska, ekonomiska och juridiska aspekter som påverkar valet av efterbehandlingsmetod. Beslutsanalysen erbjuder ett antal olika verktyg för att hantera denna komplicerade situation. Arbetssättet har följande principiella syften:

- Stöd för ”beslut under risk”.
- Strukturering av komplexa problem.
- Identifiering av ekonomiskt försvarbara strategier
 - Användning av tillgängliga resurser
 - Miljöbalken (2 kap. 7§, 10 kap.)
- Underlag för kommunikation mellan olika intressenter.

Beslutsanalys kan vara ett verktyg i den s.k. *riskhanteringsprocessen* som omfattar följande delar (se exempelvis Räddningsverket, 2001):

- Definition av mål och avgränsningar
 - Riskidentifiering
 - Analys eller bedömning av risker
 - Värdering av risk
 - Val och genomförande av riskreducerande åtgärder
 - Uppföljning och erfarenhetsåterföring
- } Beslutsanalys

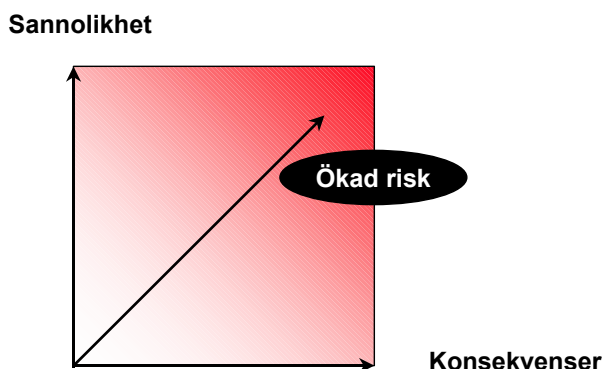
5.2 Risk

5.2.1 Riskdefinition

Riskbegreppet definieras som en sammanvägning eller produkt av sannolikheten (P_f) för en oönskad händelse eller händelsekedja, ofta benämnd misslyckande (efter engelskans ”failure”), och konsekvensen (C_f) av detta misslyckande:

$$R = P_f \cdot C_f \quad (\text{ekv. 1})$$

Risken kan beskrivas grafiskt med hjälp av riskmatriser, se *figur 3*.

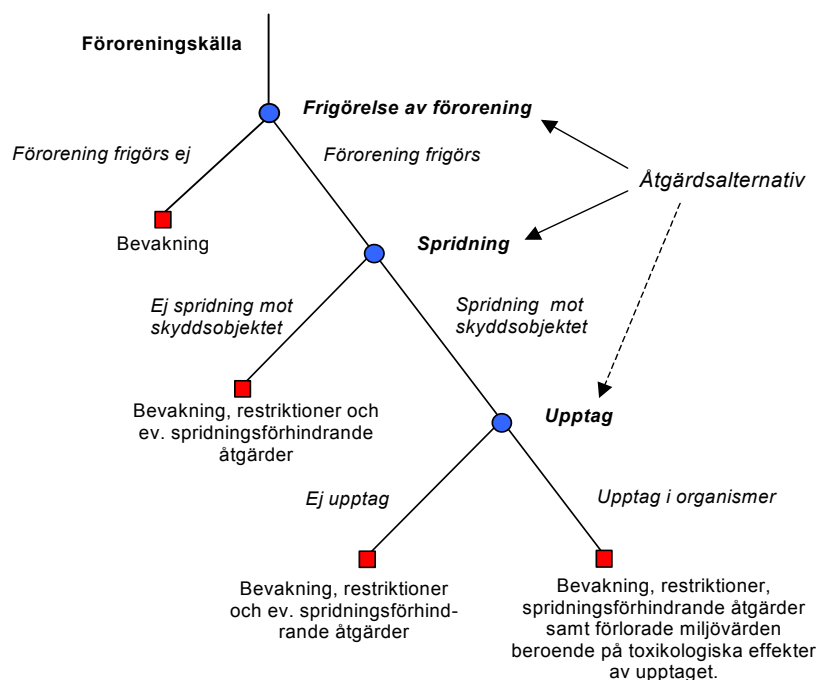


Figur 3. Riskmatris.

Exempel på misslyckande är exempelvis att en viss förorening medför negativa effekter på ett ekosystem eller att en föreslagen åtgärd inte fungerar som planerat. För att skatta risken tillämpas olika typer av modeller för sannolikhetsskattningar och konsekvensbedömningar. Dessa kan vara fullt ut kvantifierbara eller baseras på erfarenhetsmässiga bedömningar. Erfarenheter från exempelvis efterbehandlingsprojekt visar att erfarenhetsmässiga bedömningar utgör ett viktigt inslag i risk- och beslutsanalyser och att de metoder som används därför måste vara öppna för att tillåta denna typ av information. Det är viktigt att alla bedömningar som går in i riskbedömningen motiveras väl och att osäkerheterna i dessa bedömningar noga analyseras. I projektet har osäkerhetshantering med s.k. Bayesiansk analys och statistisk simulering genomförts.

Risker beräknas som en sammanvägning av sannolikheten för en händelsekedja och konsekvenserna av denna kedja. I beslutsanalysen är därför en analys av ingående händelseförlopp viktig. När händelseförloppen beskrivits och riskerna skattats kan riskreducerande åtgärder värderas. I *figur 4* beskrivs med ett s.k. händelsetråd att åtgärder kan riktas mot flera olika steg i händelsekedjorna. I figuren illustreras sannolikheten för en händelse av en cirkel och konsekvensen av en händelse eller en händelsekedja illustreras av en kvadrat. Händelseträdet i *figur 4* beskriver huvudsakliga händelser och exempel på konsekvenser.

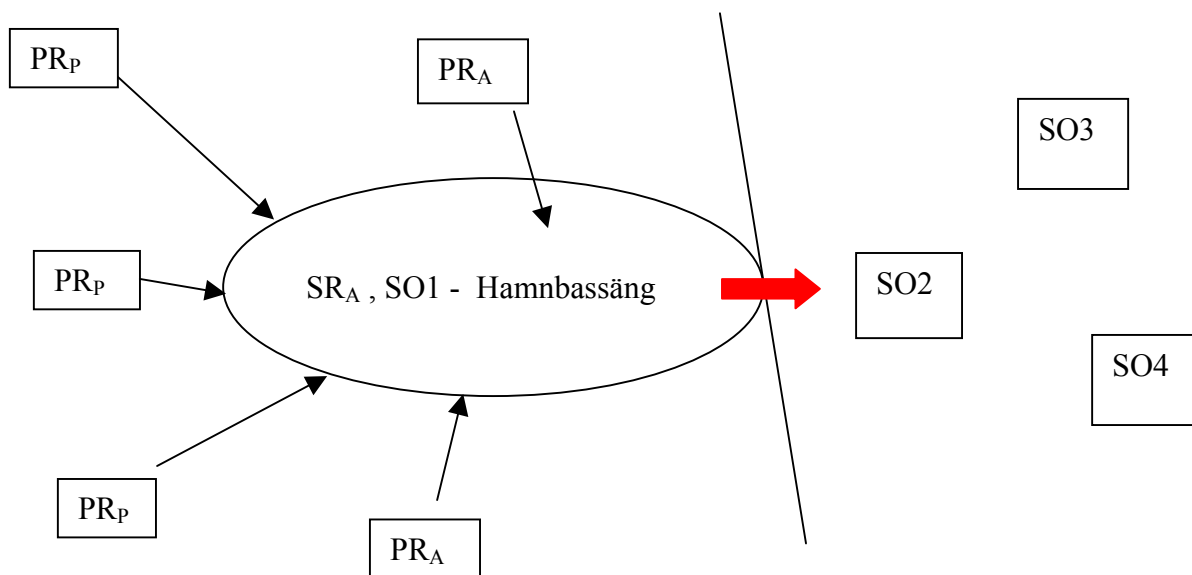
Riskreducerande åtgärder kan utföras antingen genom att minska sannolikheten för att en eller flera händelser skall inträffa eller genom att mildra konsekvenserna av dessa händelser. Beslutsanalysen syftar sedan till att värdera var i händelsekedjorna eller för vilka konsekvenser åtgärder bör sättas in för att vara mest lönsamma.



Figur 4. Principiellt händelsetråd för en situation med ett förorenat område.

5.2.2 Konceptuell riskmodell i Oskarshamn

Den konceptuella modell som visas i **figur 5** nedan beskriver principen för hur föroreningar sprids från Oskarshamns hamnområde till skyddsobjekt som finns inom och utanför området.



Figur 5. Konceptuell modell Oskarshamns hamnområde.

I **figur 5** utgörs PR_P av primära riskkällor som är passiva, dvs. dessa har tidigare bidragit till betydande förorening av hamnbassängen. Ett exempel på en passiv riskkälla är området vid det gamla kopparverket som fortfarande där föroreningar lakas ur jorden och transporteras via grundvattnet till hamnbassängen. PR_A utgörs av primära riskkällor som fortfarande aktivt bidrar

med ett betydande föroreningstillskott till hamnbassängen och därmed vidare till andra skyddsobjekt. Exempel på aktiva riskkällor utgörs av Saft Nife AB:s batteritillverkning och kommunens reningsverk. Hamnbassängen, SR_A , utgör en sekundär riskkälla från vilken föroreningar sprids vidare ut till kustområdet. Utifrån de genomförda miljöutredningarna framgår att de förorenade sedimenten till allra största delen frigörs genom båtrörelser i hamnbassängen.

Hamnbassängen kan i sig betraktas som ett skyddsobjekt ($SO1$) eftersom där finns värden som påverkas negativt av miljöstörningar, såsom fritidsfiske eller möjligheterna till rekreation i form av exempelvis bad. Å andra sidan har hamnverksamheten högsta prioritet i kommunen och skyddsvärdet för de ekologiska systemen i själva hamnen är sannolikt mycket små.

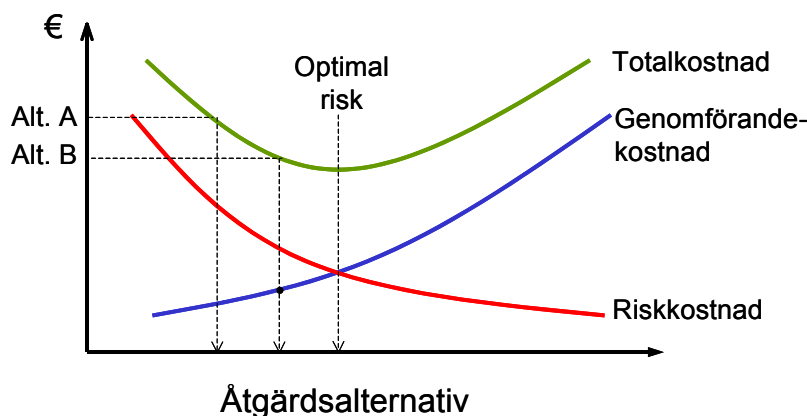
Utanför hamnbassängen finns dels djupare ackumulationsbottnar, dels grunda fjärdar i hamnens närhet. Dessa betecknas som skyddsobjekt och benämns med $SO2$ och $SO3$ i **figur 5**. Ytterligare en bit från hamnområdet når förmodligen en del av föroreningarna längre bort till Kalmarsund och därefter också ut till egentliga Östersjön ($SO4$).

De åtgärdsalternativ som beskrivits inom projektet (se vidare **kapitel 6**) är samtliga inriktade mot åtgärder för att immobilisera föroreningar vid källan, dvs. minska frigörelse och spridning av föroreningar. Detta påverkar i sin tur sannolikheten för upptag av skadliga ämnen och därmed sannolikheten för skador på organismer.

5.3 Beslutsmodell

5.3.1 Inledning

I beslutsanalysen fokuseras på den *riskreduktion* som olika åtgärder kan medföra. När risken uttrycks i ekonomiska termer kan en riskreducering direkt användas till att värdera nyttan av olika åtgärder. Beslutsanalysen kan därmed användas för en ekonomisk jämförelse av olika riskreducerande åtgärder. Ur ett strikt ekonomiskt perspektiv är ett vanligt beslutskriterium att åtgärder är försvarbara så länge nyttan med en riskreduktion är större än genomförandekostnaden, se **figur 6** nedan. Den risknivå som motsvarar den minsta summan av åtgärdskostnad och riskkostnad benämns *optimal risk*. Det slutliga valet av åtgärd kan normalt inte enbart baseras på strikt ekonomiska överväganden, utan även andra faktorer måste vägas in, såsom olika berörda gruppers riskaversion och riskacceptans. Metoden är generell i sin tillämpning vilket medger att ett stort antal oberoende osäkerhetsfaktorer kan sammanvägas.



Figur 6. Sambandet mellan genomförandekostnad, riskkostnad, totalkostnad och optimal risk.

Beslutsanalysens utformning beror på dess syfte och vilken samhälls- s.k. aggregeringsnivå som analysen skall gälla. På mikronivå kan det röra sig om en individekonomisk eller företagsekonomisk analys. Kommunalekonomiska, regionalekonomiska, statsfinansiella och samhällsekonomiska analyser gäller en mer aggregerad nivå. För en kommunalekonomisk analys kan det vara centralt att belysa ökade skatteintäkter, medan en samhällsekonomisk analys, som har ambitionen att visa nettoeffekter för hela samhället, inte tar med resursomfördelningar i form av exempelvis skatter och bidrag.

Kostnads-nyttoanalys är en beslutsanalys på *samhällsnivå* och i det föreliggande projektet har beslutsanalysen gjorts på samhällsnivå. Målet för en sådan analys är att undersöka om den totala nyttan för ett projekt överstiger de totala kostnaderna. Jämförelse skall hela tiden ske med ett nollalternativ (*status quo*), så att det framgår om det samhällsekonomiskt mest lönsamma alternativet är att inte genomföra projektet. För en kostnads-nyttoanalys skall projektets konsekvenser i mesta möjliga mån uttryckas i ekonomiska termer. Som ett första steg ses konsekvenserna som förändringar av individers och företags konsumtion och produktion av olika varor och tjänster. Varor och tjänster bör tolkas i bredaste möjliga mening, så att exempelvis nyttigheter som naturen tillhandahåller också ses som en vara eller tjänst (s.k. ekosystemvaror och ekosystemtjänster). I enlighet med välfärdsteori mäts sedan konsekvenserna i ekonomiska termer (nyttan och kostnaderna) genom att undersöka hur konsumentöverskottet och producentöverskottet påverkas för varorna och tjänsterna ifråga. Förändringen i producentöverskottet är i de flesta fall lika med vinstförändringen, dvs projektets nettoeffekt på företags intäkter och kostnader. Information om förändringen i konsumentöverskottet erhålls från kunskap om individers efterfrågan på varorna och tjänsterna ifråga.

När det gäller miljöförändringar, och tillhörande ekosystemvaror och ekosystemtjänster, är uppskattningen av dess ekonomiska värde mer komplicerad på grund av att ingen marknad för tjänsterna finns. Priset på en miljöförändring kan alltså inte sättas utifrån tillgång och efterfrågan. Som tidigare nämnts, ansågs miljö- och hälsoeffekter länge svåra att uttrycka i ekonomiska termer, men stora metodmässiga framsteg har skett på denna punkt (Johansson 1993, 1995). Enligt dessa metoder kan konsumentöverskottet skattas med hjälp av människors betalningsvilja (*willingness to pay – WTP*) för tjänsten. Betalningsviljan för miljöförändringen skattas genom att iakttäta betalningsviljan för en marknadsutsatt vara som är indirekt kopplad till miljöförändringen (indirekta värderingsmetoder) eller genom att skapa en hypotetisk marknad på vilken människor får uppge sin betalningsvilja för förändringen, bunden av sina reella begränsningar och preferenser (direkta värderingsmetoder). Användarvärden kan skattas med hjälp av de indirekta metoderna (*Stated preferences, SP metoder*) medan det krävs att man använder en direkt metod (*Revealed preferences, RP metoder*) för att också innefatta icke-användarvärden i skattningen. Om en direkt metod, exempelvis en scenariovärderingsstudie, genomförs fås ett mått på den totala betalningsviljan för åtgärden innefattande både användarvärden och icke-användarvärden. Det är därför viktigt att undvika dubbelräkning om också en separat värdering av rena användarvärden görs.

5.3.2 Matematisk modell

I analysen görs skillnad på problemägarens nyttor och kostnader av sanering respektive nyttor och kostnader av sanering för övriga samhället, där de förra berör den aktör som bär saneringsansvaret eller står för saneringsinitiativet. Denna aktör kan exempelvis vara ett företag eller en kommun. Nyttorna och kostnaderna för övriga samhället är de konsekvenser som problemägaren inte nödvändigtvis behöver ta hänsyn till, exempelvis hälsoriskförändringar för tredje man och förändringar av tillgången på ekosystemtjänster som exempelvis sportfiskemöjligheter, såvida inte problemägaren själv önskar belysa dessa externa effekter eller är tvungen att göra det av juridiska skäl. I en kostnads-nyttoanalys skall dock såväl problemägarens som övriga samhällets nyttor och

kostnader räknas med, eftersom analysen sker på samhällsnivå. Beslutsanalysen i detta projekt har baserats på modeller för samering av mark och grundvatten som beskrivits av Freeze et al (1990) och Hardisty & Özdemiroglu (2005). Matematiskt är det fråga om att skatta en s.k. *objektfunktion* för ett åtgärdsalternativ i :

$$\Phi_i = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} \{ [B_{in,i}(t) + B_{ex,i}(t)] - [C_{in,i}(t) + C_{ex,i}(t)] \} \quad (\text{ekv 2})$$

där:

B_{in} = problemägarens nytta av att genomföra åtgärden

B_{ex} = nytta av att genomföra åtgärden, för andra än problemägaren

C_{in} = problemägarens kostnader för att genomföra åtgärden

C_{ex} = kostnader för att genomföra åtgärden, för andra än problemägaren

r = diskonteringsränta (i miljöprojekt anses låga räntesatser ofta vara motiverade; i ett allmänt fall kan diskonteringsräntan tänkas variera över tiden, men i uttrycket antas för enkelhets skull att r är konstant)

T = tidshorisont angivet i antal år t (i miljöprojekt anses ofta långa tidshorisonter vara motiverade)

I beslutsanalysen betraktas riskreduktion som en nytta och beroende på projektets art och dess syften kan nyttorna och kostnaderna definieras på olika sätt. I en kostnads-nyttoanalys är det fråga om att skatta förändringar i konsument- och producentöverskott som mått på såväl problemägarens och övriga samhällets nytta och kostnader. I exempelvis företagsekonomiska och kommunalekonomiska analyser kan andra typer av nytta och kostnader bli aktuella. Exempelvis behöver nytta och kostnader för andra än problemägaren inte vara relevanta för en företagsekonomisk analys och för en kommunalekonomisk analys kan omfördelningseffekter såsom förändringar i skatteintäkter vara en viktig nytta eller kostnad. Eftersom den föreliggande beslutsanalysen görs på samhällsnivå har dessa effekter bortsetts ifrån.

Eftersom saneringsåtgärden är skattefinansierad uppstår det på det samhälleliga planet så kallade dödviktskostnader på grund av det ökade skatteuttaget. En dödviktskostnad är den förlust av konsument- och producentöverskott som uppstår när en skatt höjer priset på en vara så att konsumtion och produktion av denna blir lägre än vad den skulle ha blivit om marknaden själv fick styra. I denna beslutsanalys finns inte möjlighet att göra den typ av samhällsekonomisk analys som krävs för att kunna kvantifiera dödviktskostnaden, varför vi inte tar hänsyn till denna i de fortsatta beräkningarna.

5.3.3 Problemägarens nytta

Nytta för problemägaren har i detta projekt definierats enligt följande:

$$B_{in} = B_{res} + B_{mv} + B_{ja} + B_{pr} + R_a \quad (\text{ekv. 3})$$

där

B_{res} = värdet av att undvika framtida restriktioner för hamnverksamheten

B_{mv} = ökat markvärde

B_{ja} = värdet av ett minskat juridiskt ansvar

B_{pr} = värdet av ett ökat förtroende för problemägaren

R_a = värdet av reducerade arbetsmiljörisker för anställda inom området

För att uppnå dessa nyttor krävs kostnadskrävande aktiviteter. Det är viktigt att göra avdrag för dessa kostnader i kalkylen, och nedan ges exempel på viktiga kostnadstyper. I händelse av en sanering kan framtida restriktioner för hamnverksamheten komma att undvikas. Värdet av att kunna bedriva verksamheter som idag eller i framtiden är belagda med restriktioner till följd av föroreningsituationen kan exempelvis värderas utifrån de intäkter dessa verksamheter kan ge problemägaren. Exempel på detta är förväntade hyresintäkter för nya verksamheter eller ökade intäkter från egna verksamheter som kan expandera.

Vid en sanering av ett förorenat område blir det också möjligt att sälja hela eller delar av området till ett högre pris. Det ökade priset värderas utifrån rådande förhållanden inom fastighetsmarknaden i Oskarshamn.

Efter en sanering blir det juridiska ansvaret för området mindre eftersom riskerna att ställas till ansvar enligt gällande lagstiftning för miljöskyddande åtgärder inom området minskar. I denna kostnadspost ingår endast en värdering av det ansvar som problemägaren har, i det föreliggande fallet Oskarshamns kommun.

Vid en sanering kan det också tänkas att problemägarens förtroende hos omgivningen ökar. För ett producerande företag kan detta relativt enkelt värderas, medan det är svårare för en kommun. En möjlighet är dock att ett ökat förtroende kan avspeglas i ett ökat intresse för företag att etablera sig i Oskarshamns kommun.

Vid en sanering reduceras risken att människor exponeras för föroreningar. Detta kan leda till minskade kostnader för problemägaren för hälsovård och arbetsmiljöskydd för anställda som arbetar inom området.

Värderingen av problemägarens nyttor med projektet har utförts i nära samråd med problemägaren, Oskarshamns kommun.

5.3.4 Övriga samhällets nyttor

Nyttorna för övriga samhället (förutom problemägaren) har i detta projektdefinierats enligt följande:

$$B_{ex} = R_m + R_h + B_{fa} + B_{re} \quad (\text{ekv. 4})$$

där

R_m = värdet av reducerad risk för ekologiska system inom identifierade skyddsobjekt

R_h = värdet av reducerad risk för människors hälsa inom identifierade skyddsobjekt

B_{fa} = värdet av ökade fastighetsvärden i anslutning till hamnområdet

B_{re} = värdet av ökade möjligheter till rekreation inom och i anslutning till hamnområdet

Miljönyttan med åtgärderna värderas både med avseende på minskade risker för ekologiska system och minskade risker för miljörelaterade hälsoeffekter. Värderingen av dessa effekter är inte möjliga att göra utifrån existerande marknader, eftersom ingen handel sker med miljö och hälsa. Miljöekonomerna använder därför olika värderingsmodeller. I s.k. indirekta värderingsmetoder

undersöks miljöns värden för exempelvis produktion av varor (exempelvis fisk) och vid direkta värderingar undersöks miljöns värde på hypotetiska marknader.

En efterbehandling av ett förorenat område kan medföra mervärden för omgivningen i form av höjda fastighetspriser. Ett område som ligger nära ett miljöpåverkat område kan var betydligt mindre attraktivt än områden som ligger i anslutning till opåverkade områden.

Möjligheterna och intresset för rekreation kan öka efter att ett område efterbehandlats. Det finns flera exempel i Sverige där både land- och vattenområden som åtgärdats blivit rekreativområden. Värdet av detta kan exempelvis undersökas utifrån hur mycket människor betalar för att ta sig till detta område.

5.3.5 Problemägarens kostnader

Kostnaderna för problemägaren har i detta projekt definierats enligt följande:

$$C_{in} = C_u + C_k + C_g + C_m + R_p \quad (\text{ekv. 5})$$

där

C_u = kostnaden för undersökning och design av åtgärden

C_k = kapitalkostnader

C_g = kostnader för genomförande av åtgärden, inklusive eventuell transport och deponering

C_m = kostnader för uppföljning och kontroll

R_p = ekonomiska projektrisker för problemägaren, exempelvis fördröjning av saneringen och arbetsskador till följd av saneringen

Kostnaderna för undersökning och design av åtgärden är i huvudsak konsultarvoden och kostnader för upphandling av entreprenad.

Kapitalkostnader är den uteblivna avkastning på kapital som låses till åtgärden.

Genomförandekostnaderna är alla kostnader som kan förväntas uppstå när åtgärden genomförs. Kostnaderna skall inkludera eventuella transportkostnader och avgifter för deponering av förorenade massor.

Efter det att åtgärden genomförts uppstår kostnader för kontroll och uppföljning. Dessa består av upprättande och genomförande av kontrollprogram, med exempelvis provtagningar, analyser och databehandling.

Vid genomförandet av åtgärden finns projektrisker som kan drabba problemägaren. En vanlig kostnad är att projektet blir fördröjt i tid med extra kostnader som följd, både för själva åtgärden men också för uteblivna exploateringsmöjligheter. Det kan också uppstå arbetsskador som medför kostnader för problemägaren.

5.3.6 Övriga samhällets kostnader

Kostnaderna för det övriga samhället (förutom problemägaren) har i detta projekt definierats enligt följande:

$$C_{ex} = R_{ms} + R_{hs} + R_{tr} + R_{de} \quad (\text{ekv. 6})$$

där

R_{ms} = ökade miljörisker i samband med åtgärden

R_{hs} = ökade hälsorisker i samband med åtgärden

R_{tr} = ökade olycksrisker i samband med transporter av föroreningar från området

R_{de} = ökade miljörisker vid platsen för deponering av förorenade massor

I samband med att åtgärder genomförs kan omgivningen komma att påverkas av själva åtgärden, dvs åtgärden i sig medför vissa miljö- och hälsorisker. Åtgärdens art, hur människor i omgivningen och omgivande ekosystem kan exponeras samt föroreningars toxicitet och halt påverkar hur stora riskerna förknippade med åtgärden blir vid en åtgärd.

Om förorenade massor skall transporteras innebär detta en ökad risk för olyckor på exempelvis vägar. Olyckorna kan dels leda till skada på hälsa och liv, dels på omgivande miljö vid exempelvis utsläpp av drivmedel.

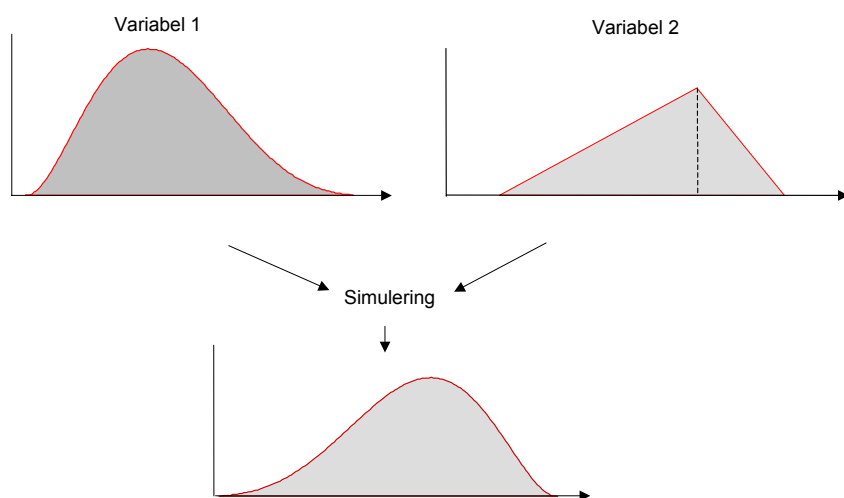
Vid deponering av förorenade massor sker detta normalt under kontrollerade former, men likafullt innebär deponeringen att miljöbelastningen vid deponiområdet ökar. Exempelvis kan avvattningsystem som slutar att fungera vid deponiområdet ge upphov till miljöskador.

Beslutsanalysen måste genomföras inom samhällets miljömässiga, politiska och juridiska ramar. Beslutsanalysen skall alltså endast omfatta politiskt, miljömässigt och juridiskt acceptabla alternativ och syfta till att finna den mest rimliga lösningen bland dessa alternativ.

Beslutsanalysen syftar explicit till att identifiera kostnadseffektiva alternativ. Erfarenheter visar dock att det inte endast är den strikta ekonomiska jämförelsen mellan alternativ som är betydelsefull. Än viktigare är kanske att beslutsanalysen identifierar nyckelfrågor som är avgörande för beslutsfattandet och tvingar fram ställningstaganden kring dessa nyckelfrågor. Detta medför att motiv och underlag för nyckelfaktorer samt de osäkerheter som kan förknippas med detta redovisas öppet.

5.3.7 Osäkerheter

För flertalet av posterna i beslutsmodellen råder osäkerheter. Därmed är också utfallen för de olika åtgärdsalternativen osäkra. Hanteringen av osäkerheter görs med hjälp av statistisk simulering (Monte Carlo metoden), enligt **figur 7**. Som verktyg för simuleringarna har använts programvaran Crystal Ball, vilken är en tilläggsmodul till Excel. Osäkerheterna för varje parameter i beräkningen anges i form av en statistisk fördelning. Simuleringarna resulterar därmed i en osäkerhetsfördelning också för den sökta storheten, exempelvis objektfunktionen. Ur denna fördelning kan exempelvis det mest troliga värdet, medianvärdet (50-percentilen), det lägsta rimliga värdet (exempelvis 5-percentilen) och det högsta rimliga värdet (exempelvis 95-percentilen) utläsas. Intervallet mellan två percentiler kallas *prediktionsintervall*, exempelvis det 90-procentiga prediktionsintervallet mellan 5- och 95 percentilen.



Figur 7. Principiell beskrivning av statistisk simulering.

Osäkerhetsanalysen medger följande fördelar:

1. Skattningarnas osäkerhet redovisas öppet.
2. Information om vilka delkomponenter i skattningarna som är mest osäkra och som är rimliga att prioritera vid en fördjupad analys erhålls genom känslighetsanalys.

För osäkerhetsbeskrivning av ingående faktorer har följande statistiska fördelningar använts:

- Normalfördelning: $N(\mu; \sigma)$ alt $N(P05; P95)$, där $P05$ =5-percentil och $P95$ =95-percentil.
- Triangulär fördelning: $T(\text{min}; \text{mest trolig}; \text{max})$
- Uniform fördelning: $U(\text{min}; \text{max})$
- Betafördelning: $B(\alpha; \beta; \text{min}; \text{max})$

6 Bedömning av ingående parametrar

6.1 Värdet av reducerad risk för ekologiska system (R_m)

6.1.1 Upptag i organismer

Störst positiv effekt av åtgärderna avseende upptag av tungmetaller i vattenlevande organismer bedöms uppnås i hamnbassängen. Där förväntas halterna av koppar, zink, bly och arsenik minska i musslor. Det är inte lika troligt att halterna av kadmium och nickel minskar i musslor eftersom dessa metaller tillförs hamnen av aktiva källor. Ju längre ut i hamnbassängen organismerna finns, desto mindre sannolikt är det att haltminskningarna blir mätbara pga den stora utspädningen av uttransporterade ämnen med Kalmarsundsvatten. Detta innebär att det knappast kommer att kunna påvisas några säkra haltminskningar i blåstång, musslor och fisk strax utanför hamnbassängen till följd av åtgärderna av enbart sedimenten. På grund av den mycket stora utspädningen i Kalmarsund kommer det sannolikt inte heller att gå att påvisa statistiskt säkra haltförändringar i organismer i kustområdet eller i Kalmarsund som helhet till följd av åtgärder i Oskarshamns hamnbassäng (ur O-hamn 2004:21).

6.1.2 Identifierade värden

För en reducerad risk för ekologiska system kan egenvärden, options- och arvsvärden identifieras. De är kopplade till vetenskapen om att bottenmiljön inte innehåller tungmetaller i sådana halter att det är skadligt för bottenfaunan, vilket är värdefullt i sig liksom värdefullt om vi själva eller framtida generationer vill kunna använda bottenmiljön till något. Eftersom konsumtion av bottenlevande organismer inte förekommer och minskningen av tungmetallpåverkan längre upp i näringskedjan inte bedöms bli mätbar kan inga direkta användarvärden identifieras.

Värdet av en reducerad risk för de ekologiska systemen är direkt kopplat till den förlust av värde som skulle uppstå för de ekologiska systemen om skadan inträffar. Risk innebär dock en osäkerhet som gör det svårare att genomföra betalningsviljestudier eftersom metoden ställer höga krav på rationellt beteende hos varje individ och risker och rädsla påverkar beteendet. Det bedöms därför som lämpligt att genomföra en värdering av en genomförd förändring, varefter man multiplicerar värdet med sannolikheten att förändringen sker, se riskdefinition, *ekv. 1*.

Saneringen innebär olika effekter inom varje skyddsobjekt, vilket påverkar värdet av den reducerade risken för ekosystemen i varje objekt. Nyttan av saneringen av Oskarshamns hamn uppkommer följaktligen i olika grad i de olika skyddsobjekten (hamnbassängen, grunda fjärdar, ackumulationsbottnar samt egentliga Östersjön). Det är därför nödvändigt att identifiera och urskilja vilka skyddsobjekt som är aktuella för varje identifierad delnytta. Genom att hålla en geografisk avgränsning mellan objekten kan man i viss mån undvika dubbelräkning av nyttovärdet.

6.1.3 Hamnbassängen (SO1)

Hamnbassängen har ett lågt ekologiskt skyddsvärde eftersom hamnverksamheten har högsta prioritet, och kommer att ha så inom överskådlig tid. Om hamnbassängens förorenade sediment tas bort helt kommer sannolikt en återkolonialisering av det akvatiska ekosystemet att ske inom ett antal år. I denna studie har dock existensvärdet för de ekologiska systemen i hamnen bedömts vara mycket lågt, medan det bedömts finnas användarvärden i form av ökade möjligheter att kunna utnyttja området för exempelvis rekreation inom den inre delen av hamnen.

6.1.4 Grunda fjärdar (SO2)

Vid en jämförelse (O-hamn 2004:18) av föroreningshalten i den grunda fjärden Kättelefjärden med bakgrundshalter i sediment avviker halterna av kadmium, koppar, bly och zink från bakgrundshalterna och indikerar påverkan av lokal punktkälla (Oskarshamns hamnbassäng). Nickel och arsenik ligger dock i samma nivå som bakgrundshalterna. Det är endast i tre prover som halterna betecknas innebära stor eller mycket stor påverkan. Dessa prover är tagna på relativt djupt provtagningsdjup av 14-16 cm, dvs. under de översta 10 cm som normalt anses innehålla merparten av akvatiskt liv i sedimenten.

Det är inte troligt att växtbiomassan har tagit skada i de grunda fjärdarna. Inga skador har noterats som tydligt beror på föroreningspåverkan i sedimenten. Det är sannolikt inte föroreningsinnehållet som är avgörande för växtbiomassan i de grunda fjärdarna utan syretillgången (muntlig uppgift, Marie Arnér). Det bör dock tilläggas att ingen bottenfaunaundersökning har genomförts inom ramen för projektet.

I beslutsanalysen har utifrån det rådande kunskapsläget antagits att en åtgärd i hamnbassängen sannolikt inte leder till en ökad produktion av växtbiomassa och fisk i de grunda fjärdarna. Däremot har åtgärder i hamnen bedömts kunna leda till minskad föroreningshalt i de ytliga bottensedimenten.

6.1.5 Ackumulationsbottnar (SO3)

I de kustnära ackumulationsbottnar som identifierats öster och söder om hamninloppet bedöms halterna av tungmetallerna zink, koppar, bly och arsenik i ytliga sediment långsamt minska efter en åtgärd i Oskarshamns hamn. Eftersom sedimentationshastigheterna i aktuella områden inte har undersökts är det svårt att avgöra tiden för återhämtning. Normala sedimentationshastigheter i Östersjöns djupområden är 1-2 mm/år, vilket t ex innebär en mycket lång tid för att begrava nuvarande sedimentskikt med 10 cm nytt material (50-100 år).

I en grund näringsrik fjärd strax söder om hamninloppet har en sedimentationshastighet på drygt 2 cm/år mätts upp. Om denna hastighet är representativ tar det ca 5 år (ingen hänsyn till kompaktion) för motsvarande naturlig övertäckning. Halterna av zink, koppar, bly och arsenik i ytliga sediment bedöms minska med ungefär samma procentsats som transportererna ut från hamnbassängen beräknas minska under förutsättning att andra källors belastningsbidrag förblir oförändrat låga. Detta innebär att vid en fullständig sanering reduceras halterna av zink, koppar, bly och arsenik i ytliga sediment på sikt till regionala bakgrundsnivåer, medan de mindre omfattande saneringsalternativen innebär en minskning med 30-70%. Med hänsyn till belastningen av nickel och i synnerhet kadmium till stor del kan härröra från befintliga källor får åtgärder i Oskarshamns hamnbassäng sannolikt begränsade effekter på halterna av dessa metaller inom ackumulationsbottnarna.

De djupa ackumulationsbottnarna är idag syrefria större delen av året. Det akvatiska livet i sedimenten är framförallt begränsat av bristen på syre. De aktuella föroreningarna ligger ”fast” i sedimenten tills syretillgången ökar. Om syretillgången ökar kan tungmetallerna frigöras och då bli biotillgängliga. I *kapitel 6.1.11* nedan redovisas vilka förutsättningar som gäller för beräkning av saneringsåtgärdernas effektivitet med avseende på återställning av ackumulationsbottnar utanför hamnbassängen.

6.1.6 Egentliga Östersjön (SO4)

En betydande del av föroreningarna från Oskarshamn hamn transporteras sannolikt längre bort än det närliggande kustområdet. För egentliga Östersjön konstateras emellertid att andelen tillskott från Oskarshamns hamn jämfört med övriga källor är litet och varierar mellan 2 och 5 promille för

aktuella ämnen, se tabell 4. Enligt utförda utredningar (O-hamn 2004:21) kommer det inte att gå att mäta eller urskilja miljöeffekter i egentliga Östersjön eller i Kalmarsund som helhet som orsakas av utsläppen i Oskarshamns hamnbassäng. Det påpekas dock att utsläppen medverkar till de potentiella negativa effekter och faktiska problem som vissa föroreningar orsakar nu och/eller i framtiden, exempelvis kadmium och kvicksilver.

Eftersom inga positiva effekter i egentliga Östersjön till följd av åtgärder i Oskarshamn kommer att kunna mätas, finns heller inga värdeförändringar som kan inkluderas i beslutsanalysen. I en mera övergripande insats, där åtgärder i Oskarshamn genomförs tillsammans med andra åtgärder för att minska föroreningsbelastningen på Östersjön, skulle mätbara förändringar kunna uppnås och därmed värderas. Detta kräver dock en samhällsekonomisk analys på ett mera övergripande plan, där Oskarshamns hamn inte ses som en isolerad enhet.

6.1.7 Skyddsobjekt där riskreduktion för ekologiska system bedöms möjlig

Utifrån de ovan beskrivna förhållandena har antagits att riskerna för ekologiska system kan minska till följd av åtgärder i Oskarshamns hamn. De minskade riskerna har dock värderats på olika sätt för de olika skyddsobjekten. För hamnbassängen har de ekologiska systemen i sig bedömts ha ett mycket lågt värde, med hänsyn till den prioriterade hamnverksamheten. Däremot har naturligtvis hamnmiljön i sig ett värde, eftersom den kan påverka exempelvis möjligheter till rekreation och fastighetsvärden i närområdet. För grunda fjärdar och ackumulationsbottnar i norra Kalmarsund har antagits att även om inga skadliga effekter kunnat påvisas, så finns ett egenvärde för ekosystemen på dessa bottnar. Egenvärdet har värderats med hjälp av värdeöverföringsanalys från betalningsviljestudier utförda inom liknande objekt. För egentliga Östersjön är effekterna av en sanering mycket små och kommer inte att kunna påvisas. Därmed finns inte någon grund för att värdera några egenvärden eller nyttjandevärden i beslutsanalysen.

6.1.8 Metodbeskrivning värdeöverföring

För att skatta värdet av R_m krävs alltså en värdering med en direkt metod, för att kunna räkna med egen- och arvsvärden. Att genomföra en ny komplett scenariovärderingsstudie är för omfattande för att kunna genomföra inom detta uppdrag. Ett alternativ är att genomföra en *värdeöverföring* från tidigare studier av liknande förändringar och värden, om tidigare studier med liknande förhållanden finns (Sundman och Söderqvist, 2004). En värdeöverföring ställer höga krav på en noggrann metodik och på att förhållandena är lika mellan studieområdena för att vara relevant men kan då vara ett kostnadseffektivt sätt att räkna med miljönytta (Brookshire och Neill, 1992 samt Brouwer, 2000).

En nyttoaspekt identifierad med saneringen av hamnen är en minskning av tungmetallbelastning från hamnen till närliggande ackumulationsbottnar. Detta kan i sin tur ge en positiv effekt på akvatiskt och mänskligt liv. Misslyckandekriterium för ekologiska system har definierats som överskridande av den halt som leder till skador på ekosystem. I utredningen har därför fokuserats på värderingsstudier av åtgärder som syftar till att förhindra att detta kriterium uppfylls.

En värdeöverföring går till på sätt att man noggrant väljer ut en eller flera lämpliga studier, där platsförhållanden och värdeförändringar är likartade. En lämplig principiell arbetsgång för att genomföra en värdeöverföring presenteras i **tabell 5** nedan. Sedan överför man primärstudiens statistiska nyttofunktion eller ett enskilt värde per person till sitt område, efter att helst ha kompenserat resultatet för skillnader i inkomst, befolkningsfördelning, geografiska och kulturella skillnader etc. En fullständig sådan kompensation är inte möjlig att uppnå varför en viss nivå av osäkerhet alltid kvarstår. Nästa steg är att räkna samman det totala värdet i studieområdet, utifrån den skattade betalningsviljan per person och antalet berörda personer, i en aggregering av

betalningsviljan. Avgränsningen av antalet berörda, det vill säga hur stor studiepopulationen blir, får ofta ett stort genomslag i slutresultatet.

Det är mycket viktigt att öppet redovisa dessa osäkerheter som en värdeöverföring ohjälpligt medför, och att därför tolka resultatet med försiktighet. Syftet med denna typ av värdering är sällan att presentera det sanna värdet av en miljöförändring, utan att ge delvärden och intervallskattningar för att förbättra ett beslutsunderlag. Alternativet till att ta med skattningar av miljönyttan är att helt utesluta den ur kostnads- nyttoanalysen, med risk för att mindre hänsyn tas till miljön.

Tabell 5. Lämplig arbetsgång vid genomförandet av en värdeöverföring.

1. Identifiera miljövaran och de tjänster den står för
2. Identifiera berörda avnämare
3. Identifiera alla värden miljövaran ger upphov till hos avnämarna
4. Samråd om möjligt med de berörda angående validiteten i att genomföra en monetär värdering
5. Välj ut lämpliga studier
6. Kompensera för lokala skillnader
7. Validera om möjligt resultat och värdet av en aggregering med de berörda avnämarna.

Källa: Bearbetat från Brouwer, 2000.

6.1.9 Avgränsning av antalet intressenter

Det är inte alltid självklart att bedöma hur många människor som är berörda av ett miljöproblem. Påverkan från diffusa källor kan vara svårt att mäta och en punktkälla kan vara en av flera andra vars inverkan och vikt sinsemellan kan vara svår att avgöra. I fallet Oskarshamn är hamnens sediment en kraftig punktkälla för tungmetallbelastning i det primära skyddsobjektet SO1, en betydande punktkälla i SO2 och SO3 men enbart en mycket marginell punktkälla i SO4. Logiskt sett är betalningsviljan för en åtgärd högre i de områden som direkt påverkas av åtgärdseffekterna (lokalt och regionalt perspektiv) och betydligt lägre i ett område där effekterna är marginella (nationellt perspektiv). Betalningsviljan och tillika konsumentöverskottet, dvs. välfärdsförändringen, blir alltså direkt beroende av antalet berörda människor.

När en värderingsstudie genomförs görs valet av avgränsning i och med valet av studiepopulation. En primärstudie har alltså en definierad omfattning av antalet berörda. Studiepopulationens betalningsvilja är beroende av deras upplevda beröring med problemet. Om enbart ett fåtal i det statistiska urvalet ur studiepopulation anser sig vara berörda av problemet resulterar det i ett lägre medelvärde, på så sätt ger avgränsningen av studiepopulation en direkt påverkan på resultatet. Aggregeringen görs sedan över hela studiepopulationen för att ge ett relevant nyttovärde. Betalningsviljan som är uppskattad i en regional studie, för att åtgärda ett regionalt miljöproblem kan därför inte överföras och aggregeras över hela landets befolkning. Det skulle leda till en kraftig överskattning av nyttan, på samma sätt som en nationell studies resultat aggregerad över en lokal direkt berörd befolkningsmängd skulle ge en underskattning av miljönyttan. Den geografiska avgränsningen och antalet intressenter överförs alltså tillsammans med resultatet från primärstudien till sekundärstudieområdet.

Fler människor än de boende i regionen kan anses vara berörda i fallet Oskarshamn genom att många vill ha en giftfri miljö. Samtidigt finns en stor mängd förorenade områden i landet, vilka alla är av mer eller mindre nationellt intresse att åtgärda. *Om betalningsviljestudier genomförs på dessa*

förorenade områden var för sig riskerar man att summan av betalningsviljan för varje enskilt objekt vida överstiger den totala betalningsviljan för att åtgärda samtliga objekt. Första gången man frågar får man helt enkelt ett mycket högre belopp. Det är lätt att misslyckas med att informera tillräckligt om de föreslagna åtgärdernas proportion till hela problemet. Vid sådana tillfällen är det nödvändigt att göra kostnadseffektivitetsstudier, för att kunna visa var varje investerad krona i åtgärder ger störst effekt på helhetsproblemet. Betalningsviljan bör stiga med stigande kostnadseffektivitet i en väl utförd scenariovärderingsstudie i ett nationellt perspektiv. I ett nationellt perspektiv bör saneringar av förorenade områden genomföras där kostnadseffektiviteten är som störst, eftersom alla strävar mot samma miljömål. Det är dock i varje enskilt projekt inte möjligt att bedöma kostnadseffektiviteten i förhållande till andra projekt. Den kostnadseffektivitetsstudie som utförts inom detta projekt är därför utförd som ett komplement och ingår inte som en del av föreliggande beslutsanalys, vars huvudfokus är en kostnads-nyttoavvägning.

Det är dock inte enbart nivån på den aggregerade samhällsnyttan som ska avgöra om en sanering är lämplig eller inte. Det finns andra viktiga motiv, etiska och politiska etc. att väga in i beslutet. Eftersom avgränsningen av antalet intressenter och berörda av en sanering i Oskarshamn är en så pass komplicerad fråga, med en mycket stor inverkan på slutresultat har valts att överlämna den avgränsningen till beslutsfattaren. Nyttoberäkningarna redovisas därför med fem olika avgränsningar, i vilka saneringen av Oskarshamns hamn räknas som (1) en lokal intressefråga för Oskarshamns tätort; (2) som en fråga för hela kommunen; (3) som regional intressefråga för Norra Kalmar län; (4) som en fråga för hela länet respektive (5) som en intressefråga för hela södra Sverige.

6.1.10 Värdering

Två databaser genomfördes efter lämpliga primärstudier till värdeöverföringen; den svenska ValueBase (www.beijer.kva.se/valuebase.htm) samt den internationella EVRI (www.evri.ca). Urvalet grundade sig på värdetyp (egenvärde, rekreationsvärde respektive fastighetsvärde från vatten) samt typ av miljöpåverkan (giftiga, persistenta substanser). I ValueBase användes miljömålet "en giftfrimiljö" samt "vatten" som sökord. Vidare begränsades urvalet till primärstudier.

Inga svenska primärstudier med en exakt match hittades. Två värderingsstudier med anslutning till miljömålet en giftfri miljö finns upptagna i databasen, vilka behandlar bekämpningsmedel i jordbruket respektive metylkvicksilver i fisk. Ingen av dessa studier bedömdes relevanta i sammanhanget.

Inga tidigare internationella studier påträffades där värderingar av nyttan av en minskad tungmetallbelastning på bottenekosystem värderats. En fullständig värdeöverföring var därför inte möjlig att genomföra för att skatta R_m . Det bedömdes dock som givande att genomföra värdeöverföringar från liknande objekt, där betalningsviljan för åtgärder för förbättrad vattenkvalitet genomförts. Resultaten presenteras i osäkerhetsintervall för att tydliggöra att exakta siffror inte finns. Miljönyttan med saneringen måste också bedömas kvalitativt i beslutssituationen, i vilken osäkerheterna i siffrorna måste uppmärksammas.

Ett antal svenska studier har studerat värdet av en minskning av övergödningen. Resultat från dessa finns upptagna i ValueBase. För hela Östersjön är den ungefärliga betalningsviljan 7000 kr/person och år (Söderqvist, 1996), jämfört med ca 700 kr/person år för begränsade områden som Laholmsbukten (Fryblom, 1998) och Stockholms skärgård (Söderqvist och Scharin, 2000). Övergödningen bedöms allmänt som Östersjöns allvarligaste problem och dess effekter är mer påtagliga och av en annan karaktär än tungmetallpåverkan. Resultaten från dessa värderingsstudier bedöms därför inte som möjliga att direkt överföra till Oskarshamns hamn med bibehållen relevans. Övergödningen är ansedd som det allvarligaste miljöproblemet också i Oskarshamns kustvatten

(SO2, SO3) liksom i Östersjön (SO4). Betalningsviljan för att åtgärda övergödningen är därför rationellt sett större än för att åtgärda tungmetallkontaminering. Betalningsviljan i de svenska övergödningstudierna kan däremot ge en god indikation på storleksordningen av betalningsviljan för att åtgärda vattenkvalitetsproblem i den svenska kustzonen och samtidigt anses vara ett tak för en rimlig betalningsvilja för att sanera Oskarshamns hamn.

I EVRI identifierades vidare två studier som användbara och potentiellt överförbara, bägge CV studier av användar- samt icke-användarvärden av vatten- och bottenkvalitet i två stora amerikanska havsvikar. Den första studien beräknade det förlorade direkta och passiva användarvärdet på grund av PCB- och DDT-förorening i California Bight (Carson m fl., 1994). Den andra beräknade betalningsviljan för en förbättring av vattenkvaliteten, med tillhörande ökade rekreations- och användarvärden (Whittington m fl., 1994), se *tabell 6*.

Tabell 6. Primärdata från EVRI

	Ref	Metod	Studie- område	Studiepopulation	Värderad miljöförändring	Dataår	Värde	Medel- värde	Enhet
1	94AE7	CV	California bight	Delstaten Kalifornien 10 miljoner inv.	Förlorade direkta och passiva användarvärden pga. PCB/DDT	1994	WTP	56	USD /hushåll
2	94BF9	CV	Galveston bay	Fem counties i anslutning till Galveston bukten (Harris, Galveston, Liberty, Chambers och Brazoria) ca 850 000 inv.	Betalningsvilja för bättre vattenkvalitet	1993	WTP	130	USD /hushåll och år

Källa: EVRI – Environmental value reference inventory www.evri.ca

Samtliga värden räknades om till dagens penningvärden, via det uppgivna dataårets köpkraftskompenserade växelkurs (www.oecd.org) samt det svenska konsumentprisindex (www.scb.se). Ett hushåll antogs i medeltal bestå av **2 betalningsvilliga** personer. Resultatet blev värden mellan ca 200 och 600 kronor per år och person, se *tabell 7*. För aggregeringen användes befolkningsdata från år 2004 (www.scb.se). Köpkraftskompensering innebär att en kompensering för skillnader i reella penningvärden mellan olika länder sker på nationell nivå. För varje aggregering gjordes sedan en kompensation för skillnader i inkomst mellan primärstudiens population och populationen i Oskarshamns kommun, norra Kalmar län respektive södra Sverige. Inkomstdata hämtades från SCB (www.scb.se).

Tabell 7. Modifierade data och resultat för Oskarshamn, betalningsvilja för bättre vatten- och bottenkvalitet.

	Överfört värde (SEK ₂₀₀₄ per person)	Aggregering Oskarshamns tätort (SEK)	Oskarshamns kommun (SEK)	N. Kalmar län (SEK)	Hela Kalmar län (SEK)	Sydsverige (SEK)
1	240 Nuvärde	3,7 miljoner	5,6 miljoner	17 miljoner	47 miljoner	990 miljoner
2	580 per år i fem år	8,7 miljoner	13 miljoner	41 miljoner	110 miljoner	2,4 miljarder
Tak	440-790 per år i 10 år	<9 miljoner	<14 miljoner	<43 miljoner	<110 miljoner	< 2,5 miljarder
”	370-810 per år	<11 miljoner	<17 miljoner	<52 miljoner	<141 miljoner	< 3 miljarder

Tidsperspektivet mellan de två primärstudierna skiljer sig åt. Denna skillnad måste hanteras på ett rimligt sätt i överföringen till Oskarshamn, där valt tidsperspektiv är 100 år och åtgärdseffekter beräknas visa sig efter 5-50 år. I studie nr 1 är det ett nuvärde på förlorad nytta som uppskattats, till skillnad från i studie nr 2 där det är ett åtgärdsprogram under fem år som har getts ett värde per år under dessa år. Två alternativa förfaringssätt för att hantera tidsaspekten är möjliga. Antingen räknas alla resultat samman till nuvärdet utifrån primärstudien tidsperspektiv. Denna klumpsumma slås sedan ut över vårt tidsperspektiv (100 år) och diskonteras. Betalningsviljan är således densamma varje år, minus diskonteringsräntans inverkan. Dessa årsvärden räknas därefter samman till ett nytt nuvärde, som blir kraftigt diskonterat.

Det andra alternativet är att betrakta betalningsviljan som mer kopplad till målet än till tidshorisonten, och där en diskontering för framtida nytta redan skett. Tidshorisonten ska då vara den tid det tar fram till det att målet nås, vilket är värt den klumpsumma primärstudien kommit fram till. Diskontering ska ske om årsvis betalning har valts, och ska inte ske om ett engångsbelopp betalas. I denna studie har det senare alternativet bedömts vara mer realistiskt. I värdeöverföringen betyder det att resultaten från studie nr 1, överförs till Oskarshamnsvärderingen odiskonterade, dvs. de gäller som ett nuvärde. Resultaten från studie nr 2 räknades samman till en totalsumma (årsvärdet gånger fem år) och slås ut på 5-50 år (tiden till effekt i Oskarshamn) samt diskonteras. Värdet som framtida generationer sätter på att ha en bottenmiljö med lägre tungmetallbelastning kan alltså inte skattas på detta sätt.

Värdeöverföringen resulterar på så sätt i ett stort osäkerhetsintervall, där storleken på detta intervall dels är beroende av valet av antalet berörda intressenter, dels av osäkerheter i primärstudiernas resultat. Vid beräkningarna har antagits att betalningsviljan är uniformt fördelad mellan värderingarnas lägsta värde (studie nr 1) och det högsta takvärdet vid aggregeringen, se **tabell 7**.

6.1.11 Beräkning av reducerad sannolikhet för skada på ekosystem

Skattningen av reduktionen av risken för skadad bottenmiljö till följd av åtgärder i Oskarshamns hamn har baserats på följande underlag (O-hamn 2004:21):

- De tidigare utförda simuleringarna av uttransporten av föroreningar från hamnbassängen för de olika åtgärdsalternativen
- Tidigare gjorda mätningar av befintliga halter på ackumulationsbottnar.

Vid beräkningarna har följande antaganden gjorts:

- Alla föroreningar på ackumulationsbottenarna inom skyddsobjektet härrör från Oskarshamns hamn.
- Reduktionen av medelhalten på ackumulationsbottenarna är proportionell mot minskningen i uttransport från hamnen.
- Medelhalten av ett specifikt ämne j på ackumulationsbottenarna är normalfördelad, $C_j = N(\mu; CL_{90}/3, 92)$, där CL_{90} är det 90%-iga konfidensintervallet från gjorda mätningar, se O-hamn 2004:7.
- Uttransporten av ämnen sker inom de osäkerhetsintervall som skattats vid simuleringarna av uttransporten, se O-hamn 2004:21

Det förekommer flera olika riktvärden för vad som kan betraktas som en bottenmiljö som inte är skadlig för befintliga ekosystem. Olika argument kan framföras för och emot dessa riktvärden. För att illustrera betydelsen av valet av riktvärde på beslutsanalysen valdes att utföra beräkningar med avseende på tre olika riktvärden:

- Kanadensiska CCME ISQG värde – interimt sedimentkvalitetsvärde (ISQG) under vilka effekter sällan noteras (<25%). För nivåer, se O-hamn 2004:9 och CCME (2002).
- Kanadensiska CCME Probable Effect Level. Koncentration över vilka effekter ofta noteras (>50%). För nivåer, se CCME (2002).
- Holländska RIVM Maximum Permissible Concentration. Koncentration där inga negativa effekter är förväntade för 95 % av arterna eller de ekologiska processerna. För nivåer, se RIVM (2001).

Beräkningar har utförts med avseende på de föroreningstyper för vilka riktvärden varit tillgängliga: arsenik, kadmium, koppar, zink och bly.

Reduktionen av halten till följd av åtgärder har beräknats enligt följande:

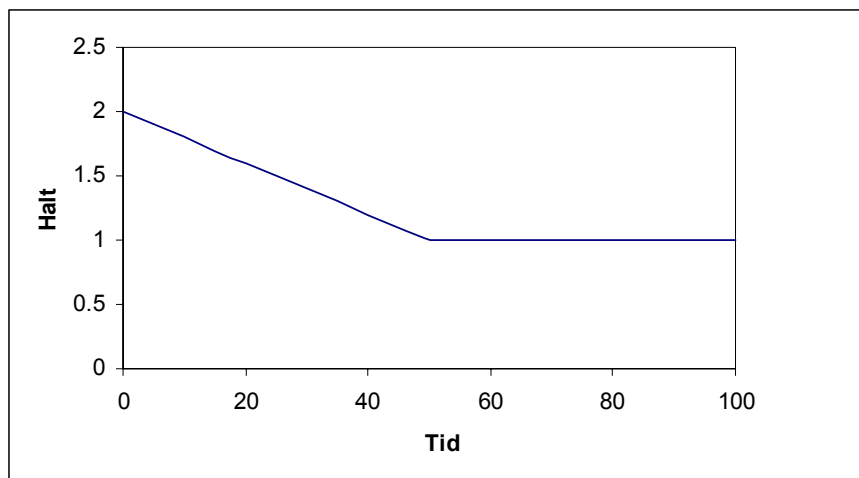
$$C_0 - C_i = C_0 - C_0 \frac{T_i}{T_0} \quad (\text{ekv. 7})$$

där

- C_0 = Medelhalt innan åtgärd (mg/kg)
- C_i = Medelhalt efter åtgärd i (mg/kg)
- T_0 = Uttransport innan åtgärd (kg/år)
- T_i = Uttransport efter åtgärd i (kg/år)

Reduktionen av uttransporterad mängd föroreningar, uttryckt som kvoten T_0/T_i , har för varje ämne j antagits vara likformigt (uniformt) fördelat mellan min- och maxvärdet bland kvoterna av percentilerna i de genomförda simuleringarna av uttransporten (se O-hamn 2004:7)

Vid beräkningarna har hänsyn tagits till sedimentationshastigheten på ackumulationsbottenarna. Detta innebär att åtgärden får en gradvis effekt över tiden i förhållande till hur snabbt bottenarna täcks av opåverkade sediment. Utifrån gällande sedimentationshastigheter på mellan 1-2 mm på de djupare bottenarna och 3-30 mm inom grundare partier, bedömdes att det tar i storleksordningen 5-50 år innan åtgärden nått full effekt. Principen för åtgärdens effekt beskrivs i **figur 8**.



Figur 8. Principiell beskrivning av haltreduktionen över tiden på ackumulationsbottnar till följd av åtgärder i Oskarshamns hamn.

Sannolikheten att åtgärden i skall leda till en bottenmiljö som ej är skadlig för ekosystem har beräknats för varje enskilt ämne där riktvärden finns tillgängliga enligt följande:

$$P_{ij} = P[C_{ij} > C_c] \quad (\text{ekv. 8})$$

där C_{ij} = Medelhalt för ämnet j efter åtgärd i (mg/kg)
 C_c = Riktvärde (mg/kg)

Vidare har antagits att för att bottenmiljön skall kunna betraktas som oskadlig så måste samtliga studerade ämnen ligga under riktvärdet. Sannolikheten att något av ämnena $j=1 \dots J$ skall överskrida riktvärdet har beräknats enligt följande:

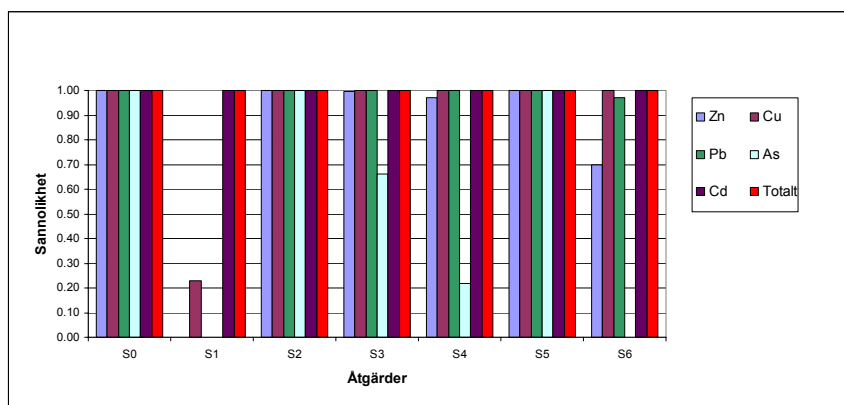
$$P[C_{i,j} > C_c] = 1 - (1 - P_{ij})^J \quad (\text{ekv. 9})$$

Slutligen har reduktionen av sannolikheten att riktvärdet skall överskridas för åtminstone ett av de studerade ämnena $j=1 \dots J$ beräknats enligt följande:

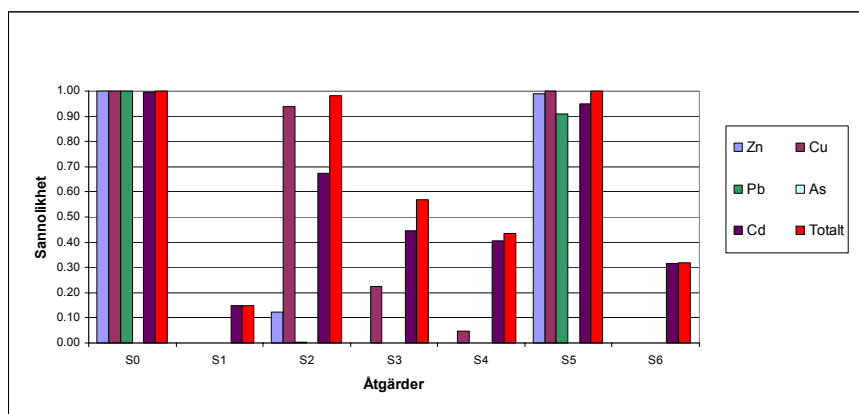
$$Re_i = P[C_0 > C_c] - [1 - P(1 - P_{ij})^J] \quad (\text{ekv. 10})$$

Skattningarna av sannolikheten att medelhalten i sedimenten skall överskrida riktvärdet redovisas för enskilda föroreningstyper redovisas i **figur 9-11**. I figurerna redovisas också sannolikheten att minst en förorening skall överskrida riktvärdet enligt *ekv. 10* (benämns 'Totalt' i figurerna).

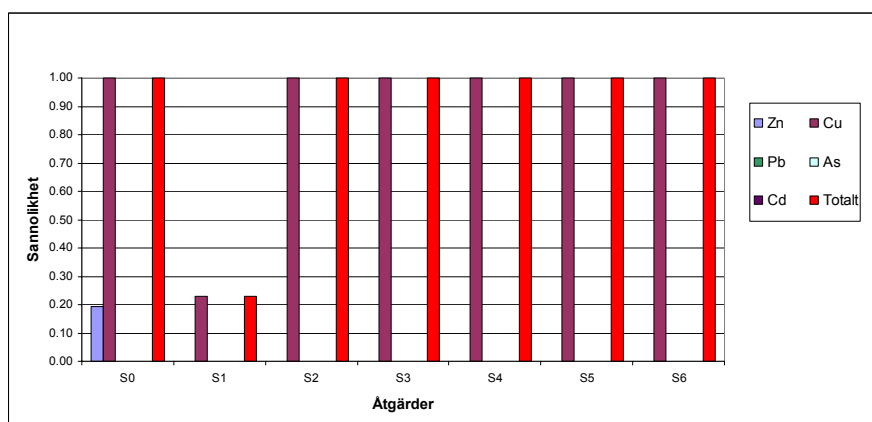
Reduktionen av sannolikheten att riktvärdet skall överskridas multipliceras i beslutsmodellen enligt riskdefinitionen i *ekv. 1* med värdet av minskning av halterna till oskadliga nivåer (dvs. under riktvärdet).



Figur 9. Sannolikheten att riktvärdet (CCME ISQG) överskrids inom bottensediment utanför Oskarshamns hamn efter genomförda åtgärder.



Figur 10. Sannolikheten att riktvärdet (CCME PEL Marin) överskrids inom bottensediment utanför Oskarshamns hamn efter genomförda åtgärder.



Figur 11. Sannolikheten att riktvärdet (RIVM MPC) överskrids inom bottensediment utanför Oskarshamns hamn efter genomförda åtgärder.

Som kan ses i **figur 9** sker inte för något av åtgärdsalternativen någon reduktion av sannolikheten för att riktvärdet CCME ISQG skall överskridas: Detta beror på att riktvärdet är så lågt satt att en tillräckligt stor haltreduktion inte kan åstadkommas utan att de aktiva källorna åtgärdas. Med hänsyn till CCME PEL (**figur 10**) åstadkoms reduktion av sannolikheten att detta riktvärde skall underskridas för flera av ämnena. För kadmium blir dock effekten av flera av åtgärderna begränsad eftersom de aktiva källorna fortfarande bidrar med en betydande belastning. De nuvarande halterna underskrider för flertalet ämnen redan idag RIVM MPC (**figur 11**) och åtgärderna ger endast reduktion av sannolikheten för överskridande av riktvärdet för zink och kadmium. För kadmium anger modellen att en reduktion av sannolikheten endast kan ske för åtgärd *SI*. De övriga åtgärderna är för begränsade i omfattning och förmår inte att kompensera för spridningen från de aktiva källorna.

De genomförda beräkningarna visar att effektiviteten med avseende på att reducera sannolikheten för miljöeffekter är starkt beroende av valet av riktvärde. För den fortsatta analysen valdes att använda de riktvärden där en reduktion av sannolikheten för ekologiska effekter minskar, dvs. CCME PEL och RIVM MPC.

6.2 Värdet av reducerad risk för människors hälsa (R_h)

De förorenade sedimenten utgör ingen direkt risk för människors hälsa där de ligger. För människor har ett antal ”indirekta” hälsorisker identifierats:

- intag av fisk
- intag av mussla
- intag av sjöfågel

Av de indirekta hälsoriskerna anses endast intag av fisk vara relevant att beakta då varken musslor eller sjöfågel konsumeras av människor i regionen. Halterna i analyserad fisk från Oskarshamnsområdet ligger under Livsmedelsverkets gränsvärden för kvicksilver, kadmium, bly och dioxiner i fisk och livsmedel. *Uppmätta halter bedöms inte utgöra någon hälsorisk.*

Föroreningshalten i vattnet ökar temporärt då Gotlandsfärjans propeller frigör sedimentpartiklar. Dessa partiklar kan tas upp av blåmussla. Halterna av föroreningar i blåmussla omedelbart utanför hamnområdet ligger dock i nivå med referensstationen utanför hamnen. Relativt högre halter av bly, kadmium, nickel och zink har noterats i blåmussla inne i hamnen, halterna har ökat under 2000-talet troligen på grund av färjetrafik med större färjor på senare tid.

Detta innebär att det inte finns några kostnader för ”förorenad fisk” och inte heller någon tydlig ”nytta” med en sanering ur människors hälsoperspektiv. Det finns däremot värden för människors psykiska hälsa som dels kan handla om möjlighet till bad vid Badholmen, dels möjlighet till fiske inom hamnområdet, se vidare **kapitel 6.4** nedan.

6.3 Värdet av ökade fastighetsvärden i anslutning till hamnområdet (B_{fa})

I översiktsplanen för år 2000 beskrivs planeringsförutsättningar och framtida planer för mark- och vattenanvändning för de delområden som kallas:

- *Centrum* – inre hamnen
- *Norra hamnen* – hamnbassängen
- *Södra hamnen*

En detaljplan för färjeläget och en miljöprovning av hamnens verksamhet skall påbörjas när beslut kring de förorenade sedimenten finns framme. I gällande planer prioriteras hamnverksamheten och industriverksamhet i anslutning till hamnområdet. Det finns idag inga områden där bostäder planeras i anslutning till hamnområdet. Längst in i hamnen, i den del som kallas centrum-inre hamnen, förändras Brädholmen från ett asfaltsområde till ett område med många träd och ytor för olika aktiviteter. Området är det enda som är avsatt för rekreation och där boende och besökande kan komma nära vattnet. Området skall enligt planen bibehålla hamnkaraktären men med inslag av park och torg samtidigt som det skall vara ”flexibelt” och kunna utnyttjas året runt för olika aktiviteter. Här hålls bl.a. hamnfestivaler varje sommar. Det är ingen som badar på Badholmen sedan många år tillbaka, något som skulle kunna ändras om saneringsåtgärder genomförs i innerhamnen och Gotlandsfärjan flyttar längre ut i hamnen. Det är tänkbart att fastigheterna närmast Badholmen skulle kunna öka något i värde om området kring Brädholmen blir mer attraktivt med bl.a. en badplats.

En relevant fastighetsvärdesstudie där värdet av en vattenkvalitets skattats identifierades i EVRI. Resultatet bedömdes ge en användbar uppskattning av värdeökningen även om platsspecifika förhållanden skiljer eftersom vattenkvalitetens påverkan helt separerats från övriga faktorer och redovisas i proportion till gällande marknadspris (**tabell 8**). Studiemrådet var kustnära bebyggelse i Maryland och värdet av en förbättring av vattenkvaliteten har beräknats med hedoniska fastighetsprismetoden (HP) till 2 % från gällande marknadspris (Legget and Bockstael, 2000).

Tabell 8. Primärdata från EVRI

	Ref	Metod	Studieområde	Värderad miljöförändring	Dataår	Värde	Medel värde	Enhet
9	0323-25654	HP	Anne Arundel county kustlinje	Förändrade fastighetsvärden pga reducerad förekomst av koliforma bakterier	1993-1997	WTP	+ 2 %	

Källa: EVRI – Environmental value reference inventory www.evri.ca

I hamnens närhet finns ett antal 3-4 våningshus med handel och/eller kontorsverksamhet. Det finns också ett område med äldre villabebyggelse (20 tal fastigheter). I värderingen nedan har fastigheterna närmast Åsavägen ansetts utgöra de som i första hand kan påverkas positivt av en sanering. Det totala fastighetsvärdet har utifrån befintliga uppgifter bedömts till 50-100 Mkr.

Utifrån den ovan redovisade värderingsstudien har antagits att värdeökningen för fastighetsbeståndet till följd av en sanering är mellan 1-3% av dagens fastighetsvärde. Den förväntade värdeförändringen till följd av saneringen redovisas i **tabell 9**. Värdeökningen har antagits falla ut år 1 och endast för åtgärdsalternativ S1, S2 och S5, vilket är de enda alternativ som innebär sanering i den inre hamnen.

Tabell 9. Värdet av ökade fastighetsvärden i anslutning till hamnområdet (Mkr år 1).

Åtgärd	Nyttiggörande	Deponering
S1	T (0,5 ;1,5 ;3)	T (0,5 ;1,5 ;3)
S2	T (0,5 ;1,5 ;3)	T (0,5 ;1,5 ;3)
S3	-	-
S4	-	-
S5	T (0,5 ;1,5 ;3)	T (0,5 ;1,5 ;3)
S6	T (0,5 ;1,5 ;3)	T (0,5 ;1,5 ;3)

6.4 Värdet av ökade möjligheter till rekreation inom och i anslutning till hamnområdet (B_{re})

I området som kallas Brädholmen och Badholmen finns aktivitetsytor som används för olika verksamheter idag (se ovan). Genom att sanera innerhamnen skapas förutsättningar för en ökad rekreation med bad och fiske i ett väldigt centralt läge av Oskarshamn. Det är fullt möjligt att bada i vattnet idag eftersom vattenkvaliteten är bra. Det är dock mindre hälsosamt att bada i samband med att vattnet grumlas upp när Gotlandsfärjan lägger till då föroreningar frigörs i vattenmassan. Det är också möjligt att fiska i hamnområdet eftersom vattenkvaliteten är tillräckligt bra. Idag badar inga människor vid Badholmen och få människor fiskar i hamnområdet eftersom det historiskt sett alltid varit förorenat och inte varit attraktivt för de boende i Oskarshamn.

Genom att skapa en attraktiv miljö i anslutning till hamnen med exempelvis en centralt belägen badplats skulle Oskarshamns rykte som turistmål kunna förbättras. Det finns exempel på värderingar där rekreation i form av exempelvis badplats visat sig betinga ett högt värde. Indirekt kommer saneringsåtgärderna för åtgärdsalternativ S1 att möjliggöra en flytt av Gotlandsterminalen längre ut i hamnen. Detta kommer sannolikt att leda till mindre trafik genom de centrala delarna av Oskarshamn och det aktuella området vid Brädholmen som då kan bli en lugnare och tystare miljö för rekreation. Det ökade rekreativvärde som en sanering skulle ge upphov till är ett användarvärde, som kan värderas med en indirekt eller direkt metod som beskrivits ovan. Det är dock inte heller möjligt att genomföra en ny primärstudie för rekreativvärde inom detta uppdrag varför en värdeöverföring liknande den som för R_m genomfördes för att värdera B_{re} .

Fem studier identifierades i EVRI som potentiellt lämpliga primärstudier, se **tabell 10**. Samtliga studier värderar rekreativvärde mm i relation till vattenkvalitetsförändringar. En har med hjälp av scenariovärderingsmetoden (CV) värderat betalningsviljan i Brest hamn för en förbättrad vattenkvalitet så pass att bad och skaldjurskonsumtion är riskfri (Le Goffe, 1995). I studien föreslogs ett åtgärdsprogram som skulle förbättra vattnet i hamnen

En annan studie har uppskattat den ökade kostnaden för rekreation som PCB påverkan medfört på New Bedfords hamn (USA) med hjälp av reskostnadsmetoden (TCM). Principen bygger på att om New Bedford-hamnen hade varit opåverkad hade det inneburit lägre reskostnader för fritidsfiskare och badare (McConnell m fl., 1986), det vill säga ett ökat konsumentöverskott (CS). Värdet är helt beroende av avståndet till tillgängliga alternativa rekreativlokaler i regionen, varför en överföring vid närmare granskning inte bedöms som genomförbar. Liknande minskade reskostnader bör dock uppnås i Oskarshamn om en badplats i hamnen kan inrättas, värdet av det ökade konsumentöverskottet därav är dock svårt att skatta.

Noterbart är att skattningarna av konsumentöverskott genom reskostnadsmetoden är lägre än den uppgivna betalningsviljan i CV studierna vilket kan bero på platsspecifika skillnader mellan studieområdena men också på divergenser mellan metoderna. Att i en uppgiven betalningsvilja enbart ta hänsyn till sin rekreativnytta torde vara svårt. De svarande kan även ge uttryck för eventuella allmänna värderingar kring vattenkvalitetsförbättringar, det vill säga också användar- liksom icke-användarvärden utanför hamnbassängen. Det är därför möjligt att en dubbelräkning sker med den första delnyttan, R_m , som leder till att den sammantagna nyttan överskattas.

Tabell 10. Primärdata från EVRI – rekreativvärden.

	Ref	Metod	Studieområde	Värderad miljöförändring	Dataår	Värde	Medel värde	Enhet	
	3	98114-173742	CV	Brest hamn	Åtgärdsprogram för riskfri badning och skaldjurskonsumtion inom hamnen	1993	WTP	218	FF /hushåll och år
	4	02290-51123	CV	Brittiska stränder	Åtgärdsprogram för att minska risk för sjukdom pga. bad	1995	WTP	12	GBP/person och år
	5	02290-12035	CV	Brittiska stränder	Åtgärdsprogram för att minska risk för sjukdom pga. bad	1997	WTP	36	GBP/hushåll och år
i.a.	86AS3	TCM	New Bedford hamn	Förlorat rekreativvärde/ökade resekostnader pga. PCB (bad, fiske)	1986	CS	3,1	USD /hushåll och år	
i.a.	02188-214439	TCM CV	Brittiska stränder	Bättre vatten vid befintliga stränder	1999	CS	7,8	GBP/person och år	

i.a. = inte använd

Källa: EVRI – Environmental value reference inventory www.evri.ca

Samtliga värden räknades som i tidigare fall om till dagens penningvärden, via köpkraftskompenserade växelkurser (www.oecd.org) och svenskt konsumentprisindex (www.scb.se). Ett hushåll antogs vidare i medeltal bestå av **2 betalningsvilliga** personer. För aggregeringen användes befolkningsdata från år 2004 (www.scb.se), och en inkomstkompensering skedde baserad på inkomst i Oskarshamns kommun jämfört med riksnittet.

Aggregeringen gjordes över tre bedömt rimliga geografiska avgränsningar; halva befolkningen i Oskarshamns tätort (6400 personer), hela tätortsbefolkningen (12800 personer) respektive hela kommunens befolkning (19800 personer).

Resultatet blev värden mellan ca 100 och 200 kronor per år och person, se **tabell 11**. Den aggregerade nyttan uppskattades från 0,5 till 3,8 miljoner SEK per år.

Tabell 11. Modifierade data och resultat för Oskarshamn, ökat rekreativvärde i hamnbassängen.

	WTP	Aggregering (SEK per år)		
	per person och år (SEK ₂₀₀₄)	Halva tätorten (SEK ₂₀₀₄)	Hela tätorten (SEK ₂₀₀₄)	Hela kommunen (SEK ₂₀₀₄)
3	197	1,2 miljoner	2,5 miljoner	3,8 miljoner
4	87	0,55 miljoner	1,1 miljoner	1,7 miljoner
5	129	0,82 miljoner	1,6 miljoner	2,5 miljoner

I samtliga använda primärstudier är resultatet ett användarvärde per år, som korresponderar till ett åtgärdsprogram av varierande längd. I detta fall är åtgärdsprogrammets längd 2-5 år varför det är rimligt att anta att samma betalningsvilja erhålls per år under dessa år. Nyttan påföljande år är så att säga inräknad i den i primärstudiernas uppgivna betalningsviljan.

Sammantaget har värdeöverföringen resulterat i att värdet av ökade rekreativmöjligheter genom framförallt bad i den inre delen av hamnbassängen har skattas enligt **tabell 12**. Värdeökningen gäller endast för åtgärdsalternativ S1, S2 och S5, vilket är de enda alternativ som innebär sanering i den inre hamnen.

Intervall av resulterande aggregerad betalningsvilja visar på osäkerheterna i värderingsmetoden och speciellt vikten av att göra ett korrekt val av antalet intressenter. På grund av risken för dubbelräkning är det troligt att en korrekt skattning av rekreativvärdet ligger i närheten av intervallens nedre gräns.

Tabell 12. Värdet av ökade möjligheter till rekreation i hamnområdet (Mkr per år under åtgärdsprogrammet).

Åtgärd	Nyttiggörande	Deponering
S1	U (0,5;3,8)	U (0,5;3,8)
S2	U (0,5;3,8)	U (0,5;3,8)
S3	-	-
S4	-	-
S5	U (0,5;3,8)	U (0,5;3,8)
S6	U (0,5;3,8)	U (0,5;3,8)

6.5 Värdet av att undvika framtida restriktioner för hamnverksamheten (B_{res})

Att inte genomföra saneringen skulle på sikt kunna äventyra hamnens befintliga verksamhet då verksamheten inte beviljas tillstånd eller påtvingas restriktioner, se även **kapitel 6.7**. En viktig faktor är också att kunna möjliggöra en flytt av Gotlandsterminalen längre ut i hamnbassängen, en åtgärd som skulle förbättra trafiksituationen i centrala Oskarshamn och vara av värde för de människor som reser mellan Gotland och Oskarshamn då tidsbesparingen skulle bli märkbar.

Det finns inga planer att inom överskådlig tid exploatera hamnområdet för nya verksamheter. Hamnen och verksamheter som hör till denna har dock högsta prioritet. En möjlig nytta som framförts är att det i framtiden skulle kunna finnas ett värde i att rederier väljer (måste välja) miljöcertifierade hamnar och att en sanering därmed skulle medföra att Oskarshamns hamn får en fördel jämfört med andra hamnar.

En mera påtaglig nytta är att om en sanering genomförs i hamnbassängen kommer man senare inte behöva göra separata miljöutredningar angående, eller sanering av, de förorenade sedimenten i samband med att någon ny verksamhet skall starta. Exempelvis behöver man enligt kapitlet om vattenverksamhet i Miljöbalken inte utföra en undersökning av sedimenten då dessa redan åtgärdats. Det finns i dagsläget mycket få planer om förändringar i hamnen, förutom en möjlig framtida hantering och upplag av bentonit för ett eventuellt slutförvar av utbränt kärnbränsle i Oskarshamnstrakten. Dessutom har en flytt av Gotlandsterminalen längre ut i hamnområdet länge diskuterats. Båda dessa förändringar skulle därmed vara förknippade med betydligt lägre kostnader om sedimenten saneras. Dessutom skulle flyttningen längre ut i hamnen innebära en tids- och bränslebesparing för Gotlandstrafiken.

Nyttan för dessa förändringar beskrivs här som värdet av de arbetstillfällena som finns i direkt anslutning till hamnens verksamhet. Det arbetar ca 160 personer på Oskarshamns hamn AB (55), Destination Gotland (15 årsanställda, varav ca 30 på sommar och 5 på vintern), Oskarshamnsvarvet Sweden AB (90 personer varav 60 på varvet och ytterligare 30 i direkt anslutning till varvet). Det går att hävda att de 160 personerna som arbetar i hamnverksamhet indirekt sysselsätter fler personer på annat håll (exempelvis transportörer, speditörer mm), samtidigt som det inte är troligt att exempelvis varvets anställda skulle behöva påverkas särskilt mycket av restriktioner i hamnbassängen.

Om inte saneringen genomförs kommer detta exempelvis att kunna leda till att hamnen får restriktioner med avseende på båt rörelser. Detta i sin tur kan i värsta fall medföra att människor som arbetar i hamnverksamheten kan förlora sina arbeten. Om dessa människor skulle bli arbetslösa motsvarar detta en kostnad på ca 255 000 kr per person och år vilket i ett värsta fall skulle ge en kostnad på ca 41 Mkr per år. Troligtvis skulle en del av dessa arbetstillfällen erbjudas andra människor om exempelvis Gotlandstrafiken skulle gå på en annan hamn.

Gotlandstrafiken genererar också en intäkt från genomfartsresenärer som tidigare beräknats till 12,7 MKr på 360 000 resenärer 1997. På dagens ca 400 000 resenärer uppskattas denna till 15 MKr per år. Totalt uppskattas den sammanlagda ”undvikandekostnaden” bli maximalt ca 56 Mkr. Av olika skäl är det inte troligt att hela kostnaden uppstår. Exempelvis kommer varvsverksamheten troligtvis att påverkas marginellt. I analysen har uppskattats att mellan 10 och 40 % av denna kostnad kan uppstå. En ytterligare osäkerhet är att det är svårt att uppskatta under hur lång tid kostnaderna för restriktioner skulle finnas. I analysen har det antagits vara rimligt att kostnaden skulle finnas under en period av mellan 1 och 20 år, med ett roligaste värde på 5 år. Den statistiska fördelningen för tidsperioden kan därmed uttryckas som T(1;5;20).

Tabell 13. Värdet av att undvika framtida restriktioner för hamnverksamheten (Mkr per år under maximalt en 20-årsperiod).

Åtgärd	Nyttiggörande	Deponering
S1	U (5,6; 22)	U (5,6; 22)
S2	U (2,5; 10)	U (2,5; 10)
S3	U (2,5; 10)	U (2,5; 10)
S4	U (2,5; 10)	U (2,5; 10)
S5	U (2,5; 10)	U (2,5; 10)
S6	U (5; 20)	U (5; 20)

6.6 Ökat markvärde (B_{mv})

Ett åtgärdsförslag innebär att nya kajområden (delområde 6 och 7) skapas av deponerade och stabiliserade sediment. Dessa ytor kommer då att bli tillgängliga uppläggningsytor för hamnverksamheten. Det ökade markvärdet kan i dessa sammanhang uppskattas till ca 50-500 kr/m². Den sammanlagda arean för dessa områden är ca 133 000 m².

Av samma anledning kan markvärdet vid Bräd- och Badholmen öka om området görs mer attraktivt med badplats och möjligheter till fiske. Fler verksamheter skulle då kunna etableras i området. Denna möjliga verksamhetsutveckling ingår i det ökade rekreativsvärdet. Den skattade ökningen av markvärdet redovisas i **tabell 13**. Det antas att det förhöjda markvärdet fördelas jämnt över en 10-årsperiod.

Det ökade värdet med alternativ deponering i monocell på land innebär inget ökat markvärde. Den troligaste värdeökningen ligger på ca 15 MKr beroende på att det idag inte råder någon direkt brist på upplagsytor i hamnområdet. Ett högre markvärde skulle erhållas om det senare anläggs en riktig kaj utmed upplagsytorna (kostnad ca 100-120 000 kr/meter) samt finns en säker användning för ytorna i framtiden (exempel för mottagning/förvaring av bentonit till slutförvaringen av kärnbränsle). De nyttiggjorda ytorna har antagits vara lika för samtliga alternativ.

Tabell 13. Värdet ökat markvärde vid nyttiggörande av område 6 och 7 (totalt Mkr i femtio år).

Åtgärd	Nyttiggörande	Deponering
S1	T (6,6 ;15 ;66)	-
S2	T (6,6 ;15 ;66)	-
S3	T (6,6 ;15 ;66)	-
S4	T (6,6 ;15 ;66)	-
S5	T (6,6 ;15 ;66)	-
S6	T (6,6 ;15 ;66)	-

6.7 Värdet av ett minskat juridiskt ansvar (B_{ja})

Idag medför de förorenade sedimenten i hamnbassängen att den miljöjuridiska prövningen av hamnverksamheten (Sveriges hamnar skall genomgå miljöprövning under 2005) inte kan genomföras. Av samma anledning kan inte en önskad flyttning av Gotlandsterminalen genomföras innan beslut har fattats om hur de förorenade sedimenten skall hanteras. Det juridiska ansvaret för att komma vidare med miljöprövning och detaljplan vilar på kommunen och det kommunala bolaget Oskarshamns hamn AB. Det är svårt att uppskatta värdet av det minskade juridiska ansvaret. Det juridiska ansvaret kan ge upphov till kostnader ifall inte miljöprövningarna kan genomföras inom rimlig tid, se vidare nedan under rubrik "ekonomiska projektrisker för problemägaren".

6.8 Värdet av ett ökat förtroende för problemägaren (B_{pr})

Om saneringsåtgärder genomförs kommer detta med stor sannolikhet att medföra ett ökat förtroende för kommunen. Åtgärderna visar att kommunen engagerat sig mycket för medborgarna och lyckats lösa ett gammalt miljöproblem. En sanering skulle också kunna tänkas ge ett ökat förtroende även utanför kommunen och på så vis ha en positiv inverkan på "varumärket Oskarshamn". I Sverige är Oskarshamns kommun känt för undersökningar och forskning kring kärnkraft samt hamnverksamheten med Gotlandstrafiken. Om eventuella restriktioner i hamnbassängen genomförs och detta indirekt påverkar Gotlandstrafiken negativt kommer kommunens varumärke att kunna skadas.

Att uppskatta värdet av att undvika en negativ påverkan på varumärket är mycket svårt och det finns idag mycket lite erfarenhet kring hur en sanering av ett förorenat hamnområde kan påverka problemägarens förtroende. I en kostnads-nyttoanalys bör effekten av ökat förtroende, inklusive förhöjt värde på varumärket, så långt möjligt uttryckas i termer av reala resurser. Ett exempel på detta är att åtgärder leder till att ökad arbetslöshet i kommunen undviks. Denna effekt finns dock med under faktorn *Värdet av att undvika framtida restriktioner för hamnverksamheten (B_{res})* och tas därför inte med här eftersom detta skulle innebära en dubbelräkning.

Ett ökat förtroende kan möjligen också uttryckas i termer av en ökad välfärd för boende i kommunen genom ökad självkänsla och "något som väcker positiv uppmärksamhet". En subjektiv skattning av värdet av ökat förtroende har gjorts av kommunen, baserat på:

1. Vad man anser att andra förtroendehöjande insatser, exempelvis en byggnation av en ny simhall, medfört för välfärdsförbättringar i kommunen.
2. Vad man anser att en sanering skulle betyda för varumärket Oskarshamn med avseende på möjligheter till ökat intresse för investeringar och inflyttning till kommunen.

Skattningarna redovisas i **tabell 14**.

Tabell 14. Värdet av ökat förtroende för problemägaren (Mkr fördelat under 5-30 år).

Åtgärd	Nyttiggörande	Deponering
S1	U (5; 80)	U (5; 80)
S2	T (2,5; 35)	T (2,5; 35)
S3	U (2,5; 25)	U (2,5; 25)
S4	U (2,5; 25)	U (2,5; 25)
S5	U (2,5; 25)	U (2,5; 25)
S6	U (5; 80)	U (5; 80)

6.9 Värdet av reducerade arbetsmiljörisker för anställda i området (R_a)

Det finns idag inga arbetsmiljörisker för anställda under normala omständigheter. Det är endast i samband med grävnings- eller muddringsarbeten som arbetsmiljörisker kan förekomma.

6.10 Kostnader för genomförande av åtgärden, inklusive eventuell transport och deponering (C_g)

I **tabell 15** anges skattade entreprenadkostnader för respektive alternativ. Vid beräkningarna har normalfördelningar använts med angivna 5- och 95-percentiler utifrån de kostnadsskattningar som redovisas i O-hamn 2004:21. I de angivna kostnaderna ingår kostnader för undersökning och projektering, kapitalkostnader, genomförande, transport, deponering, uppföljning och kontroll. Detta innebär således att posterna C_u , C_k , och C_m från *ekv. 5* inkluderats genomförandekostnaden C_g . De skattade kostnaderna har fördelats över den förväntade genomförandetiden på 2-5 år och diskonterats.

Tabell 15. Skattade totala åtgärds-kostnader. (Minsta = 5-percentilen av skattad kostnad, Högsta = 95-percentilen av skattad kostnad). (Ur O-hamn 2004:21).

Åtgärdsalt. 1 o 6 åtgärdsnivå 2-5	Muddrade delområden; mängd upptagen sediment	Metod	Minsta ¹ (MKR)	Mest trolig (MKR)	Högsta ¹ (MKR)
1	1-25 (ej del av 6,7) 700000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	415	430	475
1	1-25 (ej del av 6,7) 700000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	375	390	430
1	1-25 773000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	415	435	480
1	1-25 773000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	375	390	435
2	1-3, del av 6 och 7, 9-13, 17, 25 329000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	255	265	295
2	1-3, del av 6 och 7, 9-13, 17, 25 329000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	225	235	260
2	1-3, 6-7, 9-13, 17, 25 402000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	275	290	320
2	1-3, 6-7, 9-13, 17, 25 402000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	245	255	285
3	del av 6 och 7, 8-13, 18, 21, 24-25 398000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	280	290	320
3	del av 6 och 7, 8-13, 18, 21, 24-25 398000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	245	255	285
3	6-13, 18, 21, 24-25 471000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	300	315	345
3	6-13, 18, 21, 24-25 471000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	265	280	310
4	del av 6 och 7, 9-13, 18, 21-25 304000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	240	255	275
4	del av 6 och 7, 9-13, 18, 21-25 304000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	210	220	240
4	6-7, 9-13, 18, 21-25 377000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	260	275	300
4	6-7, 9-13, 18, 21-25 377000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	230	240	265
5	1-3, del av 6 och 7, 8-10 349000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	265	280	305
5	1-3, del av 6 och 7, 8-10 349000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	235	245	270
5	1-3, 6-10 422000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	290	305	330
5	1-3, 6-10 422000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	255	265	290
6	del av 2, 3, 6 och 7, 4-5, 8-13, 18, 21-25 549000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	345	360	395
6	del av 2, 3, 6 och 7, 4-5, 8-13, 18, 21-25 549000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering i hamn	305	320	355
6	del av 2 och 3, 4 -13, 18, 21-25 622000 m ³	Sugmuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	370	390	430
6	del av 2 och 3, 4 -13, 18, 21-25 622000 m ³	Grävuddring - fysikalisk stabilisering - deponering utanför hamn	335	350	385

I O-hamn 2004:21 beskrivs att en kombination av sug- och grävuddring med en fördelning på 25% suguddring och 75% grävuddring är det mest realistiska utförandet av muddringarna. Denna uppgift har använts i beslutsanalysen och genomförandekostnaderna har därmed skattats som viktade summor av sug- och grävuddring. Utifrån de uppgifter som anges i O-hamn 2004:21 har genomförandekostnaderna för varje åtgärdsalternativ i därmed beräknats enligt:

$$C_{gi} = 0.75 \cdot C_{ggi} + 0.25 \cdot C_{gsi} \quad (\text{ekv. 11})$$

där C_{ggi} = genomförandekostnaden med enbart grävuddring
 C_{gsi} = genomförandekostnaden med enbart suguddring

6.11 Ekonomiska projektrisker för problemägaren (R_p)

Ekonomiska projektrisker i samband med saneringen har befunnits bestå av kostnader till följd av arbetsskador. Statistik från Arbetsmiljöverket visar att det under perioden 1997-2001 inträffade 8 arbetsolycksfall under muddringsarbete i Sverige. Olycksfallen resulterade i 228 sjukdagar. Antag 25 personer per år, vilket innebär att det sker 8 arbetsolycksfall per 125 arbetsår. Vid en saneringstid i Oskarshamn på mellan 2-5 år och där mellan 5-10 personer arbetar kontinuerligt innebär detta mellan 10-50 arbetsår. Detta skulle innebära ett förväntat antal olycksfall på mellan 0,64 och 3,2 under saneringstiden. Den förväntade sjukdomstiden är $228/8 = 28,5$ dagar. Detta innebär ett förväntat antal sjukdagar på 18,2-91,2 dagar. En månads bortavaro bedöms kosta ca 50 000 kr, och en dags frånvaro i storleksordningen 2500 kr. Kostnaderna för arbetsskador till följd av saneringen sammanfattas i **tabell 16**.

Tabell 16. Ekonomiska projektrisker för problemägaren, kommunen (Mkr per år).

Åtgärd	Nyttiggörande	Deponering
S1	U (0,045;0,25)	U (0,045;0,25)
S2	U (0,02;0,12)	U (0,02;0,12)
S3	U (0,02;0,12)	U (0,02;0,12)
S4	U (0,02;0,12)	U (0,02;0,12)
S5	U (0,02;0,12)	U (0,02;0,12)
S6	U (0,045;0,25)	U (0,045;0,25)

6.12 Ökade miljörisker i samband med åtgärden (R_{ms})

Muddringsarbetet kommer att kräva skyddsanordningar för att reducera spill och spridning av föroreningar i vattenmassan. För de åtgärdsförslag som presenterats kommer sannolikt ändå viss spridning att kunna ske, se **figur 12** nedan där dubbla geotextilier använts.



Figur 12. Avskärmning med dubbla geotextilier, Järsla sjö i Stockholm.

Det finns inga uppgifter om omfattningen på det förväntade spillet i samband med åtgärden. Om exempelvis dubbla geotextilier används kommer risken för spridning att minska avsevärt. Det bör ändå poängteras att vågor och vindförhållanden kan medföra att det blir svårt att hålla geotextilskärmarna på plats. En muddrad yta kommer naturligtvis att återkontamineras inom det avspärrade området, särskilt gäller detta i de mycket lösa övre lagren av sedimenten i hamnbassängen. Det förorenade sedimentet som återkontaminerar bottenytan kommer att kunna spridas på samma sätt som de förorenade sedimenten sprids i nuläget.

Det finns inte några entydiga indikationer på eventuella kompensationsåtgärder som muddringsarbetet kommer att medföra. Gissningsvis kommer en vegetationskartering att kunna krävas då bl.a. blåstångsbestånd kommer att försvinna från hamnområdet. Blåstången är viktig och tar lång tid innan den återkolonialisera den muddrade botten. Det finns exempel på miljödomar där man krävt att blåstång skall planteras in i områden som muddrats i Stockholms och Blekinge skärgård. En uppskattning av kostnaderna för kompensationsåtgärder i Oskarshamn bedöms ligga mellan 0,5 Mkr och 1,5 Mkr, med en trolig kostnad på 1 Mkr för alternativ 1 och något lägre för övriga alternativ. Det är troligt att deponering av sediment i hamnområdet innebär en något högre risk för miljön än deponering på land.

Muddrings- och transportarbetet kommer också bl.a att medföra utsläpp av växthusgaser. Alternativ 1 innebär betydligt mer utsläpp än övriga alternativ. Deponering av förorenat sediment i monocell innebär i alternativ 1 ett betydligt större transportarbete än vid nyttiggörande av sedimenten. Därmed är också utsläppen av växthusgaser och partiklar högre vid deponering högre än i de andra alternativen. Skattningarna av värdet av ökade miljörisker redovisas i **tabell 17**.

Tabell 17. Ökade miljörisker i samband med åtgärden (Mkr totalt).

Åtgärd	Nyttiggörande	Deponering
S1	T (0,5;1;1,5)	T (0,4;0,8;1,2)
S2	T (0,3;0,5; 0,7)	T (0,2; 0,4; 0,6)
S3	T (0,3;0,5; 0,7)	T (0,2; 0,4; 0,6)
S4	T (0,3;0,5; 0,7)	T (0,2; 0,4; 0,6)
S5	T (0,3;0,5; 0,7)	T (0,2; 0,4; 0,6)
S6	T (0,5;1;1,5)	T (0,4;0,8;1,2)

6.13 Ökade hälsorisker i samband med åtgärden (R_{hs})

Muddringsarbetet innebär utsläpp av avgaser i hamnområdet. Om de muddrade volymerna skall transporteras med lastbil till deponi på land i Oskarshamns närhet innebär detta ett ökat utsläpp av avgaser i staden. Antalet transporter med lastbil och släp (ca 30 m³) uppskattas till ca 25 000 st mellan hamnområdet och en framtida deponi för sedimenten (vid en volym av 350 000 m³ sediment). De ökade luftutsläppen innebär en ökning av partiklar och föroreningar som är negativa för hälsan. Det är möjligt att räkna på hälsoriskerna och ökad risk för luftvägssjukdomar. Dessa beräkningar har inte varit möjliga att genomföra inom denna studie. Beräkningarna kräver underlag i form av haltberäkningar och befolkningstäthet i anslutning till hamnområdet och transportvägen till deponin mm.

6.14 Ökade olycksrisker i samband med transporter av föroreningar (R_{tr})

De förorenade sedimenten innebär ingen större risk för omgivningen om de skulle frigöras i samband med en trafikolycka mellan hamnområdet och deponin. Det kommer däremot att kunna ske "vanliga lastbilsolyckor" då det är ett relativt omfattande transportarbete som kommer att genomföras. Om det uppskattas att deponin kommer att ligga inom 2 mil (avstånd varierar från ca 1 till 3 mil för tänkbara deponeringsplatser, se O-hamn 2004:3) från hamnområdet ger detta ett transportarbete på ca 190 000 mil. En bedömning av olyckskvoten, dvs antalet olyckor per miljon fordonskilometer (ur *Vägverkets publikation 98:064*) ligger på ca 1,2 (50 km/h) till 1,5 (30 km/h). Det innebär att man kan förvänta sig i storleksordningen två olyckor med lastbil under den aktuella entreprenadtiden. Att värdera människoliv är en omöjlig uppgift, men sett ur ett samhällsekonomiskt perspektiv ansätter man i olika sammanhang ett fast pris på ett s.k statistiskt människoliv. Det värde som Vägverket använder sig av vid planering av trafiksäkerhet ligger på ca 15 MKr (SIKA 1999). Värdet baseras på vad man är beredd att investera i säkerhet för att undvika att människor dör i trafiken. I en kommentar till SIKAs utredning framfördes synpunkter på att värderingen skulle kunna uppgå till 20 Mkr. Vi antar därför att ett människoliv är värderat till 15-20 MKr och att skadan inte innebär dödsfall utan en allvarlig skada som kostar samhället ca 0,5-8 MKr. Ökade olycksrisker i samband med åtgärden redovisas i **tabell 18**.

Tabell 18. Ökade olycksrisker i samband med åtgärden (Mkr totalt).

Åtgärd	Nyttiggörande	Deponering
S1	-	T (1;3;8)
S2	-	T (0,5;1,5;4)
S3	-	T (0,5;1,5;4)
S4	-	T (0,5;1,5;4)
S5	-	T (0,5;1,5;4)
S6	-	T (1;3;8)

6.15 Ökade miljörisker vid platsen för deponering av förorenade massor (R_{de})

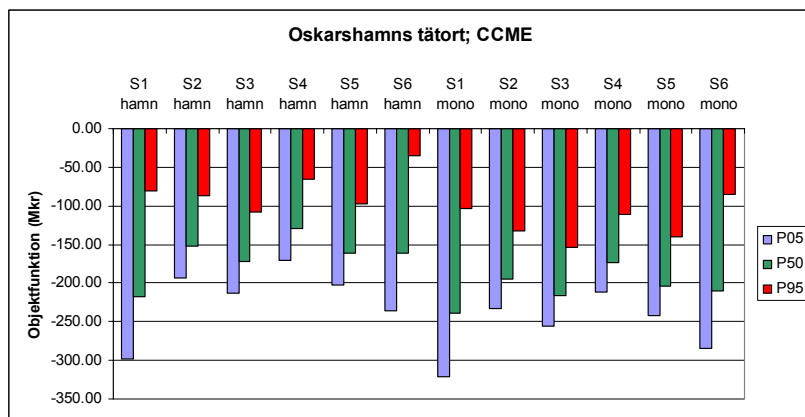
Det är svårt att kontrollera om det förekommer läckage ifrån utfyllnader i område 6 och 7 och risken får betraktas som större än vid deponering i monocell på land. Det finns en större erfarenhet av att anlägga deponier på land än motsvarande invallningar i vattnet. Det kommer att vara mer kostsamt att säkerställa deponin med nyttiggörande av sediment samt vara dyrare om reparationer skall utföras. Av denna anledning värderas de ökade miljöriskerna högre vid nyttiggörandet, kostnaden för detta uppskattas ligga mellan 50 000 kr-250 000 kr, se vidare **tabell 19**.

Tabell 19. Ökade miljörisker vid platsen för deponering av förorenade massor (Mkr per år).

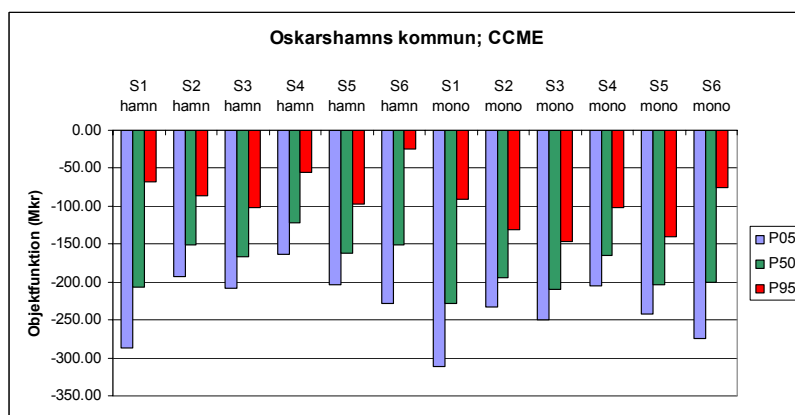
Åtgärd	Nyttiggörande	Deponering
S1	T (0,05; 0,1; 0,25)	-
S2	T (0,02; 0,05; 0,1)	-
S3	T (0,02; 0,05; 0,1)	-
S4	T (0,02; 0,05; 0,1)	-
S5	T (0,02; 0,05; 0,1)	-
S6	T (0,05; 0,1; 0,25)	-

7 Beslutsanalysens resultat

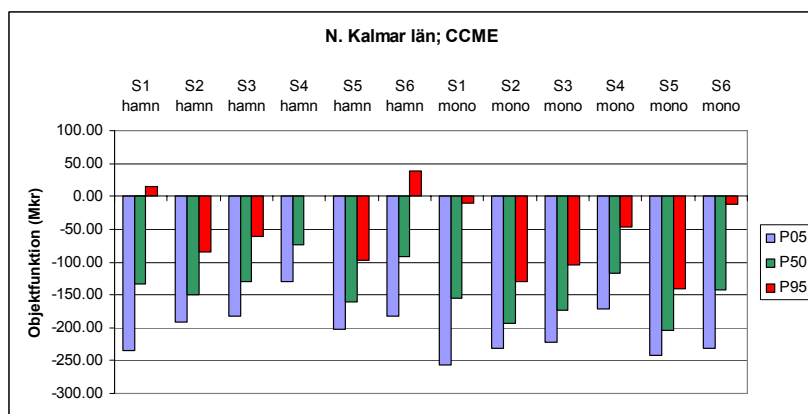
I *figur 13-22* redovisas beräkningarna av objektfunktionen för de sex åtgärdsalternativen för deponering i hamn respektive i monocell, för de fem olika intresseområdena samt för de två olika riktvärdena. Mera fullständiga beräkningsresultat redovisas i *bilagorna 1-4*.



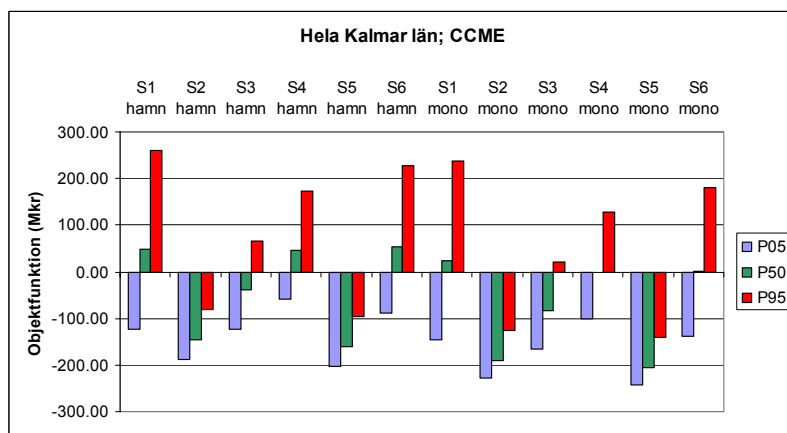
Figur 13. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Oskarshamns tätort och riktvärdet CCME PEL Marin.



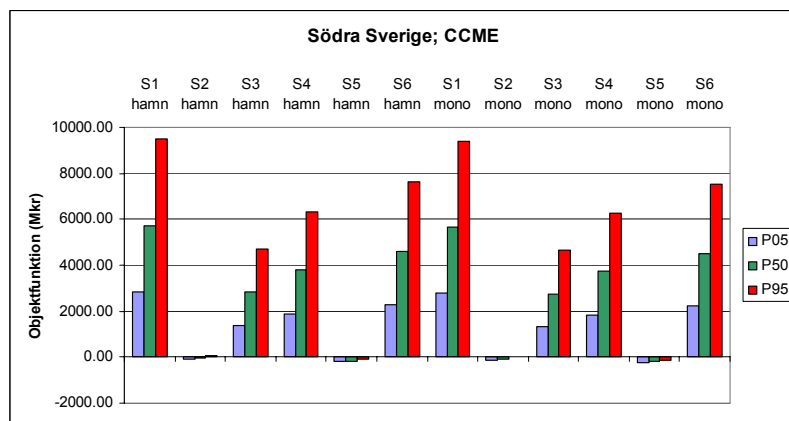
Figur 14. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Oskarshamns kommun och riktvärdet CCME PEL Marin.



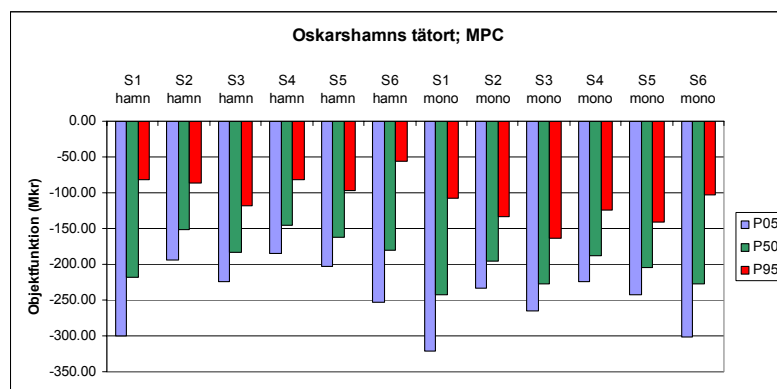
Figur 15. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Norra Kalmar län och riktvärdet CCME PEL Marin.



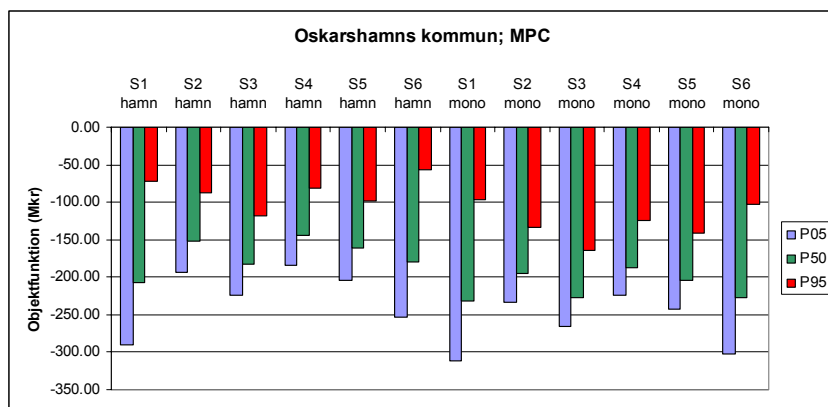
Figur 16. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Hela Kalmar län och riktvärdet CCME PEL Marin.



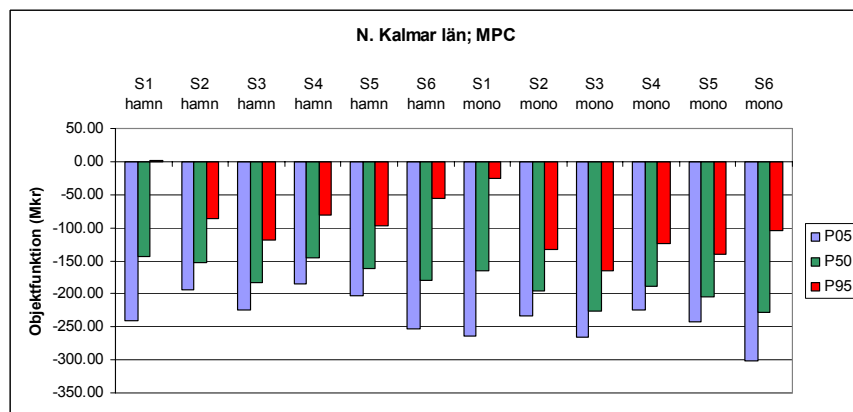
Figur 17. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Södra Sverige och riktvärdet CCME PEL Marin.



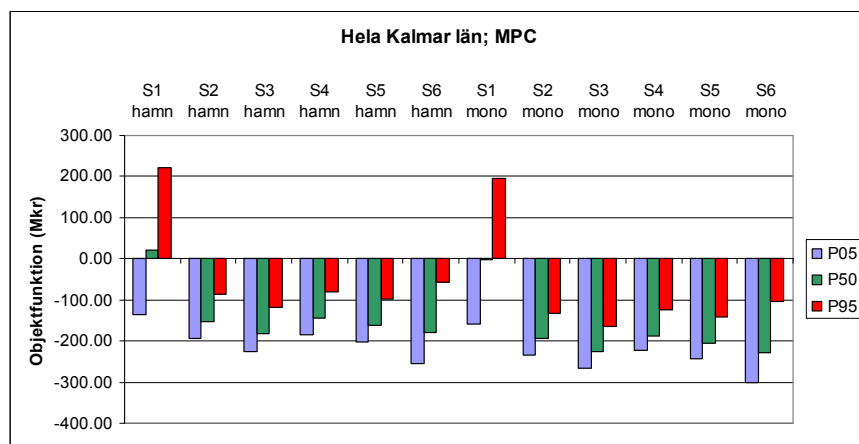
Figur 18. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Oskarshamns tätort och riktvärdet MPC.



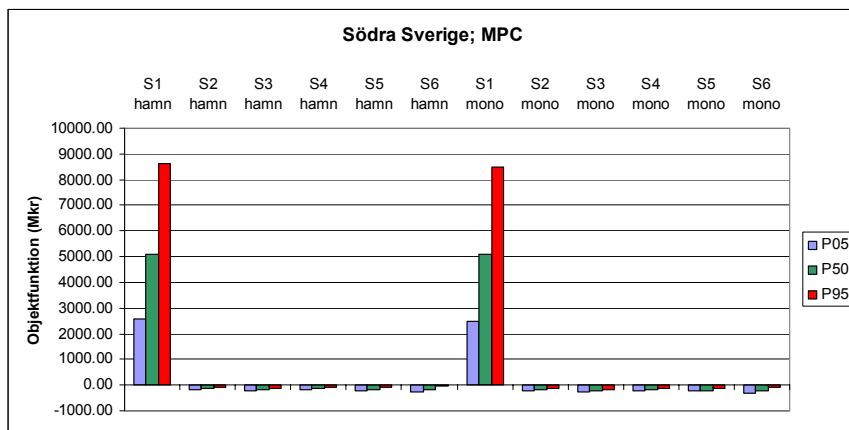
Figur 19. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Oskarshamns kommun och riktvärdet MPC.



Figur 20. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Norra Kalmar län och riktvärdet MPC.

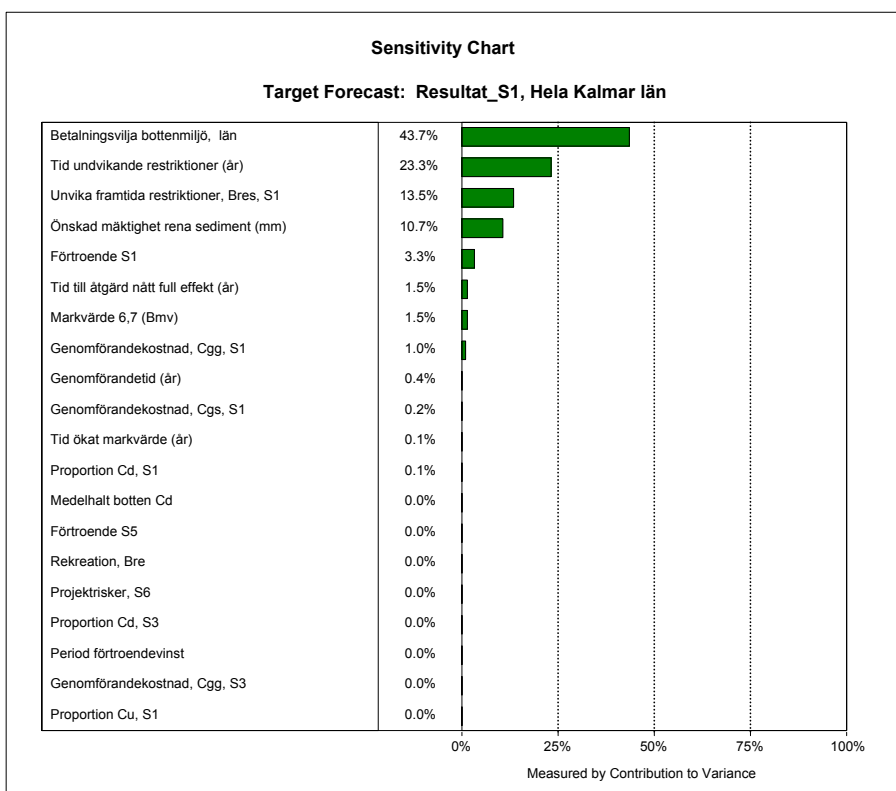


Figur 21. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Hela Kalmar län och riktvärdet MPC.



Figur 22. Objektfunktionen (P05, Median och P95) för intresseområde Södra Sverige och riktvärdet MPC.

Som framgår av figurerna ovan krävs för såväl deponering i hamn som för deponering i monocell på annan plats att det finns ett regionalt eller större intresseområde för att åtgärderna skall uppvisa ett positivt samhällsekonomiskt resultat, jämfört med 0-alternativet. Figurerna visar också att resultaten uppvisar stora osäkerheter. Vid känslighetsanalys av simuleringarna, vilket ges exempel på i **figur 23**, kan konstateras att de mest osäkra faktorerna är värderingen av miljönyttan samt faktorer som rör värdering av den framtida hamnverksamheten och de restriktioner i denna som eventuellt kan undvikas. Utifrån beslutsanalysen är det därför i första hand för dessa faktorer fördjupade studier borde utföras.



Figur 23. Exempel på känslighetsanalys.

8 Värdering av åtgärdernas kostnadseffektivitet

Som ett komplement till den samhällsekonomiska beslutsanalysen har en översiktlig värdering av åtgärdernas kostnadseffektivitet utförts. Denna värdering har som en jämförelse av kostnaderna för reduktionen av förorenings-spridningen från Oskarshamns hamn till andra skyddsobjekt med kostnaderna för att uppnå samma reduktion av föroreningsbelastningen på Östersjön genom att förbättra befintliga industriella reningsanläggningar i Sverige. I analysen har således antagits att industriella utsläpp i Sverige idag sker via reningsanläggningar. Kostnaderna för sanering i Oskarshamns hamn har därför jämförts med marginalkostnaden för att ta bort ytterligare föroreningar vid befintliga reningsanläggningar.

Det har varit förknippat med mycket stora svårigheter att få tillförlitliga uppgifter om reningskostnader för de aktuella föroreningarna. Inom kommun och industri finns inte dessa typer av uppgifter, varför nya skattningar har behövt genomföras. Det har inom ramen för projektet inte varit möjligt att göra detaljerade skattningar och värderingen av åtgärdernas kostnadseffektivitet är därmed behäftad med en stor osäkerhet. Vid värderingen har antagits att befintlig anläggning för kemisk fällning kompletteras med utrustning för reduktion via jonbytesprocesser. Även om anläggningskostnaderna för detta är låga, blir marginalkostnaden hög på grund av de låga halterna efter den kemiska fällningen. Marginalkostnaden har skattats av Aqua Consult till 1000-3000 kr/kg för de aktuella föroreningarna.

Värderingen av åtgärdernas kostnadseffektivitet, N , har gjorts för varje åtgärdsalternativ i enligt följande:

$$N_i = C_r \cdot M_{tot} \cdot (1 - P_{i50}) - C_i \quad (\text{ekv. 11})$$

där: C_r = marginalkostnaden för rening i befintliga reningsanläggningar (kr/kg)

M_{tot} = mängd föroreningar som finns i hamnens sediment (kg)

P_{i50} = medianvärdet för andelen kvarvarande förorening efter åtgärd i

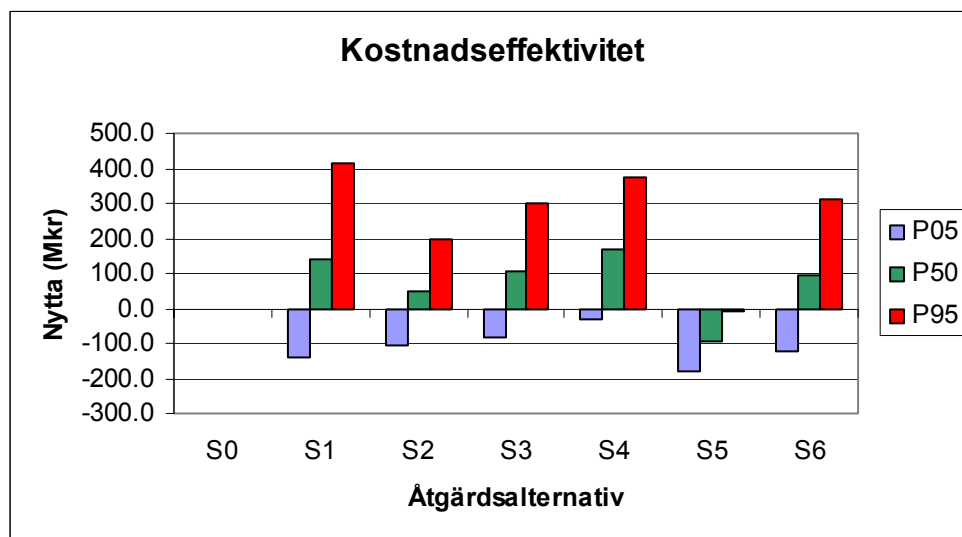
C_i = åtgärdens genomförandekostnad (kr)

Vid beräkningarna har reningskostnaden diskonterats med en ränta på 2 % över en tidshorisont på 185 år, vilket motsvarar den förväntade tiden för uttransport av samtliga metallföroreningar från hamnen. Detta baserat på de beräkningar av föroreningstransporten som utförts inom projektet (se O-hamn 2004:7 och 2004:21) samt med antagandet att föroreningstransporten fortgår med samma intensitet tills alla föroreningar som lämnas kvar efter respektive åtgärd har transporterats bort.

Vid beräkningarna har hänsyn taget till de osäkerheter som råder för marginalkostnaden för rening i befintliga reningsanläggningar samt åtgärdernas genomförandekostnader. Liksom för de simuleringar som genomförts i beslutsanalysen har normalfördelning använts med $N(P05;P95)$ med de i **tabell 15** redovisade 5- och 95-percentiler för genomförandekostnaderna. Beräkningarna har gjorts för alternativen med deponering i hamnen. För marginalkostnaden har också en normalfördelning använts med $N(P05;P95) = N(1000;3000)$ kr/kg.

I **figur 24** redovisas resultaten av värderingen av åtgärdernas kostnadseffektivitet. Figuren indikerar att sanering i hamnen kan vara kostnadseffektivt jämfört med att utföra samma reduktion av föroreningsbelastningen på Östersjön genom förbättrad rening i befintliga anläggningar. Åtgärdsalternativ $S1$ och $S4$ framstår som de mest kostnadseffektiva, medan alternativ $S5$ med stor

sannolikhet inte är kostnadseffektivt. Osäkerheterna i beräkningarna är stora, främst beroende på osäkerheter för marginalkostnaden för rening i industrin, men även för genomförandekostnaderna för åtgärdsalternativen.



Figur 24. Åtgärdsalternativens kostnadseffektivitet baserat på jämförelse med marginalkostnaden för rening av aktuella föroreningar vid befintliga reningsanläggningar i Sverige.

9 Slutsatser och rekommendationer

Utifrån den genomförda beslutsanalysen och värderingen av åtgärdernas kostnadseffektivitet har följande huvudsakliga slutsatser dragits:

- De föroreningar som sprids från hamnbassängen ger inte upphov till några tydliga negativa miljöeffekter utanför hamnområdet. Hälsoriskerna bedöms utifrån genomförda utredningar vara mycket små. Detta innebär att nyttan av en sanering med avseende på mätbara reduktioner av miljörisker och miljörelaterade hälsorisker kan förväntas vara begränsad. Beslutsanalysen indikerar också att det måste finnas andra betydande nyttor, förutom de rent miljömässiga, för att samhällsekonomiskt motivera de höga saneringskostnaderna för de föreslagna åtgärdsalternativen.
- Valet av kriterium för vad som är en önskvärd risknivå för miljö och människa har stor betydelse för analysens utfall. För att belysa detta gjordes i analysen beräkningar av reduktionen av sannolikheten för att tre olika riktvärden skulle överskridas inom grunda fjärdar och ackumulationsbottnar efter genomförda åtgärder. För det högst ställda kravet (CCME ISQG) indikerar beräkningarna att inte någon av åtgärderna kan uppfylla detta kriterium. I beslutsanalysen användes därför de lägre ställda kraven CCME PEL och RIVM MPC, vilket skulle kunna innebära att miljönyttan med åtgärderna överskattas.
- I beslutsanalysen värderas miljöåtgärderna efter de välfärdsförbättringar åtgärderna innebär för människor. Välfärdsförbättringarna mäts i form av människors betalningsvilja att uppnå en specifik miljöförbättring. Med ett snävt lokalt perspektiv - eller intresseområde - där endast människor i Oskarshamns tätort eller kommun antas vara berörda av en miljöförbättring, blir betalningsviljan för miljöförbättringarna totalt sett mycket låg för projektet. Med ett lokalt perspektiv uppvisar därmed samtliga åtgärdsalternativ ett negativt ekonomiskt utfall och inget alternativ kan därmed betraktas som samhällsekonomiskt lönsamt.
- Om intresseområdet är Oskarshamns tätort, Oskarshamns kommun eller norra Kalmar län, framstår alternativ *S4: Prioritering utifrån spridningspotential förutsatt begränsad fartygstrafik i inre hamnen* som det minst ofördelaktiga, men kan inte betraktas som samhällsekonomiskt lönsamt. Alternativet är billigast men innebär ändå en viss miljönytta i form av minskad sannolikhet för skador på ekologiska system inom ackumulationsbottnar.
- Det krävs ett regionalt intresseområde av minst Kalmar läns storlek, rörande antalet människor som kan tänkas vilja betala för en miljöförbättring till följd av en sanering i Oskarshamn, för att någon av åtgärderna skall uppvisa ett positivt samhällsekonomiskt utfall.
- Om intresseområdet utgörs av hela Kalmar län, blir åtgärdsalternativ *S1: Åtgärda alla sediment* det mest fördelaktiga av de beskrivna åtgärderna. För ännu större intresseområden, dvs. än högre total högre total betalningsvilja för åtgärderna, blir alternativ *S1* än mera fördelaktigt.
- I beslutsanalysen har antagits att det kan uppstå mätbara förbättringar på ackumulationsbottnar inom både grunda fjärdar och på större djup utanför hamnen. Detta innebär att nyttan med åtgärder i viss mån överskattas eftersom de djupa bottnarna är idag till stor del syrefria och förbättringar för ekologiska system till följd av en sanering sannolikt endast kan bli mätbar om bottnarna syresätts.
- Beräkningarna av objektfunktionen (det totala ekonomiska utfallet) för de olika åtgärdsalternativen är osäkra. Vid känslighetsanalyser av beräkningarna konstateras att den

största inverkan på osäkerheten har faktorer som rör huruvida den framtida hamnverksamheten är beroende av att saneringar utförs samt värdet på de vattenområden som påverkas av förorenings-spridning från hamnen. Beslutsanalysen indikerar därmed att vid eventuella fortsatta studier är det i första hand dessa faktorer som bör analyseras mera noggrant.

- Vid en värdering av åtgärdernas kostnadseffektivitet med avseende på reningskostnaderna per kg förorening i Oskarshamn jämfört med förbättrad industriell rening i Sverige, kan flera av de föreslagna saneringsåtgärderna i Oskarshamn hamn vara kostnadseffektiva. Åtgärdsalternativet *S5: Prioritering utifrån mängden kadmium i åtgärdade massor* kan dock inte förväntas vara kostnadseffektivt. Analysen indikerar att åtgärdsalternativ *S1: Åtgärda alla sediment* och *S4: Prioritering utifrån spridningspotential förutsatt begränsad fartygstrafik i inre hamnen* framstår som de mest kostnadseffektiva jämfört med förbättrad industriell rening.

Sammantaget indikerar beslutsanalysen att det endast är om intresseområdet för miljöförbättringarna i Oskarshamns är mycket stort som det går att nå ett positivt samhällsekonomiskt resultat med någon av åtgärderna. Analysen visar också att andra nyttor än de rent miljömässiga sannolikt bör vara stora för att motivera något av de föreslagna saneringsalternativen. Att åtgärderna skulle vara av större regionalt eller nationellt intresse är sannolikt svårt att motivera med hänsyn till att:

- det finns ett stort antal förorenade områden både i regionen och i Sverige och att människors vilja att betala för miljöförbättringar i ett större perspektiv då skall fördelas på flera områden, och
- det går inte att koppla åtgärder i Oskarshamn till mätbara miljöförbättringar för Östersjön.

Samtidigt som beslutsanalysen indikerar att det kan vara svårt att ur samhällsekonomisk synvinkel motivera åtgärderna så indikerar analysen av åtgärdernas kostnadseffektivitet att flera av åtgärderna är kostnadseffektiva jämfört med att förbättra reningskapaciteten inom industrin för de aktuella föroreningarna. Reningskostnaderna inom industrin är ett mått på vad andra aktörer i samhället måste betala för att rena dessa föroreningar. För att långsiktigt åstadkomma minskad spridning av de aktuella föroreningarna skulle det därmed vara mera kostnadseffektivt att genomföra åtgärder i Oskarshamn än att utöka den industriella reningen. Det skall betonas att denna jämförelse inte säger något om huruvida åtgärderna är samhällsekonomiskt lönsamma eller ej.

Den genomförda studien innebär att de olika åtgärdsalternativen och deras effekter analyserats ur ett flertal aspekter – exempelvis med hänsyn till olika åtgärder, olika deponering av de förorenade sedimenten, olika perspektiv på värdering av miljönyttan och kostnadseffektivitet. Beslutsanalysen är utförd med hänsyn till vad som kan tänkas vara mätbara förbättringar och inte med hänsyn till politiskt eller på andra sätt utformade mål.

Utifrån den genomförda studien kan inte en sanering av Oskarshamns hamn med någon av de föreslagna åtgärderna entydigt rekommenderas. De mycket höga kostnaderna och svårigheterna att visa samhällsekonomisk lönsamhet innebär att man för att åstadkomma en rimlig hushållning med samhällets resurser bör överväga vad åtgärdernas kostnader kan ge för långsiktigt uthålliga miljöförbättringar för Östersjön genom åtgärder vid andra objekt, inom eller utanför Sverige.

10 Referenser

- Bockstael N.E., McConnell K.E. och I.E. Strand, 1989. "Measuring the Benefits of Improvements in Water Quality. The Chesapeake bay." *Marine Resource Economics* 6:1-18.
- Brookshire, D.S. och H.R. Neill, 1992. "Benefit Transfer: Conceptual and Empirical Issues", *Water Resources Research* 28(3): 651-655.
- Brouwer R., 2000. "Environmental value transfer: state of the art and future prospects" *Ecological Economics* 32 pp 137-152. Elsevier Science.
- Carson R.T., Hanemann W.M., Kopp R.J., Krosnick J.A., Mitchell R.C., Presser S., Ruud P.A. och V.K. Smith, 1994. *Prospective interim lost use value due to DDT and PCB contamination in the Southern California Bight*. Report, Natural Resources Damage Assessment, Inc, La Jolla USA.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 2002. Canadian Environmental Quality Guidelines. Updated 2002.
- Frykblom P., 1998. Halved Emissions of Nutrients, What are the Benefits? - A Contingent Valuation Survey Applied to Laholm Bay i *Questions in the Contingent Valuation Method - Five Essays*, doktorsavhandling, Agraria 100, Institutionen för ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) Uppsala
- Georgiou S., Langford I.H., Bateman I.J. och R.K. Turner, 1998. "Determinants of individuals' willingness to pay for perceived reductions in environmental health risks: a case study of bathing water quality". *Environment and Planning*, 30: 577-594.
- Georgiou S., Langford I.H., Bateman I.J. och R.J. Day, 2000. "Coastal bathing water health risks: developing means of assessing the adequacy of proposals to amend the 1976 EC directive" *Risk decision and Policy* 5:49-68.
- Hanley N., Bell D. och B. Alvarez-Farzio, 2001. "Valuing the benefits of coastal water quality improvements using contingent and real behaviour". Conference paper, *World congress of Environmental and Resource Economists*.
- Hardisty, P.E. och Özdemiroglu, E., 2005: The economics of Groundwater Remediation and Protection. CRC Press.
- HELCOM, 2004: The Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-4). Balt. Sea Environ. Proc. No. 93.
- Johansson, P-O., 1993. Cost-Benefit Analysis of Environmental Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johansson, P-O., 1995. Evaluating Health Risks: An Economic Approach. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Leggett C.G. och N.E. Bockstael, 2000. "Evidence of the Effects of Water Quality on

- Residential Land Prices." *Journal of Environmental economics and management* **39**:121-144.
- Le Goffe P., 1995. "The benefits of Improvements in Coastal Water Quality: A Contingent Approach". *Journal of environmental management*, **45**(4): 305-317.
- McConnell K.E. och Industrial Economics Inc., 1986. "The damages to recreational activities from PCBs in New Bedford harbour". Ocean Assessment Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, USA.
- Naturvårdsverket, 2003: Förslag till delmål för efterbehandling av förorenade områden 2005-2010. 2003-09-11.
- O-hamn 2004:1. Kravspecifikation för utredningar. Underlag för riskbaserad beslutsanalys. SWECO VIAK AB. 2004-02-17.
- O-hamn 2004:3. Preliminär åtgärdsutredning. Envipro Miljöteknik AB. Arbetsmaterial juni 2004.
- O-hamn 2004:7. Analys av befintliga metall- och vattenomsättningsberäkningar. Studsvik RadWaste AB. Arbetsmaterial juni 2004.
- O-hamn 2004:9. Biologisk beskrivning av kustområdet. WSP Environmental. Arbetsmaterial juni 2004.
- O-hamn 2004:18. Översiktlig miljöteknisk undersökning av sediment i Kättilfjärden. WSP Environmental AV. Arbetsmaterial november 2004.
- O-hamn 2004:21. Huvudstudierapport. Sanering av Oskarshamns hamnbassäng. Golder Associates AB och Envipro Miljöteknik AB. Mars 2005
- RIVM, 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Report 711701 020.
- Räddningsverket, 2001. Olycksrisker och MKB.
- Svensk författningssamling, 2004. Förordning (2004:100) om statsbidrag till åtgärder för utredning och efterbehandling av förorenade områden. Miljödepartementet.
- Sundman S. och T. Söderqvist, 2004. The Economic value of environmental change in Sweden. A survey of studies. Naturvårdsverket rapport 5360. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Söderqvist T. och H. Scharin, 2000. The regional willingness to pay for reduced eutrophication in the Stockholm archipelago. Beijer Discussion Papers Series No. 128, The Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm
- Söderqvist T., 1996b. *Contingent Valuation of a Less Eutrophicated Baltic Sea*. Beijer Discussion Paper Series No. 88, The Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm

Whittington D., Cassidy G., Amaral D., McClelland E., Wang H. och C. Poulus, 1994. "The Economic value of Improving the environmental quality of Galveston Bay". Department of Environmental Sciences and Engineering, University of North Carolina.

Alternativ	Totalt, lokal		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-297.89	-218.23	-80.16
S2	-192.98	-151.68	-86.73
S3	-213.60	-171.92	-107.94
S4	-170.45	-129.68	-65.56
S5	-202.91	-161.49	-96.95
S6	-235.88	-160.55	-34.33
Bästa alt.	4	4	6

Alternativ	Totalt, kommun		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-287.53	-205.93	-67.17
S2	-192.75	-151.46	-86.29
S3	-208.52	-165.84	-101.33
S4	-163.91	-121.62	-56.24
S5	-202.91	-161.49	-96.95
S6	-227.94	-150.70	-25.02
Bästa alt.	4	4	6

Alternativ	Totalt, N. Kalmar län		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-235.15	-133.27	15.65
S2	-191.65	-150.14	-85.13
S3	-181.54	-129.37	-60.50
S4	-130.58	-73.30	-0.01
S5	-202.91	-161.49	-96.95
S6	-182.98	-92.57	39.04
Bästa alt.	4	4	6

Alternativ	Totalt, Hela Kalmar län		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-122.53	47.73	258.99
S2	-188.16	-146.58	-81.52
S3	-123.24	-38.54	65.56
S4	-57.83	45.39	174.18
S5	-202.91	-161.49	-96.95
S6	-89.44	53.32	228.02
Bästa alt.	4	6	1

Alternativ	Totalt, Södra Sverige		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	2830.86	5697.16	9471.02
S2	-106.16	-29.34	64.96
S3	1366.29	2815.77	4722.41
S4	1900.93	3807.68	6304.76
S5	-202.91	-161.49	-96.95
S6	2277.65	4588.42	7613.03
Bästa alt.	1	1	1

Alternativ	Totalt, lokal		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-320.99	-239.59	-103.83
S2	-233.34	-194.87	-132.15
S3	-254.96	-215.50	-153.71
S4	-210.87	-173.05	-111.61
S5	-242.06	-204.25	-140.75
S6	-284.11	-209.81	-85.03
Bästa alt.	4	4	6

Alternativ	Totalt, kommun		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-310.83	-227.77	-90.51
S2	-233.05	-194.68	-131.81
S3	-249.08	-209.49	-147.15
S4	-204.47	-165.12	-102.32
S5	-242.06	-204.25	-140.75
S6	-274.80	-199.97	-76.02
Bästa alt.	4	4	6

Alternativ	Totalt, N. Kalmar län		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-256.51	-154.60	-10.17
S2	-231.71	-193.08	-130.11
S3	-221.78	-172.78	-105.13
S4	-171.79	-116.90	-46.11
S5	-242.06	-204.25	-140.75
S6	-230.36	-142.23	-11.61
Bästa alt.	4	4	1

Alternativ	Totalt, Hela Kalmar län		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-145.50	22.54	237.64
S2	-228.28	-189.61	-126.55
S3	-165.75	-83.65	20.80
S4	-101.27	-1.42	127.68
S5	-242.06	-204.25	-140.75
S6	-138.88	0.40	180.21
Bästa alt.	4	1	1

Alternativ	Totalt, Södra Sverige		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	2807.53	5639.40	9415.97
S2	-147.13	-73.51	19.80
S3	1322.41	2751.58	4658.09
S4	1852.48	3732.93	6244.77
S5	-242.06	-204.25	-140.75
S6	2230.86	4510.63	7548.67
Bästa alt.	1	1	1

Alternativ	Totalt, lokal		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-299.86	-218.60	-81.92
S2	-193.68	-151.96	-87.04
S3	-224.51	-183.44	-118.52
S4	-184.38	-144.79	-81.13
S5	-203.63	-161.87	-97.62
S6	-253.58	-179.89	-56.05
Bäst alt.	4	4	6

Alternativ	Totalt, kommun		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-290.20	-207.28	-72.06
S2	-193.68	-151.96	-87.04
S3	-224.51	-183.44	-118.52
S4	-184.38	-144.79	-81.13
S5	-203.63	-161.87	-97.62
S6	-253.58	-179.89	-56.05
Bäst alt.	4	4	6

Alternativ	Totalt, N. Kalmar län		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-240.73	-143.09	1.79
S2	-193.68	-151.96	-87.04
S3	-224.51	-183.44	-118.52
S4	-184.38	-144.79	-81.13
S5	-203.63	-161.87	-97.62
S6	-253.58	-179.89	-56.05
Bäst alt.	4	1	1

Alternativ	Totalt, Hela Kalmar län		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-134.26	21.27	220.57
S2	-193.68	-151.96	-87.04
S3	-224.51	-183.44	-118.52
S4	-184.38	-144.79	-81.13
S5	-203.63	-161.87	-97.62
S6	-253.58	-179.89	-56.05
Bäst alt.	1	1	1

Alternativ	Totalt, Södra Sverige		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	2585.84	5089.18	8610.06
S2	-193.68	-151.96	-87.04
S3	-224.51	-183.44	-118.52
S4	-184.38	-144.79	-81.13
S5	-203.63	-161.87	-97.62
S6	-253.58	-179.89	-56.05
Bäst alt.	1	1	1

Alternativ	Totalt, lokal		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-321.05	-242.47	-107.22
S2	-233.97	-195.06	-133.17
S3	-265.18	-227.05	-164.35
S4	-224.10	-187.68	-124.02
S5	-241.87	-204.05	-140.62
S6	-301.70	-227.36	-103.52
Bästa alt.	4	4	6

Alternativ	Totalt, kommun		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-311.69	-231.71	-95.95
S2	-233.97	-195.06	-133.17
S3	-265.18	-227.05	-164.35
S4	-224.10	-187.68	-124.02
S5	-241.87	-204.05	-140.62
S6	-301.70	-227.36	-103.52
Bästa alt.	4	4	1

Alternativ	Totalt, N. Kalmar län		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-263.11	-165.16	-25.50
S2	-233.97	-195.06	-133.17
S3	-265.18	-227.05	-164.35
S4	-224.10	-187.68	-124.02
S5	-241.87	-204.05	-140.62
S6	-301.70	-227.36	-103.52
Bästa alt.	4	1	1

Alternativ	Totalt, Hela Kalmar län		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	-159.50	-2.32	195.56
S2	-233.97	-195.06	-133.17
S3	-265.18	-227.05	-164.35
S4	-224.10	-187.68	-124.02
S5	-241.87	-204.05	-140.62
S6	-301.70	-227.36	-103.52
Bästa alt.	1	1	1

Alternativ	Totalt, Södra Sverige		
	P05	P50	P95
S0	0.00	0.00	0.00
S1	2504.12	5082.65	8506.03
S2	-233.97	-195.06	-133.17
S3	-265.18	-227.05	-164.35
S4	-224.10	-187.68	-124.02
S5	-241.87	-204.05	-140.62
S6	-301.70	-227.36	-103.52
Bästa alt.	1	1	1