



Sveriges
lantbruksuniversitet

Jämförelse av platsspecifika föroreningsrisker i samband med muddringsaktiviteter

Malin Denninger

REFERAT

Jämförelse av platsspecifika föroreningsrisker i samband med muddringsaktiviteter

Malin Denninger

Stora volymer förorenade sediment kommer att behöva tas om hand under de kommande åren då bottensediment i svenska farleder, hamn- och kustområden under lång tid har kontaminerats av både tungmetaller och organiska föroreningar. I examensarbetet studeras fyra möjligheter för hantering av förorenade muddermassor. De tre traditionella metoderna är *tippning till havs, utfyllnad i vik* eller *deponering på land*. *Stabilisering/solidifiering (s/s)* är ytterligare ett alternativ som innebär att muddermassorna kan nyttiggöras i geokonstruktioner genom att massornas hållfasthet ökas. Metoden går ut på att muddermassorna blandas med bindemedel och de eventuella föroreningarna binds då in i matrisen genom kemisk reaktion och fysikalisk inneslutning. Syftet med examensarbetet är att, utifrån ett platsspecifikt perspektiv, undersöka hur föroreningsrisker kan jämföras mellan de fyra olika huvudalternativen för hantering av muddermassor. Jämförelsen är tänkt att utgöra *en del* av ett beslutsunderlag som ska ligga till grund för valet av hanteringsalternativ.

Arbetet har fokuserat på miljöriskanalys och främst på hur risker kan *kategoriseras, värderas* och *jämföras*. Metoden inkluderar en litteraturstudie, en undersökning av tillståndsansökningar för hamnutbyggnad, en fallstudie där användning av LCA-metodik, ”ekotoxicitetspotential” och Naturvårdsverkets riktvärdesmodell testats för att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ i Oxelösunds hamn. Avslutningsvis genomfördes en serie intervjuer kring temat karaktärisering och jämförelser av risk i en s.k. Stakeholder Opinion Assessment (SOA).

I studien av tillståndsansökningarna för hamnutbyggnad konstaterades att jämförelser av platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor *inte görs*. Istället är det andra aspekter, t.ex. ekonomi, som avgör vilket alternativ som väljs. Varken ekotoxicitetspotential eller Naturvårdsverkets riktvärdesmodell visade sig vara lämpliga metoder för att beskriva och jämföra risker i det aktuella fallet. Av intervjuerna i SOA:n framgår att det råder delade meningar om hur risker ska beskrivas och på vilket sätt de kan jämföras och det finns ett stort behov av att utveckla nya sätt att beskriva och jämföra föroreningsrisker mellan olika alternativ och olika platser.

Arbetet har visat att det finns ett behov av att utveckla miljöriskanalysens avslutande steg, riskkaraktärisering och riskvärdering, eftersom det idag inte finns några konkreta metoder för att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. För att förbättra beslutsunderlag föreslås därför en tydligare problemformulering och att övergripande platsspecifika scenarion för de olika alternativen tas fram. Viktiga aspekter att tydliggöra är skyddsobjekt, tidsskala, spridning och exponering. Jämförelsen av platsspecifika föroreningsrisker får inte heller bli allt för detaljerad, eftersom den bara är en del av ett större beslutsunderlag.

Nyckelord: riskjämförelser, riskkaraktärisering, miljöriskanalys, miljöriskbedömning, riskvärdering, förorenade sediment, muddermassor

Institutionen för mark och miljö. Sveriges Lantbruksuniversitet.

Box 7014, SE-750 07 UPPSALA

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Comparison of site-specific risks associated with handling contaminated dredged material.

Malin Denninger

Large amounts of contaminated sediment has to be taken care of within the next few years since the sediment in Swedish sea lanes, ports and coastal areas have been contaminated by both heavy metals and organic pollutants over a long time period. Four options for handling contaminated dredged material were studied within this master thesis project. The three traditional methods are *dumping the dredged material at sea, filling a bay with dredged material or putting the dredged material on a land disposal. Stabilization/solidification (s/s)* is another option, where the contaminated dredged sediments are mixed with a binder that gives them greater strength, while immobilizing contaminants through chemical reactions or physical confinement in the structure. The aim of this thesis is to examine how risks of contamination can be compared between the four main options for management of dredged materials, in a site-specific perspective.

The main tool in the project has been environmental risk assessment with special focus on how risks can be categorized, measured and compared. The study includes a literature review, an examination of permit applications for port development, a case study where the LCA methodology, "potential eco-toxicity" and the Swedish Environmental Protection Agency's guideline value model was tested in order to compare the risks of contamination from the various management options in the port of Oxelösund. Finally a Stakeholder Opinion Assessment (SOA), by the theme risk characterization and risk comparison, was made.

The study of permit applications for port expansion has shown that the site-specific risks of contamination are not considered when choosing between management options of dredged materials. Instead other aspects, such as economy, determine the option chosen. Neither potential of eco-toxicity or the Swedish Environmental Protection Agency's guideline value model proved to be appropriate methods in order to describe and compare the risks associated with this case. The interviews in the SOA show that people disagree on how risks should be described and compared. There is a demand for new methods of describing and comparing risks associated with different management options for dredged materials at different sites.

This work has shown that well-known methods on how to compare risks of contamination between the different management options for contaminated dredged materials do not exist. There is also a need of developing the latter steps in the environmental risk assessment. To develop a better decision basis, a more explicit definition of the problem is proposed. It is particularly important to make site-specific descriptions of the various systems to be compared. The comparison of the site-specific risks of contamination should not be too detailed, since it is *part of* a larger decision support.

Key words: risk-comparison, risk-characterisation, environmental risk assessment (ERA), risk evaluation, risk management, contaminated sediment, dredging

*Department of Soil and Environment. Swedish University of Agricultural Sciences.
P.O. Box 7014, SE-750 07 Uppsala
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete utgör den avslutande delen av civilingenjörsutbildningen i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Projektet motsvarar 20 veckors heltidsstudier och har utförts på konsultföretaget Ecoloop AB under handledning av Bo Svedberg. Professor Dan Berggren Kleja vid Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) har varit ämnesgranskare.

Examensarbetet görs i anslutning till projektet STABCON, ett forsknings- och utvecklingsprojekt mellan svenska och norska företag vars främsta syfte är undersöka hur stabilisering/solidifieringstekniken kan utvecklas och implementeras på marknaden. Statens geotekniska institut (SGI) är huvudansvarig för projektet. Övriga svenska aktörer är Ecoloop, Ramböll, Cementa, Merox, Skanska och Oxelösunds hamn.

Jag vill främst tacka min handledare Bo och min ämnesgranskare Dan för vägledning och stöd. Tack övriga medarbetare på Ecoloop och Urban Water för givande diskussioner och trevliga fikapausar. Jag vill särskilt tacka mina respondenter, arbetet har fått ett stort lyft tack vare er. Slutligen vill jag tacka Gabriel Österdahl som har lyssnat, inspirerat och uppmuntrat mig under hela examensarbetet.

Malin Denninger
Stockholm, november 2009

Copyright © Malin Denninger och Institutionen för mark och miljö,
Sveriges Lantbruksuniversitet.

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala,
2009.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Varje år måste stora mängder sediment muddras och tas om hand i Sveriges hamnområden. Orsaken kan vara underhållsmuddring av farleder som har slammats igen eller att hamnägare vill bygga ut sin verksamhet. Ett problem som uppstår i samband med muddringen är var sedimenten ska omplaceras. Eftersom bottensediment i svenska farleder, hamn- och kustområden under lång tid har förorenats av industriell verksamhet, båttrafik, och avlopp kommer en del av muddermassorna med stor sannolikhet att vara förorenade, vilket gör problemet ännu mer komplicerat.

Det finns i princip fyra möjligheter för hantering av förorenade muddermassor. De tre traditionella metoderna är tippning till havs, utfyllnad i vik eller deponering på land. Tippning till havs innebär att de förorenade massorna dumpas i en djuphåla i havet. Utfyllnad i vik innebär att en vall byggs i en havsvik och att massorna dumpas innanför vallen. Muddermassorna kan också deponeras vid en särskild anläggning på land. Stabilisering/solidifiering (s/s) är ytterligare ett alternativ som innebär att muddermassorna kan användas som byggnadsmaterial i samband med utbyggnad av en hamn, genom att massornas hållfasthet ökas. Metoden går ut på att muddermassorna blandas med bindemedel (vanligen cement) och de eventuella föroreningarna binds då in i cementen genom kemisk reaktion och fysikalisk inneslutning. Det är också möjligt att använda s/s innan muddermassorna läggs i en invallning eller deponeras på land för att binda in föroreningarna.

När lämplig hanteringsmetod ska väljas måste beslutsfattaren ta hänsyn till en rad olika aspekter, både ekonomiska och sociala faktorer men också miljöpåverkan. Platsspecifik miljöpåverkan, d.v.s. den miljöpåverkan som respektive alternativ innebär för den aktuella platsen där de förorenade muddermassorna ska läggas, är en av dessa aspekter. Detta arbete syftar till att undersöka hur sådana platsspecifika föroreningsrisker kan jämföras mellan de ovan nämnda alternativen för hantering av förorenade muddermassor.

När platsspecifika föroreningsrisker ska utredas används ofta miljöriskanalys. Miljöriskanalys är en samling metoder som syftar till att förutsäga de miljö- och hälsorisker som är förknippade med en viss verksamhet på en viss plats. Även i denna studie har fokus legat på användning av miljöriskanalys, främst på de metoder som handlar om hur risker ska beskrivas, sammanvägas, jämföras och värderas.

För att ta reda på hur platsspecifika föroreningsrisker kan jämföras mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor har litteratur om de olika hanteringsalternativen, hamnar, muddring, miljöriskanalys, och riskteori studerats. Med syftet att undersöka hur jämförelser av hanteringsalternativ går till idag, studerades tre olika tillståndsansökningar för hamnutbyggnad. Därefter testades två metoder, som används för att beskriva och jämföra risker, med data från Oxelösunds hamn.

Den ena metoden, ekotoxicitetspotential, går ut på att beräkna hur giftiga de ämnen som kan läcka ut från varje hanteringsalternativ är och hur stor påverkan de skulle kunna medföra på omgivningen. Giftigheten, eller toxiciteten, för de olika ämnena räknas om till en och samma enhet och kan därmed jämföras mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor. Den andra metoden, Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, är framtagen för att beräkna riktvärden i förorenad mark. Riktvärdet anger en föroreningshalt då inga skadliga effekter på människa eller miljö förväntas. I detta arbete undersöks om denna modell även går att använda för att ta fram riktvärden för de olika hanteringsalternativen för förorenade muddermassor.

Avslutningsvis gjordes en Stakeholder Opinion Assessment (SOA) där 17 experter intervjuades för att undersöka hur de tycker att föroreningsrisker mellan de olika alternativen ska beskrivas och jämföras.

Studien av tillståndsansökningarna för hamnutbyggnad visar att jämförelser av platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor *inte görs*. Istället är det andra aspekter, t.ex. ekonomi, som avgör vilket alternativ som väljs. Varken ekotoxicitetspotential eller Naturvårdsverkets riktvärdesmodell visade sig vara lämpliga metoder för att beskriva och jämföra risker. Resultaten från beräkningarna av ekotoxisk potential var allt för osäkra och Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är framtagen för förorenade markområden och går inte att anpassa till de olika huvudalternativen för hantering av förorenade muddermassor.

Intervjuer med experter har visat att det inte finns något entydigt svar på hur föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor ska jämföras. Nästan alla som intervjuats tycker att det är viktigt, men svårt, att jämföra föroreningsrisker. De intervjuade har olika åsikter om hur risker ska beskrivas och på vilket sätt de kan jämföras. Intervjuerna har också visat att det finns ett stort behov av att utveckla nya sätt att beskriva och jämföra föroreningsrisker mellan olika alternativ och olika platser.

Arbetet har visat att det finns ett behov av att utveckla miljöriskanalysens avslutande steg, riskkaraktärisering och riskvärdering, eftersom det idag inte finns några konkreta metoder för att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. Det finns flera anledningar att utveckla generella verktyg för att bedöma förorenade markområden, eftersom det rör sig om ett stort antal platser som åtgärdas/år. När det gäller hamnar är det inte lika självklart att det är den rätta vägen, eftersom det rör sig om förhållandevis få projekt. En omfattande utveckling av generella verktyg blir då troligen allt för tid- och resurskrävande. Istället borde resonemang kring platsspecifika föroreningsrisker för olika alternativ föras på en mer odetaljerad, konceptuell nivå. För att förbättra beslutsunderlag föreslås därför en tydligare problemformulering och ett konceptuellt tillvägagångssätt. Särskilt viktigt för att tydliggöra problemformuleringen är en övergripande beskrivning av de olika systemen som skall jämföras. Kanske kan något alternativ väljas bort på tidigt stadium, beroende på förhållanden på platsen. Det är också viktigt att klargöra *vad* det är som ska skyddas. Lösningar kan vara olika bra, beroende på om de studeras i ett kort- eller långsiktigt perspektiv. Det är således angeläget att tydliggöra i vilket tidsperspektiv riskerna studeras. Några centrala processer som bör jämföras är *exponering*, i vilken utsträckning kan skyddsobjekten exponeras för föroreningarna. *Spridning*, i vilken utsträckning föroreningarna kan spridas geografiskt samt vilka ämnen som utgör den största risken på respektive plats.

En fråga som kommit upp i sammanhanget är hur mycket kunskap det måste finnas innan ett beslut kan tas. Jämförelsen av platsspecifika föroreningsrisker får inte bli allt för detaljerad, eftersom den bara är en del av ett större beslutsunderlag.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	PROBLEMFÖRMULERING	2
1.3	SYFTE OCH MÅLSÄTTNING	2
1.4	AVGRÄNSNINGAR	2
2	METOD OCH TILLVÄGAGÅNGSSÄTT	3
2.1	LITTERATURSTUDIE	3
2.2	ANALYS AV TILLSTÅNDSUNDERSÖKNINGAR	3
2.3	FALLSTUDIE	3
2.4	STAKEHOLDER OPINION ASSESSMENT (SOA)	4
2.4.1	Syfte	4
2.4.2	Metod	4
2.4.3	Utförande	4
2.5	TIDIGARE STUDIER	5
3	LITTERATURSTUDIE	6
3.1	HAMNVERKSAMHET OCH MUDDRING	6
3.1.1	Sediment	7
3.1.1.1	Förorenade sediment	7
3.1.2	Miljöeffekter av muddring	8
3.1.3	Muddringstekniker	9
3.2	HANTERINGSLTERNATIV FÖR FÖRORENADE MUDDERMASSOR	9
3.2.1	Behandlingstekniker	10
3.2.2	Nyttiggörande i hamnkonstruktion	11
3.2.3	Tippning till havs	13
3.2.4	Invallning	14
3.2.5	Deponering på land	15
3.3	MILJÖSYSTEMANALYS	15
3.3.1	Miljösystemanalytiska verktyg	16
3.3.1.1	Indelning utifrån miljöeffektkategorier	16
3.3.2	Val av verktyg	20
3.3.3	Livscykelanalys	20
3.3.4	Miljöriskanalys	21
3.4	ANALYS, VÄRDERING OCH JÄMFÖRELSE AV RISKER	23
3.4.1	Riskteori	23
3.4.2	Riskuppfattning	24
3.4.3	Karaktärisering och jämförelser av föroreningsrisker	25
3.4.3.1	Jämförelser med hjälp av LCA och ekotoxicitetspotential	26
3.4.3.2	Jämförelser med hjälp av riktvärdesmodellen	27
3.4.3.3	Jämförelser med hjälp av riskmatriser	28
3.4.3.4	Jämförelser med hjälp av kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden	28
3.4.4	Värdering av föroreningsrisker	29
4	RISKKARAKTÄRISERING IDAG	31
4.1	STEGELUDDEN I OXELÖSUND	31
4.2	GÄVLE HAMN	33
4.3	NORVIKUDDEN I NYNÄSHAMN	33
5	FALLSTUDIER	35
5.1	OMRÅDESBESKRIVNING OXELÖSUNDS HAMN	35
5.1.1	Bakgrund	35
5.1.2	Ny anläggning	35
5.1.3	Sedimenten på platsen	36
5.1.4	Planerad hantering av muddermassor	36
5.2	TILLÄMPNING AV EKOTOXICITETSPOTENTIAL	37
5.2.1	Beräkning av utlakning och ekotoxicitetspotential	38
5.2.2	Resultat	39

5.3	TILLÄMPNING AV NATURVÅRDSVERKETS RIKTVÄRDESMODELL.....	42
5.3.1	Nyttiggörande i hamnkonstruktion	42
5.3.2	Tippning till havs	43
5.3.3	Invallning	43
5.3.4	Deponering på land	44
6	STAKEHOLDER OPINION ASSESSMENT (SOA).....	45
6.1	FÖRORENINGSRISKER	45
6.2	DAGENS RISKJÄMFÖRELSE	48
6.3	FALLSTUDIE, RISKMATRISER OCH TRIAD-METODEN	50
6.3.1	Ekotoxicitetspotential.....	50
6.3.2	Naturvårdsverkets riktvärdesmodell	51
6.3.3	Riskmatriser	53
6.3.4	Kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden.....	54
6.4	VAL AV METOD	56
7	DISKUSSION.....	58
7.1	LITTERATURSTUDIE.....	58
7.1.1	Generell diskussion kring för- och nackdelar med de olika hanteringsalternativen	58
7.2	SÅ JÄMFÖRS PLATSSPECIFIKA FÖRORENINGSRISKER IDAG.....	59
7.3	FALLSTUDIER.....	60
7.3.1	Ekotoxicitetspotential.....	60
7.3.2	Naturvårdsverkets riktvärdesmodell	61
7.4	STAKEHOLDER OPINION ASSESSMENT	62
7.4.1	Riskbegreppet.....	62
7.4.2	Dagens riskjämförelser.....	62
7.4.3	Ekotoxicitetspotential.....	63
7.4.4	Naturvårdsverkets riktvärdesmodell	64
7.4.5	Riskmatriser	64
7.4.6	Kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden.....	65
7.4.7	Egna förslag	65
7.4.8	Slutsats	66
7.5	ATT BESKRIVA OCH JÄMFÖRA RISKER	66
7.6	UPPGIFTEN	68
7.7	VIDARE ARBETEN	68
8	SLUTSATSER	69
9	REFERENSER	70

BILAGOR

Bilaga A Enkäten

Bilaga B Respondenternas svar

Bilaga C Några av de vanligaste muddringsteknikerna

Bilaga D Miljösystemanalytiska verktyg

Bilaga E Data för muddermassor

Bilaga F Beräkning av muddermassornas fysikaliska egenskaper

Bilaga G Karaktäriseringsfaktorer för ekotoxicitetspotential

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Stora mängder sediment måste årligen muddras i Sveriges hamnområden på grund av igenslamning och utbyggnad. Bottensediment i svenska farleder, hamn- och kustområden har under lång tid kontaminerats av föroreningar från industriell verksamhet, båttrafik, vattendrag och luft (Naturvårdsverket, 2007a). Tungmetaller och organiska föroreningar binds till finpartikulärt material och via sedimentation ackumuleras föroreningarna på botten. Det kommer att finnas ett stort behov av att omhänderta stora volymer förorenade sediment under de kommande åren. En inventering av 40 svenska hamnar visar att volymen förorenade muddermassor uppgår till minst 1,5 miljoner kubikmeter (Naturvårdsverket, 2007a).

Idag önskar många hamnägare bygga ut sin verksamhet vilket innebär ett ökat behov av både muddring och terminalyta. Hur terminalen konstrueras beror bland annat på hur stora ytor som krävs, vilka byggnadsmaterial som finns att tillgå samt hur stora laster de ska hålla för. Det finns i princip fyra möjligheter för hantering av förorenade muddermassor. De tre traditionella metoderna är tippning till havs, utfyllnad i vik med hjälp av invallning eller deponering på land. Stabilisering/solidifiering (s/s) är ytterligare ett alternativ som innebär muddermassorna kan nyttiggöras i ex. hamnutbyggnad genom att massornas hållfasthet ökas. Metoden går ut på att muddermassorna blandas med bindemedel och de eventuella föroreningarna binds då in i matrisen genom kemisk reaktion och fysikalisk inneslutning. Stabilisering/solidifiering är en väl etablerad metod i USA och Storbritannien och har även testats i Finland och Norge (Magnusson m.fl., 2006; Svedberg 2009, personlig kommunikation).

Projektet STABCON

Stabilisering/solidifiering är en relativt ny teknik för bearbetning av muddermassor. STABCON¹ (Stabilization/solidification of contaminated sediments and dredged materials) är ett forsknings- och utvecklingsprojekt vars främsta syfte är undersöka hur s/s tekniken kan utvecklas och implementeras på den svenska och norska marknaden. Projektet är ett samarbete mellan forskningsorganisationer, konsultföretag, entreprenörsföretag, bindemedelsproducenter och verksamhetsutövare i Sverige och Norge. Statens geotekniska institut (SGI) är huvudansvarig för projektet i Sverige. Övriga svenska aktörer är Ecoloop, Ramböll, Cementa, Merox, Skanska och Oxelösunds hamn.

Projektet har delats upp i fyra Work Packages (WP). De första tre (WP1-WP3) fokuserar på teknik och material medan den fjärde (WP4) syftar till att, utifrån ett bredare perspektiv, värdera s/s-tekniken i förhållande till andra alternativ för hantering av muddermassor. I WP4 används Oxelösunds hamn som fallstudie där de olika hanteringsalternativen jämförs utifrån ett hållbarhetsperspektiv d.v.s. utifrån miljö, lagkrav, ekonomi och tekniska aspekter. De alternativ för hantering av förorenade muddermassor som studeras är:

- Stabilisering/solidifiering och därmed nyttiggörande av massorna i hamnkonstruktionen
- Tippning till havs
- Invallning
- Deponi på land

¹ www.stabcon.com

Föreliggande examensarbete utförs på Ecoloop AB och är tänkt att utgöra ett underlag för WP4: s miljöbedömning av föroreningsrisker i de fyra ovan nämnda hanteringsalternativen.

1.2 PROBLEMFÖRMULERING

Vatten är ett av de viktigaste medierna på vår planet och de akvatiska ekosystemen är oerhört betydelsefulla inte minst för vattenkvalitet och biologisk mångfald. De akvatiska ekosystemen utsätts idag för stor påverkan bl.a. i form av fiske, brobyggen och muddring. I alla hanteringsalternativ av förorenade muddermassor finns en risk att miljöfarliga ämnen i sedimenten läcker ut till havsmiljön. Kunskapen om havsmiljön är många gånger bristfällig och det är svårt att bedöma olika vattenverksamheters inverkan på de akvatiska systemen. Ett annat problem är att dagens miljöriskbedömningar ofta inte kommer längre än riskidentifieringsfasen. Hur risker ska värderas och sättas i relation till varandra är fortfarande ett stort problem (Naturvårdsverket, 2006b; Svedberg, 2009, personlig kommunikation). Det finns således ett behov av att förbättra dagens miljöbedömningar.

Vid val av hanteringsalternativ av muddermassor måste hänsyn tas till en rad olika aspekter inom ekonomi, miljö och sociala sammanhang. De olika aspekterna skall jämföras och värderas mellan hanteringsalternativen. För att kunna göra detta måste informationen om varje parameter sammanfattas och komprimeras. I annat fall blir problemet allt för komplext. När en verksamhetsutövare ska välja mellan olika huvudalternativ uppstår en frågeställning kring hur platsspecifika föroreningsrisker ska jämföras och värderas, varför det finns ett behov att undersöka möjligheten att gruppera och jämföra föroreningsrisker.

1.3 SYFTE OCH MÅLSÄTTNING

Syftet med examensarbetet är att, utifrån ett platsspecifikt perspektiv, undersöka hur föroreningsrisker kan jämföras mellan olika huvudalternativ för hantering av förorenade muddermassor. Det övergripande målet med studien är att bidra till beslutsunderlag vid värdering av olika hanteringsalternativ av förorenade sediment i samband med hamnutbyggnad.

1.4 AVGRÄNSNINGAR

Förutsättningen för arbetet är att en hamn ska muddras på både rena och förorenade sediment samt utöka sitt hamnområde, d.v.s. inget nollalternativ kommer att utredas.

För att studera platsspecifika föroreningsrisker används ofta miljöriskanalys som verktyg. Även i föreliggande arbete har fokus legat på miljöriskanalys och då främst på hur risker kan *kategoriseras, värderas och jämföras.*

I samband med studier av föroreningsrisker kan miljö- och/eller hälsorisker utredas. Fokus ligger i detta arbete på jämförelser av föroreningsrisker för miljön.

I jämförelsen tas inte ekonomiska eller sociala aspekter upp. Inte heller global miljöpåverkan då detta redan har studerats i ett tidigare examensarbete (Simon, 2008).

2 METOD OCH TILLVÄGAGÅNGSSÄTT

För att lösa uppgiften gjordes litteraturstudier, en analys av tillståndsansökningar för hamnutbyggnad, en fallstudie av Oxelösunds hamn samt intervjuer med sakkunniga i form av en Stakeholder Opinion Assessment (SOA).

2.1 LITTERATURSTUDIE

I litteraturstudien gjordes fördjupningar inom i fyra områden.

1. Den inledande delen behandlar hamnverksamheter och muddring. Miljöeffekter av muddring tas upp, liksom olika muddringstekniker. Här ingår också ett avsnitt om sediment och ett om förorenade sediment.
2. I den andra delen studeras olika behandlingstekniker och hanteringsalternativ för muddermassor. De som ingår är: nyttiggörande i hamnkonstruktion med hjälp av s/s, tippning till havs, invallning och deponering på land.
3. För att beskriva olika sätt att studera miljöproblematiken följer sedan ett avsnitt om miljösystemanalys och miljösystemanalytiska verktyg. Ett sätt att dela in verktygen presenteras. Avsnittet innehåller också en närmare beskrivning av de miljösystemanalytiska verktyg som tillämpats i föreliggande studie, nämligen livscykelanalys (LCA) och miljöriskanalys.
4. Litteraturstudien avslutas med en fördjupning i analys, värdering och jämförelser av risker. Här behandlas riskteori, riskuppfattning, samt kategorisering, värdering och jämförelser av föroreningsrisker. Fyra olika sätt att kategorisera och jämföra risker tas upp.

Litteraturen samlades främst in genom sökningar på internet och i bibliotekskataloger. Mycket material hämtades också från Ecoloops eget bibliotek och från källor i examensarbeten, utförda på företaget.

2.2 ANALYS AV TILLSTÅNDSUNDERSÖKNINGAR

För att ta reda på hur föroreningsrisker, som är förknippade olika hanteringsalternativ för muddermassor, jämförs idag analyseras tre olika tillståndsansökningar för hamnutbyggnad. De hamnar som undersöktes var Oxelösunds hamn, Gävle hamn och Nynäshamns hamn. Tillhörande MKB:er och andra relevanta dokument går också igenom.

2.3 FALLSTUDIE

Kunskaperna som erhöles från litteraturstudien användes i en fallstudie av Stegeludden i Oxelösunds hamn. Oxelösunds hamn har valts ut eftersom hamnen ingår i projektet Stabcon och tillgång på data finns. Fallstudien inleds med en områdesbeskrivning av hamnen. Därefter testas två metoder för att karaktärisera och jämföra risker, LCA- ekotoxicitetspotential och Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, med data från Stegeludden.

2.4 STAKEHOLDER OPINION ASSESSMENT (SOA)

För att utvärdera de metoder som undersökts i litteraturstudien och/eller testats i fallstudien, och för att öka förståelsen av problemet, genomfördes intervjuer i form av en SOA kring temat riskkaraktärisering och riskjämförelser. Olika aktörer som arbetar med förorenad mark, riskanalys och toxikologi intervjuades för att undersöka hur föroreningsrisker förknippade med olika hanteringsalternativ av förorenade muddermassor kan kategoriseras och jämföras.

2.4.1 Syfte

Intervjuerna syftar till att undersöka hur personer verksamma inom företag, myndigheter och universitet tycker att platsspecifika föroreningsrisker mellan de olika huvudalternativen för hantering av förorenade muddermassor ska beskrivas och jämföras. Svar söks på följande frågor:

- Hur tycker aktörerna att föroreningsrisker ska beskrivas?
- Tror aktörerna att det är möjligt att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor? I så fall hur?
- Vad anser aktörerna om metoderna som tagits upp i litteraturstudien och fallstudien i föreliggande arbete?
 - Är de användbara i sammanhanget eller finns det andra, mer lämpliga, metoder för att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor?

2.4.2 Metod

Metoden består schematiskt av följande steg:

1. Val av aktörer från olika aktörsgupper (företag, myndigheter och universitet) att ingå i studien, 17 aktörer väljs ut.
2. Sammanställning av en skriftlig enkät om 18 frågor inom två olika huvudkategorier: (i) Karakterisering av aktören och (ii) karakterisering av aktörens åsikter
3. Intervju under ca 60 min där aktören besvarar frågorna med hjälp av intervjuaren
4. Sammanställning av preliminära resultat från undersökningen
5. Remissförfarande där samtliga aktörer får tillfälle att yttra sig och påverka slutrapporten
6. Färdigställande av rapporten med diskussion kring resultatet

2.4.3 Utförande

Aktörer från företag, myndigheter och universitet valdes ut så att personer med kunskap inom förorenade områden, toxikologi, miljöriskbedömning samt mark och vatten ska vara representerade. För att få en hög svarskvot är de intervjuade avpersonifierade i rapporten. Personerna tillfrågades på telefon om de kunde tänka sig att ställa upp på en intervju. En bekräftelse på inbokat möta skickades ut via e-post direkt efter samtalet och en påminnelse om intervjun skickades ut ca en vecka före intervjutillfället.

Intervjuerna bygger på en enkät som har tagits fram genom diskussioner med handledaren och Mácsik (personlig kommunikation, 2009). Enkäten inkluderades i utskicket med påminnelsen, så att de intervjuade skulle få en chans att fundera kring frågorna före intervjutillfället. Här beskrivs enkätens utformning och bakgrund översiktligt, hela enkäten redovisas i Bilaga A.

Enkäten består av en inledande del där bakgrunden till, och syftet med, examensarbetet presenteras. Den andra delen syftar till att karaktärisera den intervjuade med frågor om bl.a. arbetslivserfarenhet. Den tredje delen handlar om risker, hur föroreningsrisker kan beskrivas och i vilken mån det går att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. I den fjärde delen handlar frågorna om litteraturstudien och fallstudien. Slutsatser från undersökningen av tillståndsansökningar tas upp och den intervjuade får möjlighet att komma med kompletterande synpunkter. Metoden med ekotoxicitetspotential (3.4.3.1) respektive Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (3.4.3.2) presenteras kort och frågorna kretsar kring tillämpning av metoderna i det aktuella fallet. Möjligheten att använda riskmatriser (3.4.3.3) och kvantitativa beslutsmatriser (3.4.3.4) för att jämföra olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor tas upp. I följande avsnitt får respondenten också möjlighet att komma med egna förslag på metoder för beskrivning och jämförelser av föroreningsrisker. Enkäten avslutas med att den intervjuade blir tillfrågad om vilken metod som är mest lämpad för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. Någon av de metoder som tas upp i föreliggande studie eller någon annan metod?

17 personer intervjuades och alla intervjuer (utom en) spelades in. Transkribering av intervjuerna gjordes med hjälp av verktyget spreadsheets i Google docs (2009) samt Excel. Resultaten sammanställdes i en PM som motsvarar avsnitt 6 i detta arbete. Alla svar bifogades också som en bilaga (se Bilaga B). Promemorian skickades ut på remiss till respondenterna och de fick en vecka på sig att komma med synpunkter.

2.5 TIDIGARE STUDIER

Generellt sätt har det varit svårt att hitta studier där platsspecifika föroreningsrisker har jämförts. Mycket information finns ofta om miljöriskbedömning, men när det kommer till karaktärisering, värdering och jämförelser av risker är informationen mer knapphändig. Naturvårdsverket har tagit fram ett antal rapporter angående föroreningsrisker. Däribland:

- *Efterbehandling av förorenade sediment: En vägledning* (Naturvårdsverket, 2003).
- *Förbättrade miljöriskbedömningar* (Naturvårdsverket, 2006a).
- *Riskvärdering – Metodik och erfarenheter* (Naturvårdsverket, 2006b).
- *Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor. Lämplighet och potential för svenska förhållanden* (Naturvårdsverket, 2007a).
- *Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden* (Naturvårdsverket, 2009a)

Inom det jämförande verktyget LCA används ekotoxicitetspotential som en effektkategori och därmed möjliggörs en jämförelse av föroreningsrisker (Rydh m.fl. 2002; Guinée, 2002; Baumann & Tillman, 2004).

Det har gjorts en del examensarbeten som är relaterade till problematiken kring hantering av förorenade muddermassor. Jessica Simon (2008) har i sitt examensarbete studerat och jämfört tre av de fyra hanteringsalternativen för muddermassor som tas upp i föreliggande arbete, i ett livscykelperspektiv. Simons resultat angående ekotoxicitetspotential har varit användbara i föreliggande arbete. Ylva Johansson (2007) har i sitt examensarbete tittat på möjligheten att immobilisera organiska föroreningar (PAH och PCB) med s/s-metoden.

Ett examensarbete som innefattar riskanalys är ”Riskanalys med fokus på beständighet – Stabiliserade/Solidifierade muddermassor i geokonstruktioner i hamnar” av Emelie Johansson. En begränsad kostnad-nyttö analys (CBA) har genomförts i samband med Niklas Lindbloms examensarbete (2009).

3 LITTERATURSTUDIE

3.1 HAMNVERKSAMHET OCH MUDDRING

I Slutbetänkandet från Hamnstrategiutredningen (SOU, 2007:58) har svenska hamnar och deras verksamheter kartlagts. Kartläggningen visar på stor variation i hamnverksamheter och många hamnar specialiserar sig på ett fåtal gods. Det dominerande godsslaget i över 50 % av hamnarna utgörs av torrbulk (främst stål- och skogsprodukter), vilket visar att hamnverksamheten är ytterst viktig för svensk basindustri. Godsmängden är koncentrerad till ett fåtal av Sveriges totalt ca 50 hamnar.

Enligt SCB (2008) har trafiken i de svenska hamnarna ökat konstant sedan 70-talet och varje år hanteras allt mer gods. Hamnarna har oerhört stor betydelse för utrikeshandeln och i takt med att handelsströmmarna ökar, växer behovet av utökade hamnar. Fartygen blir samtidigt allt större och kräver därför mer utrymme (SOU, 2007:58). Hamnstrategiutredningen konstaterar att för att kunna möta den ökade trafiken är hamnarna ständigt i behov av att effektivisera eller utöka sin verksamhet.

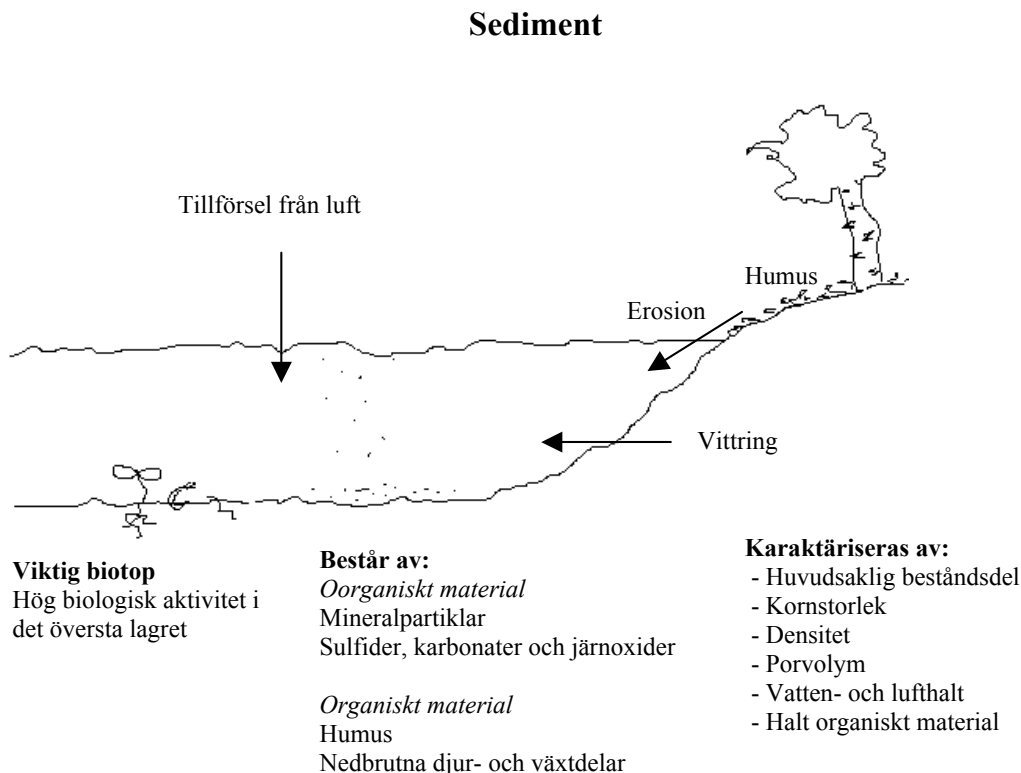
För att garantera ett framkomligt djup och för att expandera hamnens yta krävs muddring av havsbotten. Muddring innebär att förändra eller fördjupa ett vattenområde genom förflyttning av bottenmaterial och omfattas av bestämmelserna i miljöbalkens 11 kap om vattenverksamhet. I de fall då muddringen dessutom bedöms som miljöfarlig verksamhet tillämpas även MB 9 kap. Tillståndsansökan för vattenverksamheter utfärdas av miljödomstolen och en anmälan skall göras till länsstyrelsen som är tillsynsmyndighet (Hedlund & Kjellander, 2007).

Det svenska muddringsbehovet är stort, framförallt i kanaler, farleder samt i befintliga och tilltänkta hamnområden. Muddring behöver utföras kontinuerligt för att bibehålla djupet i farleder och hamnar, s.k. underhållsmuddring, men även i samband med utbyggnad (Magnusson m.fl., 2006). Situationen i de svenska hamnarna skiljer sig åt beroende på behov och omfattning av muddring samt förekomst av föroreningar i muddermassorna. Vilken typ av sediment, vilka sorters föroreningar och i vilka halter de förekommer påverkar också hamnarnas utgångsläge (Holm m.fl., 2009).

3.1.1 Sediment

Sediment består av partiklar som bildats naturligt genom kemisk, mekanisk eller organisk utfällning från vatten, is eller luft och därefter lagrats på botten av en vattensamling.

Figur 1 ger en schematisk bild av några egenskaper hos sediment.



Figur 1 Bildning, beståndsdelar, funktion och karaktärisering av sediment.

3.1.1.1 Förorenade sediment

Några av de vanligaste föroreningarna som påträffas i sediment i svenska hamnområden sammanfattas i Tabell 1. Vilka typer av föroreningar som binds till sedimenten beror på sedimentens geologiska, kemiska och fysikaliska sammansättning, som i sin tur beror på varifrån sedimentens partiklar härstammar från och i vilken miljö (hav, sjö, etc.) de befinner sig. Eftersom lerpartiklar är negativt laddade binder de positiva metalljoner stor utsträckning jämfört med sand och grus. Organiskt material binder både metaller och opolära organiska föreningar. En hög andel organiskt material i sedimenten medför alltså generellt högre halt organiska föreningar (Naturvårdsverket, 2003).

Tabell 1 Vanligt förekommande föroreningar i bottensediment i svenska hamnar (Naturvårdsverket, 2007a)

Förorening	Spridningskälla	Bindes i huvudsak till
Tungmetaller ex. Pb, Cd, Hg	Hushåll, industri m.m.	Lera och organiskt material
TBT - tributyltenn	Bottenfärg till båtar	Organiskt material
PCB - polyklorerade bifenyler	Industri	Organiskt material
PAH - polyaromatiska kolväten	Trafik, träimpregnering, skogsbränder	Organiskt material

Till skillnad från ett förorenat markområde, där föroreningen ofta härstammar från en viss punktkälla, innehåller sediment ofta många typer av föroreningar från olika källor som ackumulerats under flera år. Förutom detta bidrar den höga vattenhalten, salthalten, finkornigheten och höga andelen organiskt material till att sedimenten ofta är omständliga att hantera. Föroreningarna binds ofta till små partiklar som lätt kan resuspenderas till vattnet vilket leder till att föroreningarna kan spridas till luft och vatten. Därför är det viktigt att minimera spridningen av finpartikulärt material vid muddring av förorenade sediment (U.S. EPA, 1994).

Transport av föroreningar mellan sjö/havsvatten, sediment och grundvatten sker via olika fysikaliska, kemiska och biologiska processer. De viktigaste processerna (inklusive reella transportprocesser) presenteras i Tabell 2.

Tabell 2 Processer som påverkar föroreningstransport i vattensystem (Naturvårdsverket, 2003, s.20)

Vattenfas		Partikelfas
		Oxidation Reduktion pH-ändring
Kemiska	Upplösning Desorption Komplexbildning Salthaltändring	Utfällning Adsorption Aggregering
		Metabolisering
Biologiska	Nedbrytning Cellväggsutbyte Absorption, utlösning	Näringskedjor Pelletbildning Filtrering, matsmältning Gasproduktion
		Bioturbation Temperatur
Fysikaliska	Advektion Diffusion Fotolys Dispersion	Resuspension Sedimentering Täckning

3.1.2 Miljöeffekter av muddring

Muddring kan ha både en positiv och negativ inverkan på miljön. Förbättrad vattenkvalitet och bottenmiljö till följd av avlägsnade föroreningar, samt att igenväxning och igenslamning motverkas, är exempel på positiva effekter som muddringen medför. De negativa effekterna är många och kan vara både plats specifika och icke plats specifika. Ett direkt problem är att bottenlevande organismer störs av att biomassa avlägsnas och det kan ta flera år för bottenlivet att återhämta sig (Naturvårdsverket, 2003). Problem med minskad tillväxt av flora och fauna till följd av minskad ljusgenomträngning p.g.a. grumling är ett annat exempel.

Påverkan på bottenlevande växter och djur påverkar balansen i hela ekosystemet vilket kan få effekter på exempelvis fiske och algbloomingar (Miljösamverkan Sverige, 2006).

Muddring medför att finpartikulärt material som kan innehålla föroreningar sprids, vilket leder till en ökad geografisk utbredning av föroreningar. Det finns också en risk för ökad övergödning om sedimenten innehåller mycket näringsämnen som, i och med muddringen, kan spridas och bli växttillgängligt. Ytterligare en miljöeffekt är att bottenpografien ändras vilket kan påverka vattenströmmar (Naturvårdsverket, 2003).

En icke platspecifik påverkan, bl.a. i form av avgaser, uppstår då muddermassorna ska transporteras och tas om hand. Lagring/deponering av muddermassor på land eller tippning till havs kan medföra utlakning av föroreningar, vilket kan få effekter både på den specifika platsen men även i omgivande miljöer. För att påverkan på ekosystemet ska bli så liten som möjligt bör muddringen utföras under vinterhalvåret då den biologiska aktiviteten är relativt låg (Miljösamverkan Sverige, 2006).

3.1.3 Muddringstekniker

Det finns många aspekter att ta hänsyn till vid val av muddringsteknik t.ex. sedimentens fysikaliska egenskaper och grad av förorening, muddermassornas volym, vattendjup, hydrografi, avstånd till deponi eller tippplats, tillgänglig utrustning, säkerhetsaspekter, om området är trafikerat, miljökrav och ekonomi (Miljösamverkan Sverige, 2006).

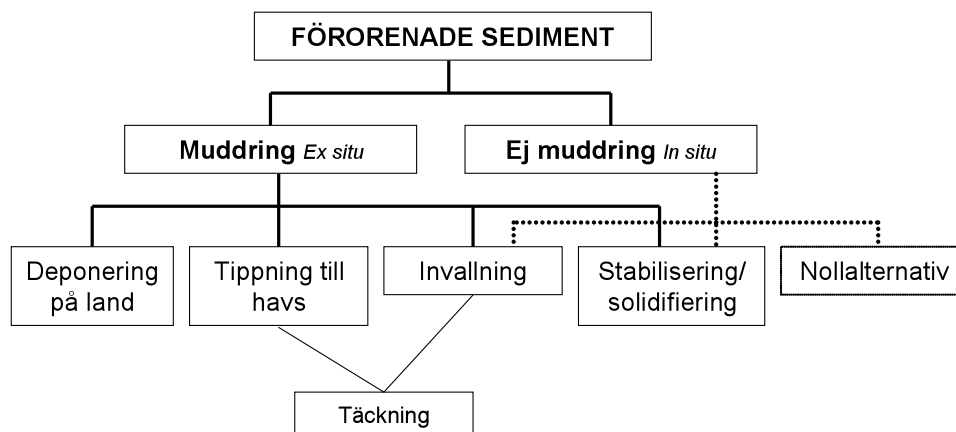
Miljösamverkan i Sverige (2006) rekommenderar att det inför varje enskilt projekt görs prioriteringar av vilka faktorer som är viktigast och vilka krav som ska uppnås. Därefter kan beslut om lämplig teknik fattas. Idag finns i huvudsak två muddringstekniker, *mekanisk* och *hydraulisk* muddring (eller sugmuddring). Teknikerna skiljer sig främst åt i hur sedimenten tas upp. Mekanisk muddring innebär att sedimenten grävs bort och tas upp. I hydraulisk muddring suges sedimenten upp genom en slang och då följer också en stor mängd vatten med (U.S. EPA, 1994). Inom respektive metod finns olika tekniker och utrustning. Några av de vanligaste teknikerna presenteras i Bilaga C.

3.2 HANTERINGSLTERNATIV FÖR FÖRORENADE MUDDERMASSOR

Oavsett om muddermassor är förorenade eller inte klassas de som avfall enligt MB 15 kap. 1 §. Efter muddringen måste massorna transporteras till lämplig behandlingsplats och därefter slutgiltigt tas om hand. Det finns olika åtgärder för att reducera, destruera eller immobilisera eventuella föroreningar i muddermassorna (Naturvårdsverket, 2003). Figur 2 visar en schematisk bild över möjliga hanteringsalternativ för förorenade sediment. Vilka krav som ställs och vilken teknik som är mest lämplig för omhändertagande av muddermassor beror på massornas konsistens, innehåll och föroreningsgrad (Naturvårdsverket 2003).

Naturvårdsverket (2003) betonar att metoder som ger permanenta och långsiktiga lösningar bör prioriteras. Metoder som enbart innebär en förflyttning av föroreningar eller att de inte flyttas alls (t.ex. vid täckning) får endast användas då det rör sig om så pass stora volymer att andra metoder blir orimligt dyra.

Vid hantering av föroreningar i form av tungmetaller är det dock alltid frågan om allokering eftersom metaller är grundämnen och inte kan förstöras.



Figur 2 Struktur över olika hanteringsalternativ för förorenade sediment, inklusive nollalternativet.

3.2.1 Behandlingstekniker

In situ-behandling

Att hantera sedimenten *in situ* innebär behandling på plats. Exempel på potentiella tekniska lösningar är täckning, biologisk och kemisk behandling, förbiledning, invallning samt kemisk och termisk stabilisering. Teknikerna går antingen ut på att oskadliggöra föroreningar i sedimenten eller att minimera kontaktytan mellan sediment och vatten (Naturvårdsverket, 2003). Fördelen med dessa metoder är att de inte kräver att sedimenten tas upp, förbehandlas eller transporteras. *In situ*-behandling är därför ofta billigare och mindre komplex än alternativ som omfattar upptagning, transport, behandling och deponering. Metodens användbarhet begränsas bl.a. av den stora påverkan den medför på omgivande vattenmassor (Naturvårdsverket, 2003).

Ex situ-behandling

Vid *ex situ*-behandling måste sedimenten tas upp och transporteras till lämplig efterbehandlings- eller deponiplats. En variant är *ex situ* on site där muddermassorna behandlas i anslutning till upptagningsplatsen. Några fördelar med *ex situ*-behandlingar är att de kan genomföras under mer kontrollerade former och är mindre tidskrävande än *in situ*-behandlingar (Naturvårdsverket, 2003). Det finns många olika metoder för *ex situ*-behandling, i kapitel 3.2.2-3.2.5 beskrivs de tekniker som är relevanta för denna studie.

Förbehandling

Inför den slutliga behandlingen eller deponeringen kan materialet behöva bearbetas på olika sätt. Det kan till exempel röra sig om avvattnings-, konditionering eller fysikalisk separation (Naturvårdsverket, 2003). Avvattnings utförs i regel för att minska massa och volym muddermassor samt öka TS-halten och/eller hållfastheten. Konditioneringen är en sorts förbehandling inför avvattningen som går ut på att öka kvarhållningen av fast material under avvattningen, genom tillsats av flockningsmedel. Fysikalisk separation kan göras för att avlägsna stora stenar och skräp (t.ex. med hjälp av ett galler). Partiklarna i sediment skiljer sig åt i storlek, densitet och magnetism vilket utnyttjas i olika tekniker för fysikalisk separation (Naturvårdsverket, 2003).

Efterbehandling

Syftet med efterbehandlingsmetoder är att minska halten, mobiliteten och toxiciteten av föroreningar i sediment (U.S. EPA, 1994). Ett stort antal efterbehandlingsmetoder presenteras av Naturvårdsverket (2003):

- Termisk destruktion – innefattar förbränning, pyrolys, högtrycksoxidation och förglasning.
- Termisk desorption – metoder där flyktiga ämnen på olika sätt avskiljs genom upphettning.
- Extraktion – lösningsmedel används för att separera förorenade sediment i fraktionerna vatten, partiklar och organiska ämnen.
- Kemisk behandling – i syfte att förstöra föroreningar.
- Biologisk behandling – mikroorganismer används för att bryta ner föroreningar.
- Stabilisering/solidifiering – föroreningar immobiliseras genom kemisk reaktion eller fysikalisk inneslutning.

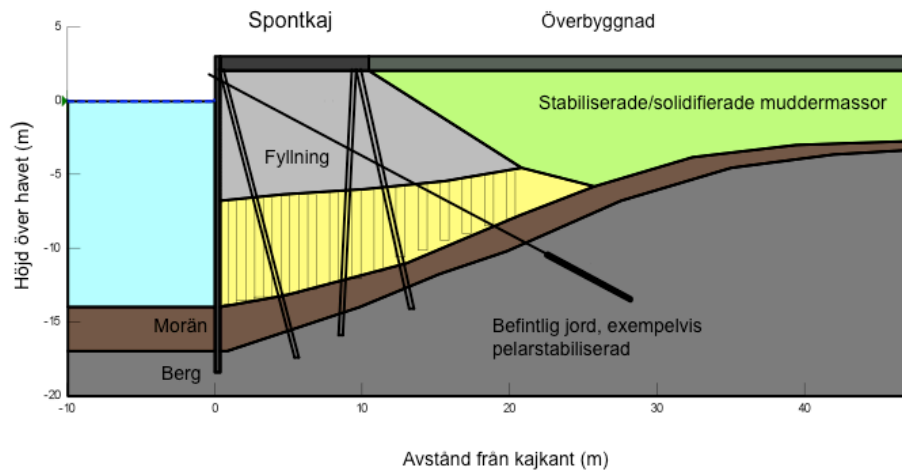
Av olika skäl (tekniska, ekonomiska etc.) tillämpas oftast en kombination av flera för- och efterbehandlingstekniker (Svedberg 2009, personlig kommunikation).

3.2.2 Nyttiggörande i hamnkonstruktion

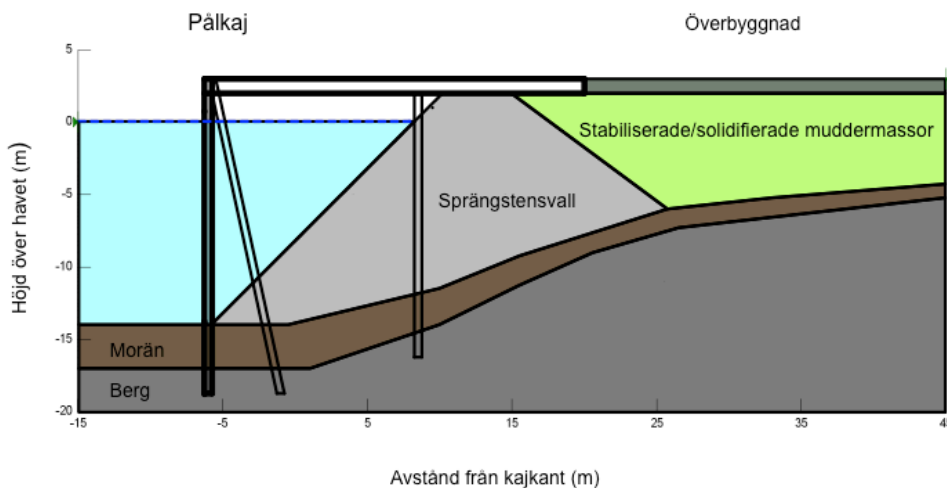
För att nyttiggöra muddermassorna i en hamnkonstruktion kan stabilisering/solidifiering användas. Med *stabilisering* avses att föroreningarna oskadliggörs genom kemisk reaktion. Det kan t.ex. åstadkommas genom att reagens, som leder till mer kemiskt stabila och svårlakbara föreningar, tillsätts. *Solidifiering* innebär en inblandning av bindemedel som ger upphov till en härdningsreaktion och föroreningarna innesluts därmed i den solida matrisen (Environment Agency, 2004). Det solida materialet har låg vattengenomtränglighet vilket gör att utlakning av föroreningar blir liten. Stabilisering/solidifiering kan anpassas till olika sedimenttyper och omgivningar och utföras både in situ och ex situ (on site eller off site) (Naturvårdsverket, 2007a).

Geokonstruktioner i hamnområden

Stabiliserade/solidifierade massor kan användas som material i geokonstruktioner vid till exempel hamnbyggen. Geokonstruktioner i hamnområden är på flera sätt unika och är anpassade efter platsspecifika omständigheter och krav. Konstruktionerna används ofta i kajer, pিরer och vid förstärkning av terminalytor (Holm m.fl., 2009). Figur 3 och Figur 4 illustrerar två exempel på geokonstruktioner i hamnområden med s/s muddermassor.



Figur 3 Exempel på geokonstruktion med stabiliserade/solidifierade muddermassor bakom en spontkaj (Holm m.fl., 2009, s.47).



Figur 4 Exempel på geokonstruktion med stabiliserade/solidifierade muddermassor bakom en pålkaj med sprängstensvall (Holm m.fl., 2009, s.47).

Val av bindemedel

Vid dimensionering av geokonstruktioner med s/s muddermassor måste recept på lämpligt bindemedel innefattas för att möta miljö- och hållfasthetskrav (Holm m.fl., 2009). Hur stor potentiell hållfasthetsnivå som kan åstadkommas beror på en rad faktorer så som muddermassornas jordart, kornstorleksfördelning, innehåll av organiskt material och vattenhalt. Det beror också på typ och mängd bindemedel (Magnusson m.fl., 2006). Det finns flera olika typer av bindemedel som är olika effektiva beroende på muddermassornas fysikaliska egenskaper och vilka typer av föroreningar som eventuellt förekommer. För att bestämma lämpligt bindemedel krävs noggrann platsspecifik undersökning och laborieförsök. Eventuellt krävs också fältstudier eller pilotprojekt (Naturvårdsverket, 2007a).

Rör det sig om s/s av metallförorenat material så finns det flera lämpliga processer och bindemedel tillgängliga. I de fall då materialet innehåller organiska föroreningar ställs högre krav på den platsspecifika undersökningen för att avgöra vilken process som är mest effektiv i det enskilda fallet.

Ett lämpligt tillsatsmedel till organiskt förorenade sediment kan vara aktivt kol, eftersom organiska föreningar tenderar att adsorberas till organiskt material. På så sätt stabiliseras föroreningarna och urlakning förhindras (Naturvårdsverket, 2007a). Naturvårdsverket (2007a) beskriver några olika processer och bindemedel som lämpar sig för s/s-tekniken:

- Puzzolan/Portland cement
- Modifierat svavelbaserat sediment
- Lösliga fosfater
- Järnoxid
- Vittrifiering
- Bitumenisering
- Emulsifierad asfalt
- Polyetylenextrudering

Teknikens utbredning

Att använda s/s tekniker för nyttiggörande i hamnkonstruktioner är relativt nytt i Sverige. Exempel på områden med s/s-projekt i Sverige är Örserumsviken i Västervik och Hammarby Sjöstad i Stockholm. En del projekt har även utförts i Finland och Norge (Naturvårdsverket, 2007a). Metoden är väl etablerad för jord, sediment och slam i bland annat USA och Storbritannien (Magnusson m.fl., 2006). År 1995 användes till exempel s/s-teknik i cirka 30 % av alla åtgärdsprojekt för förorenad jord inom EPS:s Superfund program (US Government contaminated land clean-up programme) (Naturvårdsverket, 2007a). Stabilisering/solidifiering har främst använts för att immobilisera oorganiska föroreningar, men metoden har även tillämpats på organiska föroreningar som TBT, PCB och PAH (Magnusson m.fl., 2006).

3.2.3 Tippning till havs

Det vanligaste och billigaste hanteringsalternativet är att deponera muddermassor till havs. När beslut om tippning till havs övervägs, görs en bedömning av muddermassornas föroreningsinnehåll och lokaliseringen av tippningsplatsen (Magnusson m.fl., 2006). Det är viktigt att genomföra en noggrann undersökning av bottenmiljön för den aktuella tippningsplatsen. För att undvika erosion på grund av vattenströmmar bör massorna läggas på en sedimentationsbotten (ackumulationsbotten) och inte på en erosionsbotten. Andra faktorer som påverkar områdets lämplighet för deponering är hydrodynamik, bottenens geotekniska egenskaper och förekomst av bioturbation (Naturvårdsverket, 2003).

Hur massorna tippas har stor inverkan på miljökonsekvensen av verksamheten, eftersom det påverkar grumlingsgraden och den geografiska spridningen av materialet (Naturvårdsverket, 2003). Exempel på tippningstekniker är direkt tippning, då massorna töms från botten på en pråm, och kontinuerlig utpumpning, då massorna pumpas till tippplatsen i slurryform via rörsystem (Miljösamverkan Sverige, 2006). För att minska spridningen av partiklar bör utpumpningen ske så nära botten som möjligt (Naturvårdsverket, 2003). När muddermassorna når botten kan de antingen flyta ut, blanda sig med befintliga sediment eller bilda en sammanhållen bank. Hur massorna kommer att bete sig beror bl.a. på sedimentets kornstorlek och densitet, muddringsmetod, tippningsmetod, samt utpumpningsnivå (Naturvårdsverket, 2003).

Föroreningsspridning

Spridning av föroreningar kan ske via partiklar som bundit föroreningar eller via läckage från de tippade muddermassorna. Föroreningstransporten sker genom en komplex kombination av kemiska, fysikaliska och biologiska processer (Tabell 2).

Täckning

För att begränsa föroreningarnas tillgänglighet kan täckning vara ett komplement till deponering till havs. Metoden innebär att de tippade muddermassorna skyddas av ett täckmaterial, vanligen oförorenade muddermassor bestående av sand, siltig sand, siltig lera eller silt, vilket minimerar kontakten mellan de förorenade massorna och den akvatiska miljön (Naturvårdsverket, 2003).

För att få en uppfattning om hur beständig täckningen kan bli är det viktigt att undersöka täckmaterialets kemiska och fysikaliska egenskaper, till exempel erosions- och konsolideringsegenskaper, porositet och organogehalt. Täcklagrets tjocklek måste vara tillräcklig för att för att bottenlevande djur inte ska kunna ta sig ner till de förorenade massorna och orsaka bioturbation (Naturvårdsverket, 2003). Både den direkta och långsiktiga miljöbelastningen bör beaktas vid beslut om täckning av tippade muddermassor. Täckningen medför i sig en viss miljöbelastning, vilket de långsiktiga miljövinsterna genom motverkande av föroreningsläckage kanske kan kompensera för (Naturvårdsverket, 2003).

3.2.4 Invallning

Invallning går ut på att ett område med förorenade sediment avgränsas med hjälp av en vall och på så sätt begränsas föroreningstransporten från området. Vallen hindrar transport av suspenderat material via vattenströmmar och vattenutbytet mellan det invallade området och övriga vattenmassor minskar (Naturvårdsverket, 2003). Invallningar är lämpliga i områden som redan avgränsas av en strandlinje där det inte krävs så stor insats för att stänga in det förorenade området. En kartläggning av de hydrogeologiska förhållandena (tillrinning av yt- och grundvatten samt eventuella läckagevägar) och de geotekniska förutsättningarna på platsen måste genomföras inför invallningen (Naturvårdsverket, 2003). Några av de krav som ställs på en permanent invallning är: en tillräcklig höjd för att undvika överströmning (även efter sättningar och vid höga vattenstånd), ett bra skydd mot erosion av bl.a. vågkrafter och is, samt en begränsad vattenomsättning (Naturvårdsverket, 2003).

Invallningar kan utföras på många olika sätt och kan anpassas utifrån de geotekniska och hydrogeologiska förutsättningarna på platsen (Naturvårdsverket, 2003). Om invallningen kombineras med muddring, d.v.s. muddermassor tippas innanför vallen, blir den en deponi och bör då uppfylla miljöskyddskraven för deponering enligt Förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512). Metoden kan kompletteras med *avvattning* av muddermassorna eller *täckning*, se 3.2.1 resp. 3.2.3. Överföringen av muddermassor innebär i regel att en stor mängd vatten måste pumpas bort från invallningsområdet. Det bortförda vattnet innehåller ofta höga halter suspenderat material vilket medför en föroreningsrisk. Vattnet kan alltså behöva renas innan det leds till recipienten (Naturvårdsverket, 2003).

Eftersom invallade områden generellt utgör en föroreningspotential under lång tid är det viktigt att de blir stabila, beständiga och relativt underhållsfria. Vanligtvis går detta att åstadkomma med grundliga platsundersökningar och noggranna utredningar innan konstrueringen av vallen påbörjas (Naturvårdsverket, 2003).

3.2.5 Deponering på land

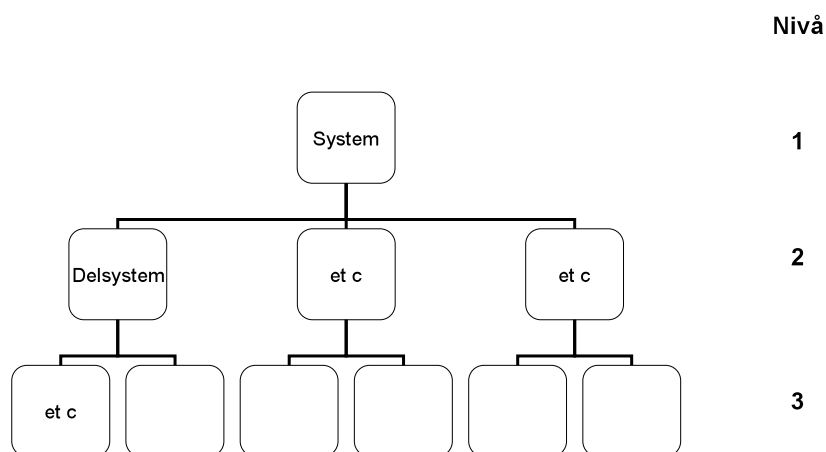
Ett alternativ är att deponera de förorenade muddermassorna på land. Muddermassorna måste i så fall undersökas noga för att avgöra om de får deponeras och vilken typ av krav som ska ställas på deponin (Elander, 2004). Förorenade sediment klassas som avfall eller farligt avfall enligt Avfallsförordningen (SFS 2001:1063).

En deponi är en upplagsplats för avfall som uppfyller kraven i Förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512). Det finns tre klasser av deponier, deponi för farligt, icke-farligt resp. inert avfall. Deponierna klassificeras beroende på avfallens innehåll och risk för urlakning och kraven på lokalisering och utformning skiljer sig åt mellan deponiklasserna (Elander, 2004).

Om muddermassorna inte godkänns för deponering kan någon form av förbehandling, som förändrar massornas egenskaper, tillämpas för att uppfylla kraven för deponi. Ett exempel på förbehandling är avvattning som höjer TS-halten och ökar hållfastheten (Naturvårdsverket, 2003). Muddermassorna kan också delas upp i fraktioner för farligt, icke-farligt och inert avfall och volymen farligt avfall som måste deponeras minskar, vilket kan innebära en ekonomisk besparing (Elander, 2004).

3.3 MILJÖSYSTEMANALYS

Med ”system” menas ett antal komponenter som är förenade i en helhet. De olika komponenterna påverkar varandra genom sina egenskaper och bildar en helhet vars egenskaper skiljer sig från de enskilda komponenternas (Gustafsson m.fl., 1982). Ett exempel på ett system är trafiken som består av bilar, cyklar, bussar och andra fordon (komponenter). Varje sådan komponent kan i sin tur utgöra ett eget system, bilen består t.ex. av en rad mindre komponenter som motor, hjul, kaross etc. På så vis skapas en hierarkisk struktur med aggregationsnivåer där varje system är en komponent i ett överordnat system, se Figur 5



Figur 5 Hierarki. Ett system betraktat på olika nivåer (Gustafsson m.fl., 1982, s.17).

Miljö är ett annat system som med fördel kan delas upp i delsystem och komponenter för att skapa förståelse kring hur saker och ting hänger ihop.

Det främsta målet med miljösystemanalys är att skapa beslutsunderlag. Resultaten från en systemanalytisk studie betraktas som en *del* av ett beslutsunderlag eftersom flera aspekter måste värderas och jämföras mot varandra (Moberg m.fl., 1999). En viktig funktion (transformfunktionen) inom miljösystemanalysen är att identifiera väsentliga problem samt att göra information från olika vetenskapsområden tillgänglig för beslutsfattare. Transformfunktionen fyller också en viktig funktion genom att komprimera informationsmängden för beslutsfattarna, vars problem generellt inte är brist på information utan snarare det omvända (Moberg m.fl., 1999).

3.3.1 Miljösystemanalytiska verktyg

Det finns en rad olika metoder för att beskriva hur hänsyn kan tas till hållbar utveckling och miljöaspekter i olika beslutssituationer. Val av metod beror på typ av data, frågeställning, informationsbehov, resurser etc. I föreliggande studie har verktygen som diskuteras i Moberg et al (1999) studerats. En översiktlig beskrivning av dessa finns i Bilaga D.

När bedömning av en verksamhets miljöpåverkan skall utföras, är det viktigt att ett relevant beslutsunderlag tas fram. Utifrån val av objekt och systemgräns kan ett (eller flera) verktyg väljas (Moberg m.fl., 1999; Svedberg & Mácsik, 2009). Ofta måste hänsyn tas till många olika dimensioner av problemet. Ett första steg är att ta reda på vilka frågor som ska besvaras och utifrån dem identifiera vad som bör mätas och hur.

3.3.1.1 Indelning utifrån miljöeffektkategorier

Ett sätt att dela in olika typer av miljöpåverkan är att använda miljöeffektkategorier. Denna typ av klassificering är kvalitativ och innebär alltså att miljöbelastningen grupperas utan hänsyn till mängd eller flödesstorlek. Miljöeffektkategorierna kan delas in i tre övergripande grupper (Rydh m.fl., 2002):

- Användning av naturresurser
- Hälsoeffekter
- Ekologiska effekter

Tabell 3 visar 15 olika miljöeffektkategorier som är framtagna för att täcka den miljöpåverkan som en verksamhet kan ge upphov till. Varje kategori kan sedan delas in i underkategorier t.ex. baserat på olika tidsperspektiv (Rydh m.fl., 2002).

Tabell 3 Exempel på miljöeffektskategorier (Rydh m.fl., 2002)

Kategori (nr)	Huvudgrupp	Miljöeffektskategori	Förklaring
1	<i>Användning av naturresurser</i>	Energi och material	Uttag av ändliga resurser, energiförbrukning och motsvarande emissioner
2	<i>Användning av naturresurser</i>	Vatten	Ianspråktagande av vatten
3	<i>Användning av naturresurser</i>	Landområden	Ianspråktagande av land
4	<i>Hälsoeffekter</i>	Toxikologisk påverkan	Innehåll, lakning och effekt (dos-respons) på människa
5	<i>Hälsoeffekter</i>	Icke toxikologisk påverkan	Buller, fysikalisk/mekanisk påverkan som leder till effekter på människa
6	<i>Hälsoeffekter</i>	Påverkan på arbetsmiljö	Damning, buller, strålning
7	<i>Ekologiska effekter</i>	Global uppvärmning	Emissioner som leder till klimatpåverkan, t.ex. CO ₂
8	<i>Ekologiska effekter</i>	Nedbrytning av stratosfäriskt ozon	Emissioner som påverkar ozonlagret, t.ex. klorerade och bromerade substanser
9	<i>Ekologiska effekter</i>	Försurning	Emissioner med försurningspotential
10	<i>Ekologiska effekter</i>	Eutrofiering	Emissioner med övergödningspotential
11	<i>Ekologiska effekter</i>	Foto-oxiderande påverkan	Emissioner till biosfären som påverkar människans hälsa och växters respiration ex. marknära ozon
12	<i>Ekologiska effekter</i>	Ekotoxikologisk påverkan	Innehåll, lakning och effekt (dos-respons) på organismer, population och ekosystem
13	<i>Ekologiska effekter</i>	Habitatpåverkan och biologisk mångfald	Aktiviteter och emissioner med direkt påverkan på habitat och diversitet (många andra kategorier kan komma att påverka habitat och diversitet i ett andra led)
14	<i>Övriga flöden</i>	Inflöden som inte faller under systemgränsen, mellan tekniskt system och naturen	T.ex. då indata saknas
15	<i>Övriga flöden</i>	Utflyten som inte faller under systemgränsen, mellan tekniskt system och naturen	T.ex. då utdata saknas

I Bilaga D beskrivs ett antal miljöbedömningsverktyg som är olika användbara beroende på vad (t.ex. resursanvändning, emissioner, buller) som ska bedömas och på vilken nivå (t.ex. global eller platspecifik påverkan) bedömningen ska utföras.

För att få ett fullständigt beslutsunderlag behöver ofta olika bedömningsnivåer studeras. Därmed behövs en kombination av flera miljöbedömningsverktyg (Naturvårdsverket 2006). Roth & Eklund (2003) och Svedberg & Mácsik (2009) delar in miljöbedömningsverktyg i fyra nivåer efter vilka miljöeffektkategorier de bedömer: *Materialnivå*, *platspecifik nivå*, *begränsad livscykelnivå*, och *industriell nivå*. Naturvårdsverket (2006) har modifierat indelningen något och anpassat den till förorenade områden. Där görs följande gruppering: *lokal materialnivå*, *lokal miljöbedömningsnivå*, *global miljöbedömningsnivå* och *regional markplaneringsnivå*. Här används benämningen enligt Roth & Eklund (2003).

Materialnivå

På materialnivå bedöms ett material (ex. jord, sediment, restprodukter) vid olika typer av exponering och syftet är att bedöma risker utifrån materialets innehållande ämnen. Kemiska och fysikaliska egenskaper, lakbarhet, föroreningstyp och biotillgänglighet är några faktorer som ofta studeras på denna nivå (Naturvårdsverket, 2006). Verktyg på materialnivå kan t.ex. användas för att bestämma en acceptabel dos för ett skyddsobjekt i en given situation, eller för att klassificera avfall och förorenade områden. Dessa verktyg är ofta av absolut typ, eftersom bedömningsgrunden är kopplad till värden som representerar acceptabla halter av substansen/ämnet (Svedberg & Mácsik, 2009). Riskbedömningar för hälsa och/eller miljö är vanliga miljöbedömningsverktyg på denna nivå. Vanligen bedöms påverkan på miljöeffektkategorierna 4 och 12 (se Tabell 3) (Svedberg & Mácsik, 2009).

Platsspecifik nivå

På platspecifik nivå tas hänsyn till den aktuella platsen där miljöpåverkan sker. I platspecifika verktyg kan i princip alla miljöeffektkategorier tas upp men fokus ligger, även här, vanligen på kategori 4 samt 12 (Svedberg & Mácsik, 2009). Faktorer som studeras är exempelvis omgivningens förmåga att transportera föroreningar, bakgrundshalter, massflöden och exponering för människor och miljö. Andra aspekter som kan vara avgörande på den platspecifika nivån är människors oro och intressekonflikter (Naturvårdsverket, 2006b).

Det är framförallt två typer av verktyg som är aktuella på den platspecifika nivån, miljö- och hälsoriskbedömningar (ERA och HRA) och miljökonsekvensbeskrivningar (MKB). Miljö- och hälsoriskbedömningar på platspecifik nivå kan ses som en utökning av motsvarande bedömning på materialnivå där platspecifika aspekter inkluderas (Svedberg & Mácsik, 2009). Miljökonsekvensbeskrivningar är ett lagstadgat verktyg som kan inkludera många olika effektkategorier. Det färdiga MKB-dokumentet ska innehålla en beskrivning den tilltänkta verksamhetens direkta och indirekta miljöpåverkan. För att uppnå detta krävs ofta en tillämpning av flera miljöbedömningsverktyg inom MKB. Till exempel kan ett kostnad-nyttaperspektiv (se CBA, Bilaga D) tillämpas där lokal miljöförbättring av en åtgärd vägs mot kostnaden för åtgärden (Naturvårdsverket, 2006b).

Begränsad livscykelnivå

I det begränsade livscykelperspektivet studeras miljöpåverkan i ett mer övergripande perspektiv än i de tidigare två fallen. Miljöpåverkan studeras i ett bredare tids- och rumsligt perspektiv och hänsyn tas till bl.a. utsläpp av växthusgaser, energianvändning och avfalls- generering (Naturvårdsverket, 2006b). I princip alla miljöeffektkategorier kan tillämpas på livscykelnivån och beroende på situation kan relevanta effektkategorier väljas ut. Vad som avses med begreppet *begränsad livscykelnivå* är att endast de relevanta kategorierna för det aktuella fallet väljs ut (Roth, 2005). Livscykelanalys (LCA) är ett etablerat verktyg med etablerade standards som bedömer miljöpåverkan ur ett ”från vaggan till graven” perspektiv. Olika scenarier kan jämföras med varandra vilket leder till en relativ bedömning.

Andra exempel på verktyg som kan tillämpas på denna nivå är substans- och materialflödesanalyser, vilka också kan utgöra viktiga delar i en LCA (Svedberg & Mácsik, 2009).

Industriell nivå

Den bredaste bedömningsnivån är den industriella nivån vilken främst hanterar miljöpåverkan som är knuten till miljöeffektkategorierna inom resurs- och markanvändning (kategori 1-3). Här bedöms påverkan på större system, t.ex. regioner. Strategiska miljöbedömningar (SMB) kan användas för att bedöma miljöeffekterna när planer och program utformas. Ekologiskt fotavtryck (EF) är ett annat exempel på verktyg som kan tillämpas på industriell nivå.

De olika miljöeffektkategorierna, miljöbedömningsnivåerna och tillhörande verktyg sammanfattas och grupperas i Figur 6.

Kategori (nr)	Miljöeffektkategori	Miljöbedömningsverktyg								
		ERA/HRA	MKB	CBA	LCA	SFA	MFA	SMB	EF	
1	Energi och material		X	X	X		X	X	X	
2	Vatten		X	X	X		X	X	X	
3	Landområden		X	X	X		X	X	X	
4	Toxikologisk påverkan	X	X	X	X	X		(X)	(X)	
5	Icke toxikologisk påverkan	X	X	X	X	X		(X)	(X)	
6	Påverkan på arbetsmiljö	X	X	X	X	(X)		(X)	(X)	
7	Global uppvärmning		X	X	X	X		(X)	(X)	
8	Nedbrytning av stratosfäriskt ozon		X	X	X	X		(X)	(X)	
9	Försurning		X	X	X	X		(X)	(X)	
10	Eutrofiering		X	X	X	X		(X)	(X)	
11	Foto-oxiderande påverkan		X	X	X	X		(X)	(X)	
12	Ekotoxikologisk påverkan	X	X	X	X	(X)		(X)	(X)	
13	Habitatpåverkan och biologisk mångfald		X	X	X	X		(X)	(X)	
14	Inflöden som inte faller under systemgränsen, mellan tekniskt system och naturen		(X)	(X)	(X)					
15	Utflyden som inte faller under systemgränsen, mellan tekniskt system och naturen		(X)	(X)	(X)					

Figur 6 Exempel på verktyg med korresponderande miljöeffektkategorier i relation till miljöbedömningsnivåer. Omarbetning från Svedberg & Mácsik (2009).

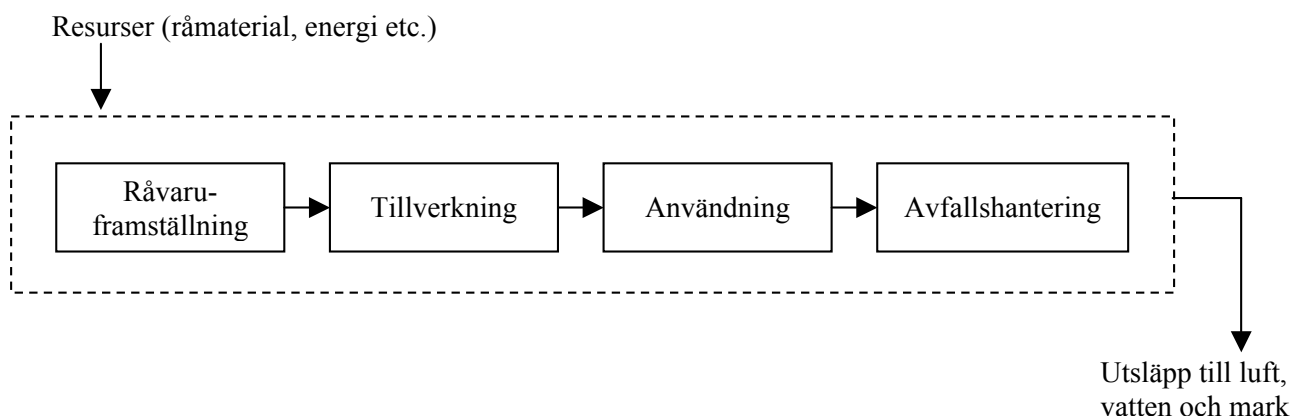
Syftet med presentationen av de miljösystematiska verktygens användningsområden har varit att belysa de många olika metoder som finns för att skaffa kunskap om olika typer av miljöpåverkan. Val av objekt och mål med studien är några viktiga faktorer som avgör vilket eller vilka verktyg som kan vara användbara. Det är viktigt att identifiera vilken typ av fråga man vill svara på och välja verktyg utifrån frågeställningen. Vidare var syftet att sätta miljörisikanalys och livscykelanalys som är de verktyg detta arbete kommer att fokusera på i fortsättningen, i ett större sammanhang.

3.3.2 Val av verktyg

I miljöbalkens hänsynsregler 2 kap. 4-6 § framgår det att en verksamhetsutövare är skyldig att undvika kemiska substanser som kan utgöra en fara för människors hälsa och miljö, hushålla med råvaror och energi, utnyttja möjligheterna till återanvändning samt välja en plats för verksamheten så att miljöpåverkan blir så liten som möjligt (MB, SFS 1998:808). För att studera miljöpåverkan av de olika hanteringsalternativen för förorenade muddermassor har därför de miljösystemanalytiska verktygen livscykelanalys (LCA) samt miljöriskanalys valts ut. Föreliggande arbete fokuserar på platsspecifik miljöpåverkan och kommer mest att studera miljöriskanalys. LCA kommer endast att beröras översiktligt eftersom den globala miljöpåverkan i sammanhanget beskrivs i ett examensarbete av Simon (2008).

3.3.3 Livscykelanalys

Livscykelanalys är samlingsnamnet för de miljösystemanalyser som beskriver en produkts resursanvändning och miljöpåverkan från utvinning av råvaran, via produktion, transporter och användning, till avfallshanteringen (Figur 7). ”Produkt” innefattar här både varor och tjänster (Baumann & Tillman, 2004).



Figur 7 Principiell bild av livscykeln för en generell produkt (Simon, 2008, s.8).

I en LCA beskrivs de flöden (både in- och utflöden) som sker över systemgränserna. De flödena som ger störst respektive minst bidrag till den totala miljöpåverkan som produkten medför, identifieras också.

Livscykelanalyser kan t.ex. användas för att ta reda på i vilken del av en produkts livscykel som störst miljöpåverkan sker eller hur miljöpåverkan ändras vid ändrade teknik- och materialval. Hur omfattande och detaljerad en LCA ska vara bestäms av syftet med analysen, tidsramar, resurser m.m. (Rydh m.fl., 2002).

Livscykelanalys är en vedertagen metod med utvecklade ISO (International Organisation for Standardisation) standarder. Den s.k. ISO14040-serien beskriver uppbyggnad och strukturer av LCA och utifrån den delas LCA upp i fyra delar:

1. *Definition av mål och omfattning.* Inkluderar definition av syfte, antaganden och avgränsningar (ISO 14041:1998).
2. *Livscykelinventering.* Innefattar kvalitativ och/eller kvantitativ sammanställning av in- och utflödesdata av material och energi för alla steg i systemet (ISO 14041:1998).
3. *Miljöpåverkansbedömning.* Omfattar klassificering, karaktärisering och ev. viktning av miljöpåverkan (ISO 14042:2000).
4. *Resultattolkning.* Resultatet från del 1-3 tolkas i relation till avgränsningar, osäkerheter och studiens syfte (ISO 14043:2000).

Genomförandet av en LCA bör inte betraktas som ett linjärt förlopp utan istället som en iterativ process där tolkningar, mål och omfattning kan behöva omprövas under arbetets gång (Baumann & Tillman, 2004).

Eftersom föreliggande arbete ska fokusera på jämförelser av platsspecifika föroreningsrisker för miljön är miljöeffektskategori nr 12 som tar upp ekotoxikologisk påverkan mest intressant. Med ekotoxikologi avses studier av toxisk påverkan på ekosystem, djur (inklusive människor), växter och mikroorganismer (Öberg, 2009). Ekotoxicitetspotential beskrivs mer utförligt i avsnitt 3.4.3.1.

3.3.4 Miljöriskanalys

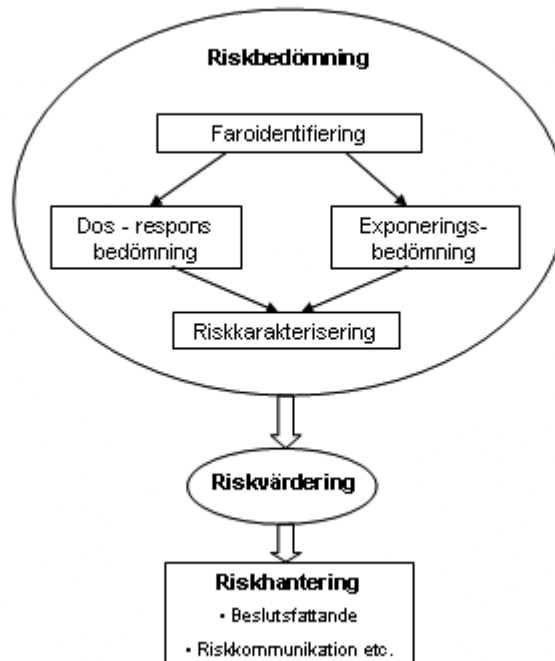
För att en miljörisk ska existera krävs en föroreningskälla som kan frigöra ämnen. Dessa ämnen måste sedan transporteras via något media till en mottagare där ämnet medför någon typ av negativ konsekvens. I miljösammanhang betraktas risker alltså som en obruten kedja av händelser enligt följande:

Föroreningskälla → Transport → Mottagare

Om händelsekedjan är bruten någonstans så existerar det inte någon risk (Naturvårdsverket, 2006b). Syftet med analysen av miljö- och hälsorisker är att bedöma hur sannolikt det är att en miljö- eller hälsoeffekt uppkommer på grund av exponering från ett visst ämne (Nilsson, 2003).

I föreliggande arbete betraktas hela kedjan i Figur 8 som *miljöriskanalys*, medan processerna i den översta ellipsen betraktas som *miljöriskbedömning*. Riskbedömningar utförs i de flesta fall stegvis. Omfattningen och inriktningen på riskbedömningen kan anpassas så att rimlig ambitionsnivå och säkerhetsnivå uppnås. Inför varje nytt steg bör en värdering göras om vidare undersökningar är motiverade eller inte (Naturvårdsverket, 2007c).

Den förenklade riskbedömningen kan gå ut på att uppmätta halter jämföras mot bakgrundsvärden eller generella riktvärden. Syftet är att göra en första kvantitativ bedömning av föroreningsriskerna. Informationen om platsen ofta är begränsad vid riskbedömningar på den här nivån, vilket medför stora osäkerheter. Därför bör säkerhetsmarginaler läggas till så att osäkerheten i viss mån kompenseras och så att inte föroreningsriskerna underskattas (Naturvårdsverket, 2007c). Figur 8 visar en generell bild av en mer fördjupad miljöriskanalysprocess.



Figur 8 Processen för en miljöriskanalys (Hartlén m.fl., 1999, s. 4). Min översättning.

Riskbedömningen inleds med en *faroidentifiering*, d.v.s. riskkällorna i systemet identifieras. Det kan till exempel innebära att ta reda på om en substans kan medföra skadliga effekter på människa eller miljö och i så fall vilka egenskaper hos ämnet som orsakar effekterna (Nilsson, 2003). I faroidentifieringen är det väsentligt att definiera vad som ska skyddas, hur ”skada” definieras och vilket tid- och rumsligt perspektiv som ska appliceras. För att identifiera faror krävs, dels kunskaper om organismen/systemet/populationen som ska skyddas och dels om själva faran och möjliga exponeringsvägar (Öberg, 2009). I huvudsak tillämpas toxikologiska och epidemiologiska studier (Nilsson, 2003).

Nästa steg är *exponeringsbedömningen*, där graden av kontakt mellan skyddsobjekt och riskkälla identifieras. Det vill säga kontaktens storlek, frekvens och varaktighet skattas (Öberg, 2009).

Öberg (2009) ställer upp fem frågor som behöver besvaras i en exponeringsbedömning:

- Vilket är skyddsobjektet?
- Vilket agens² avser exponeringen?
- Vilka källor finns som sprider detta agens?
- Vilka möjliga transportvägar finns mellan källa och skyddsobjekt?
- Hur sker upp-/intaget i skyddsobjektet?

I detta steg uppskattas även de ämneshalter av farliga ämnen för vilka skyddsobjekten kan exponeras (Hartlén m.fl., 1999). Det är viktigt att både direkt och indirekt exponering utreds (Nilsson, 2003).

Dos-responsbedömningen går ut på att uppskatta antalet individer i en grupp som drabbas av en viss effekt vid en viss exponering. Genom att mäta mängden substans i det organ där effekten uppkommer kan den kritiska dosen bestämmas (Nilsson, 2003).

I riskbedömningens sista steg, *riskkaraktäriseringen*, vägs information från de tidigare momenten samman. Syftet är att, med hjälp av att kombinera dos-responsbedömningen och exponeringsbedömningen, bestämma vilka effekter risken kan ge upphov till. Här görs den sammanvägda bedömningen av sannolikheten för att en oönskad händelse ska inträffa och konsekvensen av händelsen. Ofta blir resultatet en kvantitativ eller kvalitativ beskrivning av risken (Hartlén m.fl., 1999; Nilsson, 2003; Öberg, 2009). Det är viktigt att dataunderlaget och osäkerheterna i bedömningen diskuteras (Öberg, 2009).

Riskbedömningen följs sedan av en *riskvärdering* som har till uppgift att avgöra om risken är acceptabel eller ej. Värderingen innebär även att sätta risken i relation till andra risker (Öberg, 2009). För att bedömningen ska utgöra ett relevant beslutsunderlag är det viktigt att redogöra för vilka antaganden och osäkerheter som förekommer i analysen och i resultatet (Nilsson, 2003). Sista steget kallar Hartlén m.fl. (1999) för ”*risk management*” (riskhantering på svenska) vilket är ett brett begrepp som används i olika miljöproblemsammanhang. Öberg (2009) och Naturvårdsverket (2006b) inkluderar ex. riskvärderingen som ett steg i riskhanteringen. I detta fall syftar riskhantering eller ”*risk management*” på beslutsfattande, alltså den process där ex. myndigheter tar beslut som är kopplade till risker. Beslutet väger förutom riskvärderingen in fler aspekter t.ex. sociala, ekonomiska, och tekniska aspekter. Etiska och politiska värderingar kan också spela roll i beslutsprocessen (Hartlén m.fl., 1999).

I kapitel 3.4 diskuteras riskbegreppet samt värdering och jämförelser av risker mer ingående.

3.4 ANALYS, VÄRDERING OCH JÄMFÖRELSE AV RISKER

3.4.1 Riskteori

Riskbegreppet är omdiskuterat och har ingen entydig betydelse, vilket gör att det lätt kan misstolkas. I dagligt tal likställs ofta risk med en potentiell fara som eventuellt kan drabba oss. Risk kan beskrivas som *sannolikheten* för att en oönskad händelse ska inträffa samt *konsekvensen* av händelsen (Nilsson, 2003).

² Verksam faktor/substans

Tekniskt perspektiv

När risk studeras utifrån ett tekniskt perspektiv eftersträvas objektivitet. Syftet är att svara på tre frågor, nämligen: Vilka scenarion (S), kan inträffa? Vilka är händelsens konsekvenser (X)? Hur stor är sannolikheten att händelsen inträffar (L)? Dessa parametrar kan formuleras till ett matematiskt uttryck för risk (R) som representerar summan av svaren på de tre frågorna (ekvation 1) (Kaplan, 1997).

$$R = \{ \langle S_i, L_i, X_i \rangle \}_c \quad (1)$$

Där i representerar det i te scenariot och c står för complete, d.v.s. summan av alla intressanta scenarier.

Risken kan även uttryckas som *väntevärdet* av konsekvensen. Väntevärdet är summan av produkterna av de olika konsekvenserna och sannolikheterna. Detta kan vara en lämplig metod om sannolikhet och konsekvens anses lika betydelsefulla, d.v.s. att en procentuell förändring i någon av dem skulle medföra en lika stor procentuell förändring av risken (Riskkollegiet, 1991). Det tekniska synsättet fokuserar ofta på en eller några få aspekter och ingen hänsyn tas till hur olika personer värderar konsekvenser av risker (Nilsson, 2003).

Socialkonstruktivistiskt perspektiv

En vanlig kritik mot det tekniska synsättet är att det ger en allt för generaliserad bild av den väldigt komplexa riskproblematiken (Nilsson, 2003). Inom det socialkonstruktivistiska perspektivet behandlas kulturella, sociala och psykologiska aspekter vilket innebär en mer subjektiv bedömning av risk. Förespråkare av den socialkonstruktivistiska utgångspunkten menar att exempelvis personliga erfarenheter och värderingar påverkar hur individer upplever och värderar risker, vilket medför att dessa faktorer bör beaktas vid riskbedömning (Nilsson, 2003).

3.4.2 Riskuppfattning

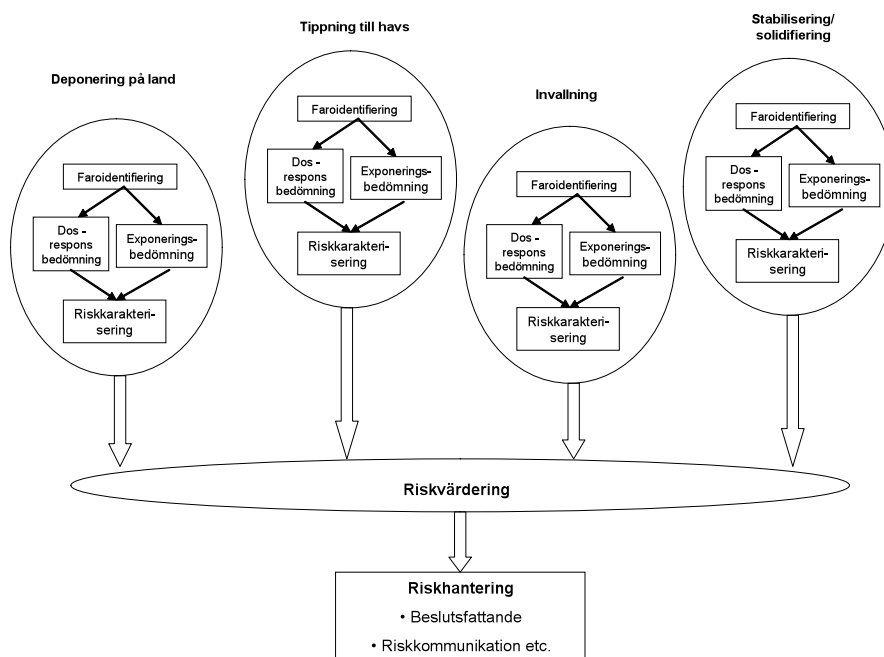
Det finns ofta en motsättning mellan upplevd risk och vetenskapligt uppskattad risk vilket medför problem inte minst när kunskap om risker ska förmedlas (Riskkollegiet, 1991). Hos individer förknippas risker ofta med en oro som sällan är proportionell till riskens storlek. Många känner till exempel en större oro för att flyga än för att åka bil, trots att flygning statistiskt sett är säkrare än bilåkning (Riskkollegiet, 1991). Möjligheten man tror sig ha att kunna påverka risksituationen och hur allvarlig konsekvensen är spelar stor roll för riskupplevelsen. Forskning tyder på att nya situationer upplevs som mer riskfyllda än välkända situationer. Influenser från media har visat sig vara betydelsefulla när det gäller människors benägenhet att värdera/acceptera risker (Riskkollegiet, 1991).

3.4.3 Karaktärisering och jämförelser av föroreningsrisker

Rent praktiskt kan riskanalysen genomföras på ett par olika sätt. De tre övergripande kategorierna är kvantitativa, kvalitativa respektive semi-kvantitativa analyser. Kvantitativa analyser strävar efter att sätta ett numeriskt värde på risken, medan kvalitativa analyser är mer beskrivande och anger om risken är stor eller liten. Den semi-kvantitativa analysen är en kombination av den kvalitativa och den kvantitativa analysen (Nilsson, 2003).

I en valsituation kan olika risker behöva jämföras. Grunden för en riskjämförelse är att försöka utreda vilka riskkällor som är farligast. Risker kan även behöva jämföras när underlag för skyddsinsatser och samhällsprioriteringar ska tas fram (Riskkollegiet, 1991).

När det gäller förorenade markområden måste ofta olika åtgärdsalternativ jämföras så att den metod som är bäst lämpad för den aktuella platsen kan väljas. I sammanhanget med allokering av förorenade muddermassor är problemet mer komplicerat eftersom de olika alternativen också medför påverkan på olika platser. Situationen innebär att både olika tekniker och olika platsers skyddsvärde måste jämföras. Figur 9 illustrerar miljöriskanalysprocessen avseende bedömning av föroreningsrisker för olika hanteringsalternativ för muddermassor.



Figur 9 Principskiss av miljöriskanalysprocessen för olika hanteringsalternativ för muddermassor. Viktigt att komma ihåg är att de olika alternativen också innebär påverkan på olika platser.

Naturvårdsverket (2006b) diskuterar hur värderingar och jämförelser av risker kan presenteras. Det framgår att redovisning bör ske så att olika alternativ kan jämföras och att skillnaderna mellan alternativ tydligt framgår och är transparenta. Hur detta ska göras finns det dock inget bra svar på. Det framförs en del kritik mot användning av s.k. poängsystem eftersom siffror lätt upplevs som sanningar och godtyckliga värderingar av exempelvis teknik och miljö, som kan vara svåra att genomskåda, ligger ofta bakom poängsättningen (Naturvårdsverket, 2006b).

Beslutsunderlag

Riskjämförelsens främsta syfte är att ligga till grund för ett beslut. Komplexa beslutsproblem behöver brytas ner i hanterbara delar och presenteras på ett lättöverskådligt sätt. Det kan t.ex. göras men hjälp av listor, beslutsmatriser, beslutsträd och influensdiagram. Ett exempel på en beslutsmatris visas i Tabell 4.

Tabell 4 En beslutsmatris med tre alternativ, tre attribut och värdering av alternativen i relation till attributen (Öberg, 2009, s. 315).

	Miljö	Hälsa	Ekonomi
Alternativ A	++	+-	+-
Alternativ B	+-	+	+
Alternativ C	-	+	++

3.4.3.1 Jämförelser med hjälp av LCA och ekotoxicitetspotential

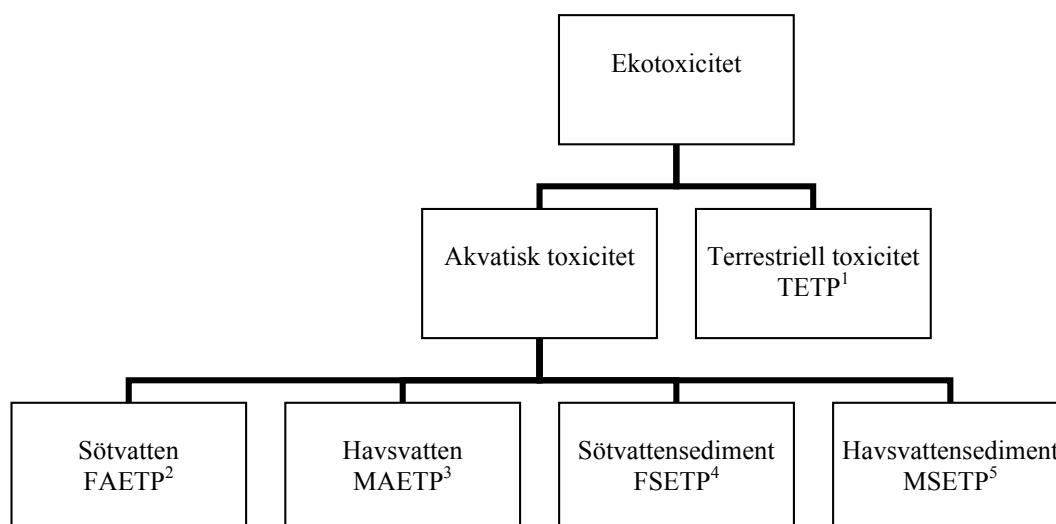
Ekotoxicitetspotential är *en* miljöeffektskategori som används för att bedöma miljöpåverkan inom livscykelanalys (LCA). I en LCA multipliceras all data under respektive miljöeffektskategori med en faktor (påverkan på växthuseffekten uttrycks ex. i koldioxidekvivalenter). Emissionerna uttrycks på så sätt i samma enhet och storleken på dem kan därmed jämföras inom respektive kategori (Baumann & Tillman, 2004).

Då karaktäriseringsfaktorer för ekotoxicitetspotential bestäms, beaktas aspekter som dos, upptag, exponering och slutdestination för substanserna. De olika karaktäriseringsmetoderna skiljer sig åt beroende på hur effekt definieras och i vilken utsträckning substansernas transportväg och slutliga destination inkluderas (Baumann & Tillman, 2004).

Än så länge finns inget konsekvent system för att karaktärisera de toxikologiska föreningarna. Utvecklingen begränsas dessutom av brist på ekotoxikologiska data så som dos-effekt värden och bakgrundsvärden. Situationen gör att uppskattningarna blir osäkra, vilket i viss mån kan kompenseras genom att lägga på säkerhetsmarginaler (Baumann & Tillman, 2004).

En metod som tar hänsyn till att substansernas påverkan på ekosystemen skiljer sig åt beroende på om utsläppet sker i luft, mark eller vatten är USES-LCA modellen (Guinée, 2002). I den har kategoriseringsfaktorer utvecklats beroende på emissionsmedium och hänsyn tas även till olika ämnens fördelningsegenskaper; ett ämne är inte nödvändigtvis mest toxiskt i det medium det släpps ut (Guinée, 2002).

Ekotoxicitet delas enligt USES-LCA modellen in i undereffektkategorier, se Figur 10.



¹TETP: Terrestrial Eco-toxicity Potential

²FAETP: Freshwater Aquatic Eco-toxicity Potential

³MAETP: Marine Aquatic Eco-toxicity Potential

⁴FSETP: Freshwater Sediment Eco-toxicity Potential

⁵MSETP Marine Sediment Eco-toxicity Potential (Guinée, 2002).

Figur 10 Ekotoxicitetspotential uppdelat i undereffektkategorier enligt USES-LCA modellen (Guinée, 2002).

Enligt standard utgår karaktäriseringen från global toxicitetspotential och oändligt tidsperspektiv. I USES-LCA modellen (Guinée, 2002) finns det även faktorer framtagna för kombinationerna:

Tidsskala (antal år)	Geografisk skala
500	global
100	global
20	global
∞	kontinental (Västeuropa)

Faktorer för den kombinationen som skulle vara mest intressant för föreliggande arbete, nämligen en *platspecifk skala i ett begränsat tidsperspektiv*, saknas. För metoden finns karaktäriseringsfaktorer beräknade för ca 180 olika substanser.

Det är möjligt att beräkna ekotoxicitetspotentialen för de olika hanteringsalternativen för förorenade muddermassor som utreds i detta arbete, med hjälp av USES-LCA modellen (Guinée, 2002). På så sätt uttrycks toxicitetspotential för de olika alternativen i en och samma enhet, eftersom substansernas toxicitet relateras till toxiciteten av 1,4-diklorbensen, och relativ jämförelse av alternativen är möjlig.

3.4.3.2 Jämförelser med hjälp av riktvärdesmodellen

Ett stort miljöproblem i Sverige är förorenade markområden. För att prediktera risker med markföroreningar, prioritera områden samt välja lämpliga och tillräckligt omfattande åtgärder behövs referensnivåer. I den enklaste formen av riskbedömning görs jämförelser mellan uppmätta halter i marken och generella eller platspecifika riktvärden. Riktvärdena indikerar vilken föroreningshalt som får förekomma så att effekt på människor och miljö inte uppstår (Naturvårdsverket, 2007b).

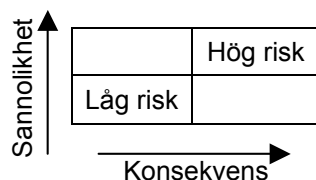
Naturvårdsverket har utvecklat en Excel-baserad beräkningsmodell för att ta fram riktvärden för mark, den s.k. *riktvärdesmodellen*. Tillvägagångssättet är att räkna ut hur mycket föroeningar som får finnas i spridningskällan, utifrån hur mycket av föroeningen ett visst skyddsobjekt tål att exponeras för. I modellen tas hänsyn till både direkta exponeringsvägar (kontakt med jord) och indirekta exponeringsvägar (t.ex. föroeningsspridning till luft, grundvatten och växter). Hänsyn tas också till effekter på markmiljön, grundvatten och ytvatten. Det lägsta av de värden som avser sydd av hälsa, markmiljö, grundvatten eller ytvatten väljs sedan ut som riktvärde. Modellens uppbyggnad beskrivs i detalj i rapporten ”*Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning*” (Naturvårdsverket, 2007b).

Generella riktvärden har tagits fram för modellen med hjälp av data från ett antal förorenade markområden i Sverige. De generella riktvärdena har räknats fram för att ge ett tillräckligt miljö- och hälsoskydd för flertalet förorenade markområden i Sverige. Den förväntade markanvändningen påverkar skyddskraven, varför riktvärden för två olika typer av markanvändning, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM), har tagits fram. I de situationer då de generella riktvärdena inte kan användas kan *platspecifika riktvärden* tas fram (Naturvårdsverket, 2007b).

Om modellen även går att tillämpa för förorenade muddermassor skulle riktvärden kunna beräknas för de olika alternativen och jämföras med den uppmätta halten i de förorenade muddermassorna.

3.4.3.3 Jämförelser med hjälp av riskmatriser

Det finns några olika verktyg som kan användas för att beskriva risker som relationen mellan konsekvensstorlek och sannolikhet. Exempel på sådana tvådimensionella verktyg är riskmatriser (Figur 11). Riskmatriser är tillämpbara när det gäller att jämföra exempelvis olika kemiska substanser mot varandra. I fallet med förorenade muddermassor kan eventuellt en riskmatris presenteras för varje hanteringsalternativ och matriserna kan därefter jämföras med varandra. Fler aspekter än sannolikhet och konsekvens måste beaktas i en riskjämförelse t.ex. osäkerheter i skattningar och hur risker upplevs (Öberg 2009). Det är också svårt att visa på samverkans effekter i en riskmatris. Det har redan konstaterats att endast fastslå en viss risks storlek inte är tillräckligt för att kunna göra en jämförelse. Det är de *värderade* riskerna som bör jämföras i en beslutsituation och värderingen bör redovisas öppet (Riskkollegiet, 1991).



Figur 11 Exempel på en enkel riskmatris (Öberg, 2009, s. 238)

3.4.3.4 Jämförelser med hjälp av kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden.

Den s.k. Triad-metoden kan användas då riskbedömningen utförts i tre undersökningslinjer: *kemisk karaktärisering*, *ekotoxikologiska tester* och *ekologiska undersökningar*. Metoden är hämtat från Liberation rapporten (Jensen & Mesman, 2006) och beskrivs i Naturvårdsverkets rapport ”*Metodik för miljörisikbedömning av förorenade områden*” (2009).

Triad-metoden kan tillämpas på miljöriskbedömningar av varierad detaljnivå, från en översiktlig gallring till fullständig riskbedömning. Integreringsmetodik syftar till att väga samman all relevant information från de tre undersökningslinjerna till en *kvantitativ beslutsmatrix* (Jensen & Mesman, 2006).

Metoden bygger på att resultaten från undersökningarna skalas om till samma effektskala mellan 0 och 1, där ingen effekt representeras av 0 och full effekt av 1. Därefter kan resultaten från varje undersökningslinje vägas samma. Det finns möjlighet att vikta resultaten inom och mellan undersökningslinjer beroende på t.ex. osäkerheter i data. Slutligen kan resultaten från de olika undersökningslinjerna vägas samman till ett ”riskvärde” som representerar den samlade riskbedömningen. För att kvantifiera avvikelserna mellan undersökningslinjerna (stora skillnader mellan linjerna tyder på stor osäkerhet i den faktiska miljörisken) beräknas en standardavvikelse. En hög avvikelse kan motivera utökad provtagning (Naturvårdsverket, 2009a).

Om undersökningar utfördes enligt de tre undersökningslinjerna för respektive hanteringsalternativ för muddermassor och kvalitativa beslutsmatriser räknats fram, skulle de kvantitativa beslutsmatriserna för varje hanteringsalternativ kunna jämföras.

3.4.4 Värdering av föroreningsrisker

Syftet med riskvärderingen är att avgöra om risken är acceptabel eller inte. En enkel form av riskvärdering är att jämföra aktuell föroreningsgrad mot en accepterad nivå, exempelvis ett riktvärde (Naturvårdsverket, 2006b). Vad som är en acceptabel risknivå är däremot svårt att avgöra och flera faktorer måste beaktas, däribland de fördelar som den riskabla verksamheten medför. Det finns således ett behov av en gemensam referensram för vad som är accepterbart (Öberg, 2009).

Ett vanligt misstag är att anta att en risk som uppskattats som mindre (ex. på grund av att sannolikheten för att händelsen ska inträffa är låg) automatiskt blir mer acceptabel (Riskkollegiet, 1991). Det är vanligare större risker accepteras om risktagandet är frivilligt. Risker som förknippas med individuella handlingar accepteras oftare än risker som skapas genom kollektiva verksamheter. En förklaring till detta kan vara människans behov av att kontrollera sin situation. Det finns även forskning som tyder på att människor ofta bedömer den mest önskvärda händelsen som den mest sannolika (Riskkollegiet, 1991). Om en viss risk är acceptabel eller inte påverkas främst av hur nyttan av verksamheten som ger upphov till risken värderas. I fall då risken accepteras av samhället, som t.ex. bilkörning, så förekommer ofta konsekvensreducerande åtgärder ex. hastighetsbegränsningar (Riskkollegiet, 1991).

Risikollegiet (1991, s.19) listar ett antal faktorer som kan påverka riskupplevelsen och riskvärderingen.

1. Konsekvensens typ och omfattning
2. Grad av frivillighet/tvång
3. Upplevd förmåga att kontrollera risken
4. Tidigare erfarenheter av risken
5. Naturlig/artificiell riskkälla
6. Graden av personlig fördel av riskkällan
7. Inställning till riskkällan
8. Förståelsen av riskprocessen
9. Tilltro till den/de som har uppskattat risken
10. Publicitet om risken
11. Rättviseaspekter och etiska aspekter
12. Politiska bindningar
13. Risker för barn och framtida generationer

I fallet med olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor kan riskvärderingen påverkas av flera av de ovan nämnda faktorerna. Konsekvenserna med tippningsalternativet anses t.ex. vara så stora att lagstiftning mot tippning har införts (MB 15 kap. 1 § och 15 §). Alternativet med stabilisering/solidifiering är nytt och okänt i Sverige vilket eventuellt påverkar riskupplevelsen enligt de gråmarkerade faktorerna 1,3, 4, 6, 7, 9, 10, 12 och 13 från risikollegiets (1991) lista ovan.

Naturvårdsverket genomförde 2006 (b) en kartläggning av metoder, rekommendationer och erfarenheter av riskvärdering vid efterbehandling av förorenad mark. En litteraturstudie genomfördes i kombination med intervjuer. De intervjuade fick bl.a. frågan om vad de tycker bör ingå i en riskvärdering. Alla ansåg att teknik, riskidentifiering/faroidentifiering, riskbedömning, undersökningar, kostnader och skyddsobjekt bör ingå. En del ansåg även att tidsaspekten, en värdering mot tredje person samt en total bedömning miljömålen ska ingå. En total bedömning av miljömålen skulle inkludera andra miljöaspekter så som global/regional miljöpåverkan. Tidsaspekten ansågs som viktig och många påpekade att det är viktigt att försöka bedöma vad olika alternativ innebär för framtiden. De största problemen med riskvärdering identifierades som svårigheten att väga kostnader mot miljö, samt hur stor hänsyn som ska tas till andra aspekter än riskbedömningen ex. människors oro och natur- och kulturvärden. Svårigheter med att använda olika skalor (geografiska och tidsmässiga) och att jämföra olika alternativ belyses också (Naturvårdsverket, 2006b). Det är inte helt klart vad som menas med riskvärdering i Naturvårdsverkets rapport (2006b). I många fall inkluderas riskjämförelser som en del i riskvärderingen.

4 RISKKARAKTÄRISERING IDAG

För att studera hur val mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor görs idag har ett antal tillståndsansökningar för hamnutbyggnad (och därmed muddring) undersökts. Tillhörande MKB:er, domar, yttranden, bemötanden och överklaganden har också studerats.

I MB 6 kap 7 § andra stycket 4, framgår att.

”Om verksamheten eller åtgärden omfattas av samrådskravet i 4 § första stycket 2, ska miljökonsekvensbeskrivningen alltid innehålla...

...4. en redovisning av alternativa platser, om sådana är möjliga, samt alternativa utformningar tillsammans med dels en motivering varför ett visst alternativ har valts, dels en beskrivning av konsekvenserna av att verksamheten eller åtgärden inte kommer till stånd, ...”

Syftet med att redovisa alternativ till den tilltänkta verksamheten är att få en uppfattning om vilken miljöpåverkan verksamheten medför jämfört med andra lösningar. Detta breddar beslutsunderlaget och är ett sätt för verksamhetsutövaren att visa att andra möjligheter övervägs med avsikten att minimera miljöpåverkan (Hedlund & Kjellander, 2007).

4.1 STEGELUDDEN I OXELÖSUND

Följande dokument har studerats:

- Stegeludden, Oxelösunds hamn AB, tillståndsansökan enligt miljöbalken (Scandiaconsult, 2004a)
- Ny hamn vid Stegeludden, Oxelösunds Hamn AB –Miljökonsekvensbeskrivning med teknisk beskrivning (Scandiaconsult, 2004b)
- Tillstånd till anläggande och drift av ny hamnanläggning i Oxelösunds kommun, Södermanlands län (Miljödomstolen, 2008 samt Miljööverdomstolen, 2009)
- Oxelösunds Hamn AB - Ny hamn vid Stegeludden. Revidering av tidigare inlämnad teknisk beskrivning (Ramböll, 2007)
- Yttrande med anledning av ansökan från Oxelösunds Hamn AB... (Länsstyrelsen Sörmlands län, 2007b)
- Oxelösunds hamn, Stabilisering och solidifiering av förorenade sediment från Stegeludden. Bemötande av Naturvårdsverkets yttrande, (Ramböll, 2009)

Oxelösunds hamn sökte första gången tillstånd för utbyggnad av Stegeludden år 2004 (Scandiaconsult, 2004a). Hamnen sökte då bl.a. tillstånd att få deponera förorenade muddermassor på land. För de rena muddermassorna ansökte hamnen om dispens från det generella dumpningsförbudet.

De alternativ för hantering av förorenade muddermassor som redovisas i miljökonsekvensbeskrivningen är dels det sökta alternativet (d.v.s. deponering på land), dels tippning till havs (Scandiaconsult, 2004a). Det framgår också att invallning har diskuterats med Länsstyrelsen i Södermanlands län samt Nyköpings- och Oxelösunds kommuner, men att det inte lett till något konkret alternativ. För deponering på land utreds två olika behandlingstekniker, nämligen ”avvattnings- och behandling samt lakvattenhantering” och kemisk extraktion (Scandiaconsult, 2004a).

Det sökta alternativet motiveras med att risken för spridningen av föroreningar från de förorenade massorna minimeras om de behandlas och deponeras på land. Tippningsalternativet är ekonomiskt sett mest fördelaktigt, men ses som ett andrahandsalternativ eftersom muddermassorna är kraftigt förorenade med metaller och PCB (Scandiaconsult, 2004a). Miljörisker med de olika alternativen diskuteras inte i någon större omfattning.

År 2007 lämnade Oxelösunds hamn in en reviderad ansökan, eftersom både hamnen och hamnens kunder utvecklat sin verksamhet (Ramböll, 2007). I den nya ansökan har huvudalternativet för hantering av de förorenade muddermassorna ändrats till ”nyttiggörande i hamnkonstruktion med hjälp av stabilisering/solidifiering”. Tillvägagångssättet beskrivs utförligt, likaså de tester och analyser som har utförts för att kartlägga eventuell lakning från och beständighet hos de stabiliserade massorna. En kostnadsjämförelse mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor redovisas.

Det tidigare huvudalternativet (deponering på land) avfärdas, eftersom det är omständligt med avvattnings- och transport av massorna. Det visade sig också att den lokala deponin inte kan ta emot massor som är förorenade av metaller och PCB, och inte heller så stora volymer som är aktuella. Att skicka massorna för behandling och deponering hos SAKAB skulle vara mycket kostsamt. Alternativet avfärdas både i MKB:n och av miljödomstolen (Ramböll, 2007 och Miljödomstolen, 2008). Tippningsalternativet beskrivs som billigt och tekniskt okomplicerat, men avfärdas även i den reviderade ansökan, eftersom massorna bedöms vara allt för förorenade av metaller och PCB (Ramböll, 2007). Alternativen jämförs inte med avseende på miljö- och hälsorisker.

Tillämpning av miljöriskbedömning

Då föroreningsstatusen diskuteras i den reviderade tillståndsansökan ges upplysningen att muddringsområdet är undersökt vid flera tillfällen och att alla analyser visar att de översta sedimentlagren inom ett område är förorenade. Vidare resonerar författarna:

”Vid senaste provtagningen 1996 gjordes bedömningen att översta 0,3 m var så förorenade att de massorna inte var lämpliga för havsdeponering utan bör omhändertas på land. En inventering samt översiktlig riskbedömning anses därmed vara genomförd om dock inte helt enligt Naturvårdsverkets metodik MIFO fas 1 som föreslås av länsstyrelsen” (Ramböll, 2007 s. 11).

Det tänkta muddringsområdet undersöktes år 2006 av SGU med avseende bl.a. på geologi och sedimentets utbredning. Muddermassorna har också bedömts enligt Naturvårdsverkets vägledning för riskbedömning av förorenade områden. Dessa undersökningar samt kemiska analyser sägs motsvara MIFO fas 2, om man bortser från spridningsförutsättningarna (Ramböll, 2007). Länsstyrelsen i Södermanlands län tar i sitt yttrande upp att sökanden bör utöka sin utredning av ”...de risker som finns för spridning av föroreningarna genomläckage, sprickor, vattengenomströmning, slitage etc.” (Länsstyrelsen Sörmlands län, 2007b, s. 3).

4.2 GÄVLE HAMN

Följande dokument har studerats:

- Ansökan om tillstånd enligt Miljöbalken. Anläggning av kajer och pিরer samt fyllning bakom dessa (Gävle hamn, 2007)
- Gävle hamn, anläggande av nya kajer. Miljökonsekvensbeskrivning inklusive teknisk beskrivning (WSP, 2007)

Gävle hamn söker tillstånd för utbyggnad av pিরer och kajer. I samband med detta söks tillstånd att få stabilisera och solidifiera förorenade muddermassor och använda dem som utfyllnadsmaterial i de nya konstruktionerna (Gävle hamn, 2007). I miljökonsekvensbeskrivningen diskuteras nollalternativet och olika lokaliseringar av hamnen samt alternativa kajkonstruktioner. Inga andra alternativ för hantering av förorenade muddermassor nämns (WSP, 2007)

Tillämpning av miljörisksbedömning

Ett flertal provlagningar och analyser har enligt MKB:n utförts mellan början av 1900-talet och år 2006. Bottenförhållanden och meteorologiska förhållanden utreds och en jämförelse mellan uppmätta halter i sediment och Naturvårdsverkets jämförvärden av förorenade havssediment finns med. Miljökonsekvenser av grumling i samband med muddring och anläggning diskuteras, liksom förhöjda halter av föroreningar i vattnet i samband med hantering av de förorenade massorna (WSP, 2007).

4.3 NORVIKUDDEN I NYNÄSHAMN

Följande dokument har studerats:

- Ansökan om tillstånd enligt miljöbalken till vattenverksamhet samt hamnverksamhet m.m. inom Nynäshamns kommun, Stockholms län (Stockholms hamn, 2007)
- Anläggande och drift av hamn på Stockholm-Nynäshamn, Norvikudden. Miljökonsekvensbeskrivning (Med tillhörande bilagor) (Sweco, 2007)
- Yttrande med anledning av Stockholms Hamn AB:s ansökan om tillstånd enligt 9 och 11 kap miljöbalken till verksamhet vid Norviken i Nynäshamns kommun (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2007)

I denna tillståndsansökan klassas muddermassorna som rena efter att uppmätta halter i sedimenten har jämförts med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (Sweco, 2007). Hamnen ansöker om dispens från det allmänna dumpningsförbudet för att få tippa upp till 1,1 miljoner m³ muddermassor till havs. Flera tipplatser har utretts och två platser är aktuella (Stockholms hamn, 2007).

Olika lokaliseringar och utformningar av hamnen utreds. Möjligheten att använda muddermassorna som täck- eller fyllnadsmaterial för olika ändamål diskuteras. En möjlighet som nämns är att stabilisera en del av massorna på plats och använda dem som fyllnadsmaterial vid hamnutbyggnaden (istället för att enbart använda sprängsten). Kvittblivningsbehovet av muddermassor skulle då minska (Sweco, 2007).

I den tekniska beskrivningen (Bilaga 1 till MKB:n) beskrivs hur muddermassorna skulle kunna nyttiggöras. Det konstateras också att ”Miljöpåverkan bedöms bli ungefär lika eller mindre ...” jämfört med det sökta förslaget (Sweco, 2007, Bilaga 1 avsnitt 11.2 s. 27). Separata utredningar finns bifogade som bilagor till MKB:n. Exempel på bilagor är:

Bilaga 1: Teknisk beskrivning

Bilaga 4: Utredning av tippplatser för muddermassor

Bilaga 5: Utredning av nya tippplatser för muddermassor

Bilaga 7: Utredning av muddermassor

Bilaga 8: Utredning av strömmar

Bilaga 11: Utredning marinbiologi

Bilaga 12: Utredning marinarkologi

Bilaga 14: Utredning av spridningsberäkning av utsläpp

Bilaga 16: Utredning miljöriskanalys i hamnområdet

Bilaga 20: Utredning miljöriskanalys transporter (Sweco, 2007)

I sitt yttrande föreslår Länsstyrelsen i Stockholms län att andra alternativ än tippning bör utredas i större utsträckning för att minska kvittblivningsbehovet. De hanteringsalternativ som föreslås är stabilisering/solidifiering och invallning (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2007).

Tillämpning av miljöriskbedömning

En av utredningarna som finns som bilaga till MKB:n är ”miljöriskanalys i hamnområdet”. Miljöriskanalysen innefattar transport, uppställning och hantering av farligt gods på land inom hamnområdet samt hantering av kemiska ämnen inom hamnområdet (Sweco, 2007, Bilaga 16). Miljöriskanalysen innefattar alltså inte hantering av muddermassor.

Länsstyrelsen i Stockholms län (2007) kritiserar riskbedömningen, (bilaga 16 till MKB:n) eftersom kriterierna för bedömningen är hämtade från en fördjupad översiktsplan för transport av farligt gods i Göteborg. Det saknas även motivering till varför denna ÖP används. Riskanalyserna får också kritik för att de genomsyras av antaganden, var rimlighet är svårbedömda och att osäkerheten i sannolikhetsberäkningarna är $\pm 100\%$ (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2007). Länsstyrelsen efterfrågar även kompletterande uppgifter om tippningens platsspecifika miljöpåverkan.

5 FALLSTUDIER

5.1 OMRÅDESBESKRIVNING OXELÖSUNDS HAMN

Oxelösunds hamn är relevant för studien eftersom muddring och utbyggnad planeras i hamnområdet. Hanteringsalternativen för muddermassorna har utretts i varierad omfattning i tillståndsansökan (Scandiaconsult, 2004 a och b; Ramböll, 2007).

5.1.1 Bakgrund

Hamnverksamhet har länge bedrivits i Oxelösund, men verksamheten fick ett särskilt uppsving i samband med industrialiseringen i slutet av 1800-talet. Oxelösunds Järnverk AB bildades i början på 1900-talet och än idag är stålverket (idag SSAB) hamnens största kund (Oxelösunds hamn AB, 2009 a och b). Oxelösunds hamn är en av Sveriges största hamnar och den huvudsakliga trafiken består av godsfärjetrafik, främst för SSAB:s räkning. De vanligaste godsen är koks, kol och stålprodukter (Länsstyrelsen Södermanlands län, 2007a).

Inseglingstiden till hamnen från öppen kust är förhållandevis kort (ca en timma). Normalt är hamnen isfri året runt och vattendjupet i farleden (och vid ett antal kajplatser) på 16,5 m gör att de största fartygen som trafikerar Östersjön kan lägga till i hamnen (Länsstyrelsen Södermanlands län, 2007a). Med stöd av MB 3 kap. 8 § har sjöfartsverket klassat farleden av som *farled av riksintresse*. Även delar av hamnen klassas som riksintresse av sjöfartsverket (Länsstyrelsen Södermanlands län, 2007a).

5.1.2 Ny anläggning

En ny hamndel för containertrafik, feedertrafik och Ro/Ro-hantering³ planeras i området Stegeludden. Området ligger mellan befintliga kajer och Stålkajen (som tillhör SSAB:s industriområde), se Figur 12.

³ Ro/Ro är en förkortning av Roll-on/Roll-off vilket innebär på- och avlastning av gods via fartygens ramper.



Figur 12 Översiktskarta för Oxelösunds hamn. Figuren visar den befintliga kajen 1-11, SSAB:s stålkaj samt Stegeludden där utbyggnaden av hamnen planeras (Länsstyrelsen Södermanlands län, 2007a, s.17).

I och med utbyggnaden kommer muddring av området att krävas och en ny hamnterminal kommer att byggas. Hamnens ansökan om att få muddra och omhänderta massorna har godkänts av Miljööverdomstolen enligt följande:

- Muddring av ca 174 000 m³ sediment, av vilka 50 000 m³ bedöms vara förorenade
- Muddermassor som inte bedöms vara förorenade får tippas i havet
- De förorenade massorna masstabiliseras och får nyttiggöras i hamnkonstruktionen (Miljööverdomstolen, 2009).

5.1.3 Sedimenten på platsen

Områdets sedimentkaraktär har undersökts i den miljökonsekvensbeskrivning som ingår i Oxelösunds hamns tillståndsansökan (Scandiaconsult, 2004b). Undersökningarna visar att de översta 0-40 cm av botten i muddringsområdet består av organiska sediment av gyttja eller dy. Underliggande sediment består av glacial lera. Provresultaten visar också att de översta 20 cm är kraftigt förorenade, främst av zink, bly, kadmium, PCB:er och PAH:er. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsregler för kuster och hav överstiger halterna för dessa ämnen klass 5 (Naturvårdsverket, 1999). För PCB förekommer även höga halter (klass 5) i sedimenten på 20-40 cm djup, vilket gör att all sediment på 0-40 cm klassas som förorenat (Miljödomstolen, 2008). Resultat från provtagningen redovisas i Bilaga E, Tabell E.1.

5.1.4 Planerad hantering av muddermassor

Oxelösunds hamn planerar att använda miljömuddring, d.v.s. mekanisk muddring med sluten skopa, för det förorenade lagret. Eftersom miljömuddring kan utföras med god precision blir det därmed möjligt att skilja på det förorenade och icke-förorenade sedimenten så att de förorenade massorna kan hanteras separat. För de icke-förorenade sedimenten planeras samma mudderverk att utnyttjas, men en större skopa kommer att användas för att öka kapaciteten (Miljödomstolen, 2008).

De icke-förorenade massorna planeras att tippas på havsbotten. Tippningsplatsen som föreslagits är ca 387 000 m² stor och har ett djup på omkring 60 m. Ingen täckning planeras, utan naturlig sedimentation förväntas täcka massorna med tiden (Ramböll, 2007).

De förorenade massorna planeras att nyttiggöras i hamnkonstruktionen med hjälp av s/s-metoden. Muddermassorna har en TS-halt på ca 30 % vilket gör det möjligt att behandla dem utan avvattning. Merit 5000 och cement bedöms som lämpigt bindemedel (Miljödomstolen, 2008).

Andra alternativ för hantering av de förorenade massorna från Stegeludden är *deponering, tippning till havs* och *invallning* se avsnitt 4.1.

5.2 TILLÄMPNING AV EKOTOXICITETSPOTENTIAL

Möjligheten att använda LCA och ekotoxicitetspotential för att beskriva potentiell platsspecifik miljöpåverkan testades. Ekotoxicitetspotentialen beräknades för de olika hanteringsalternativen för förorenade muddermassor, med hjälp av USES-LCA modellen (Guinée, 2002). Se även avsnitt 3.3.3 och 3.4.3.1.

Jessica Simon har i sitt examensarbete ”Hantering av förorenade muddermassor vid hamnbyggnad – en miljösystemanalys” (2008) utfört en LCA där olika hanteringsalternativ för muddermassor jämförs. I föreliggande examensarbete utnyttjas en del av resultaten från Simons beräkningar av ekotoxicitetspotential. Simon utreder inte invallningsalternativet, varför kompletterade beräkningar har gjorts.

Den funktionella enhet som använts är ”*omhändertagande av 1000 ton TS muddermassor samt byggande av 996,63 m² kaj*”. De datakategorier som studerats är utsläpp till vatten (utlakning) av bly, zink, kadmium, koppar, nickel, arsenik, krom, kvicksilver, fenol, PCB(7) samt PAH(carcinogena). I Bilaga F redovisas beräkningar av muddermassornas fysikaliska egenskaper. Muddermassornas fysikaliska egenskaper och hur de förändras i och med upptagning och stabilisering sammanfattas i Tabell 5.

Tabell 5 Resultat från TS- och densitetsberäkningar av muddermassor (Simon, 2008, s.45).

	Sediment <i>in-situ</i>	Uppmuddrade muddermassor	Efter stabilisering/solidifiering
Antagande		Inblandning av 20 vol % vatten vid muddring	Överlast komprimerar materialet, 10 vol % vatten pressas ut
TS-halt [%]	32,5 ¹⁾	28,2 ³⁾	36,4 ^{3), 4)}
Densitet [ton/m ³]	1,3 ²⁾	1,25 ³⁾	1,26 ³⁾
Volym [m ³] (<i>innehållande 1000 ton TS</i>)	2 367 ³⁾	2 840 ³⁾	2 789 ³⁾

¹⁾ Massornas TS-halt, medelvärde mellan 30 och 35 % (Simon, 2008) ²⁾ Källa: (Simon, 2008). ³⁾ Beräknat utifrån antagande. ⁴⁾ Inklusivt bindemedel.

5.2.1 Beräkning av utlakning och ekotoxicitetspotential

När det översta sedimentlagret muddras förväntas en inblandning av ca 20 volym % vatten (Simon, 2008) vilket leder till en TS-halt på ca 28 % för de upptagna massorna. Vi stabilisering/solidifiering förväntas volymen komprimeras p.g.a. att vatten pressas ut, denna volymkompression antas vara 10 %.

För uppgifter om metallutlakning från sediment och s/s-massor har data från Simon (2008) som i sin tur har hämtat dem från Stark (2008) använts, se Bilaga E Tabell E.2.1. Med ambitionen att efterlikna ett ”worst-case” scenario där konstruktionen bryts sönder och allt material kommer i kontakt med vatten, har analyserna gjorts efter skaktest med en härdad stabiliserad provkropp som krossats. Förhållandet mellan vätska och fast material (L/S-kvot) var 10 l/kg TS.

Data från utlakning av PAH och PCB är hämtade från Simon (2008) som i sin tur har hämtat dem från Jonasson (2007), se Bilaga E Tabell E.2.2. Dessa data baseras på utlakning från en provkropp som har härdats med cement i 28 dagar vid en L/S-kvot på 30 l/kg TS. Värdena är beräknade utifrån vattenhalter i passiva provtagare efter en skaktid på två dagar (försök Ref 2 i Jonasson, 2007) och har räknats om från enheten ng/l till enheten g/ton TS, se Bilaga E.

Räkneexemplet avser utsläpp av bly (Pb) i saltvatten för alternativet nyttiggörande i hamnkonstruktion med hjälp av s/s i ett globalt oändligt tidsperspektiv. Utsläpp av bly baseras på data från Stark (2008) se Bilaga E Tabell E.2.1. Den funktionella enheten är ”omhändertagande av 1000 ton TS muddermassor samt byggande av 996,63 m² kaj”.

Beteckningar:

m_s =	massan fast material efter kompression [ton TS/funktionell enhet]
u_{pb} =	Utlakning av Pb från 1 ton TS stabiliserade massor [g Pb (aq)/ton TS]
$u_{pb\ tot}$ =	Utlakning av Pb per funktionell enhet [kg Pb (aq)/funktionell enhet]
Kf_{pb} =	Karaktäriseringsfaktor för Pb (aq) i havsvatten i globalt, oändligt tidsperspektiv [kg 1,4-diklorbensenekvivalenter/kg]
Ep_{pb} =	ekotoxicitetspotentialen för Pb (aq) [kg 1,4-diklorbensenekvivalenter/funktionell enhet]
$Ep_{G, \infty}$ =	ekotoxicitetspotential med global, oändlig tidsskala [kg 1,4-diklorbensenekvivalenter/funktionell enhet]

Beräkning av massan fast material (m_s) efter kompression, per funktionell enhet:

$$m_s = 1000 \text{ ton TS muddermassor} + 142,01 \text{ ton cement} + 142,01 \text{ ton merit} = 1284,02 \text{ [ton TS/funktionell enhet]} \quad (17)$$

Utlakning av Pb (aq):

$$u_{\text{Pb}} = 0,0111 \text{ [g Pb (aq)/ton TS]} \text{ (Källa: Stark, 2008)}$$

$$u_{\text{Pb tot}}: \quad u_{\text{Pb tot}} = u_{\text{Pb}} * m_s \quad (18)$$

$$\begin{aligned} u_{\text{Pb tot}} &= 0,0111 \text{ [g Pb(aq)/ton TS]} * 1284 \text{ [ton TS/funktionell enhet]} \\ &= 14,25 \text{ [g Pb(aq)/funktionell enhet]} = \underline{0,0143} \text{ [kg Pb(aq)/funktionell enhet]} \end{aligned}$$

Resultat av utlakningsberäkningarna visas i Figur 13. De absoluta utlakningsmängderna har kopplats till ekotoxicitetspotential genom att utlakningsdata från varje ämne har multiplicerats med respektive karaktäriseringsfaktor. Enligt rekommendation i Guinée (2002) har karaktäriseringsfaktorer framtagna med USES-LCA modellen använts. De karaktäriseringsfaktorer som utnyttjats i denna studie redovisas i Bilaga G.

Beräkning av ekotoxicitetspotential för bly:

$$Kf_{\text{Pb}} = 1,1 * 10^4 \text{ [kg 1,4-diklorbensenekvivalenter/kg]} \text{ Källa: Guinée, 2002}$$

$$Ep_{\text{Pb}} = Kf_{\text{Pb}} * u_{\text{Pb tot}} \quad (19)$$

$$Ep_{\text{Pb}} = 1,1 * 10^4 * 0,0143 = 157 \text{ [kg 1,4-diklorbensenekvivalenter/funktionell enhet]}$$

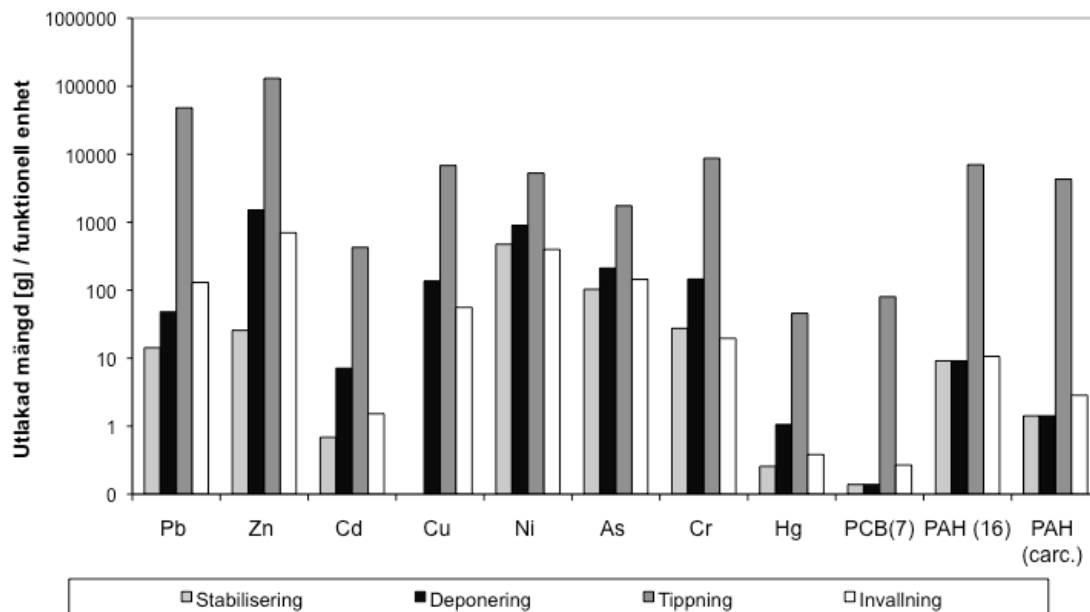
På samma sätt beräknas potentialen för övriga ämnen. Ekotoxicitetspotentialen i havsvatten för nyttiggörande i hamnkonstruktion med hjälp av s/s i ett globalt, oändligt tidsperspektiv blir alltså:

$$\begin{aligned} Ep_{G, \infty} &= \sum Ep_{\text{alla ämnen}} \\ &= 2,78 * 10^6 \text{ [kg 1,4-diklorbensenekvivalenter/funktionell enhet]} \end{aligned} \quad (20)$$

Resultatet av beräkningarna av ekotoxicitetspotential visas i Figur 14 -16.

5.2.2 Resultat

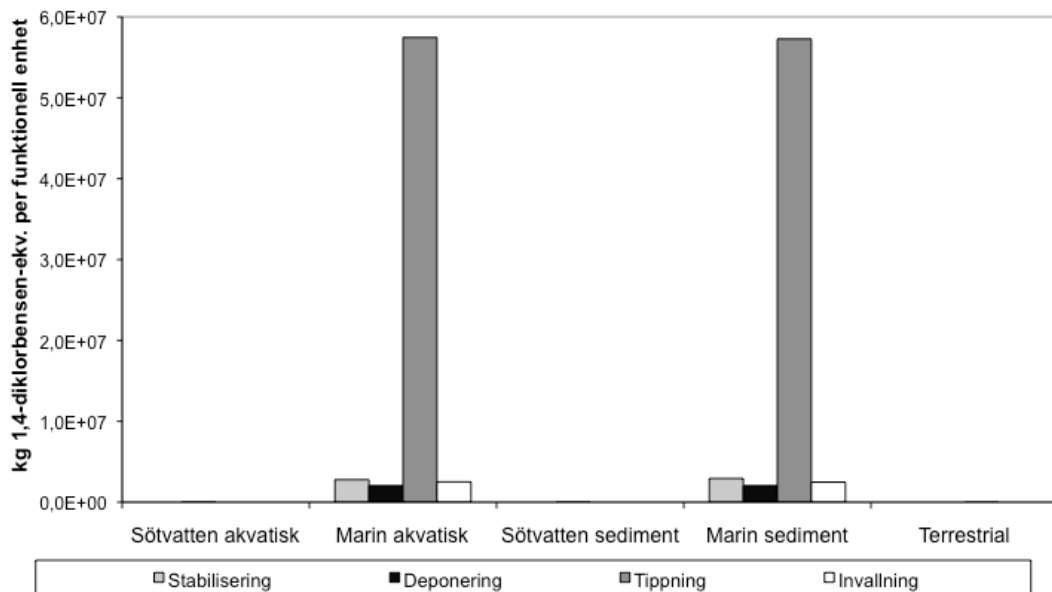
Resultaten från beräkningarna visar att tippningsalternativet innebär störst utlakningsrisk för samtliga testade ämnen i ett tidsperspektiv på 100 år, se Figur 13. Observera att skalan på y-axeln är logaritmisk. Det är alltså stor skillnad mellan olika ämnen och hanteringsalternativs utlakningspotential.



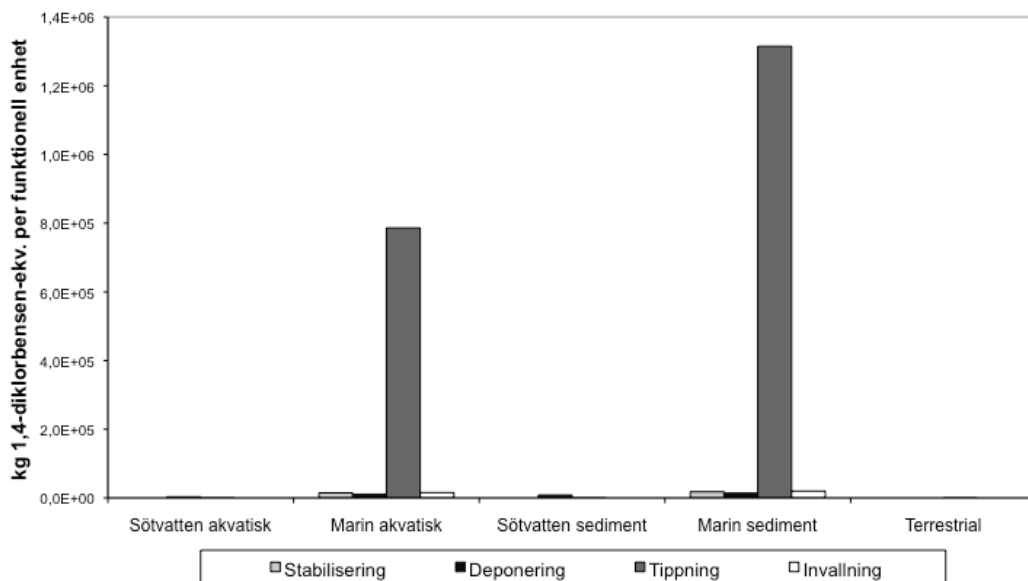
Figur 13 Potentiell utlakning av ämnen från de olika hanteringsalternativen för muddermassor under en 100-årsperiod uttryckt i utlakad mängd [g] per funktionell enhet [omhändertagande av 1000 ton TS muddermassor samt byggande av 996,63 m² kaj].

Ekotoxicitetspotentialen som visas i Figur 14 - 16 är baserad på summan av de potentialer som varje enskilt undersökt ämne medför (se ekvation 20).

Figur 14 visar resultatet för beräknad potentiell global ekotoxicitet i oändlig tidsskala, medan Figur 15 visar resultatet för beräknad potentiell global ekotoxicitet i 100 år. I båda figurerna är det tydligt att det, för samtliga alternativ, är de marina ekosystemen som utsätts för störst ekotoxisk påverkan och att tippningsalternativet står för den högsta ekotoxicitetspotentialen. Det är dock viktigt att notera att PCB inte ingår i karaktäriseringen eftersom karaktäriseringsfaktorer för PCB saknas i modellen. PCB är mycket giftigt för vattenlevande organismer (Kemikalieinspektionen, 2009) vilket gör att resultaten förmodligen skulle se annorlunda ut om PCB kunde inkluderas.

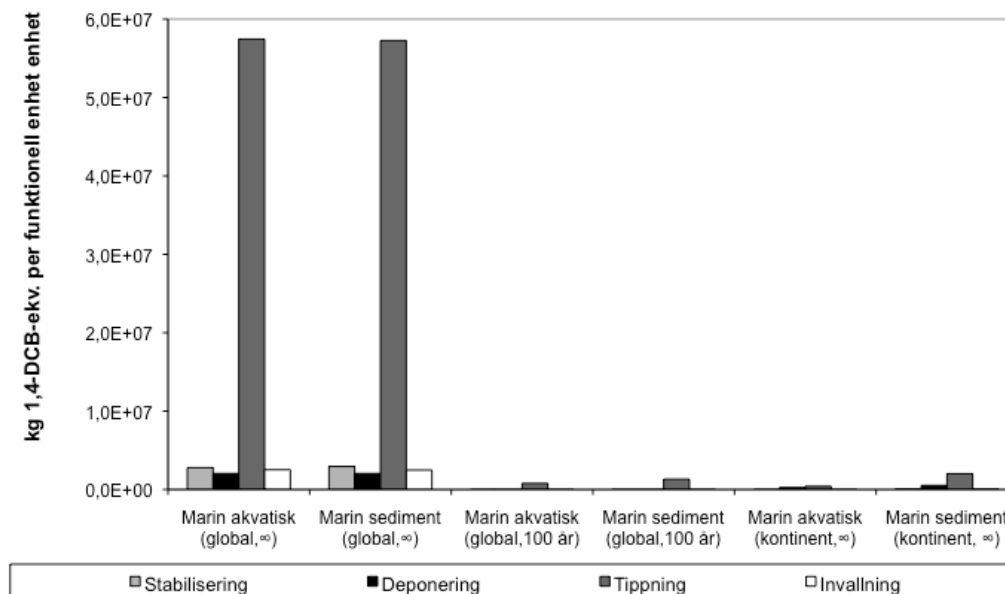


Figur 14 Ekotoxicitetspotential för de olika hanteringsalternativen i standardiserade global och oändlig tidsskala. Den funktionella enheten är ”omhändertagande av 1000 ton TS muddermassor samt byggande av 996,63 m² kaj”. Ekotoxicitetspotential för PCB ingår ej.



Figur 15 Ekotoxicitetspotential för de olika hanteringsalternativen med global skala under 100 år. Den funktionella enheten är ”omhändertagande av 1000 ton TS muddermassor samt byggande av 996,63 m² kaj”. Ekotoxicitetspotential för PCB ingår ej.

För att fortsätta jämförelsen användes effektkategorierna ekotoxicitet i havsvatten respektive havsvattensediment eftersom de utsätts för störst påverkan enligt **Figur 14** och **Figur 15**. Det är stor skillnad på storleken av ekotoxicitetspotentialen beroende på vilken geografisk och tidsmässig skala som väljs. Detta illustreras i **Figur 16** där karaktäriseringsfaktorer för följande skalor har använts: ”global, oändlig tid”, ”global, 100 år” samt ”kontinental, oändlig tid”.



Figur 16 En jämförelse av ekotoxicitetspotential mellan olika alternativ. Beräknat med karaktäriseringsfaktorer för olika geografiska och tidsmässiga skalor. Den funktionella enheten är ”omhändertagande av 1000 ton TS muddermassor samt byggande av 996,63 m² kaj”. Ekotoxicitetspotential för PCB ingår ej.

5.3 TILLÄMPNING AV NATURVÅRDSVERKETS RIKTVÄRDESMODELL

Möjligheten att jämföra de olika hanteringsalternativen för muddermassor med hjälp av Riktvärdesmodellen (se 3.4.3.2) testades. Tanken var att räkna fram platsspecifika riktvärden för de olika alternativen och därefter jämföra de olika alternativens beräknade riktvärden med uppmätta halter i sedimenten. Modellen har dock en rad begränsningar vilket försvårade tillämpningen på fallet hantering av muddermassor. Problematiken beskrivs för varje enskilt hanteringsalternativ.

5.3.1 Nyttiggörande i hamnkonstruktion

Då förorenade muddermassor har stabiliserats och använts i en hamnkonstruktion ser exponeringsvägarna annorlunda ut jämfört med situationen i förorenade markområden. De spridningsvägar som kan uttryckas i modellen (påverkan på markmiljö, kontakt och intag av jord, intag av vatten och växter samt inandning av damm och ånga) har ersatts av andra, som inte finns representerade i modellen. Alltså skulle de stabiliserade massorna representera en föroreningskälla utan exponeringsvägar (eftersom de exponeringsvägar som är aktuella, inte går att uttrycka i modellen) och därmed inte utgöra någon miljö- eller hälsorisk.

5.3.2 Tippning till havs

Riktvärdesmodellen går inte att tillämpa för detta alternativ eftersom modellen är framtagen för förorenade *mark*områden. Exempel på problem är (likt stabiliseringsalternativet) att de exponeringsvägar som modellen använder inte är aktuella i det akvatiska system som tippningsalternativet påverkar. Andra inparametrar så som grundvattenparametrar, jord-egenskaper och markanvändning finns inte för tippningsalternativet, varför riktvärden inte kan beräknas.

5.3.3 Invallning

Den hypotetiska invallningen utformas enligt första stycket i avsnitt 3.2.4. med antagandet att de förorenade muddermassorna deponeras bakom invallningen utan förbehandling. Riktvärden för invallningsalternativet beräknades med data från Stegeludden (Ramböll, 2008), se Bilaga E. Uppskattningar är gjorda tillsammans med Mácsik (2009, personlig kommunikation). Skyddsobjekten som beaktas är markmiljö och ytvatten (sötvatten) och området betraktas som mindre känslig markanvändning eftersom inga människor ska vistas på platsen. Ingen hälsorisk förväntas eftersom inga av modellens exponeringsvägar för människa är aktuella. De inparametrar som användes visas i Tabell 6.

Tabell 6 Platsspecifika och generella inparametrar till riktvärdesmodellen för en hypotetisk invallning i närheten av Oxelösunds hamn.

Avvikelser i inmatningsblad	Eget scenario	Generellt scenario	Enhet
	Invallning	MKM	
Intag av jord	beaktas ej	beaktas	
Hudkontakt med jord/damm	beaktas ej	beaktas	
Inandning av damm	beaktas ej	beaktas	
Inandning av ånga	beaktas ej	beaktas	
Exponeringsparametrar			
Vistelsetid barn - intag av jord	0	60	dag/år
Vistelsetid vuxna - intag av jord	0	200	dag/år
Vistelsetid barn - hudkontakt jord/damm	0	60	dag/år
Vistelsetid vuxna - hudkontakt jord/damm	0	90	dag/år
Vistelsetid barn - inandning av damm	0	60	dag/år
Vistelsetid vuxna - inandning av damm	0	200	dag/år
Vistelsetid barn - inandning av ånga	0	60	dag/år
Vistelsetid vuxna - inandning av ånga	0	200	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-
Halt löst/mobilt organiskt kol	0,000005	0,000001	-
Torrdensitet	1,2	1,5	kg/dm ³
Halt organiskt kol	0,1	0,02	kg/kg
Vattenhalt	0,5	0,32	dm ³ /dm ³
Andel porluft	0,01	0,08	dm ³ /dm ³
Riktvärdet avser jord under grundvattenytan	SANT	FALSKT	
Föroreningens djup under grundvattenytan	3	0	m
Hydraulisk konduktivitet	0,0000001	0,00001	m/s
Hydraulisk gradient	0,1	0,03	m/m
Akviferens mäktighet	3	10	m
Avstånd till brunn	0	200	m
Justering för skyddsvärt grundvatten	utförs ej	utförs	
Avstånd till skyddsvärt grundvatten	0	200	m

Vilka ämnen som modellerades bestämdes utifrån de ämnen som analyserats och visat på höga halter vid Stegeludden. De modellerade plats-specifika riktvärdena för de olika ämnena samt uppmätta halter i sedimenten vid Stegeludden (Ramböll, 2008) visas i Tabell 7. Halterna är mätta i mg/kg TS och tabellvärdet är ett medelvärde i sedimenten på 0-40 cm djup.

Tabell 7 Beräknade riktvärden för en hypotetisk invallning av muddermassor i närheten av Oxelösunds hamn samt uppmätta halter i sediment vis Stegeludden, Oxelösunds hamn.

Ämne	Riktvärde (mg/kg)	Styrande för riktvärde	Uppmätt halt (mg/kg)
Zink	500	Effekter i markmiljön	735
Koppar	200	Effekter i markmiljön	38
Krom tot	150	Effekter i markmiljön	49
Nickel	120	Effekter i markmiljön	29,5
PAH L	15	Effekter i markmiljön	24
PCB-7	0,60	Effekter i markmiljön	0,45

Beräkningsmodellen för ytvatten är endast giltig för små sjöar. Invallningen är tänkt att ligga i en havsvik vilket gör att helt andra utspädningsförhållanden, som inte går att simulera i modellen, skulle råda. Ett annat problem var att sedimentens vattenhalt (jordens vattenhalt i modellen) inte kunde sättas till 100 %. Därmed kunde de vattenmättade förhållandena som en invallning innebär inte återges.

En enkel känslighetsanalys visade att oavsett vilken inparameter som ändrades, så påverkades inte det plats-specifika riktvärdet. Det enda som påverkade var om känslig markanvändning (KM) valdes istället för mindre känslig markanvändning (MKM).

5.3.4 Deponering på land

För att kunna modellera en deponering krävs kunskaper om området där deponeringen är lokaliserad. För denna fallstudie finns ingen sådan information tillgänglig eftersom deponin närmast Oxelösund avfärdats som alternativ. Deponeringsalternativet medför två olika scenarion. Om deponeringen antas klara de krav som ställs på den, finns i likhet med de andra alternativen, inga exponeringsvägar och därmed ingen miljörisk. Modellen går då inte att använda. Studeras deponin ur ett längre tidsperspektiv finns eventuellt möjliga spridningsvägar, ingen konstruktion håller för evigt (Mácsik, Personlig kommunikation 2009). Hur stort läckage som är acceptabelt vid en skada på konstruktionen skulle möjligen kunna beräknas. Utifrån det skulle eventuellt riktvärden kunna tas fram. Vilka exponeringsvägar som i så fall skulle vara aktuella beror på lokaliseringen av deponeringen och via vilka mekanismer föroreningarna kan tänkas laka ut. Alternativet har inte beräknats med riktvärdesmodellen eftersom syftet är att jämföra alternativ, inte att studera beständighet hos deponier.

6 STAKEHOLDER OPINION ASSESSMENT (SOA)

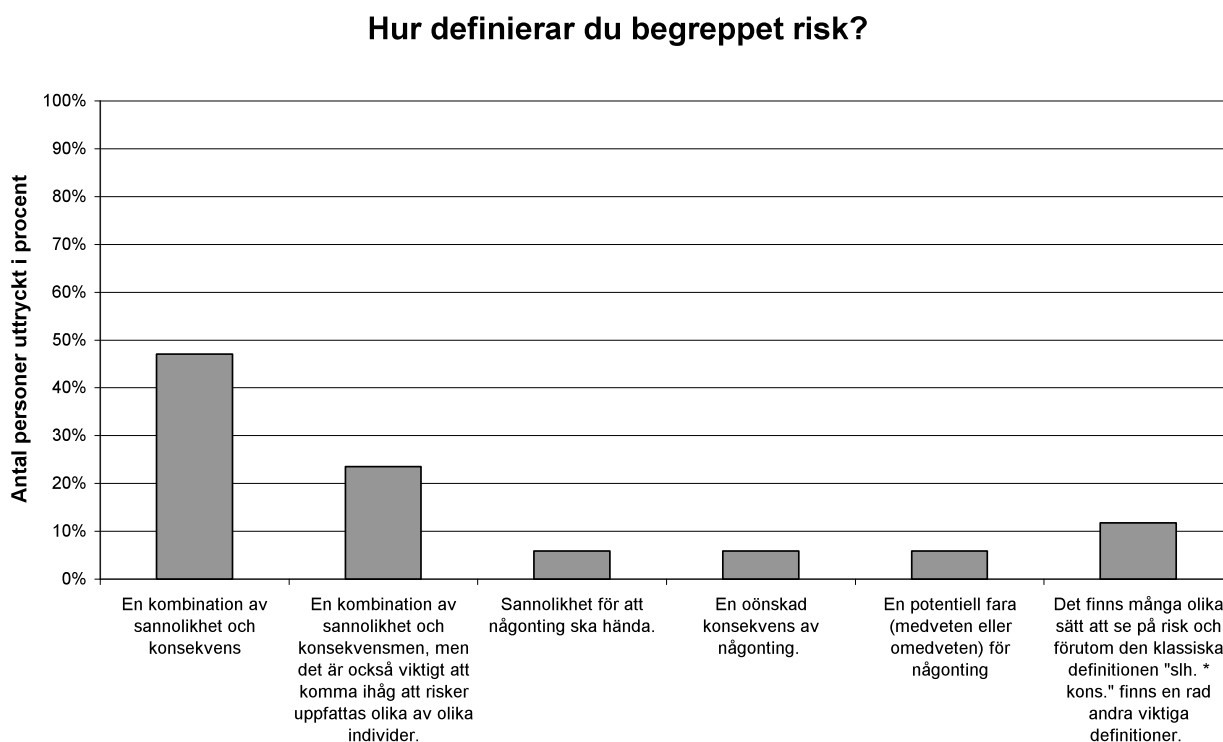
För att utvärdera de metoder som undersökts i litteraturstudien och/eller testats i fallstudien, (ekotoxicitetspotential, Naturvårdsverkats riktvärdesmodell, riskmatriser och Triad-metoden) och för att öka förståelsen av problemet, genomförs intervjuer (s.k. Stakeholder Opinion Assessment, SOA) kring temat riskkaraktärisering och riskjämförelser. Resultatet från intervjuerna förväntas utgöra ett stöd till ett förslag på hur platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor kan jämföras. Eftersom dataunderlaget är väldigt stort, presenteras här en sammanställning av resultaten från de frågor som ansetts viktigast för analysen. För en fullständig redovisning av svaren se Bilaga B.

6.1 FÖRORENINGSRISKER

Frågorna i detta avsnitt handlar om hur begrepp som risk och föroreningsrisk definieras, hur risker kan kategoriseras samt i vilken utsträckning platsspecifika risker kan jämföras mellan alternativ.

Fråga 5: Hur definierar du begreppet risk?

Figur 17 visar hur de intervjuade svarade.



Figur 17 Respondenternas svar på frågan "Hur definierar du begreppet risk?"

De flesta (nästan 50 %) definierar begreppet risk som en kombination av sannolikhet och konsekvens. Nästa alla betonar att det är en negativ konsekvens eller en oönskad händelse det handlar om. Några tar också upp att det är viktigt att tänka på att olika individer uppfattar risk på olika sätt. Ett par stycken av de tillfrågade tar upp den tekniska definitionen "sannolikhet

gångar konsekvens” men poängterar också att andra aspekter, t.ex. oro, psykologiska faktorer och värderingsfrågor, är viktiga att beskriva i risksammanhang.

Fråga 6. Hur definierar du begreppet föroreningsrisk?

Cirka en tredjedel ger generella svar av typen ”oönskade effekter av föroreningar” eller ”sannolikheten för en oönskad konsekvens av föroreningar”. Ett par av de tillfrågade framhåller att en föroreningsrisk uppstår då något kan sprida sig från ett ställe till ett annat där det orsakar problem. Två personer använder definitionen ”kontaminering upp till en sådan grad att det blir skadligt för hälsa eller miljö” och ungefär en tredjedel nämner att det är risker/negativa konsekvenser för miljö och/eller hälsa som avses. En poängterar också att *risk* för effekt inte nödvändigtvis medför att en effekt syns.

En tredjedel av de tillfrågade anser att begreppet är tvetydigt och vill skilja på risken att något blir förorenat och risken som föroreningarna medför.

Fråga 7. Hur tycker du att man ska karaktärisera/beskriva föroreningsrisker? (Vad är viktigt att beskriva? Hur ska man beskriva vad som är stor/liten påverkan? Andra aspekter än riskens storlek?)

Att beskriva effekten av föroreningarna är något som pekas ut som viktigt bland ca en tredjedel av de intervjuade. Faktorer som kan påverka effekten nämns, bl.a. halt, mängd, spridning, omgivningens egenskaper, föroreningens egenskaper, toxicitet, tidsaspekt och skyddsobjekt. De flesta påpekar också att det är svårt att förutsäga effekter och att man i många fall måste göra förenklade bedömningar som baseras på ex. uppmätta halter och riktvärden. Vikten av att beskriva vad som är accepterbart och vad som inte är accepterbart, poängteras av ett par av de tillfrågade.

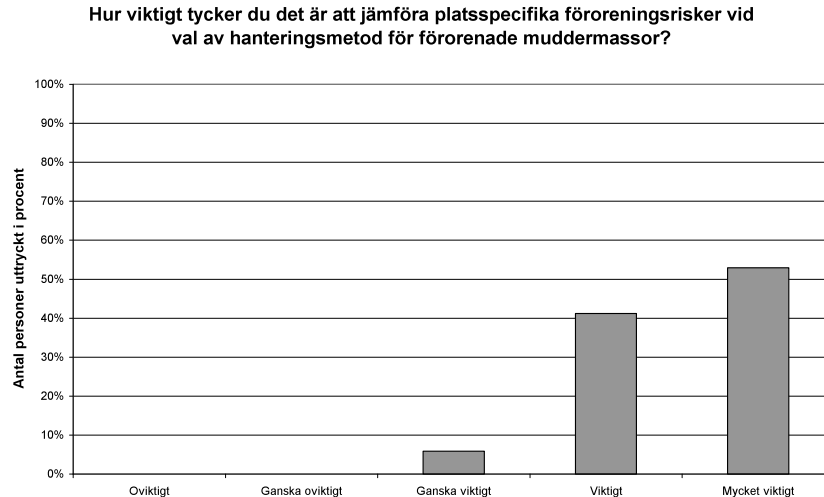
Många önskar också att risken beskrivs både kvalitativt och kvantitativt. En av de intervjuade uttrycker specifikt att risker bör beskrivas konceptuellt och kvantitativt. Två personer tar upp att det inte går att komma runt problematiken kring sannolikhet och konsekvens, d.v.s. hur farligt något är och hur troligt det är att något inträffar. En person uttrycker vikten av att beskriva risker i relation till andra risker, t.ex. om risken medför påverkan på annan plats, kostnad för åtgärd etc.

Att endast karaktärisera risk genom att jämföra uppmätta halter med riktvärden är otillräckligt enligt ca 80 % av de tillfrågade. Två personer förtydligar med att ökad processförståelse skulle leda till bättre beskrivningar av föroreningsrisker.

Tre personer tycker att föroreningsrisker ska beskrivas genom att jämföra uppmätta halter med bakgrundsvärden och riktvärden. En person förordar riskkvoter, men nämner också svårigheten med att bestämma PNEC (predicted non effect concentration) och PEC (predicted effect concentration).

Ett par av de intervjuade påpekar att det är viktigt att lägga på säkerhetsmarginaler vid beräkning av acceptabla halter och en person tycker istället att man bör vänta så länge som möjligt i processen, innan säkerhetsmarginaler läggs på i beräkningarna.

Fråga 8: Hur viktigt tycker du det är att jämföra platsspecifika föroreningsrisker vid val av hanteringsmetod för förorenade muddermassor? Svaren illustreras i Figur 18



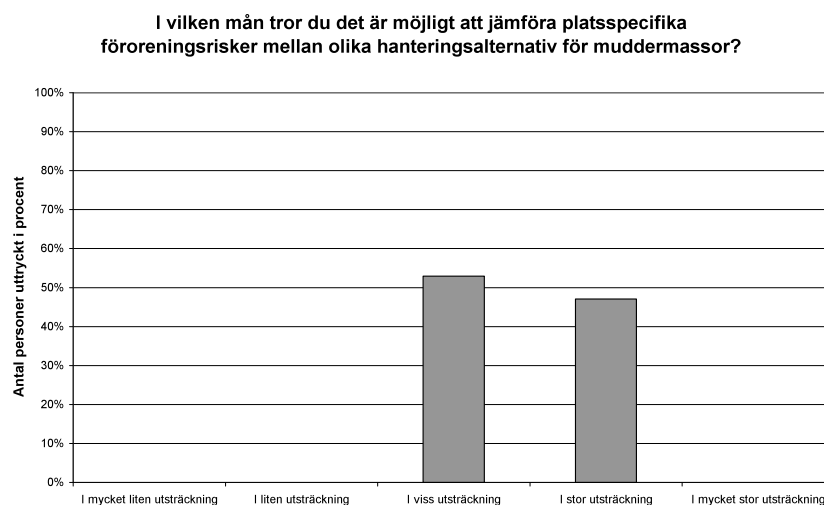
Figur 18 Fördelningen mellan svarsalternativen för frågan ”Hur viktigt tycker du det är att jämföra platsspecifika föroreningsrisker vid val av hanteringsmetod för förorenade muddermassor?”

En person framhåller att det är viktigt att hanteringsalternativet inte orsakar ett större miljöproblem än nollalternativet. Det ska vara ekonomiskt och tekniskt försvarbart. Två personer anser att det är den viktigaste aspekten och många understryker vikten att utreda platsspecifika förhållanden. Fem av de tillfrågade pekar ex. ut socioekonomiska faktorer, global miljöpåverkan och energiåtgång, som andra mycket viktiga aspekter.

Någon menar att en jämförelse är möjlig först då man säkerställt att inget av alternativen ska innebära oacceptabla risker för skyddsobjekten. En annan poängterar att det kanske inte nödvändigtvis är viktigt för problemägaren, men att det kan vara viktigt för allmänheten och en tillståndsmyndighet.

Ett problem med att jämföra de platsspecifika föroreningsriskerna är att hanteringsalternativen innebär olika lokalisering av massorna och därmed olika platser och ekosystem.

Fråga 9: I vilken mån tror du det är möjligt att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor? Figur 19 visar svaren på fråga 9.



Figur 19 Respondenternas svar på frågan ”I vilken mån tror du det är möjligt att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor?”

Ungefär hälften av de tillfrågade tror att det är möjligt, men förknippat med stora svårigheter och att det inte går att jämföra utan att lägga in värderingar. Några av svårigheterna som nämns är: bedömning av skyddsvärde, jämförelse av riskens storlek, och brister i dataunderlag. Några personer nämner också att jämförelser av det här slaget skulle innebära stora kostnader. En person menar att man inte kommer undan själva beslutet och att inte göra jämförelser är också en form av beslut. Flera poängterar också att det är bättre att försöka göra jämförelser än att inte göra något alls.

6.2 DAGENS RISKJÄMFÖRELSE

Frågorna i detta avsnitt behandlar studien av tillståndsansökningar i samband med hamnutbyggnad (se avsnitt 4).

För att undersöka hur val mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor görs idag har ett antal tillståndsansökningar (med tillhörande MKB:er) för hamnutbyggnad (och därmed muddring) studerats i detta arbete. Slutsatsen utifrån undersökningen är att jämförelser av föroreningsrisker mellan hanteringsalternativ *inte* görs. Ofta har redan ett alternativ valts ut från början och övriga alternativ redovisas i begränsad omfattning.

Fråga 11. a) Håller du med om detta? b) Om "JA", vad tror du att det beror på? Om "NEJ", vad är din uppfattning?

Svaren på fråga 11. a) redovisas i Figur 20.



Figur 20 I tillståndsansökningar för hamnutbyggnad görs idag inga direkta jämförelser av föroreningsrisker mellan hanteringsalternativ. Ofta har redan ett alternativ valts ut från början och övriga alternativ redovisas i begränsad omfattning. Figuren illustrerar respondenternas svar på frågan "Håller du med om detta?"

Över 80 % håller med om att jämförelser av föroreningsrisker mellan hanteringsalternativ för förorenade muddermassor generellt inte görs. De främsta orsakerna till detta som pekats ut är: okunskap, tidsbrist, tradition och att det skulle medföra stora kostnader att utreda fler alternativ. För låga krav från tillståndsmyndigheter anges också som en möjlig orsak. Ett par personer poängterar att tillståndet ofta söks för ett specifikt alternativ som har valts eftersom det anses bäst ur flera synpunkter. Ofta avfärdas andra (sämre) alternativ genom att framhäva den valda metoden. Några nämner att beställare och konsult ofta har diskuterat innan och kommit fram till ett lämpligt alternativ att satsa på. Då finns en risk att konsulten bara strävar

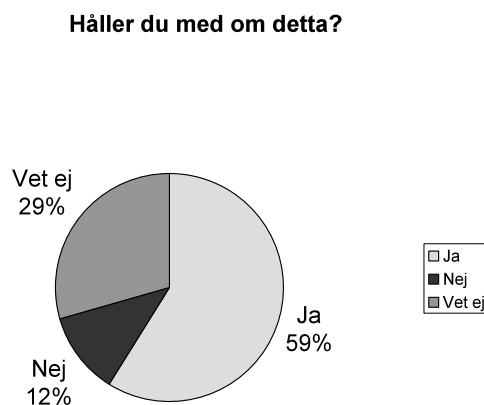
efter att bevisa att det utvalda alternativet är bäst. En av de tillfrågade säger att det är domstolens sak att välja mellan fyra alternativ. De sökande är bra på att argumentera bort andra alternativ än det sökta alternativet. Samma person tror att tillståndsansökningarna i princip måste vara uppbyggda som de är idag annars skulle det bli för stora utredningar och därmed förstora kostnader.

En ytterligare slutsats i litteraturstudien av tillståndsansökningar och MKB:er är att miljöriskanalys tillämpas i väldigt begränsad utsträckning i sammanhanget hanteringsalternativ för muddermassor. I bästa fall görs en jämförelse mellan uppmätta halter i sediment och generella riktvärden.

Fråga 12. a) Håller du med om detta? b) Om ”JA”, vad tror du att det beror på?

Om ”NEJ”, vad är din uppfattning?

Svaren på fråga 12. a) visas i Figur 21.



Figur 21 Efter litteraturstudien av tillståndsansökningar och MKB:er är en slutsats att miljöriskanalys tillämpas i väldigt begränsad utsträckning i sammanhanget hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. Figuren illustrerar respondenternas svar på frågan ”Håller du med om detta?”

Nära 60 % av de tillfrågade håller med om att miljöriskanalys tillämpas i begränsad utsträckning i MKB:er. Av dem som svarat ”Vet ej” tror många att det troligen förhåller sig på det sättet, men de vet för lite för att uttala sig. Orsakerna som pekades ut var: att traditionellt har massorna dumpats till havs, att chansningar görs i hopp om att inte behöva komplettera ansökan med den typen av uppgifter, att det kan vara svårt att se nyttan med en kostsam miljöriskbedömning i en MKB, att ingen vill göra mer än den måste och att det helt enkelt är lättare att diskutera halter än att utföra avancerade miljöriskbedömningar. En person säger att generellt finns det ingen vilja att ta upp för mycket i en MKB eftersom ”ju mer garn man lägger ut, desto fler trådar finns att dra i från myndigheternas sida”. Samma person säger att det gjorts ett examensarbete som visar att ju fler aspekter tas upp i MKB:n desto fler saker har tillståndsmyndigheten synpunkter på.

Av dem som inte höll med om påståendet svarade en person att det tidigare var så, men att i och med MB och deponeringsförordningen med tillhörande föreskrift för klassificering av avfall tror (och hoppas) personen att bättre utredningar görs idag. Verksamhetsutövare och avfallsproducenter är mer medvetna om vilka krav som finns.

En annan svarade att det görs sällan avancerade miljöriskanalyser, men skulle ändå vilja hävda att det görs. Någon slags enkla matriser med + och – kanske presenteras även om det alltid kan förbättras. Personen ser inget fel i att göra enkla bedömningar, bara det kommuniceras hur och varför det har gjorts. Sen är det upp till beslutsfattaren att ta ställning till underlaget. Öppen process viktigt och mycket kan nog underlättas med en öppen dialog från början mellan beställare, konsult och tillståndsmyndighet.

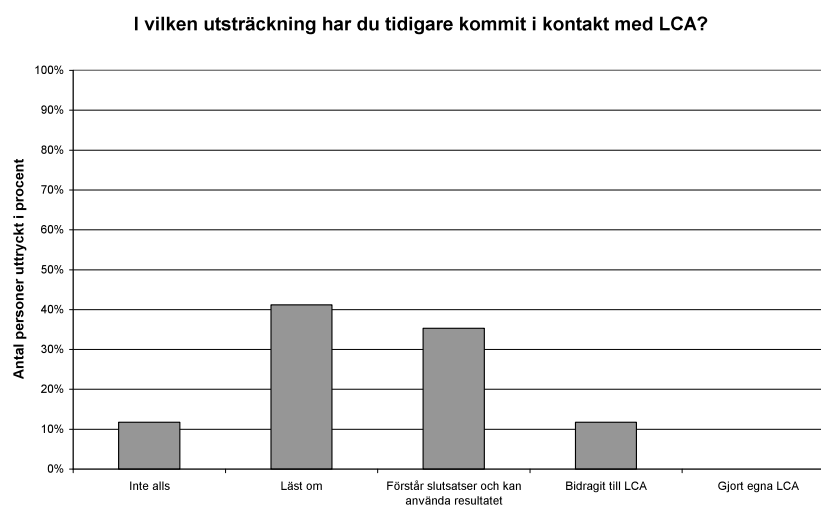
6.3 FALLSTUDIE, RISKMATRISER OCH TRIAD-METODEN

Frågorna i detta avsnitt berör de olika metoderna som undersökts i fallstudien av Oxelösunds hamn (5.2 och 5.3) samt möjligheten att använda riskmatriser (3.4.3.3) och Triad-metoden (3.4.3.4) för att jämföra föroreningsrisker mellan de olika huvudalternativen för förorenade muddermassor.

6.3.1 Ekotoxicitetspotential

Frågorna som berör ekotoxicitetspotential (se avsnitt 3.4.3.1 och 5.2) handlar om i vilken utsträckning de geografiska och tidsmässiga skalorna anses relevanta för den aktuella studien, om för- och nackdelar med metoden, om metoden är ett bra sätt för att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor samt om den kan förbättras på något sätt.

Fråga 13. a) I vilken utsträckning har du tidigare kommit i kontakt med LCA? Svaren återfinns i Figur 22



Figur 22 Respondenternas svar på frågan "I vilken utsträckning har du tidigare kommit i kontakt med LCA?"

Nästan alla som tillfrågats är skeptiska till de stora tid- och rumskalorna (som presenteras i avsnitt 3.4.3.1) och en platsspecifik jämförelse med hjälp av metoden ses som omöjlig av de allra flesta. Generellt var de tillfrågade skeptiska till hur karaktäriseringsfaktorerna tagits fram. Den platsspecifika exponeringen var något som ansågs saknas i modellen. De intervjuade hade svårt att bedöma något när de inte kunde se vilka aspekter som var inbakade i faktorerna. Två av de tillfrågade uttrycker en skepsis mot den här typen av generella modeller. Flera personer resonerade kring huruvida man behöver en metod för att konstatera att tippningsalternativet är sämst (se Figur 14-17). Tabell 8 redovisar några av metodens för- och nackdelar som kom på tal under intervjuerna.

Tabell 8 För- och nackdelar med att använda ekotoxicitetspotential för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor.

Fördelar	Nackdelar
Ett tydligt sätt att åskådliggöra resultat	Skalorna är inte relevanta för det aktuella fallet.
Ger en möjlighet att ge en samlad bedömning av de många föroreningar som förekommer i sediment	Svårt att bedöma rimligheten i resultaten då ingen information finns om karaktäriseringsfaktorer. Det är lätt att luras av staplarna då bakgrunden till vad som ligger bakom dem är otydlig
Samma enhet (uttryckt i ekvivalenter) möjliggör en jämförelse	Det känns konstigt att använda samma ekvivalent för samtliga ämnen utan att veta deras verkningsmekanismer
Bra sätt att försöka förstå en kedja av händelser	Resultatet och dess kvalitet är väldigt beroende av underlagsdata och systemgränser
Ger en snabb uppfattning av hur alternativen förhåller sig relativt varandra	Förknippat med stora osäkerheter
Enkel	För grova uppskattningar

Fyra av de tillfrågade tycker att metoden har viss potential för att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor, men en majoritet av de tillfrågade tycker inte att det är en bra metod. Någon poängterar att endast en relativ jämförelse är möjlig, men att jämförelser av absolut karaktär bör undvikas.

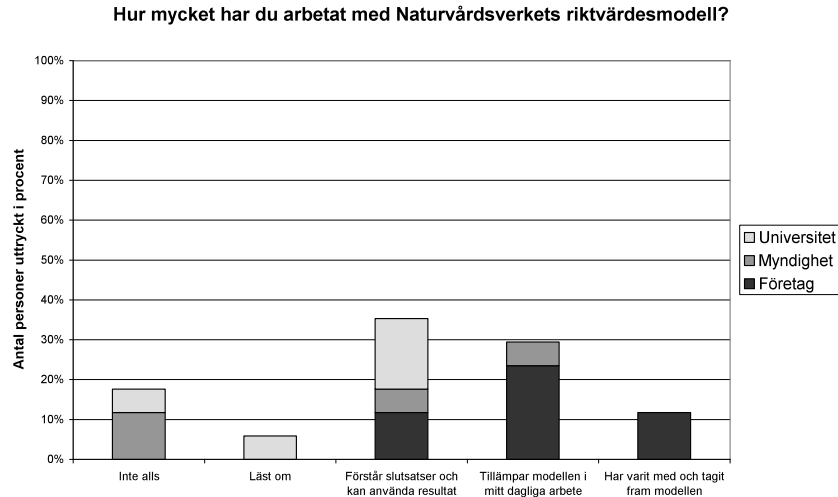
Förbättringspotentialen ligger enligt de intervjuade i bättre tid- och rumskalor anpassade till det specifika fallet, bättre tydlighet i hur karaktäriseringsfaktorerna tagits fram samt någon form av kalibrering och validering.

6.3.2 Naturvårdsverkets riktvärdesmodell

Frågorna om Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (se avsnitt 3.4.3.2 och 5.3) ställdes främst för att undersöka för vilka hanteringsalternativ det skulle gå att beräkna riktvärden.

Fråga 14. a) Hur mycket har du arbetat med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell?

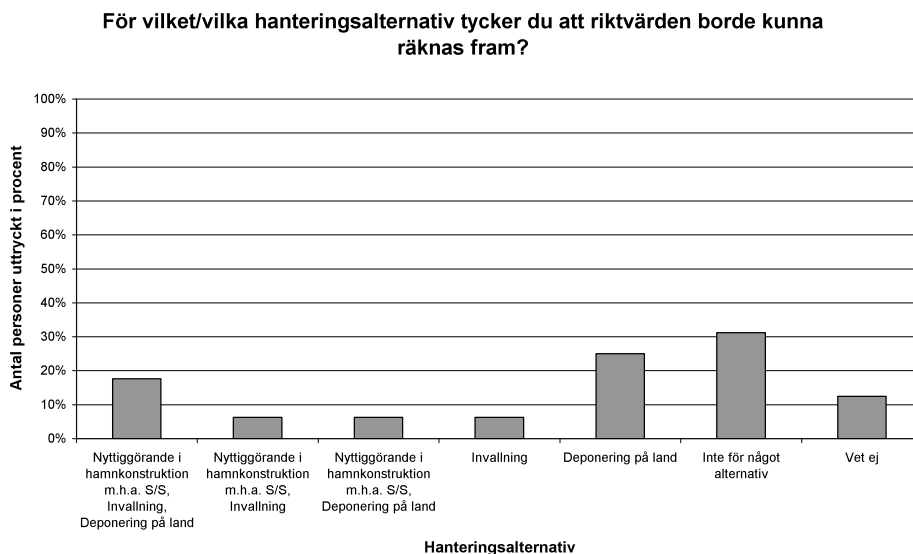
Svaren på fråga 14. a) fördelar sig enligt Figur 23



Figur 23 Respondenternas svar på frågan "Hur mycket har du arbetat med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell?" Resultatet är uppdelat efter arbetsplats.

Resultatet redovisas utifrån andel personer som arbetar på företag, myndighet respektive universitet, med anledningen att modellen tycks vara mer välkänd för dem som arbetar på företag.

Fråga 14. b) För vilket/vilka hanteringsalternativ tycker du att riktvärden borde kunna räknas fram? Svaren på fråga 14. b) redovisas i Figur 24



Figur 24 Respondenternas svar på frågan "För vilket/vilka hanteringsalternativ tycker du att riktvärden borde kunna räknas fram?" De tre staplarna längst till vänster representerar svar där flera alternativ har valts.

Av dem som är väl insatta i modellen har de flesta valt "inte för något alternativ". De som har valt "deponering på land" har gjort det eftersom det är markmiljö modellen är framtagen för. De som inte är lika insatta i modellen har valt flera hanteringsalternativ, (ingen valde "tippning till havs") med motiveringen att man "tillverkar mark" i både s/s och invallning samt att deponering på land sker i en markmiljö.

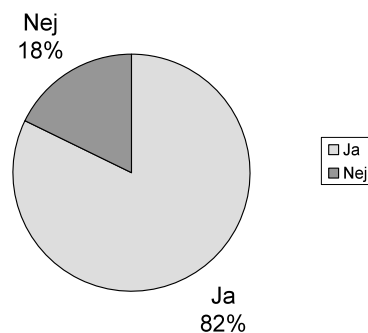
Många resonerar att modellen, som den ser ut idag, inte går att applicera på muddermassor eftersom den är framtagen för förorenad mark. Däremot skulle en liknande modell, framtagen för akvatiska miljöer och sediment, säkerligen vara användbar. De flesta är skeptiska till att använda modellen eftersom syftet är att jämföra olika hanteringsalternativ, vilket blir svårt om riktvärden inte kan räknas fram för alla scenarier.

6.3.3 Riskmatriser

Frågorna handlar om möjligheten att använda riskmatriser (se avsnitt 3.4.3.3) för att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. Om sannolikheter för och konsekvenser av ex. spridning av olika substanser kunde skattas inom respektive hanteringsalternativ skulle dessa riskmatriser kunna ställas mot varandra och en jämförelse vara möjlig.

Fråga 15. b) Tror du att det är genomförbart i praktiken? c) Om ”JA”, vem/vilka skulle utföra skattningar av sannolikheter och konsekvenser? Om ”NEJ”, varför inte? Svaren på fråga 15. b) redovisas i Figur 25.

Tror du att det är genomförbart i praktiken?



Figur 25 Om sannolikheter och konsekvenser kunde skattas för varje hanteringsalternativ och presenteras i matrisform skulle matriserna kunna jämföras mot varandra. Figuren illustrerar respondenternas svar på frågan ”Tror du att det är möjligt i praktiken?”

Av dem som svarat ”JA” är det flera som tror att det är möjligt, men svårt. Någon säger att det är möjligt, men kanske inte blir så bra. Viktiga aspekter som enligt de intervjuade måste beaktas är: att försöka hitta gemensamma bedömningsskalor för de olika alternativen, inte lägga på säkerhetsmarginaler för tidigt vid skattning av konsekvenserna och att fundera kring hur konsekvenserna ska beskrivas. Vem som ska utföra skattningarna av sannolikheter och konsekvenser är inte helt självklart, men de flesta som kommenterat frågan svarar problemägaren, verksamhetsutövaren eller verksamhetsutövarens konsult. Vikten att tala om *vem* eller *vilka* som har skattat sannolikheter och konsekvenser poängteras av en person.

En person som inte tror att det är genomförbart menar att om slutsatser ska kunna dras om sannolikheter och konsekvenser måste något ha *utförts* innan, personen tycker att det här angreppssättet därför känns ganska orealistiskt och verklighetsfrämmande. Tabell 9 redovisar några av metodens för- och nackdelar som kom på tal under intervjuerna.

Tabell 9 För- och nackdelar med att använda riskmatriser för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor.

Fördelar	Nackdelar
Ett sätt att strukturera och jämföra	Svårt att hitta gemensamma bedömningsskalor både för sannolikheter och konsekvenser.
Enkelt	Subjektiv metod med risk att personliga värderingar styr
Många faktorer kan tas upp	Svårt att få det transparent
Illustrativt, ett sätt att åskådliggöra riskerna	Det är lätt att luras att siffror i en matris representerar "sanningar"
Stora friheter. Kan själv välja (och motivera) vad som ska tas med i matrisen.	Förenklar problemet i för stor utsträckning
Tydligt	Det blir problem med ”extrema risker” d.v.s. risker med låg eller okänd sannolikhet och allvarliga konsekvenser (nedre högra hörnet).
Billigt	Matrisen löser inte problemet, visualiserar bara.

En övervägande del av de tillfrågade är positiva till metoden och anser att riskmatriser är ett bra sätt att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. Några poängterar att det måste finnas ett bra dataunderlag och en analys bakom matrisen för att metoden ska vara framgångsrik. En person säger att det kan vara ett bra stöd men att det beror på hur resultaten i diagrammen tolkas, på så vis kvarstår problemet fortfarande i viss mån. En person tror att metoden har en begränsad användbarhet och möjligen kan användas på tidigt stadium eller för väldigt små objekt samma person tycker att man nog borde mäta/modellera spridning istället för att skatta.

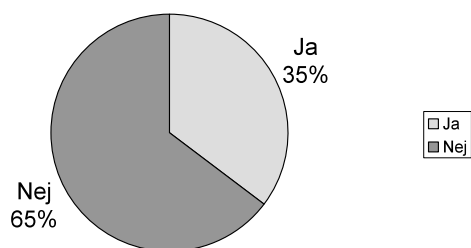
6.3.4 Kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden

I föreliggande arbete var det intressant att undersöka om Triad-metoden (se avsnitt 3.4.3.4) är tillämpbar på miljöriskanalys av förorenade muddermassor. Frågorna kring kvantitativa beslutsmatriser enligt Triad-metoden handlar om metodens användbarhet i det aktuella fallet och om för- och nackdelar med metoden.

Om undersökningar utfördes enligt de tre undersökningslinjerna för respektive hanteringsalternativ för muddermassor och kvalitativa beslutsmatriser räknades fram, skulle de kvantitativa beslutsmatriserna för varje hanteringsalternativ kunna jämföras.

Fråga 16 b) Tror du att det är genomförbart i praktiken? c) Om ”NEJ”, varför inte? Svaren på fråga 16. b) redovisas i Figur 26.

Tror du att det är genomförbart i praktiken?



Figur 26 Om undersökningar utfördes enligt de tre undersökningslinjerna för respektive hanteringsalternativ för muddermassor och kvalitativa beslutsmatriser räknades fram för varje alternativ, skulle beslutsmatriserna kunna jämföras. Figuren visar respondenternas svar på frågan ”Tror du att det är genomförbart i praktiken?”

De främsta orsakerna bland dem som svarat ”NEJ” är att metoden bara ger en ögonblicksbild av hur situationen ser ut. Det går inte att förutsäga något med Triad-metoden, utan endast att titta på hur det ser ut, en åsikt som framförallt finns hos dem som är ganska insatta i metoden. En annan vanlig invändning är att metoden verkar vara väldigt resurskrävande. Många tilltalas dock av att metodiken bygger på tre olika undersökningslinjer som gör miljöriskbedömningen bredare än att bara jämföra halter mot riktvärden.

Av dem som svarat ”JA” säger en person att ”triader är nog bra i detta sammanhang”. Två personer tror att det är genomförbart, men svårt att vikta aspekterna mot varandra. En person tror att det är genomförbart, men tror inte att metoden kommer att leda till ett säkrare beslutsunderlag. Tabell 10 redovisar några av metodens för- och nackdelar som diskuterades under intervjuerna.

Tabell 10 För- och nackdelar med att använda kvantitativa beslutsmatriser enligt Triad-metoden för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor.

Fördelar	Nackdelar
Bra vid tillräckliga resurser	Kräver enorma resurser i form av tid, pengar, data och kompetens
Bra metodik med tre undersökningslinjer, vilket gör att man kan komma närmre sanningen än i många andra metoder	Inget prognostiskt verktyg
Ett sätt att systematisera	Visst mått av subjektivitet
Om man ställer krav på den här typen av metod så genereras mer information. Sammanställer kunskapsnivån.	Svårt att vikta aspekterna rätt i förhållande till varandra
Möjliggör en jämförelse	Det är svårt att genomföra många av de tester som metoden kräver t.ex. ekotoxtester.
Osäkerheten i bedömningen minskar med tre undersökningslinjer	Den här typen av mått med en ”gemensam valuta” döljer mycket information.

Fem personer tror att Triad-metoden skulle kunna vara bra i syfte att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. Tre av dem anser att metoden i så fall behöver utvecklas eller förmodligen är allt för resurskrävande i praktiken. Av dem som inte anser att Triad-metoden är lämplig, beror det i första hand på att den är resurskrävande och inte prognostisk.

6.4 VAL AV METOD

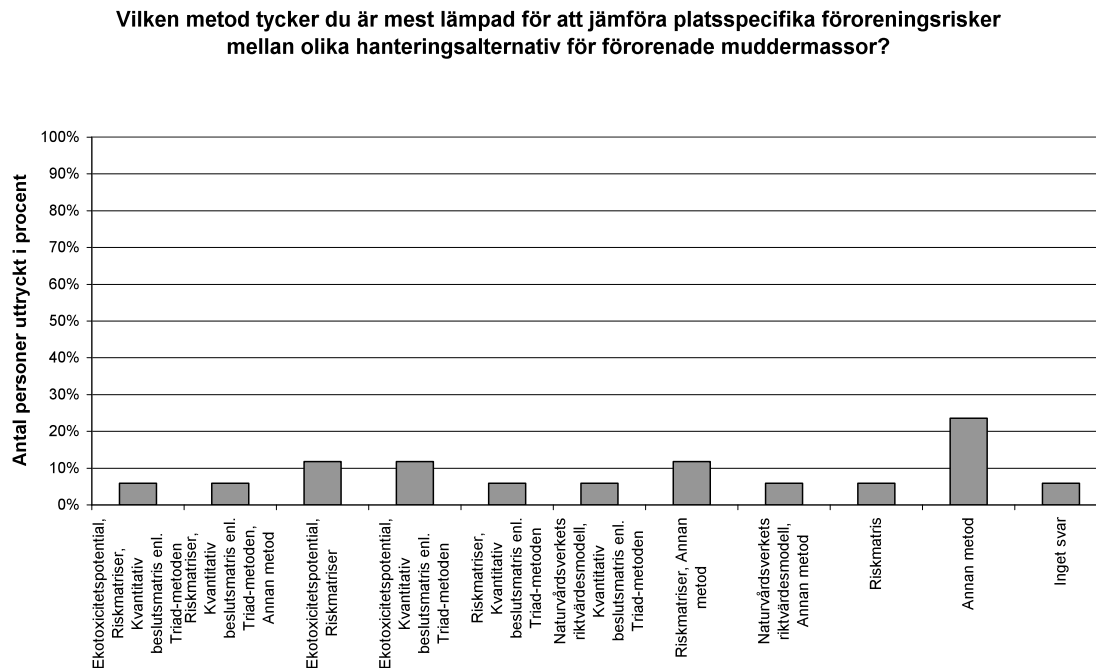
17. Har du något annat förslag på hur man kan karaktärisera och jämför föroreningsrisker i samband med allokering av förorenade muddermassor?

Av de tillfrågade hade 40 % inga egna förslag. De förslag som presenterades var:

- En speciell riktvärdesmodell för sediment skulle vara bra... men då måste du ju börja om från början.
- Gör en egen klassning med egna tabeller baserade på vad du tror. Ta upp de processer, halter och mängder du tycker är relevanta. Ta upp spridning i tid och rum. Farlighetstabell. Eventuellt likt MIFO-systemet.
- Ingen modell blir bättre än det man stoppar in i den. Brister ligger ofta i för lite indata. Därför bör fokus kanske ligga på att förbättra indata. Exempelvis spridningsdata, lakteter etc.
- Någon slags konceptuell modell för varje alternativ med en problembeskrivning där man försöker hantera exponeringsrisker (i första hand) men också skyddsvärde, tidsaspekt, varaktighet och typ av effekter.
- Det är viktigt att vara medveten om att metoderna inte räcker ända fram. I slutänden är det en politisk process. Om alla metoderna visar på samma resultat så kan det kanske användas som argument för/emot ett visst alternativ i den politiska processen.
- Försök arbeta med riskkvoter. Det gäller då att ta fram ett PNEC och ett PEC och båda två är svåra att ta fram värden för.
- EPA har lagt ner mycket pengar på sanering av förorenade områden. Där borde du hitta material. Tänket i alla modeller som du presenterar här utgår från hur toxiska ämnena är. Jag föreslår att du går från andra hållet. Börja med att fundera kring exponering. Finns det exponering måste man börja titta på ämnena och försöka räkna fram PNEC och PEC från tox-studier och väga in osäkerheter i data. Sen får du fundera kring hur och vilka av ämnena ska adderas. (Även om det är svårt att lägga ihop samverkans effekter.) Det finns mycket guidens i REACH för hur miljöriskbedömningar görs. Det finns också (i REACH) en modell för hur exponering kan uppskattas.
- Gör separata exponeringsbedömningar för varje alternativ. Om exponering finns, utgå därifrån. En stor brist när miljöriskbedömningar görs är identifieringen av samverkans effekter av olika ämnen. När exponeringsbedömningen görs är det viktigt att veta vilka ämnen som ingår och vad de har för egenskaper. Det borde finnas redan gjorda exponeringsbedömningar att titta på som exempel.
- Semi-kvantitativa beslutsmatriser. Gör en så tillförlitlig bedömning som möjligt av vilka gifter som finns, hur de kan spridas och vilka effekter de kan få, om riskerna är permanenta eller reversibla. Det gäller att försöka göra det så tillförlitligt som möjligt genom att ställa krav på data, tester och modeller.
- Beskriv VAD som händer/kan ske konceptuellt först, välj sedan metod för att kvantifiera (eller skatta om det är det bästa som går) riskerna. Beskriv/kvantifiera spridning/exponering/massbalanser över tiden och förklara vad som händer i de olika

fallen. Det bör alltid vara tågordningen. Först förstå problematiken sedan välja metod för att beskriva den kvantitativt.

18. Vilken metod tycker du är mest lämpad för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor? Svaren på fråga 18 redovisas i Figur 27.



Figur 27 Respondenternas svar på frågan ”Vilken metod tycker du är mest lämpad för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor?” De som valt att kombinera flera metoder redovisas också i figuren.

De flesta anser att en metod inte är tillräckligt för att beskriva problemet. En person understryker att om samma resultat kan åstadkommas med två olika metoder, har slutsatserna verifierats och då är beslutsunderlaget >> dubbelt så bra som resultatet från endast en metod.

Två personer förordar utveckling av en ny riktvärdesmodell för akvatisk miljö och en av dem nämner att det finns sådana i bl.a. Norge och Finland. Tre personer tycker att riskmatriser (eventuell i kombination med annat) verkar bra, eftersom de är flexibla. En poängterar att matrisernas kvalitet beror på vilken information som stoppas in. En person diskuterar möjligheten att använda riskmatriser som underlag för vad som ska tas upp i LCA och därifrån använda ekotoxicitet för att identifiera problem och slutligen använda Triad-metoden på valt hanteringsalternativ för att visa att den valda metoden är bäst. Ytterligare en person understryker att ingen metod är ideal och att ekotoxicitetspotential och triad-metoden är beroende av bra underlagsdata men har potential som bra värderingsmetoder. Av dem som valt ”Annan metod” hänvisar de flesta till sitt egna förslag på fråga 17.

7 DISKUSSION

7.1 LITTERATURSTUDIE

7.1.1 Generell diskussion kring för- och nackdelar med de olika hanteringsalternativen

Det finns många fördelar med s/s-metoden. Den främsta är kanske förmågan att immobilisera och samtidigt fysikaliskt omvandla föroreningar, vilket medför en minskad permeabilitet och därmed en acceptabel miljöpåverkan under lång tid (Naturvårdsverket, 2007a). Metoden innebär en återvinning av massor/avfall vilket uppmuntras i MB 1 kap 1 §. En annan fördel är att metoden är väldigt anpassningsbar efter olika platsspecifika förhållanden. Tekniken lämpar sig bäst för metaller och i viss mån även för icke- och semiflyktiga organiska föreningar men är sämre för flyktiga organiska föreningar (Naturvårdsverket, 2007a). Stabilisering/solidifiering är ofta ett kostnadseffektivt alternativ i jämförelse med exempelvis deponering på land p.g.a. låga transport- och materialkostnader samt att deponiavgift uteblir. Metoden bidrar till att uppfylla miljömålen Giftfri miljö, God bebyggd miljö, Bara naturlig försurning och Begränsad klimatpåverkan (Magnusson m.fl., 2006). Stabilisering/solidifiering på platsen medför endast påverkan i den omgivning där föroreningarna fanns från början. En nackdel med metoden är att den i första hand innebär en fastläggning av föroreningarna och inte en kvittblivning. Den volymökning, som är en följd av inblandning av bindemedel kan vara en nackdel, liksom de olika för- och efterbehandlingarna av sedimenten som kan vara nödvändiga (se 3.2.1). Det är också svårt att förutse den långsiktiga miljöpåverkan med metoden kan tänkas medföra.

Den främsta fördelen med tippning till havs är att det är en billig metod men det finns även en rad nackdelar. Miljökonsekvenserna är svåra att förutse och tekniken innebär endast en allokering av föroreningarna, d.v.s. egentligen flyttas bara problemet. Tippning kräver ofta kompletterade åtgärder i form av exempelvis täckning och avskärmning.

Invallning kan vara en kostnadseffektiv metod för att minska spridning av föroreningar. Teknikens tillämpbarhet, lämplighet och kostnad är dock starkt beroende av platsspecifika förutsättningar. En nackdel är att föroreningarna endast allokeras och det är även för invallning svårt att förutse den långsiktiga miljöpåverkan tekniken kan tänkas medföra.

En fördel med att lägga massorna på deponi är att det finns kännedom om var föroreningarna har placerats. Deponin kan märkas ut på en karta och på så vis bevaras informationen flera år fram i tiden. Alla säkerhetsföreskrifter kring hur deponier ska utformas innebär också att risken för föroreningsläckage minimeras. Skulle en olycka inträffa har man dessutom större möjlighet att snabbt identifiera problemet och sanera, vilket är svårare om man ex. har tippat massorna till havs (Erlandsson 2009, personlig kommunikation). Nackdelen är att deponering på land är en dyr metod som endast innebär en förflyttning av kontaminerat material och därmed ingen kvittblivning av föroreningar. Metoden kräver ofta någon form av förbehandling t.ex. avvattning eller s/s. Sverige arbetar för att minska mängden avfall som läggs på deponi, bl.a. eftersom deponering innebär föroreningsrisker i form av exempelvis utlakning och metangasutsläpp samt tar stora ytor i anspråk (Naturvårdsverket, 2009b).

Alla de studerade hanteringsalternativen innebär en allokering av muddermassor och därmed en allokering av föroreningarna. Organiska föroreningar kan i vissa fall omvandlas och ändra struktur med tiden, medan tungmetaller är grundämnen som inte kan försvinna.

Nollalternativet har inte studerats i detta arbete men det skulle även vara intressant att veta hur miljön påverkas om ingen allokering av föroreningarna skedde. Skulle nollalternativet innebära en större eller mindre platsspecifik miljöpåverkan i jämförelse med exempelvis stabilisering/solidifiering?

7.2 SÅ JÄMFÖRS PLATSSPECIFIKA FÖRORENINGSRISKER IDAG

Undersökningen av tillståndsansökningar för olika typer av hamnverksamhet är begränsad till tre svenska hamnar. *Alla* handlingar har inte varit tillgängliga i de tre olika fallen, alltså finns det en möjlighet att en del information har uteblivit. Resultatet av undersökningen är dock entydigt och slutsatsen är att jämförelser av föroreningsrisker i samband med olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor generellt *inte* görs. Ofta har redan ett alternativ valts ut och andra lösningar redovisas i väldigt begränsad omfattning. Bland de undersökta tillståndsansökningarna redovisas olika hanteringsalternativ i störst utsträckning av Oxelösunds hamn. Inte i någon av miljökonsekvensbeskrivningarna finns en konkret jämförelse av miljö- och hälsorisker mellan olika alternativ. Den enda jämförelse som finns, är en kostnadsjämförelse för olika hanteringsalternativ i Oxelösunds hamn.

Tippning av förorenade massor antas redan på förhand medföra betydande risker för människa- och/eller miljö, utan att en utredning för den specifika platsen har gjorts. Det är intressant hur deponering på land automatiskt klassas som det säkraste alternativet. Egentligen torde det bero på i vilket tidsperspektiv riskerna studeras och vilket skyddsobjekt som avses. En deponeringskonstruktion på land håller inte för evigt. Vad är det då som egentligen säger att det är säkrare att lägga förorenade massor på land, där de på kan påverka markmiljö och grundvatten (sett ur ett långt tidsperspektiv), än att dumpa dem på en djupt liggande ackumulationsbotten? Myndigheterna ställer hårda krav på riskbedömningar och utlakningstester från de stabiliserade massorna som är tänkta att användas i hamnkonstruktioner. Stabiliserade massorna i kajer påverkar föroreningarna, vid eventuellt läckage, samma område och ekosystem som när föroreningarna fanns bundna i sedimenten. Ska massorna flyttas (exempelvis till en landdeponi eller havsvik) kommer helt andra ekosystem att komma i kontakt med sedimenten. Denna fördel med s/s tekniken diskuteras inte alls.

Ytterligare en observation är att miljörisikanalys tillämpas som underlag i miljökonsekvensbeskrivningar i begränsad omfattning. Den enda studerade hamn som använde sig av miljörisikanalys var Nynäshamn. Dessa riskanalyser innefattade inte miljö- och hälsorisker i samband med allokering av muddermassorna och fick dessutom skarp kritik av länsstyrelsen (se avsnitt 4.3). Generellt utreds olika miljökonsekvenser i varierande omfattning, men den systematiska miljörisikanalysen saknas i MKB:erna. Riskbedömningar för *olika* hanteringsalternativ görs inte, möjligen tillämpas någon form av riskbedömningar för att bestämma muddermassornas föroreningsgrad. Tillståndsmyndigheterna kräver ofta in kompletterande uppgifter avseende av platsspecifika föroreningsrisker (se avsnitt 4.1 och 4.3). Därför än en tanke, att om miljörisikanalys tillämpades som beslutsunderlag från början, skulle tid (och därmed pengar?) kunna vinnas i tillståndsprocessen.

7.3 FALLSTUDIER

Ingen av de metoder för riskkaraktärisering som studerats har visat sig vara optimal för att karaktärisera och jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. Utifrån den litteratur som studerats i arbetet har det inte gått att hitta ytterligare metoder som skulle kunna vara direkt användbara. Detta tros bero på att problemet är väldigt komplext och relativt ostuderat. Det finns uppenbarligen ett behov av utvecklad metodik för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika lösningar och platser.

7.3.1 Ekotoxicitetspotential

Resultaten från beräkningarna i denna studie visar att de känsligaste effektkategorierna är havsvatten och havssediment, vilket gör det logiskt att tippningsalternativet (som påverkar havsmiljön) verkar vara det alternativ som innebär störst risk för utlakning och föroreningsspridning.

Det kan diskuteras huruvida ekotoxicitetsberäkningarna verkligen jämför platsspecifik ekotoxisk potential eftersom det bara finns karaktäriseringsfaktorer för global och kontinental skala. Nyttan med att titta på ett oändligt tidsperspektiv kan också ifrågasättas eftersom även osäkerheterna blir oändligt stora ur ett sådant perspektiv. De skalor som skulle ha passat bäst för föreliggande studie är en kontinental skala under 100 år. Just den kombinationen av skalor saknas det dock karaktäriseringsfaktorer för, varför Figur 15 istället visar en global skala under 100 år.

Den stora fördelen med ekotoxicitetspotential är att resultatet kan återges på ett lättöverskådligt sätt där olika alternativ, ämnen och skalor kan jämföras mot varandra (se 5.2.2). Ekotoxicitetspotentialen som visas i resultatet i avsnitt 5.2.2 är baserad på summan av de potentialer som varje enskilt undersökt ämne medför. Samverkans effekter mellan föroreningarna går dock inte att utläsa. För att resultaten från beräkningarna ska vara användbara som beslutsunderlag krävs dock förståelse för vad som ligger bakom staplarna.

Nyckeln till användbarheten av ekotoxicitetspotential är att veta om vad de olika karaktäriseringsfaktorerna grundas på, hur de har räknats fram och vilka osäkerheter som är förknippade med framtagandet av karaktäriseringsfaktorer. Det har dock inte visat sig vara så lätt att ta reda på det. Det är anmärkningsvärt att det, utifrån den litteratur som studerats (Baumann & Tillman, 2004; Guinée, 2002; Rydh m.fl., 2002), inte har gått att på ett enkelt sätt utläsa vad de olika kategoriseringsfaktorerna för ekotoxicitetspotential baseras på. Guinée (2002) gör ett försök till att visa hur beräkningarna går till, men även här utelämnas en del information om vad bedömningarna grundar sig på.

Eftersom det är så komplicerat att ta reda på hur kategoriseringsfaktorerna tagits fram blir det också svårt att använda resultat av ekotoxicitetsberäkningar som ett tillförlitligt beslutsunderlag för platsspecifika bedömningar.

7.3.2 Naturvårdsverkets riktvärdesmodell

Riktvärdesmodellen är framtagen för förorenade *markområden*. Resultatet från fallstudien visar klart att modellen inte är tillämpbar på hanteringsalternativ för muddermassor. De främsta orsakerna till detta är:

- Modellen är framtagen för terrestra system med spridningsvägar till luft, mark, sediment, grundvatten och ytvatten (sötvatten). Därmed saknas relevanta exponeringsvägar för de flesta hanteringsalternativen och muddermassorna blir en föroreningskälla utan spridningsmöjligheter i modellen.
- Modellens främsta skyddsobjekt är människan och modellen förutsätter att människor på något sätt ska vistas i det förorenade området, vilket inte gäller för hanteringsalternativen för muddermassor.
- Skyddsobjekten i miljön utgörs i modellen av ytvatten (sötvatten), grundvatten och markekosystem. Hanteringsalternativen för muddermassor innebär i de flesta fall att akvatiska skyddsobjekt och spridningsvägar måste beaktas. Dessa finns inte representerade i modellen.
- Ytvattenberäkningarna är endast giltiga för små sjöar och i fallet med muddermassor utgörs ytvattnet av hav. Detta påverkar utspädningsfaktorn, som skulle vara mycket större om ytvattnet kunde modelleras med en större volym.
- Grundvatten- och jordparametrarna är inte relevanta för de flesta av hanteringsalternativen.
- Det framgår tydligt att modellen arbetar utifrån att föroreningarna sprids från marken till vattnet. För invallningen (och övriga alternativ som innebär att muddermassorna har kontakt med havsvatten) skulle det vara intressantare att se hur föroreningarna kan spridas till havsvatten och därefter vidare till terrestra system.

Eftersom de flesta inparametrarna i modellen inte är aktuella för de olika hanteringsalternativen för muddermassor blir beräkningarna ganska urholkade. För tre av fyra hanteringsalternativ ansågs det inte ens möjligt att testa modellen. För invallningsalternativet gjordes en beräkning med resultatet att nivåerna i sedimenten från Stegeludden överstiger riktvärdena för zink och PAH-föreningar (Tabell 7). Få inparametrar till modellen är aktuella i invallningsscenarioet vilket ger en statisk bild som endast ändras då mindre känslig markanvändning (MKM) växlas till känslig markanvändning (KM). Riktvärdena som beräknats för invallningen kan därför inte ses som tillförliga.

Det kan också diskuteras om det fundamentala angreppssättet för modellen, nämligen att räkna baklänges från hur mycket skyddsobjektet anses tåla till hur mycket som får finnas i det förorenade området, är ett lämpligt sätt att ta fram riktvärden. En nackdel med denna metod är att det i modellerna ofta läggs på väldigt höga säkerhetsfaktorer, vilket kan resultera i att riktvärdena blir lägre än, eller lika stora, som bakgrundshalterna. Alternativet är att börja i föroreningskällan och därifrån identifiera spridningsvägar och skyddsobjekt.

Riktvärdesmodellen är framtagen eftersom det finns många förorenade markområden att åtgärda. För syftet med denna studie har den dock visat sig vara oduglig och frågan är om det skulle vara meningsfullt att lägga ner resurser på att utveckla en riktvärdesmodell för sediment. Det görs nämligen endast ett fåtal hamnutbyggnader per år, att jämföra med hundratals förorenade markområden som åtgärdas årligen, vilket gör att det skulle bli väldigt dyrt att utveckla en generell modell för sediment, som endast skulle få begränsad användbarhet.

7.4 STAKEHOLDER OPINION ASSESSMENT

Problemet med hur platsspecifika föroreningsrisker ska jämföras mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor är komplext, dessutom är många av de studerade metoderna specifika. Därför ansågs det viktigt att ge en ordentlig bakgrund, med en möjlighet att läsa om metoderna och de frågor som samtalet skulle kretsa kring vid intervju-tillfället, i förväg. De intervjuade fick alltså enkäten som intervjuerna skulle bygga på utskickade till sig ca en vecka för intervjutillfället. Möjligheten att få spontana svar begränsades därmed. En del hade förberett sig ganska mycket medan andra bara snabbt läst igenom frågorna.

7.4.1 Riskbegreppet

Som visas i Figur 17 är den tekniska definitionen av risk, d.v.s. en funktion av sannolikhet och konsekvens, vanligast bland de tillfrågade. Det är anmärkningsvärt att inte fler tar upp andra aspekter eller nämner att det finns fler sätt att se på risk. En förklaring till detta kan vara att de flesta som tillfrågats har en teknisk/naturvetenskaplig bakgrund. Redan i den tillsyns enkla frågan ”hur definierar du begreppet föroreningsrisk” går definitionerna isär. På frågan om hur föroreningsrisker ska beskrivas, finns i stort sett en lika stor variation i svaren som antalet tillfrågade. De flesta verkar dock överens om att det är effekten som bör vara det centrala och att det är otillräckligt att bara använda uppmätta halter och riktvärden som bedömningsgrund.

Det är tydligt att risk är ett mångtydigt och inte helt okomplicerat begrepp, vilket överensstämmer med teorin i avsnitt 3.4. Vad personerna väljer att väga in i begreppet beror troligtvis på tidigare erfarenheter och upplevelser.

7.4.2 Dagens riskjämförelser

Resultatet från intervjuerna visar att de flesta är överens om att föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor jämförs i begränsad utsträckning i tillståndsansökningar för utbyggnad av hamnar. Ingen har motsatt sig påståendet och av dem som inte ville/kunde uttala sig uttryckte alla ett försiktigt medhåll genom att säga ”jag kan tänka mig att det är så” eller ”jag skulle inte bli förvånad om det är sant”.

Verksamhetsutövaren söker i första hand tillstånd för att få bygga ut en hamn. Som en konsekvens av utbyggnaden tillkommer problematiken med muddring och förorenade muddermassor. Eftersom huvudsyftet inte är omhändertagande av muddermassor, utan tillbyggnad av hamn, verkar problemet komma lite i skymundan.

Detta tros vara en av anledningarna till att riskjämförelser mellan hanteringsalternativ görs i väldigt begränsad utsträckning. Kostnaden för en bredare utredning, där alternativ jämförs, anses också vara för stor för att det skulle gå att genomföra i praktiken.

Av dem som själva arbetat med MKB:er framgick att frågor kring alternativ ofta diskuteras på tidigt stadium mellan verksamhetsutövare och konsult. Vanligtvis kan då konsult och verksamhetsutövare komma överens om det alternativ som verkar bäst för den givna situationen. Detta resonemang dokumenteras sällan, varför motiveringen bakom det sökta alternativet till synes är begränsat. Fler av de tillfrågade inser att det finns en risk med att välja ut ett alternativ och sedan försöka bevisa eller övertyga om att det är det bästa alternativet.

Ett par av de intervjuade var nöjda med systemet som det ser ut idag. De menar att det blir en allt för stor arbetsinsats och i förlängningen allt för dyrt att driva flera möjliga lösningar samtidigt. Lagstiftningen ser idag ut på det viset att tillstånd söks för ett huvudalternativ. Förespråkarna menar att ofta väljs det bästa alternativet eftersom konsulterna som anlitas är erfarna och förmodligen har gjort liknande bedömningar tidigare. Det är intressant att många av dem som uttryckt att det är *viktigt* eller *mycket viktigt* att jämföra platsspecifika föroreningsrisker vid val av hanteringsmetod för förorenade muddermassor, samtidigt verkar vara nöjda med dagens system, där den här typen av jämförelser inte görs.

Att miljöriskanalys tillämpas i begränsad omfattning i tillståndsansökningar verkar de flesta överens om. Kostnader, okunskap och chansningar pekas ut som de främsta orsakerna. En tanke var att om man tillämpade riskanalys i större omfattning redan i MKB:er skulle informationen redan finnas samlad och man skulle då slippa krav på utökade undersökningar och vidare utredning, efter yttranden från myndigheterna. Något som helt motsäger detta resonemang var då en person nämnde att man generellt inte vill ta upp för mycket i en MKB eftersom ”ju mer garn man lägger ut, desto fler trådar finns att dra ifrån myndigheternas sida”. Tydligt har det gjorts en studie som visar på just det. Att ju fler aspekter tas upp i MKB:n desto fler saker har tillståndsmyndigheten synpunkter på. I princip handlar det bara om argumentationsteknik. Problemet med att ta fram ett så bra beslutsunderlag som möjligt kvarstår, liksom problemet med att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika alternativ för omhändertagande av förorenade muddermassor. Om att vissa miljökonsekvenser och risker medvetet undanhålls av konsulter, är det på många sätt oroväckande. I så fall kan det ifrågasättas om syftet med en MKB, nämligen att beskriva miljökonsekvenser av en viss verksamhet, uppfylls.

7.4.3 Ekotoxicitetspotential

De flesta kände bara till LCA i begränsad omfattning sedan tidigare (se Figur 22) och var därför försiktiga i sina uttalanden. Detta gjorde att det krävdes en ganska grundlig presentation av metoden för att få en givande diskussion. Risken finns därför att svaren är färgade av de argument som presenterades av mig i samband med intervjuerna. Det hade eventuellt varit lämpligt att intervjua ytterligare personer med större kunskap om LCA.

Generellt sett fick metoden kritik för att den döljer mycket information och inte är tillräckligt platsspecifik för den aktuella studien. Det är intressant att några personer ändå efterlyser enkla generella modeller, liknande beräkning av ekotoxicitetspotential, i syfte att kunna göra enkla bedömningar utan allt för stort datakrav.

Några respondenter påpekar fördelen med den relativa jämförelsen men nämner också att LCA inte är någon lämplig metod om det är en absolut jämförelse som eftersträvas. En fara med ekotoxicitetspotential är att alla kanske inte har insikten att resultatet endast medger relativ jämförelse. Metoden avfärdas av de flesta som olämplig för att jämföra plats specifika föroreningsrisker på grund av storskaligheten, svårigheten med att förstå karaktäriseringsfaktorer och bristen på utrymme för plats specifik exponeringsbedömning. De intervjuade argumenterar i princip på samma sätt som i den allmänna diskussionen kring lämpligheten med att ekotoxicitetspotential, se avsnitt (7.3.1). Slutsatsen att det är olämpligt att använda ekotoxicitetspotential som jämförande metod i det aktuella fallet, har därmed stärkts.

Att anpassa skalorna så att de blir mer plats specifika och tidsbegränsade sågs som en av de främsta förbättringspotentialerna för att metoden ska gå att använda i det aktuella fallet. Frågan är om det är möjligt i praktiken. LCA är inte byggd för att beskriva plats specifik miljöpåverkan och att då försöka utveckla plats specifika skalor för en, i övrigt icke plats specifik metod är troligen inget bra sätt att lösa problemet.

7.4.4 Naturvårdsverkets riktvärdesmodell

Av de tillfrågade känner de flesta till modellen och av dem som känner till den väl, görs bedömningen att den inte kan användas för att beräkna fram riktvärden för de olika hanteringsalternativen. Möjligen för alternativet ”deponering på land”. Eftersom modellen är framtagen för förorenad mark är det inte konstigt att de tillfrågade drar denna slutsats då de är väl insatta i modellen. Många uttrycker att en liknande modell för sediment och akvatisk miljö skulle vara användbar och att finns ett stort behov av en sådan.

Resultatet från intervjuerna visar, liksom argumentationen i avsnitt 7.3.2 att Naturvårdsverkets riktvärdesmodell inte går att tillämpa på olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. Intervjuerna har också visat att det finns ett behov av riktvärden för sediment och att en liknande modell, anpassad för akvatiska miljöer, möjligen skulle vara användbar. Slutsatserna i den allmänna diskussionen kring Naturvårdsverkets riktvärdesmodell har i och men intervjuerna bekräftats.

7.4.5 Riskmatriser

Att använda tvådimensionella riskmatriser med skattningar av sannolikheter och konsekvenser är förenat med stora osäkerheter. Det öppnar också för en diskussion *vem* som har gjort sannolikhets skattningarna och konsekvensbedömningarna. I denna typ av riskmatriser går det inte heller att utläsa eventuella samverkans effekter mellan föroreningarna. Många anser, trots detta, att riskmatriser är ett bra sätt att beskriva föroreningsrisker. Att så pass många är överens, tros bero på att det är en generell metodik som kan utformas på flera olika sätt. Det råder delade meningar om i vilken mån det som stoppas in i matrisen ska skattas eller mätas och exakt hur axlarna ska utformas. En poäng som har framkommit är att riskmatriserna inte löser problemet, men de ger en möjlighet att sätta saker i system och att visualisera problem.

Intervjuerna har breddat kunskapen om riskmatrisers användbarhet. Det är troligen ett bra sätt att beskriva föroreningsrisker om det görs på rätt sätt. Däremot kvarstår problemet med vad som ska stoppas in i matrisen och hur jämförelsen sedan ska gå till.

Ett problem som någon av de intervjuade påpekade är att olika processer är viktiga i samband med de olika hanteringsalternativen. Om riskmatriser för varje hanteringsalternativ ska upprättas och sedan jämföras mot varandra är det därför viktigt att hitta gemensamma bedömningsgrunder eller att tydliggöra att det är olika processer som är representerade i de olika matriserna. Det är troligen svårt att inte göra en enkel och överblickbar matris samtidigt som många olika ämnen och processer ska beaktas.

7.4.6 Kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden

Att jämföra hanteringsalternativ för muddermassor genom att väga samman resultaten från riskbedömningen med hjälp av Triad-metoden är en intressant möjlighet. En stor fördel är att beslutsmatriserna skapar en bra överblick och att osäkerheterna syns i och med avvikelsskattningen. När det sammanvägda resultatet presenteras som en siffra är det dock viktigt att förstå vad som ligger bakom den siffran. Metodiken för hur sammanvägningen har gjorts måste i så fall tydligt framgå. Enligt Naturvårdsverkets undersökning om riskvärdering (Naturvårdsverket, 2006b) bör försiktighet iakttas när det gäller presentera sammanvägda resultat i siffror. Siffror upplevs lätt som sanningar och godtyckliga värderingar av exempelvis teknik och miljö kan vara svåra att genomskåda. Metoden med tre undersökningslinjer/hanteringsalternativ är troligen tämligen tid- och resurskrävande.

Att Triad-metoden är relativt ny i Sverige märks på svaren. De flesta har varit i kontakt med metoden i begränsad utsträckning. Ändå är många positiva till den och framförallt uppskattas att den undersöker fler aspekter än halter. En begränsning som bör understrykas är att den fungerar retrospektivt, men blir mindre användbar om något ska förutsägas (som i fallet med vart man bör lägga förorenade muddermassor). Det är med andra ord inget prognostiskt verktyg.

En viktig lärdom från intervjuerna var just att Triad-metoden inte kan användas för att förutse risker. Det finns ett intresse av att använda flera undersökningslinjer som tar upp andra aspekter än kemiska halter. Det kan också vara attraktivt att väga samman resultaten till ett riskvärde, vilket möjliggör en jämförelse. Triad-metoden som den ser ut i dagsläget kan dock inte tillämpas då syftet är att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor. Den främsta anledningen till detta är att den endast är utvecklad för att ta reda på hur ett område påverkas av föroreningar som redan är ”på plats”. Att förutse hur ett område *kommer att* påverkas är inte möjligt vilket gör metoden olämplig i det aktuella fallet.

7.4.7 Egna förslag

Det är anmärkningsvärt att alla som tillfrågats anser att det är både *viktigt* och *möjligt* att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor (se Figur 18 och Figur 19) men att de metoder som diskuterats under intervjuerna i de flesta fall har underkänts av de tillfrågade. Dessutom har få *konkreta* nya förslag på hur problemet bör angripas tillkommit. Många av de intervjuade tog istället chansen att trycka på aspekter de tycker är extra viktiga, när frågan om ”eget förslag” ställdes. Ett par av de tillfrågade anser att metodik för jämförelser av risker mellan hanteringsalternativ inte kan diskuteras innan konceptuella modeller, mätningar och exponeringsundersökningar har gjorts. I många avseenden verkar personens bakgrund, intresseområde och tidigare erfarenheter påverka vilka förslag som ges.

De som arbetar med riskkvoter, förordar att man bör pröva att angripa problemet med riskkvoter. Jobbar personen istället med riktvärden, föreslås en ny typ av riktvärdesmodell för sediment. Att människor tycker olika beroende på intresse, erfarenhet, utbildning och engagemang är inte så konstigt. Det som är viktigt att komma ihåg är att dessa personer också anser att risk ska beskrivas på olika sätt och att "bäst" hanteringsalternativ skiljer sig åt beroende på vem som tillfrågas och på den personens bakgrund. Hade personer med en annan kunskapsbas tillfrågats hade svaren förmodligen sett annorlunda ut.

7.4.8 Slutsats

Syftet med intervjuerna var att undersöka om och på vilket sätt personer, som arbetar med frågor kring förorenade områden och är verksamma inom myndigheter, företag och universitet, anser att man ska beskriva och jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan de olika huvudalternativen för hantering av förorenade muddermassor. En observation är att personer som har mycket kunskap om en viss metod ofta inser dess begränsningar och därmed är mycket skeptiska till användbarheten. En annan observation är att (i vissa fall) när personen vet mindre om metoden så ser han/hon i första hand möjligheter och har svårare att inse begränsningar. Många uttalar sig försiktigt om metoder som tidigare varit okända för dem.

Respondenternas svar samt Naturvårdsverkets kartläggning av metoder, rekommendationer och erfarenheter av riskvärdering vid efterbehandling av förorenad (2006 b), visar på att redovisning bör ske så att olika alternativ kan jämföras och att skillnaderna mellan alternativ tydligt framgår och är transparenta. Hur detta ska göras finns det dock inget entydigt svar på. Både i intervjuerna och i Naturvårdsverkets kartläggning framförs en del kritik mot användning av s.k. poängsystem eftersom siffror lätt upplevs som sanningar och godtyckliga värderingar av exempelvis teknik och miljö, som kan vara svåra att genomskåda, ligger ofta bakom poängsättningen.

Intervjuerna har visat att det inte råder konsensus kring vilken metod som är mest lämpad för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker för de olika hanteringsalternativen som studerats, se Figur 27. Åsikterna går isär både inom och mellan yrkeskategorier och utbildningsbakgrunder. Det antas bero på att problemet är mycket komplext och inte särskilt välstuderat. De flesta tror dock att flera metoder behövs för att lösa problemet, vilket också kan härledas till problemets komplexitet.

7.5 ATT BESKRIVA OCH JÄMFÖRA RISKER

Då riskanalyser av förorenade markområden görs, utreds olika åtgärdsalternativ. Det rör sig då om *en plats* och *samma skyddsobjekt* för alla åtgärdsalternativ. När val av hur förorenade muddermassor ska hanteras måste riskanalysen dels inkludera *olika åtgärder*, dels *olika platser* och följaktligen *olika skyddsobjekt*. Detta gör problemet mer komplext än i fallet med förorenade markområden.

Det förefaller inte finnas något enkelt entydigt sätt att beskriva och jämföra föroreningsrisker. En slutsats är dock att det ändå är värt att försöka. Det är bättre att försöka jämföra föroreningsrisker istället för att fatta beslut som enbart bygger på andra aspekter (ekonomiska, tekniska etc.)

Det finns flera anledningar att utveckla generella verktyg för att bedöma förorenade markområden, eftersom det rör sig om ett stort antal platser som åtgärdas/år. När det gäller hamnar är det inte lika självklart att det är den rätta vägen, eftersom det rör sig om förhållandevis få projekt. En omfattande utveckling av detaljerad riskbedömningsmetodik är troligen allt för tid- och resurskrävande. Kanske borde istället resonemang kring plats-specifika föroreningsrisker för olika alternativ föras på en mer odetaljerad, konceptuell nivå. Eftersom fler indikatorer än platsspecifik miljöpåverkan kommer att ligga till grund för det slutgiltiga valet av hanteringsmetod, är det viktigt att informationen om platsspecifika föroreningsrisker förknippade med respektive alternativ är lättöverskådlig och lättförståelig. En intressant fråga i sammanhanget är vilka krav som bör ställas på ett beslutsunderlag som rör föroreningsrisker i samband med muddring. Hur mycket kunskap måste finnas för att ett beslut ska kunna fattas?

Eftersom ingen uppenbar lösning på problemet har hittats, listas här några faktorer som är viktiga att tänka på då platsspecifika föroreningsrisker ska jämföras mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor:

1. En övergripande beskrivning av de olika systemen som skall jämföras. Kanske kan något alternativ väljas bort på tidigt stadium, beroende på platsspecifika förutsättningar.
2. Klargör *vad* det är som ska skyddas. En diskussion kring vad som är skyddsvärt bör föras och dokumenteras. Att identifiera skyddsobjekt är en viktig förutsättning för problemformuleringen. Här är det också viktigt att fundera kring vad en förflyttning av de förorenade massorna innebär för ekosystemen på den nya platsen, i jämförelse med om sedimenten inte flyttas.
3. Olika lösningar kan vara olika bra, beroende på om de studeras i ett kort eller långsiktigt perspektiv. Det är viktigt att tydliggöra i vilket tidsperspektiv riskerna studeras.
4. Viktiga aspekter att jämföra är
 - Exponering, i vilken utsträckning kan skyddsobjekten exponeras för föroreningarna
 - Spridning, i vilken utsträckning föroreningarna kan spridas geografiskt
 - Vilka ämnen som utgör den största risken på respektive plats
5. Det är viktigt att informationen om vilka platsspecifika föroreningsrisker som är förknippade med respektive alternativ är lättöverskådlig och lättförståelig. Viktigt att komma ihåg är att platsspecifik miljöpåverkan är *en del* av beslutsunderlaget. Beslutsfattaren måste få möjlighet att överblicka platsspecifik miljöpåverkan, tillsammans med övriga indikatorer som kommer att ligga till grund för det slutgiltiga valet av hanteringsmetod

7.6 UPPGIFTEN

Utgångspunkten i denna studie har varit att en hamn ska byggas ut och att tillstånd för verksamheten måste sökas. Hamnutbyggnaden innebär ett utökat muddringsbehov och en del av muddermassorna kommer med största sannolikhet att vara förorenade. Vid val av hanteringsalternativ av muddermassor måste hänsyn tas till en rad olika aspekter inom ekonomi, miljö och sociala sammanhang. De olika aspekterna skall jämföras och värderas mellan hanteringsalternativen. När en verksamhetsutövare ska välja mellan olika huvudalternativ uppstår en bl.a. en frågeställning kring hur platsspecifika föroreningsrisker ska jämföras och värderas.

Syftet med arbetet var att utifrån ett platsspecifikt perspektiv, undersöka hur föroreningsrisker kan jämföras mellan olika huvudalternativ för hantering av förorenade muddermassor. Olika metoder för att kategorisera och jämföra risker har studerats. För att få ytterligare kunskap har sakkunniga intervjuats. Litteraturstudien, fallstudien och intervjuerna har visat att det saknas utvecklade metoder för att karaktärisera och jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika alternativ på olika platser. Syftet med examensarbetet kan anses vara uppfyllt, även om någon konkret metod för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor inte kunnat tas fram.

Examensarbetets målsättning var att bidra till beslutsunderlag vid värdering av olika hanteringsalternativ av förorenade sediment i samband med hamnutbyggnad. Utöver att bidra till beslutsunderlaget har SOA:n i arbetet förtydligat att det finns ett behov av att utveckla metodik för att karaktärisera och jämföra risker.

7.7 VIDARE ARBETEN

Den här typen av övergripande frågeställningar ger upphov till nya frågor av mer detaljerad karaktär. Något som skulle vara intressant att utreda är exempelvis nollalternativets miljöpåverkan i relation till de hanteringsmetoder som studerats.

Alla de tillfråga experterna verkar överens om att det är svårt att riskbedöma och att jämföra föroreningsrisker mellan olika alternativ och platser. Därför kan slutsatsen dras att det finns ett stort behov av att utveckla metodik för karaktärisering och jämförelser av risker. Det är också intressant att vända på frågan, d.v.s. *hur mycket kunskap måste finnas för att ett beslut ska kunna tas?* eller *hur mycket riskbedömning behövs för att ett beslut ska kunna fattas?* Den frågan bör troligen ställas till en annan aktörsgrupp, exempelvis beslutsfattare.

8 SLUTSATSER

- Problemet med val av hanteringsalternativ för förorenade muddermassor i samband med hamnutbyggnad kommer i skymundan, eftersom tillstånd söks för utbyggnad av hela hamnen och inte specifikt för kvittblivning av muddermassor.
- Beslut om hanteringsalternativ för muddermassor grundas i dagsläget inte på föroreningsrisker utan på andra faktorer såsom ekonomi, tradition, normer m.m.
- Miljöriskanalys tillämpas i dagsläget i begränsad omfattning i miljökonsekvensbeskrivningar för hamnutbyggnad. Kostnader, okunskap och chansningar pekas ut som de främsta orsakerna.
- Det är svårt att riskbedöma och att jämföra föroreningsrisker mellan olika alternativ och platser.
- Ingen av metoderna ekotoxicitetspotential, Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, Triad-metoden eller riskmatriser är tillräcklig för att beskriva och jämföra föroreningsrisker i samband med de olika hanteringsalternativen för förorenade muddermassor.
- Det råder inte konsensus kring vilken metod som är mest lämpad för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker för de olika hanteringsalternativen som studerats.
- Hur experter anser att risk ska beskrivas och vad de anser är ”bäst” hanteringsalternativ, skiljer sig åt beroende på vem som tillfrågas och på den personens bakgrund.
- Det saknas utvecklade metoder för att karakterisera och jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika alternativ på olika platser.
- Det finns ett behov av att utveckla metodik för att karakterisera och jämföra föroreningsrisker.
- Ingen konkret metod för att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor har gått att finna. Däremot föreslås i avsnitt 7.5 viktiga aspekter som bör beaktas i en sådan jämförelse.

9 REFERENSER

Accustandard, 2009. Dutch Seven PCB Standards.

http://www.accustandard.com/asi/np_pcb_dutch7.php3 Tillgänglig: 2009-09-28.

Baumann H. & Tillman A-M., 2004. *The Hitch Hiker's Guide to LCA – An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Studentlitteratur, Lund.

Elander P., 2004. *Efterbehandlingsmetoder för förorenade sediment*. Rapport nr VISKAN 2003:3. Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2004-06-04.

Environment Agency, 2004. *Guidance on the use of Stabilisation/Solidification for the Treatment of Contaminated Soil*. Science Report SC980003/SR1. Environment Agency, Bristol, UK.

Google docs, 2009.

<http://spreadsheets.google.com/viewform?formkey=dEZEUm9jb1VbV1hISXRIWXkyQXB5eWc6MA>. Tillgänglig: 2009-10-20

Guinée J.B., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.

Gustafsson L., Lanshammar H. & Sandblad B., 1982. *System och Modell – en introduktion till systemanalysen*. Studentlitteratur, Lund.

Gävle hamn, 2007. Ansökan om tillstånd enligt Miljöbalken. Anläggning av kajer och pirer samt fyllning bakom dessa. Gävle Hamn, 2007-11-30.

Hartlén J., Fällman A-M., Back P-E. & Jones C., 1999. *Principles for risk assessment of secondary materials in civil engineering work: survey*. AFR-rapport 250. AFN, Naturvårdsverket, Stockholm.

Hedlund A. & Kjellander C., 2007. *MKB introduktion till miljökonsekvensbeskrivning*. Studentlitteratur, Pozkal, Polen.

Holm G., Larsson S., Beyer F., Batman M. & Genberg C., 2009. ”Geokonstruktioner av stabiliserade/solidifierade förorenade muddermassor”, *Bygg & Teknik*: 1/2009 s. 46-51.

ISO 14040, 1997. *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and framework*. International Organisation for Standardisation (ISO14040:1997), Brussels

ISO 14041, 1998. *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Goal and scope definition and inventory analysis*. International Organisation for Standardisation (ISO14041:1998), Brussels

ISO 14042, 2000. *Environmental Management - Life Cycle Assessment – Life cycle impact assessment*. International Organisation for Standardisation (ISO14042:2000), Brussels

ISO 14043, 2000. *Environmental Management - Life Cycle Assessment – Life cycle interpretation*. International Organisation for Standardisation (ISO14043:2000), Brussels

Jensen J., & Mesman M., 2006. *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. Decision support for specific investigations*. EU-project Liberation. RIVM report 711701047. RIVM, Nederländerna.

Jonasson Y., 2007. *Stabilisering och solidifiering av PAH- och PCB-förorenade sediment*. Examensarbete. Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet, Stockholm.

Johansson E., 2009. *Risikanalyt med fokus på beständighet – Stabiliserade/Solidifierade muddermassor i geokonstruktioner i hamnar*. Examensarbete. Skolan för arkitektur och samhällsbyggnad, KTH, 2009

Kaplan S., 1997. The Words of Risk Analysis. *Risk Analysis*. Vol.17, nr.4 s. 407-417. Society for Risk Analysis, London.

Kemikalieinspektionen, 2009. Polyklorerade bifenyler (PCB). <http://www.kemi.se/templates/PRIOPage.aspx?id=4102> Tillgänglig: 2009-09-25

Lindblom N., 2009. *Att värdera en hamnutbyggnad – en översikt av ekonomiska verktyg samt en värdering av föroreningar*. Examensarbete. Nationalekonomiska institutionen, Uppsala Universitet, 2009.

Länsstyrelsen Södermanlands län, 2007a. *Riksintresset Oxelösunds hamn*. Rapport 2007:01. Landstinget i Sörmland, ISSN 1400-0792.

Länsstyrelsen Södermanlands län, 2007b. Yttrande med anledning av ansökan från Oxelösunds Hamn AB om reviderad ansökan om tillstånd att få anlägga och driva ny hamn på fastighet Oxelö 7:76 i Oxelösund (Mål nr M 3010 4-04). Dnr 551-2074-2007

Länsstyrelsen i Stockholms län, 2007. Yttrande med anledning av Stockholms Hamn AB:s ansökan om tillstånd enligt 9 och 11 kap miljöbalken till verksamhet vid Norviken i Nynäshamns kommun. Miljödömsstolens mål nr M 2109-07. Beteckning: 5513-2007-44027.

Magnusson Y., Svedberg B., Mácsik J., Maijala A. & Jyrävä H., 2006. ”Muddermassor med miljöfördelar”, *Bygg & Teknik*: 2/2006 s. 72-76.

MB Miljöbalk, SFS 1998:808

Miljödömsstolen, 2008. Tillstånd till anläggande och drift av ny hamnanläggning i Oxelösunds kommun, Nyköpings län. Mål nr M 1532-07, Deldom 2008-01-24, Dok. id 74749, Nacka Tingsrätt.

Miljösamverkan Sverige, 2006. *Vägledning för muddring och kvittblivning av muddermassor*. Länsstyrelserna, 2006-11-29.

Miljööverdomstolen, 2009. Tillstånd till anläggande och drift av ny hamnanläggning i Oxelösunds kommun, Södermanlands län. Mål nr M 1332-08, Dom 2009-08-21, Dok. id 833269, Svea Hovrätt.

Moberg Å., Finnveden G., Johansson J., & Steen P., 1999. *Miljösystemanalytiska verktyg - en introduktion med koppling till beslutssituationer*. AFR-rapport 251. AFN, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 1999. *Kust och hav – bedömningsgrunder för miljö kvalitet*. Rapport 4914. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2003. *Efterbehandling av förorenade sediment: En vägledning*. Rapport 5254. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2006a. *Förbättrade miljöriskbedömningar*. Rapport 5538. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2006b. *Riskvärdering – Metodik och erfarenheter*. Rapport 5615. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2007a. *Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor. Lämplighet och potential för svenska förhållanden*. Rapport 5696. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2007b. *Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning*. Remissversion 2007-10-19. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2007c. *Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Remissversion 2007-10-19. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2009a. *Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden*. Rapport 5928. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2009b. ”Miljömål för avfall” <http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Mal-strategier-och-resultat/Miljomal-for-avfallet/> Tillgänglig: 2009-08-17

Nilsson J., 2003. *Introduktion till riskanalysmetoder*. Rapport 3124. Brandteknik, Lunds tekniska högskola, Lund.

Oxelösunds hamn AB, 2009a. ”Historik.” <http://www.oxhamn.se/Pages/Page.aspx?pageId=74&versionId=1> Tillgänglig: 2009-09-18

Oxelösunds hamn AB, 2009b. ”Ägandeförhållanden.” <http://www.oxhamn.se/Pages/Page.aspx?pageId=23&versionId=1> Tillgänglig: 2009-09-18

Ramböll, 2007. Oxelösunds Hamn AB - Ny hamn vid Stegeludden. Revidering av tidigare inlämnad teknisk beskrivning, 2007-01-10. Ramböll Sverige AB, Göteborg.

Ramböll, 2009. Oxelösunds hamn, Stabilisering och solidifiering av förorenade sediment från Stegeludden. Bemötande av Naturvårdsverkets yttrande, 2009-04-17. Ramböll Sverige AB, Göteborg.

Risikkollegiet, 1991. *Att jämföra risker: information och rekommendationer från Risikkollegiet*. Skrift nr 1, Riskkollegiets skriftserie, Stockholm

Roth L. & Eklund M., 2003. "Environmental evaluation of reuse of by-products as road construction materials in Sweden", *Waste Management*: 23/2003 s. 107-116.

Rydh C-J., Lindahl M. & Tingström J., 2002. *Livscykelanalys – en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster*. Studentlitteratur, Lund.

Scandiaconsult, 2004a. Stegeludden, Oxelösunds hamn AB, tillståndsansökan enligt miljöbalken. Ref.nr. 540408-06. Scandiaconsult Sverige AB, Miljöavdelningen Göteborg.

Scandiaconsult, 2004b. Ny hamn vid Stegeludden, Oxelösunds Hamn AB – Miljökonsekvensbeskrivning med teknisk beskrivning. Ref.nr. 540408-06. Scandiaconsult Sverige AB, Miljöavdelningen Göteborg.

SCB, 2008. "Hanterad godsmängd i svenska hamnar 1971 - 2007"
http://www.scb.se/Pages/TableAndChart___34821.aspx Tillgänglig: 2009-07-23

SFS 2001:1063 Avfallsförordning. Svensk författningssamling.

SFS 2001:512 Förordningen om deponering av avfall. Svensk författningssamling

Simon J., 2008. *Hantering av förorenade muddermassor vid hamnbyggande – en miljösystemanalys*. Examensarbete. Industriell ekologi, KTH, Stockholm.

SOU, 2007:58. *Hamnstrategi - strategiska hamnoder i det svenska godstransportsystemet*. Slutbetänkande av hamnstrategiutredningen, Statens Offentliga Utredningar. Edita AB, Stockholm

Stark T., 2008. Oxelösunds hamn: Förorenade sediment. Potential för efterbehandling och nyttiggörande genom stabilisering och solidifiering (s/s). SSAB, Merox AB.

Stockholms Hamn AB, 2007. Ansökan om tillstånd enligt miljöbalken till vattenverksamhet samt hamnverksamhet m.m. inom Nynäshamns kommun, Stockholms län. Stockholms Hamn

Stokes V.P., 2007. Systemanalys och Operationsanalys, kapitel 4 i *Systems Analysis & Simulation* (5th ed). Kurskompendium i kursen "Simulering och Systemanalys" Uppsala University Information Technology Department of Systems and Control

Svedberg B. & Mácsik J., 2009. Visioning: Improved environmental assessment for sustainable use of materials in road constructions - Adding Best available technology – perspective on assessment of materials in road constructions. Opublicerad rapport.

Sweco, 2007. Anläggande och drift av hamn på Stockholm-Nynäshamn, Norvikudden. Miljökonsekvensbeskrivning. Sweco februari, 2007.

U.S. EPA - Environmental Protection Agency, 1994. *ARCS Remediation Guidance Document*. EPA 905-B94-003. Great Lakes National Program Office, Chicago, IL.

WSP, 2007. Gävle hamn, anläggande av nya kajer. Miljökonsekvensbeskrivning inklusive teknisk beskrivning, 2007-11-30. WSP Samhällsbyggnad, Gävle.

Öberg T., 2009. *Miljörisikanalys*. Studentlitteratur, Lund.

Personlig kommunikation

Erlandsson, Åsa *Fil Mag*
Ecoloop AB
(Juli-November 2009)

Måcsik, Josef *Tekn. Dr*
Ecoloop AB
(Juli-November 2009)

Svedberg, Bo *VD*
Ecoloop AB
(Juli-November2009)

BILAGA A

Enkäten

Bakgrund

I examensarbetet studeras fyra möjligheter för hantering av förorenade muddermassor. De tre traditionella metoderna är *tippning till havs*, *utfyllnad i vik* eller *deponering på land*. *Stabilisering/solidifiering (s/s)* är ytterligare ett alternativ som innebär att muddermassorna kan nyttiggöras i geokonstruktioner genom att massornas hållfasthet ökas. Metoden går ut på att muddermassorna blandas med bindemedel och de eventuella föroreningarna binds då in i matrisen genom kemisk reaktion och fysikalisk inneslutning.

Examensarbetet görs i anslutning till FoU-projektet STABCON (se även www.stabcon.com) som leds av Statens Geotekniska Institut, SGI. Andra medverkande är Ecoloop, Mercox, Cementa, Skanska, Ramböll och Oxelösunds hamn. För att beskriva hanteringsalternativ för förorenade muddermassor i ett hållbarhetsperspektiv används i projektet STABCON en indikatorbaserad modell med tre olika indikatornivåer. Av de samlade indikatorerna är tanken att en helhetsbedömning ska göras så att *ett* hanteringsalternativ kan väljas. Den indikator som föreliggande examensarbete fokuserar på, platsspecifik miljöpåverkan, illustreras med färgade fält i Tabell 1.

Tabell 1 Indikatorbaserad modell som beskriver hållbar hantering av muddermassor

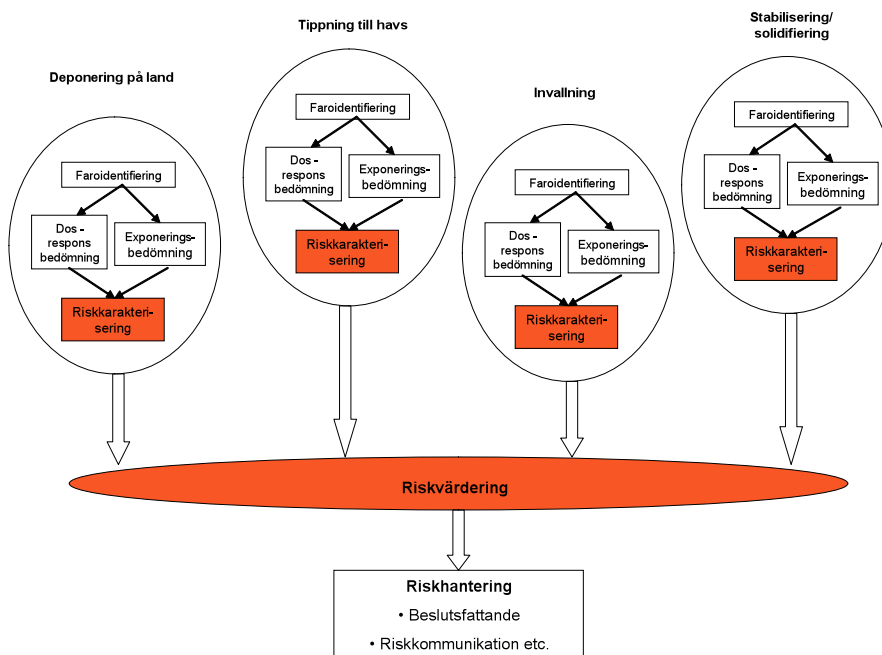
Indikatorer			Hanteringsalternativ för förorenade muddermassor			
Nivå 1	Nivå 2	Nivå 3	Nyttiggörande i hamnkonstruktion m.h.a. S/S	Tippning till havs	Invallning	Deponering på land
Ekonomi	Investering inkl. projektrisker					
	Samhällsekonomi					
Sociokultur	Lokalt intressanta/skyddsvärda områden					
	Regionalt och nationellt intressanta/skyddsvärda områden					
Miljö	Global miljöpåverkan	Nyttjande av ändliga resurser				
		Ianspråkstagande av land- och vattenområden				
		Emissioner till luft och vatten				
	Platsspecifik miljöpåverkan	Risk för förorening av omkringliggande områden				
		Risk för toxiska effekter på organismer				
		Risk för hälsoeffekter				

Syfte

Syftet med examensarbetet är att, utifrån ett platsspecifikt perspektiv, undersöka hur föroreningsrisker kan jämföras mellan de fyra olika huvudalternativen för hantering av muddermassor.

Metod

För att studera platsspecifika föroreningsrisker används ofta miljöriskanalys som verktyg. Även i föreliggande arbete har fokus legat på miljöriskanalys, men främst på hur risker kan *kategoriseras, värderas* och *jämföras*, se Figur 1. Resultatet av riskvärderingen från miljöriskanalysen är sedan tänkt att vara en indikator i modellen för att beskriva hållbar hantering av muddermassor (se Tabell 1).



Figur 1 Principskiss av miljöriskanalysprocessen för olika hanteringsalternativ för muddermassor.

Metoden i examensarbetet inkluderar:

- En litteraturstudie, där de olika hanteringsalternativen, miljöriskanalys, riskteori, olika sätt att jämföra risker m.m. studeras.
- En tolkning av hur föroreningsrisker jämförs idag som grundas på MKB:er i tillståndsansökningar samt material om miljöriskbedömningar.
- En fallstudie där användning av
 - LCA-metodik, ”Ekotoxicitetspotential”
 - Naturvårdsverkets riktvärdesmodelltestats för att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ. Dessa metoder presenteras i Tabell 2. Traditionellt användningsområde och behov av indata för att respektive metod ska gå att använda, visas också.
- För att utvärdera tillvägagångssätten i fallstudien och för att öka förståelsen av problemet, genomförs nu avslutningsvis intervjuer kring temat riskkarakterisering och riskjämförelser.

Tabell 2 Metoderna som testats i arbetet

Metod	LCA - Ekotoxicitetspotential	Naturvårdsverkets riktvärdesmodell	Riskmatris	Kvantitativ beslutsmatris enl. Triad-metoden
Användningsområde	Generell	Förorenad mark	Generell	Förorenad mark
Minimi behov av indata	Totalhalt	Totalhalt	Totalhalt	Totalhalt, enkla toxikologiska tester, översiktliga ekologiska undersökningar

Enkät

A. Om den intervjuade

Inledande frågor för att erhålla en bild av de tillfrågade.

1. Är du kvinna eller man?

Kvinna	Man
--------	-----

2. Vilken är din ålder

29 år eller under	30-39 år	40-49 år	50-59 år	60 år och över
-------------------	----------	----------	----------	----------------

3. Arbetar du på

Företag	Myndighet	Universitet	Annat
---------	-----------	-------------	-------

4. a) Hur länge har du arbetat med problem med förorenade områden/sediment?

b) Hur länge har du arbetat med miljöriskbedömning som verktyg?

B. Föroreningsrisker

5. Hur definierar du begreppet *risk*?

.....
.....

6. Hur definierar du begreppet *föroreningsrisk*?

.....
.....

7. Hur tycker du att man ska karaktärisera/beskriva föroreningsrisker? (Hur ska man beskriva vad som är stor/liten påverkan? Andra aspekter än riskens storlek?)

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

8. Hur viktigt tycker du det är att jämföra platsspecifika föroreningsrisker vid val av hanteringsmetod för förorenade muddermassor?

Oviktigt	Ganska oviktigt	Ganska viktigt	Viktigt	Mycket viktigt
----------	-----------------	----------------	---------	----------------

Kommentar:

9. Ett problem med att jämföra de platsspecifika föroreningsriskerna är att hanteringsalternativen innebär olika lokalisering av massorna och därmed olika platser och ekosystem.

I vilken mån tror du det är *möjligt* att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor?

I mycket liten utsträckning	I liten utsträckning	I viss utsträckning	I stor utsträckning	I mycket stor utsträckning
-----------------------------	----------------------	---------------------	---------------------	----------------------------

Kommentar:

C. Litteraturstudie och fallstudie

C1. Dagens praxis

10. Efter litteraturstudie om miljöriskanalys och miljöriskbedömning är slutsatsen att det finns väl utvecklade verktyg för miljöriskbedömningen, d.v.s. för faroidentifiering, dos-respons bedömningar och exponeringsbedömningar. Däremot finns det väldigt lite stöd för riskkaraktärisering och riskvärdering.

a) Håller du med om detta?

JA/NEJ

b) Om "JA", vad tror du att det beror på?

Om "NEJ", vad är din uppfattning?

.....

11. För att undersöka hur val mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor görs idag har ett antal tillståndsansökningar (med tillhörande MKB: er) för hamnutbyggnad (och därmed muddring) studerats i detta arbete. Slutsatsen utifrån undersökningen är att jämförelser av föroreningsrisker mellan hanteringsalternativ *inte* görs. Ofta har redan ett alternativ valts ut från början och övriga alternativ redovisas i begränsad omfattning.

a) Håller du med om detta?

JA/NEJ

b) Om ”JA”, vad tror du att det beror på?

.....

Om ”NEJ”, vad är din uppfattning?

.....

12. En ytterligare slutsats i litteraturstudien av tillståndsansökningar och MKB: er är att miljöriskanalys tillämpas i väldigt begränsad utsträckning i sammanhanget hanteringsalternativ för muddermassor. I bästa fall görs en jämförelse mellan uppmätta halter i sediment och generella riktvärden.

a) Håller du med om detta?

JA/NEJ

b) Om ”JA”, vad tror du att det beror på?

.....

Om ”NEJ”, vad är din uppfattning?

.....

C2. Ekotoxicitetspotential

13. Ekotoxicitetspotential är *en* miljöeffektskategori som används för att bedöma miljöpåverkan inom livscykelanalys (LCA). I en LCA multipliceras all data under respektive miljöeffektskategori med en faktor (påverkan på växthuseffekten uttrycks ex. i koldioxidekvivalenter). Emissionerna uttrycks på så sätt i samma enhet och storleken på dem kan därmed jämföras inom resp. kategori.

Vid karaktärisering beaktas aspekter som dos, upptag, exponering och slutdestination för substanserna. Enligt standard utgår karaktäriseringen från global toxicitetspotential och oändligt tidsperspektiv. I USES-LCA modellen (Guinée, 2002) finns det även faktorer framtagna för kombinationerna:

Tidsskala (antal år)	Geografisk skala
500	global
100	global
20	global
∞	kontinental (Västeuropa)

Faktorer för den kombinationen som skulle vara mest intressant för föreliggande arbete, nämligen en *platspecifik skala i ett begränsat tidsperspektiv*, saknas.

Substansernas toxicitet relateras till toxiciteten av 1,4-diklorbensens och enheten blir då ”kg 1,4-diklorbensens-ekvivalenter” och den funktionella enheten är ”omhändertagande av 1000 ton TS muddermassor samt byggande av 996,63 m² kaj.”

Beräkningar av ekotoxicitetspotential med utlakningsdata från sedimentprover tagna i Oxelösunds hamn och karakteriseringsfaktorer enligt USES-LCA modellen (Guinée, 2002) har gjorts i ett tidigare examensarbete av Jessica Simon (2008) på KTH. Beräkningarna har gått igenom och kompletterats inför detta arbete av mig och Åsa Erlandsson på Ecoloop. Ekotoxicitetspotential delas in i fem sub-effektkategorier:

- Ekotoxicitet i terrestra system
- Akvatisk ekotoxicitet i sötvatten
- Ekotoxicitet i sötvattensediment
- Akvatisk ekotoxicitet i havsvatten
- Ekotoxicitet i havsvattensediment

a) I vilken utsträckning har du tidigare kommit i kontakt med LCA?

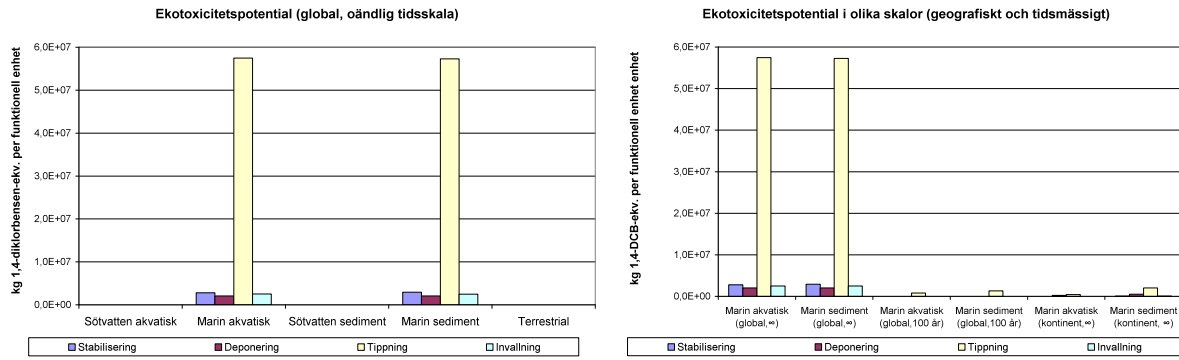
Inte alls	Läst om	Förstår slutsatser och kan använda resultatet	Bidragit till LCA	Gjort egna LCA
-----------	---------	---	-------------------	----------------

Kommentar:

.....

.....

Resultatet från beräkningarna visas i **Figur 2**. Eftersom beräkningarna visade på störst ekotoxikologisk påverkan på de marina kategorierna är det de som jämförs i den högra figuren.



Figur 2 *Till vänster:* Ekotoxicitetspotential för de olika hanteringsalternativen. Ekotoxicitetspotential för PCB ingår ej. *Till höger:* En jämförelse av ekotoxicitetspotential mellan olika alternativ. Beräknat med karakteriseringsfaktorer för olika geografiska och tidsmässiga skalor. Den funktionella enheten är ”omhändertagande av 1000 ton TS muddermassor samt byggande av 996,63 m² kaj”.

b) Anser du att beräkningarna är relevanta i sammanhanget trots de stora geografiska och tidsmässiga skalorna?

.....

c) Vilken/vilka är de främsta för- resp. nackdelarna med att jämföra hanteringsalternativen för förorenade muddermassor på detta sätt?

Fördelar: 1.....
 2.....
 3.....

Nackdelar: 1.....
 2.....
 3.....

d) Tycker du att Ekotoxicitetspotential är ett bra sätt att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor? Varför/Varför inte?

.....

e) Hur skulle metoden kunna förbättras?

.....

C3. Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark

14. I den enklaste formen av riskbedömning görs jämförelser mellan uppmätta halter på platsen och generella eller platsspecifika riktvärden. Riktvärdena indikerar vilken föroreningshalt som får förekomma utan att effekt på människor och miljö uppstår. Naturvårdsverket har utvecklat en Excel-baserad beräkningsmodell för att ta fram riktvärden för mark, den s.k. *riktvärdesmodellen*. Tillvägagångssättet är att räkna ut hur mycket föroreningar som får finnas i spridningskällan, utifrån hur mycket av föroreningen ett visst skyddsobjekt tål att exponeras för. I modellen tas hänsyn till både direkta exponeringsvägar (kontakt med jord) och indirekta exponeringsvägar (t.ex. förorenings-spridning till luft, grundvatten och växter). Hänsyn tas också till effekter på markmiljön, grundvatten och ytvatten. Modellens uppbyggnad beskrivs i detalj i rapporten ”*Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning*” (Naturvårdsverket, 2007).

a) Hur mycket har du arbetat med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell?

Inte alls	Läst om	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Tillämpar modellen i mitt dagliga arbete	Varit med och tagit fram modellen
-----------	---------	---	--	-----------------------------------

Kommentar:

.....

.....

I föreliggande studie var det intressant att undersöka om modellen även gick att tillämpa på de olika hanteringsalternativen för förorenade muddermassor. De framtagna riktvärdena skulle i så fall kunna jämföras med uppmätta halter i sedimenten. Eftersom riktvärdesmodellen är framtagen för förorenade *markområden* visade den sig ha en hel del begränsningar då den skulle appliceras på de olika hanteringsalternativen för muddermassor.

b) För vilket/vilka hanteringsalternativ tycker du att riktvärden borde kunna räknas fram?

Nyttiggörande i hamnkonstruktion m.h.a. S/S	Tippning till havs	Invallning	Deponering på land
---	--------------------	------------	--------------------

Kommentar:

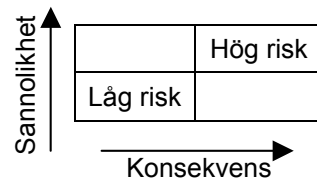
.....

.....

.....

C4. Riskmatriser

15. Ett valigt sätt att karaktärisera risker är med hjälp av s.k. riskmatriser. Figur 3 visar en generell, enkel riskmatris.



Figur 3 Exempel på en *enkel* riskmatris

a) Hur mycket har du arbetat med riskmatriser?

Inte alls	Läst om	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Tillämpar riskmatriser i mitt dagliga arbete	Varit med och utvecklat metodik för riskmatriser
-----------	---------	---	--	--

Om sannolikheter för och konsekvenser av spridning av olika substanser kunde skattas inom respektive hanteringsalternativ skulle dessa riskmatriser kunna ställas mot varandra och en jämförelse vara möjlig.

b) Tror du att det är genomförbart i praktiken?

JA/NEJ

c) Om "JA", vem/vilka skulle utföra skattningar av sannolikheter och konsekvenser?

.....

Om "NEJ", varför inte?

.....

d) Vilken/vilka är de främsta för- resp. nackdelarna med att jämföra hanteringsalternativen för förorenade muddermassor på detta sätt?

Fördelar: 1.....
 2.....
 3.....

Nackdelar: 1.....
 2.....
 3.....

e) Tycker du att riskmatriser är ett bra sätt att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor? Varför/Varför inte?

.....
.....
.....
.....

C5. Kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden

16. En möjlighet för att bedöma förorenad mark är att använda den s.k. Triad-metoden, där riskbedömningen utförs i tre undersökningslinjer: *kemisk karaktärisering*, *ekotoxikologiska tester* och *ekologiska undersökningar*. Metoden kan tillämpas på miljöriskbedömningar av varierad detaljnivå, från en översiktlig gallring till fullständig riskbedömning. Syftet är att väga samman all relevant information från de tre undersökningslinjerna till *en kvantitativ beslutsmatris*.

Metoden bygger på att resultaten från undersökningarna skalas om till samma effektskala mellan 0 och 1, där ingen effekt representeras av 0 och full effekt av 1. Därefter kan resultaten från varje undersökningslinje vägas samman. Det finns möjlighet att vikta resultaten inom och mellan undersökningslinjer beroende på ex. osäkerheter i data. Slutligen kan resultaten från de olika undersökningslinjerna vägas samman till ett ”riskvärde” som representerar den samlade riskbedömningen. En mer utförlig beskrivning av metoden finns i Jensen & Mesman (2006) och i Naturvårdsverkets rapport *Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden* (2009).

a) Hur väl känner du till kvantitativa beslutsmatriser?

Inte alls	Läst om	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Tillämpar kvantitativa beslutsmatriser i mitt dagliga arbete	Varit med och utvecklat metodik för kvantitativa beslutsmatriser
-----------	---------	---	--	--

I föreliggande arbete är det intressant att undersöka om Triad-metoden är tillämpbar även på miljöriskanalis av förorenade muddermassor. Om undersökningar utfördes enligt de tre undersökningslinjerna för respektive hanteringsalternativ för muddermassor och kvalitativa beslutsmatriser räknades fram, skulle de kvantitativa beslutsmatriserna för varje hanteringsalternativ kunna jämföras.

b) Tror du att det är genomförbart i praktiken?

JA/NEJ

c) Om ”NEJ”, varför inte?

.....
.....
.....

d) Vilken/vilka är de främsta för- resp. nackdelarna med att jämföra hanteringsalternativen för förorenade muddermassor på detta sätt?

Fördelar: 1.....
2.....
3.....

Nackdelar: 1.....
2.....
3.....

e) Tycker du att kvantitativa beslutsmatriser är ett bra sätt att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor? Varför/Varför inte?

.....
.....
.....
.....

C6. Eget förslag

17. Har du något annat förslag på hur man kan karaktärisera och jämför föroreningsrisker i samband med allokering av förorenade muddermassor?

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

D. Riskvärdering

18. Vilken metod tycker du är mest lämpad för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor?

Ekotoxicitetspotential	Naturvårdsverkets riktvärdesmodell	Riskmatriser	Kvantitativ beslutsmatris enl. Triad-metoden	Annan metod
------------------------	------------------------------------	--------------	--	-------------

Om du valt ”annan metod”, beskriv den metod du tycker borde användas:

.....
.....
.....
.....

Kommentar:

19. Tycker du att något saknas? Lägg gärna till det här!

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

Stort tack för din medverkan!

Referenser

Guinée J.B., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.

Jensen J., & Mesman M., 2006. *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. Decision support for specific investigations*. EU-project Liberation. RIVM report 711701047. RIVM, Nederländerna.

Naturvårdsverket, 2007. *Riktvärden för förorenad mark– Modellbeskrivning och vägledning*. Remissversion 2007-10-19. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2009. *Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden*. Rapport 5928. Naturvårdsverket, Stockholm.

Simon J., 2008. *Hantering av förorenade muddermassor vid hamnbyggande – en miljösystemanalys*. Examensarbete. Industriell ekologi, KTH, Stockholm.

BILAGA B

Respondenternas svar

Person nr.	1. Är du kvinna eller man?	2. Vilken är din ålder?	3. Arbetar du på företag, myndighet eller universitet?	4. a) Hur länge har du arbetat med problem med förorenade områden/sediment?	4. b) Hur länge har du arbetat med miljöriskbedömning som verktyg?
1	Man	50-59 år	Företag	20 år	20 år
2	Kvinna	50-59 år	Företag	>20 år	15-20 år
3	Man	40-49 år	Företag	15-20 år	10-14år
4	Man	40-49 år	Universitet	10-14år	5-9 år
5	Man	40-49 år	Universitet	15-20 år	<5 år
6	Man	30-39 år	Företag	15-20 år	10-14år
7	Man	50-59 år	Myndighet	15-20 år	10-14år
8	Man	30-39 år	Myndighet	10-14år	10-14år
9	Man	60 år eller äldre	Universitet	>20 år	<5 år
10	Man	40-49 år	Företag	10-14år	5-9 år
11	Man	30-39 år	Universitet	<5 år	<5 år
12	Man	30-39 år	Företag	10-14år	10-14år
13	Man	40-49 år	Myndighet	15-20 år	15-20 år
14	Man	50-59 år	Myndighet	15-20 år	15-20 år
15	Man	40-49 år	Universitet	15-20 år	10-14år
16	Kvinna	30-39 år	Företag	<5 år	<5 år
17	Man	30-39 år	Företag	10-14år	10-14år

Person nr.	5. Hur definierar du begreppet risk?
1	Risk = en kombination av sannolikhet och konsekvens av oönskade händelser. Viktigt att komma ihåg att olika människor uppfattar olika saker som "risk".
2	En kombination av sannolikhet och konsekvens av en oönskad händelse.
3	Funktion av frekvens och allvar. Risker uppfattas olika av olika individer.
4	Sannolikhet för att någonting ska hända.
5	En oönskad konsekvens av någonting.
6	Sannolikhet * konsekvens
7	En potentiell fara (medveten eller omedveten) för någonting
8	Sannolikheten för en oönskad konsekvens
9	En kombination av sannolikhet och konsekvens
10	sannolikheten att något negativt ska inträffa
11	Det finns en uppsjö av definitioner av termen risk som förekommer i olika sammanhang och jag tror att alla behövs. Den klassiska tekniska definitionen är sannolikhet * konsekvens. Det finns en mängd andra definitioner som kan vara nog så viktiga i ex. politiska sammanhang, t.ex. risk som fara.
12	Den klassiska definitionen, sannolikhet och konsekvens, om man ser det rent objektivt. Men det finns andra jätteviktiga aspekter i samband med risk t.ex. psykologiska faktorer, uppfattad risk och oro.
13	Det finns många olika sätt att se på det. Sannolikhet för skadliga effekter. Det är egentligen inte någon ren sannolikhetsfunktion, men det är dit det syftar.
14	Sannolikhet för skadliga effekter.
15	Den enkla definitionen är sannolikhet gånger konsekvens, men jag tycker det behövs en vidare definition där andra kriterier är också viktiga t.ex. persistens, värderingsfrågor och reversibilitet.
16	Sannolikhet * konsekvens
17	Sannolikhet * konsekvens. Men det är inte så enkelt i praktiken...

Person nr.	6. Hur definierar du begreppet föroreningsrisk?
1	Avses risk att förorena eller risk som föroreningarna medför? Föroreningsrisk är när någon miljö kontamineras i så pass hög grad att det är skadligt för hälsa eller miljö.
2	Kontaminering upp till en sådan grad att det blir skadligt för hälsa eller miljö. Det är dock viktigt att risk för effekt inte nödvändigt medför att en effekt syns.
3	Något som kan sprida sig från ett ställe till ett annat där det orsakar problem. Hög halt behöver inte innebära en hög risk. En föroreningsrisk råder då stor påverkan (till skillnad från ex. bakgrundsvärde) som orsakar problem föreligger. Det är viktigt att göra riskbedömning relativt sent och att lägga på säkerhetsfaktorer i slutet av bedömningen.
4	Risk för att en förorening ska uppstå. Risk för att förorenings ska nå någon receptor. Skiljer på föroreningsrisk och "påverkansrisk".
5	Oönskade effekter av föroreningar
6	Har inget bra svar. Sannolikhet * konsekvens kopplat till föroreningar. Idag, generellt för lite fokus på sannolikhet.
7	I begreppet förorening väger jag in något som är oönskat. En föroreningsrisk är en potentiell fara betingat av att det finns en förorening med i bilden.
8	Sannolikheten för en oönskad konsekvens av föroreningar
9	Risken för att föroreningar som finns i vår närmiljö ska leda till negativa konsekvenser
10	sannolikheten att en förorening ska påverka hälsa eller miljö i en specifik situation
11	Då får man stoppa in begreppet förorening i någon av definitionerna för risk. T.ex. sannolikheten för att en förorening ska inträffa. Material på fel ställe, ungefär.

12	Risken att exponeras för förorening och hur farlig den är. Skilja på risker för hälsa och miljö.
13	Det är ett så knasigt ord att jag inte vill definiera det över huvud taget. Det är fel. Tautologi. Risk från en förorening kan man diskutera, och man kan diskutera vilka föroreningar som finns.
14	Antigen avses en risk för att ett område blir förorenat och då säger man ingenting om graden utav förorening. Det relateras inte till någonting. Eller så pratar man om vad risken med föroreningen är. Begreppet "föroreningsrisk" betyder vare sig det ena eller det andra.
15	Risker direkt kopplade till förorening av miljö, primärt kopplat till människors hälsa eller miljö.
16	Halter eller mängder som kan medföra risk för hälsa eller miljö.
17	Risk för neg. påverkan på miljö och/eller hälsa.

Person nr.	7. Hur tycker du att man ska karaktärisera/beskriva föroreningsrisker? (Hur ska man beskriva vad som är stor/liten påverkan? Andra aspekter än riskens storlek?)
1	Idealt: Karaktärisera effekter, men detta är ofta inte möjligt. Kan beskrivas utifrån totalhalter, där man under en viss halt inte förväntar sig någon effekt och därmed inge risk, medan över en viss gräns förväntas en effekt och därmed finns en risk. Svagheter med att beskriva på detta sätt är att platsspecifika parametrar ej beaktas, synergieffekter gå ej att förutse, ökad halt medför inte nödvändigtvis ökad risk.
2	Idealt karaktärisera effekter, men det är inte alltid möjligt. Att beskriva vad som är accepterbart och inte, är viktigt. Uppmätta halter kan jämföras mot riktvärden för vad som är accepterbart och ej. Sådana jämförelser bör kompletteras med information om vilka effekter halterna medför.
3	Risken beror dels på omgivningens egenskaper, dels på föroreningens egenskaper. Nyckelparametrar är toxicitet, halt och skyddsobjekt. Risker behöver också beskrivas i relation till andra risker, t.ex. om risken medför påverkan på annan plats, kostnad för åtgärd etc.
4	Halter och biologisk påverkan bör jämföras med vad som är normalt, det vill säga med omgivningen och bakgrundsvärden.
5	Effekten är det centrala. Det är viktigt att beskriva effekten på ekosystem/organismer/människor. Omgivningen påverkar föroreningens effekt. Är medveten om svårigheter med att bedöma effekters storlek. Anser att jämförelser av halter och bakgrundsvärden inte nödvändigtvis är väsentliga.
6	Processförståelse är viktigt. Man måste förstå vilka processer som sker för att förstå vad problemen är. Att titta på halter och gränsvärden innebär inte processförståelse...
7	Beskriva riskerna för hälsa och miljö. Använda humantoxikologiska data, ekotoxikologiska data, hur mycket ett skyddsobjekt tål/relativt naturliga bakgrundshalter. Politiska intressen styr ibland. Det finns svårigheter i att beskriva begreppet risk.
8	Halten ges en allt för stor betydelse idag, även om den är en viktig komponent. Förutom halt är exponering, spridning och mängd viktiga parametrar. Risker skulle behöva kvantifieras bättre, t.ex. genom att i beskrivande termer förklara vad risken består i, och inte bara uttryckas som stora eller små.
9	Både kvalitativ och kvantitativ beskrivning är viktigt. Alltså vilken typ av effekt kan uppstå, hur allvarlig är den och hur stor spridning kan den få. Problematiskt
10	Man hanterar risk normalt sett som riskkvoter, vilket egentligen är en otillräcklig beskrivning. Man bör också prata om vilken typ av skada som kan ske dvs. farlighet. I mer komplicerade situationer är det bra om sannolikhetsbegreppet också vägs in.

11	Man kommer inte runt sannolikhet- och konsekvensaspekterna, d.v.s. hur farligt något är och hur troligt det är att något inträffar. Det är också viktigt att förstå att det inte är en uttömmande beskrivning av risk. Fördelningen av risken är viktig. Vem drabbas? En stor grupp som utsätts för en liten risk kontra en liten grupp som utsätts för en stor risk. Rättvisefråga. Om man bara använder aggregerade mått så syns inte den aspekten.
12	Jag gillar riskkvoter, och mer statistiska metoder. Problemet med riskkvoter är att bestämma PNEC och PEC. Det är också viktigt att beskriva risken kvalitativt i text eller så beskriva vad risken består i. En annan viktig faktor är att beskriva vad eller vilka som påverkas för att man sedan ska kunna ta ställning till vad skyddsvärdet är.
13	Bedöma en halt av en förorening. Försöka ta reda på vilken halt som ger en toxisk effekt och vilka osäkerheter som är förknippade med bedömningen. Om man förenklat det grovt. Man kan sällan bevisa att man har toxiska effekter, därför lägger man på säkerhetsmarginaler i hälsoriskbedömningar och i miljöriskbedömningar läggs en osäkerhetsfaktor på.
14	Ena biten är att beskriva hur stor risken är d.v.s. hur sannolikt är det att något händer? Den andra delen är att beskriva hur allvarlig konsekvensen blir, d.v.s. beskriva vad som kan hända. Ofta blir det en förenkling i praktiken.
15	Det gäller att vara lite praktisk. Jag tror på någon form av skrivnings-metodik där man försöker identifiera stora problem först och sedan går vidare med dem och kanske kan välja bort andra saker, "sälla". När man väl identifierat de problematiska sakerna är det viktigt att förstå när/om det finns miljö/hälsorisker. Spridning, omfång och typ av risk är viktiga aspekter. Tidsskalan är också relevant, kan risken förändras över tiden?
16	Som jag använder det är det halter och mängder man tittar på. Halter indikerar ofta om något är akut, medan mängder kan vara vettigt att titta på ur ett längre tidsperspektiv. Beror lite på vilka ämnen man tittar på också.
17	Idealiskt med en konceptuell modell av verkligheten samt kvantitativt. Processförståelse är viktig, det spelar ingen roll hur bra modeller man har om man inte har förståelse för det som studeras. Naturvårdsverkets bedömningsmodeller är kanske bra för de stora penseldragen, men man glömmer bort de styrande processerna t.ex. spridning och upptag. Viktigt att både skapa konceptuell förståelse och mäta, först när man har klarat det bör man använda modeller. Man mäter alldeles för lite idag!

8. Hur viktigt tycker du det är att jämföra platsspecifika föroreningsrisker vid val av hanteringsmetod för förorenade muddermassor?		
Person nr.	Svar	Kommentar
1	Mycket viktigt	Intuitivt tycker jag att platsspecifik påverkan är viktigare än Global påverkan i sammanhanget.
2	Mycket viktigt	
3	Viktigt	Det är viktigt att hanteringsalternativet inte orsakar ett större miljöproblem. Det ska vara ekonomiskt och tekniskt försvarbart. En balans mellan miljö, ekonomi och teknik måste till.
4	Mycket viktigt	Det beror på projektets dimension. Det är också viktigt att det finns enkla tumregler som myndigheter kan följa.
5	Viktigt	Men andra aspekter är också viktiga ex. energiåtgång.
6	Mycket viktigt	
7	Viktigt	
8	Ganska viktigt	
9	Mycket viktigt	

10	Viktigt	Även om det olika typer av skyddsobjekt är förknippade med de olika hanteringsalternativen kan man ändå sträva efter att säkerställa att inget av alternativen ska innebära oacceptabla risker för skyddsobjekten. En sorts tröskelvärde. Därefter en jämförelse möjlig.
11	Viktigt	Jag vet inte så mycket om förorenade muddermassor men när man måste välja mellan olika alternativ så tycker jag att det är viktigt att jämföra dem på ett strukturerat sätt.
12	Mycket viktigt	Det är viktigt som en del av miljöaspekterna. På ett sätt är det den viktigaste aspekten om syftet i första hand är att åtgärda miljörisken.
13	Mycket viktigt	En viktig komponent. Det kan ju vara andra socioekonomiska beslut som till slut väger över, men det är en viktigt pusselbit.
14	Mycket viktigt	Det är mycket viktigt, men ett sådant här system blir i viss mån att jämföra "äpplen och päron".
15	Viktigt	Det kanske inte nödvändigtvis är viktigt för problemägaren men det kan vara viktigt för allmänheten och en tillståndsmyndighet.
16	Viktigt	Man bör alltid ta platsspecifik hänsyn, men andra aspekter, som kostnader, är också relevanta. Det kanske inte är ekonomiskt försvarbart att genomföra fullständiga miljöriskbedömningar för små projekt.
17	Mycket viktigt	Det är mycket viktigt att titta på platsspecifika förutsättningar, ett alternativ är inte bäst i alla situationer. De platsspecifika riskerna måste sättas i ett större sammanhang/perspektiv också.

9. I vilken mån tror du det är möjligt att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor?

Person nr.	Svar	Kommentar
1	I viss utsträckning	Jättesvårt! I slutänden beror det på hur de olika omgivningarna och skyddsobjekten värderas. Generellt råder hårdare krav för akvatiska system eftersom effekter i havsmiljön är svårare att kontrollera och åtgärda.
2	I viss utsträckning	En svår fråga. Beror i slutändan på hur man värderar olika områden, skyddsobjekt och ekosystem. Det är troligen mycket svårt att genomföra en platsspecifik bedömning för tippningsalternativet.
3	I stor utsträckning	Platsspecifika scenarion för respektive alternativ får tas fram. Först därefter är en eventuell jämförelse möjlig. Även "äpplen och päron" kan jämföras. Det är viktigt att inte lägga på säkerhetsfaktorer för tidigt eftersom transparensen då minskar.
4	I stor utsträckning	Om det inte är möjligt är det p.g.a. för stora kostnader.
5	I viss utsträckning	Man kan jämföra om koncentrationerna är över eller under ett visst gränsvärde för de olika alternativen. Tror dock att det är svårt att beräkna och jämföra riskers storlek.
6	I viss utsträckning	Ingenting är omöjligt men det kan bli fruktansvärt dyrt! Skulle gärna vilja sätta "I mycket stor utsträckning", men det går inte att utreda varje projekt i detalj.
7	I viss utsträckning	Jag kan inte svara på om det är möjligt, men jag tror att det är nödvändigt. Valet av hanteringsalternativ styrs väl bl.a. av muddermassornas föroreningsgrad och föroreningsinnehåll.
8	I viss utsträckning	Det är nog möjligt men svårt, i a f utan att värdera.
9	I viss utsträckning	Det är klart att det är möjligt men det är lite som att jämföra "äpplen och päron". Det är ändå bättre att försöka jämföra än att inte göra något alls.

10	I stor utsträckning	Det går inte att utesluta att det blir en viss subjektiv värdering i det hela och det tror jag inte man ska göra heller. Transparens är viktigt.
11	I viss utsträckning	Generellt, när man ska fatta beslut kommer man inte undan själva beslutet. Att inte göra någonting är också att ha fattat ett beslut. Det är ofta möjligt att jämföra saker, men i vilken mån man kan säga att förorening A på platsen X är värre än förorening B på platsen Y, det var jag inte. Jag tycker det är värt att försöka.
12	I stor utsträckning	Det är viktigt att även få med global och regional miljöpåverkan. Problemet är att värdera vilken aspekt som är viktigast.
13	I stor utsträckning	Tycker inte att det finns någon motsättning egentligen men det kan vara olika grad av svårt. Svårighetsgraden beror mycket på dataunderlag. Man måste försöka göra en bedömning.
14	I stor utsträckning	
15	I viss utsträckning	Tror att det är möjligt men det är nog svårt att få acceptans för en kvantitativ jämförelse. Det måste i så fall kombineras med någon form av värderingssteg, som kanske inte måste vara specifikt för varje enskilt projekt. En genomgång och värdering av metoder på en mer generell basis. Den kvantitativa delen bör utgöra viktig indata till en sådan utvärdering, men själva utvärderingen måste nog ske på ett mer diskuterande sätt.
16	I stor utsträckning	Riskvärdering innebär ju att vikta olika alternativ efter kriterier, borde vara möjligt i detta fall med.
17	I stor utsträckning	Men det är nog svårt. Det krävs grova modeller för att mäta miljöpåverkan i absoluta termer, vilket gör att man hamnar långt ifrån sanningen.

10. Det finns väldigt lite stöd för riskkaraktärisering och riskvärdering.			
Person nr.	a) Håller du med om detta?	b) Om "JA", vad tror du att det beror på?	Om "NEJ", vad är din uppfattning?
1	Ja	Håller inte med om att verktygen alltid är välutvecklade ens för miljöriskbedömning. Det är svårt att karaktärisera, men utvecklingen går framåt och man närmar sig problematiken och försöker hitta generella sätt att karaktärisera. Inte odelat positiv till karaktäriseringsmetoder. Bedömningen blir ändå komplex och subjektiv. Viktigt att beslutsfattarna får tänka själva också.	
2	Nej		Håller inte med om att det finns väl utvecklade verktyg för miljöriskbedömning. Ibland finns det verktyg, men inte tillräckligt bra data/underlag för att använda verktygen. Vad det gäller karaktäriseringen så går utvecklingen framåt, men det är riktigt att det idag saknas bra verktyg.
3	Ja	Kostar mycket pengar.	
4	Ja	Har inte använts så mycket tidigare eftersom karaktärisering och värdering omfattas av många olika faktorer där många discipliner bör samverka, vilket är svårt. Beror på okunskap och att rutiner saknas. Det har dock hänt ganska mycket de två senaste åren med flera rapporter inom projektet Hållbar Sanering.	
5	Ja	Det saknas hårda krav på hur risker ska beskrivas. Anser att det finns utvecklade verktyg för karakterisering. Karaktärisering är en del av miljöriskbedömningen och en enkel princip, problemet är att veta hur stor en icke-effekt koncentration för ett system är. Ont om tox-test data. Det ligger i sakens natur att det finns lite stöd för riskvärdering eftersom det är (och bör vara) en subjektiv bedömning. Skeptisk till stöd för riskvärdering.	

6	Ja	Det finns väldigt lite vägledningsmaterial om sediment. Det finns en del rapporter om riskvärdering, men inte med fokus på sediment. Processförståelse saknas, man har svårt att förstå hur detaljerade undersökningar ska kopplas ihop till en helhet.	
7	Ja	Kan ej uttala mig när det gäller riskkaraktärisering, men för riskvärdering håller jag till viss del med. Det finns i dagsläget ganska lite stöd för riskvärdering, även om Naturvårdsverket gett ut en del material inom projektet "Hållbar Sanering". Som systemet ser ut idag blir det, med nödvändighet, en ganska subjektiv värdering utav riskerna och man måste kanske låta värderingen vara subjektiv.	
8	Ja	Håller med till viss del. Riskvärdering är en ganska så subjektiv process som kan se väldigt olika ut. Det är nog svårt att närma sig och "paketera" risken i någon slags teknisk/naturvetenskaplig förpackning som sedan kan appliceras på vilket projekt som helst. Samtidigt finns det stöd och verktyg för riskvärdering, bl.a. inom Hållbar sanering. som kan användas. Men de kanske inte är användbara i alla situationer. Sunt förnuft behövs också.	
9	Ja	Riskkaraktärisering och riskvärdering är svårt. Brist på data gör att det är svårt att dra slutsatser om eventuella konsekvenser.	
10	Ja	Håller generellt sett med, särskilt när det gäller riskvärdering. Det finns väl generella verktyg för riskkaraktärisering. I riskvärderingen vägs aspekter som skyddsvärde, reversibilitet, påverkansområdets storlek, varaktigheten, kan man vänta sig förbättring på sikt?	
11	Ja	Jag tror att det stämmer. Tror dels att det beror på att de som gör den här typen av bedömningar ofta har en teknisk/naturvetenskaplig bakgrund och gärna vill hitta verktyg som man gärna kan räkna på. Värdering och karaktärisering är en annan typ av process och är generellt svårare frågor (även om inte bedömningssteget heller är helt värderingsfritt). Värdering innebär att man stoppar in ett normativt värde och det råder större oenighet i hur man kommer fram till den sortens frågor ex. vad är värdefullt?	

12	Ja	Bedömningen är mer allmän än karaktäriseringen och värderingen. Det finns stora svårigheter förknippade med bedömning av sediment. Man har inte kommit så långt på sedimentsidan. Några andra länder har kommit längre bl.a. Norge och Finland.	
13	Nej		I vår bransch finns det lika mycket information om riskkaraktärisering som för de olika komponenterna (farobedömning och exponeringsbedömning) i en riskbedömning. I vår terminologi är riskkaraktärisering ungefär samma sak som riskvärdering. Håller med om att det generellt finns mindre information om riskkaraktärisering och riskvärdering än om miljöriskbedömning. I REACH-guidens har riskkaraktäriseringsavsnitten dock vuxit de senaste åren.
14	Nej		Det ligger en riskvärdering i riskkaraktäriseringen. Man kommer inte undan värderingsfrågor i riskbedömningen. Håller med om slutsatsen att relationen mellan mängd litteratur om miljöriskbedömning är stor i jämförelse med mängd litteratur om karaktärisering och värdering.
15	Ja	Karaktärisering- och värderingsfrågor är svårt. Det finns en del metoder inom samhällsvetenskaperna som än så länge inte används i det här sammanhanget.	
16	Nej		Min uppfattning är att verktygen finns där (ex. inom hållbar sanering), men att de inte finns tillgängliga än.
17	Ja	För riskkaraktärisering nja, för riskvärdering håller jag med. Jag tror att det beror på att det är svårt, och visar på ett klassiskt problem inom miljöriskbedömning idag: vi gör det vi kan, inte det vi borde.	

11. I tillståndsansökningar för hamnutbyggnad görs idag inga direkta jämförelser av föroreningsrisker mellan hanteringsalternativ. Ofta har redan ett alternativ valts ut från början och övriga alternativ redovisas i begränsad omfattning.

Person nr.	a) Håller du med om detta?	b) Om "JA", vad tror du att det beror på? (Ingen svarade NEJ)
1	Ja	Tror det till största delen beror på okunskap. Ofta är tekniker (som jobbar med dessa frågor) ute efter lösningar. Har de en lösning som fungerar så kör det ofta "sitt race", det är jobbigt att brottas med nya idéer och andra alternativ.
2	Ja	Okunskap och i viss mån lathet och chansningar.
3	Ja	Beror mycket på okunskap. Tillståndet söks ofta för ett specifikt alternativ som har valts eftersom det anses bäst ur flera synpunkter. Ofta avfärdas andra (sämre) alternativ genom att framhäva den valda metoden.
4	Vet ej	
5	Ja	Kan tänka mig att det är så. Det är dyrt att ta fram underlag för många olika alternativ, därför tar man det alternativ som man tänk sig från början.
6	Ja	Många MKB styrs av andra faktorer, så som tidsplan och ekonomi. Eventuella funderingar som förekommit innan man skrivit MKB dokumenteras inte alltid. Man utreder endast sökt alternativ. I vissa fall ställs kanske inte tillräckliga krav från myndigheter.
7	Ja	Tillståndsansökningar ska enligt nuvarande lagstiftning utformas så att man söker tillstånd för ett alternativ. Det är inte domstolens sak att välja mellan fyra alternativ. De sökande är bra på att argumentera bort andra alternativ än det sökta alternativet. Jag tror att tillståndsansökningarna måste vara uppbyggda som de är idag, annars blir det för stora utredningar och för stora kostnader.
8	Ja	Det beror på vem som är verksamhetsutövare och är en fråga om kostnader och praktiska överväganden.
9	Ja	Vet inte, men jag skulle inte bli förvånad om det förhåller sig så. Misstänker att det beror på att kostnaderna styr.
10	Ja	Jag kan tänka mig att det förhåller sig så. Beror troligen på bristande kunskaper och bristande krav från myndigheter men det kan även finnas pragmatiska skäl ex. att det står miljarder på spel och måste gå fort. Tradition.
11	Ja	Det är ett känt fenomen, även om jag inte kan uttala mig i det aktuella fallet. Det beror på att det handlat om en politisk process. Vissa alternativ sorteras bort eftersom de är ohållbara eller orealistiska.
12	Ja	Beställare och konsult har diskuterat innan och kommit fram till ett lämpligt alternativ man vill satsa på. Det finns en risk att man då bara strävar efter att bevisa att det alternativ man vill göra är bäst.
13	Vet ej	
14	Ja	Vet ej, men jag blir inte förvånad om det är så.
15	Ja	Jag har svårt att uttala mig i det specifika fallet, men i princip håller jag med.
16	Vet ej	
17	Ja	Jag vet inte i det specifika fallet, men generellt stämmer det. Tror att det beror på att man många gånger, relativt lätt kan sortera bort flertalet alternativ. Tid och pengar styr.

12. Miljöriskanalis tillämpas i väldigt begränsad utsträckning i sammanhanget hanteringsalternativ för muddermassor.			
Person nr.	a) Håller du med om detta?	b) Om "JA", vad tror du att det beror på?	Om "NEJ", vad är din uppfattning?
1	Ja	Vet ej. Kan kanske bottna i att traditionellt sett har man bara muddrat och dumpat massorna till havs.	
2	Ja	Vet egentligen för lite för att uttala mig. Det kan kanske bero på att man chansar på att uppgifterna man lämnat ska räcka för att få en godkänd tillståndsansökan.	
3	Ja	Det varierar från konsult, till konsult med MKB: n görs i ett tidigt skede av processen vilket gör att grundligare undersökningar ej är möjliga/aktuella.	
4	Ja	Stämmer säkert. Det kostar pengar och tar tid att göra en miljöriskanalis inom ramen för MKB. Det kan vara svårt att se nyttan med en kostsam RA i MKB, kan dock kanske fungera i större projekt.	
5	Ja	Det är det traditionella sättet, att ta tot. konc. och jämföra med generella riktvärden. Man gör inte mer än det man måste. Återigen för låga krav på riskbedömningar.	
6	Ja	Har aldrig stött på miljöriskbedömning i samband med MKB. Tror att det beror på okunskap. Bristande kompetens, det är lättare att diskutera halter. Bristande kompetens hos myndigheter. Det är lättare att jämföra halter mot riktvärden än att diskutera toxdata och spridningsdata.	
7	Ja	För lite erfarenhet och bristande kunskap. Sediment har väldigt komplex biota med otroligt många samverkande faktorer vilket gör det näst intill omöjligt att genomföra fullständiga miljöriskbedömningar.	
8	Nej		Det beror på referensramarna. Jag tror att det tidigare var så, men att i o m MB och deponeringsförordningen med tillhörande föreskrift för klassificering av avfall tror (och hoppas) jag att bättre utredningar görs idag. Verksamhetsutövare och avfallsproducenter är mer medvetna om vilka krav som finns.

9	Ja	Vet inte, men jag skulle inte bli förvånad om det förhåller sig så. Det är enklare att titta på halter istället för att göra en ordentlig riskanalys. Kanske ställs det för låga krav från myndigheterna.	
10	Ja	Det saknas metodik för hur risker ska beskrivas och jämföras. Det vore kanske bättre att försöka bedöma frågan mer kvalitativt i förhållande till flera olika kriterier kanske i samråd med alla berörda parter. Kvantitativ bedömning kanske kan vara ett stöd, men det ska man nog inte förlita sig blint på.	
11	Vet ej		
12	Nej		Det görs sällan avancerade miljöriskanalyser, men jag skulle ändå vilja hävda att det görs. Någon slags enkla matriser med + och – kanske presenteras. Det är klart att man alltid kan göra saker bättre. Ser inget fel i att göra enkla bedömningar, bara man talar om hur och varför man har gjort dem. Sen är det upp till beslutsfattaren att ta ställning till underlaget. Öppen process viktigt och mycket kan nog underlättas med en öppen dialog från början mellan beställare, konsult och tillståndsmyndighet.
13	Vet ej	Vet ej, men det verkar rimligt att det är så.	
14	Vet ej	Vet ej.	
15	Ja	Stämmer generellt sett. Det finns en del förorenade markprojekt för bostadsbyggen där det finns bättre underlag. Tror annars att det beror på att man gör "så lite som möjligt" och att det är en varierad uppföljning från tillsynsmyndigheter vilken i sin tur antagligen beror på en kombination av person, kompetens och resurser.	
16	Vet ej	Vet ej	
17	Ja	Vet inte i det enskilda fallet, men jag tror att du har dragit en rimlig slutsats. Generellt inte vill man inte ta upp för mycket i en MKB eftersom ju mer garn man lägger ut, desto fler trådar finns att dra i från myndigheternas sida. Det finns ett annat examensarbete som visar på att ju fler aspekter tas upp i MKB:n desto fler saker har tillståndsmyndigheten synpunkter på och desto mer utdragen blir processen.	

13. Ekotoxicitetspotential		
Person nr.	a) I vilken utsträckning har du tidigare kommit i kontakt med LCA?	b) Anser du att beräkningarna är relevanta i sammanhanget trots de stora geografiska och tidsmässiga skalorna?
1	Läst om	Själva idén har potential och kan vara användbar, men för det aktuella fallet skulle lämpligare tid- och rumskalor behövas.
2	Förstår slutsatser och kan använda resultatet	Nej, men metodiken är intressant. Det är svårt att bedöma om det är relevant när man inte kan se "mellanstegen". Allt beror på hur faktorerna har tagits fram och hur det ser ut i mer lokala och kortsiktiga perspektiv.
3	Förstår slutsatser och kan använda resultatet	Egentligen inte, eftersom det oändliga perspektivet är ointressant. En global skala är inte heller intressant. Det skulle vara intressant att veta vad bakgrundsvärdet är. Intetsägande resultat m.a.p. mängder.
4	Förstår slutsatser och kan använda resultatet	Ja, det är relevanta men det är viktigt att förstå skillnaderna mellan skalorna. Varför så liten påverkan i ett 100-årsperspektiv? Vad ligger bakom det? Är det viktigt?
5	Förstår slutsatser och kan använda resultatet	Kan vara relevant om syftet är en jämförelse. Inte relevant för att jämföra storleken på risker. Vet ej heller vad de olika scenarierna innebär.
6	Läst om	Nej, egentligen inte.
7	Inte alls	Jag har svårt att uttala mig om metoden eftersom jag kan för lite om LCA men redan magkänslan säger mig att tippningsalternativet inte är bra.
8	Läst om	Skalorna slår väldigt märkligt. Eftersom domstolen dömer den lokala miljöpåverkan och endast sekundärt global påverkan så är beräkningarna ganska ointressanta ur ett myndighetsperspektiv.
9	Läst om	Jag tycker att det är svårt att bedöma. Skalan för stapeln "global, 100 år" resp. "kontinental, oändligt antal år" bör visas med en annan skala så att man kan se skillnaderna. Som det är nu drunknar allt i topparna.
10	Bidragit till LCA	Här framstår ju skillnaderna som väldigt tydliga, men det är inte många som förstår vad som faktiskt ligger bakom staplarna.
11	Bidragit till LCA	Generellt sett är det problematiskt att laborera med väldigt långa tidsskalor och det finns många inbyggda osäkerheter.
12	Förstår slutsatser och kan använda resultatet	Är skeptisk till generella enkla lösningar.
13	Inte alls	Det är svårt att ha synpunkter eftersom jag inte kan något om modellen.
14	Läst om	
15	Förstår slutsatser och kan använda resultatet	Jag är spontant skeptisk till storskaliga modeller. Jag är också skeptisk till den här typen av toxicitetsstandardisering.

16	Läst om	Geografisk skala borde vara mindre. Stor tidsskala kan möjligen vara relevant.
17	Läst om	Jag vet för lite för att yttra mig, men saknar även i detta sammanhang en processförståelse/konceptuell modell av systemen. Utan en sådan blir modellen mycket osäker i sitt resultat.

13. Ekotoxicitetspotential		
Person nr.	c) Vilken/vilka är de främsta för- resp. nackdelarna med att jämföra hanteringsalternativen för förorenade muddermassor på detta sätt?	
	Fördelar	Nackdelar
1	Lätt att åskådliggöra resultat. Kan bedöma flera olika ämnen på en gång. Kan identifiera vilka föroreningar som är mest problematiska i sedimenten.	Skalorna är inte relevanta för det aktuella fallet. Svårt att bedöma rimligheten i resultaten då man inte vet något om karaktäriseringsfaktorer.
2	Möjlighet att ge en Samlad bedömning av de många föroreningar som förekommer i sediment. Lätt att åskådliggöra resultatet.	Det är svårt att bedöma de mellanliggande stegen när man inte vet hur karaktäriseringsfaktorer har tagits fram. Faktorerna är inte platsspecifika och därmed inte särskilt användbara. Det blir väldigt skevt när man tittat i ett oändligt tidsperspektiv.
3	Identifiera var det kan tänkas finnas ett problem. Kan se vad som är bäst/sämst ur ett långtidsperspektiv.	Vidareutveckling behövs Irrelevant perspektiv
4	En enkel metod. Bra att kunna visualisera. Ett sätt att värdera alternativ och se vad som ger mest/minst miljönytta.	Det är lätt att luras av staplarna om man inte förstår bakgrunden Svårt att förstå de bakomliggande faktorerna
5	Man får en snabb uppfattning av hur alternativen förhåller sig relativt varandra.	Resultatet och dess kvalitet är väldigt beroende av underlagsdata och systemgränser.

6	Ett sätt att illustrera skillnader mellan alternativ	Svårt att förstå vad som ligger bakom faktorerna. Svårt att förstå vad staplarna betyder. Ej platsspecifik
7	Bra sätt att försöka förstå en kedja av händelser.	Det är svårt att säga vad som gömmer sig bakom LCA. Svårigheter med avgränsning och inse vad som ingår i systemet och inte.
8	Samma skala möjliggör en jämförelse.	Det blir skevt med så stor skala och ett skevt tidsperspektiv.
9		Faktorerna. Det känns konstigt att använda samma ekvivalent för samtliga ämnen utan att veta deras verkningsmekanismer. För grovt mått
10	Attraktiv metod i teorin. Även processrelaterade utsläpp kan hanteras	Problem med abstraktionsnivå, det är lätt att övertolka resultaten och inte riktigt förstå vad de innebär. Man vet inte riktigt vad man jämför. Enbart relativ jämförelse.
11		Det finns en fara i att presentera ett "sanningsenligt" diagram.
12	Möjlighet att jämföra flera objekt i ett större perspektiv med de givna skalorna.	Svårt att förstå hur faktorerna har tagits fram. Mycket information döljs i resultatet. Metoden är inte så lämplig för platsspecifika jämförelser
13	Ett sätt att addera kemiska föreningar, men det finns i o för sig enklare sätt att göra det.	Många osäkerheter, det är svårt att förstå bakgrunden till staplarna. Ingen exponeringsbedömning.
14	Ska man göra en LCA är det bra att man försöker få med ekotoxiciteterna.	Många osäkerheter. Man döljer information i staplarna. Ingen exponeringsbedömning.
15	Kommunikationsmässigt bra, genererar enkla figurer.	Tillförlitligheten i metoden när det gäller, toxicitetsstandardiseringen tid och rum.
16	Bra för att visualisera när det rör sig om stora skillnader. Objektiv metod.	Verkan vara små marginaler att jämföra i mellan förutom för tippningsalternativet. Svårt att veta vilka processer som är inbakade i faktorerna och hur.
17	Enkelt att redovisa, översiktligt (slipper redovisa detaljer), tydligt vid redovisning.	Saknas processbeskrivning så tror jag att modellerna blir mycket osäkra. Svårt att få igenom mot myndigheter i dagsläget. Jag gissar att det är en modell som kan styra resultatet mycket lätt, varför den blir farlig som beslutsunderlag.

13. Ekotoxicitetspotential		
Person nr.	d) Tycker du att Ekotoxicitetspotential är ett bra sätt att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor? Varför/Varför inte?	e) Hur skulle metoden kunna förbättras?
1	Metoden har potential, men kan inte ensam användas för att jämföra föroreningsrisker.	Bättre skalor för situationen. Det vore bra att på ett enkelt sätt kunna förstå hur karaktäriseringsfaktorer har tagits fram.
2	Det finns en viss potential. Viktigt att veta att man har lyckats detektera alla föroreningar ex. läkemedelsrester, metaller, organiska föroreningar etc.	Testa sedimenten med standardtester skulle kanske vara bättre. Relevantare skalor i tid och rum. Någon form av verifikationsprocess.
3	Kan visa vilket alternativ som är bäst resp. sämst men inte hur bra/dåligt alternativet är, alltså bara en relativ jämförelse.	Ekotoxicitetspotential bör inte ses som en helhetslösning, men har utvecklingspotential. Förbättra tid- och rumskalor.
4	Det kan vara en bra. Generellt är det bra med enkla metoder. Behövs för att lekmän och beslutsfattare ska kunna förstå nyttan med vad man gör.	Större tydlighet i vad som ligger bakom karaktäriseringsfaktorerna. Intressant att ex. utveckla laktester och biotillgänglighetstester.
5	Ja, det kan vara bra för att få en uppfattning om olika alternativ förhåller sig relativt varandra.	Det är viktigt att kunna gå tillbaka och ta reda på varför tippningsalternativet blev sämst. Var finns det vetenskapliga stödet?
6	Ingen vettig metod eftersom den inte är platsspecifik.	
7		
8	Kanske inte. Skalan är fel och metoden är "trubbig" men jag kan för lite om metoden.	Andra skalor
9	Tycker inte att det är ett bra sätt.	Inge synpunkter egentligen, men kanske att endast använda ekvivalenter så man vet att substanserna har samma verkningsgrad.
10	Nej, inte för platsspecifika jämförelser.	Vet inte eftersom sedimentbundna föroreningar är ett så pass komplext problem att det ofta inte finns tillräckliga underlag. En kompletterande analys där man med riskbedömning säkerställer att inga oacceptabla risker finns för de aktuella skyddsobjekten, därefter kanske en LCA-jämförelse är möjlig.
11	Jag vet inte	Det är viktigt att man är medveten om, och kommunicerar, begränsningar som finns med metoden.
12	Sådär	Det är nog bättre att göra en platsspecifik bedömning en att försöka få en väldigt generell modell att passa den givna situationen.

13	Nej. Tycker inte att man behöver en modell för att komma fram till att toppning är det sämsta alternativet. Dumpar man något i havet så får man problem i havet.	Exponeringsbedömningen! Vad är en tolererbar exponering? Hur mycket av varje substans finns/får finnas?
14	nej	
15	Nej	Skulle vilja se någon form av verifiering av modellen, t.ex. med kalibrering mot fältdata
16		
17	Jag gissar att modellen är för grov för att beskriva de verkliga effekterna, och då undrar jag hur relevant den är. Jag tror inte att denna metod allena löser problemet, men den kan säkert verifiera slutsatser dragna från andra metoder.	Jag vet för lite för att yttra mig. Jag tycker att en modell bör kunna kalibreras mot data och valideras mot oberoende data.

14. Naturvårdsverkets riktvärdesmodell			
Person nr.	a) Hur mycket har du arbetat med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell?	b) För vilket/vilka hanteringsalternativ tycker du att riktvärden borde kunna räknas fram?	Kommentar
1	Har varit med och tagit fram modellen	Invallning	Modellen är som sagt framtagen för förorenad mark. Den kan möjligen vara tillämpbar på invallningsalternativet med vissa begränsningar. Eftersom endast ett alternativ kan analyseras är det ingen bra metod för att jämföra föroreningsrisker i detta fall.
2	Har varit med och tagit fram modellen	Deponering på land	Inte för något av alternativen. Modellen är inte framtagen för sediment. Möjligen för deponeringsalternativet eftersom det är i markmiljö.
3	Förstår slutsatser och kan använda resultat		Egentligen inte för något alternativ. Skulle möjligen gå att använda för deponering på land, men avfallskriterier finns redan. Metoden är ej lämplig i detta fall, det är ingen vits att tillämpa den på ett alternativ om syftet är en jämförelse mellan alternativ.
4	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Nyttiggörande i hamnkonstruktion m.h.a. S/S, Invallning, Deponering på land	Det borde gå. Olika spridningsfaktorer kan läggas in för spridning i olika medium. Modellen fungerar i o för sig inte för vad som händer med föroreningarna när det väl ligger i sediment, men spridningen dit borde väl kunna beräknas? Att utveckla scenarion för vad som skulle hända om S/S, deponin eller invallningen börjar läcka kan vara intressant.

5	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Deponering på land	Möjligen för deponering på land, men muddermassor har generellt inte samma egenskaper som jord. I de andra fallen råder andra spridningsvägar och andra kemiska förhållanden än vad modellen är byggd för.
6	Tillämpar modellen i mitt dagliga arbete	Nyttiggörande i hamnkonstruktion m.h.a. S/S, Invallning, Deponering på land	Borde gå att räkna fram för de alternativ där man "tillverkar mark". Inget bra sätt för att jämföra risker i detta fall.
7	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Nyttiggörande i hamnkonstruktion m.h.a. S/S, Invallning	Jag tror att det är svårt att använda modellen för hanteringsalternativ för muddermassor. Möjligen kan man räkna på invallning och S/S alternativet.
8	Tillämpar modellen i mitt dagliga arbete	Nyttiggörande i hamnkonstruktion m.h.a. S/S, Deponering på land	På ett sätt är modellen rent olämplig. Deponeringsbestämmelserna utgår från en liknande modell, så eventuellt kan beräkningar göras för deponering på land. Invallning och S/S är svårare eftersom man då måste modellera som om man befinner sig under grundvattenytan.
9	Läst om		Rent spontant tycker jag att det borde vara fullt möjligt både för söt- och havsvattensediment. I och med EU:s vattendirektiv finns ett behov av att ta fram data och riktvärden för sediment.
10	Förstår slutsatser och kan använda resultat		Det är nog mycket enklare att börja om från början. Man kan nog låna principerna från riktvärdesmodellen, men bör vara fristående från den. Annars är risken att ta med sig saker som inte är relevanta. Använda samma tankesätt men göra en helt ny modell anpassad till akvatisk miljö.
11	Inte alls		
12	Tillämpar modellen i mitt dagliga arbete		Som modellen ser ut idag, inte för något alternativ. Däremot skulle en liknande modell fast för sediment säkert vara användbar. Det har utvecklats modeller för sediment och muddermassor i Finland och Norge.
13	Inte alls	Nyttiggörande i hamnkonstruktion m.h.a. S/S, Invallning, Deponering på land	Tre av fyra hanteringsalternativ handlar mer om mark än något annat. På så vis känns metoden väldigt relevant. Dessutom borde det gå att räkna om för sediment också, även om man då introducerar en massa osäkerheter.
14	Inte alls		Modellen verkar utgå från att ett område redan är förorenat och man vill göra någon form åtgärd. I fallet med muddermassor har man en annan utgångspunkt. Modellen kanske fungerar på att bedöma sediment innan man har tagit upp det.
15	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Deponering på land	Eftersom modellen är framtagen för markmiljö.

16	Tillämpar modellen i mitt dagliga arbete	Deponering på land	Havsmiljö, sediment, fisk, alger etc. finns ej med i modellen.
17	Tillämpar modellen i mitt dagliga arbete		Nej, inte alls!!! I så fall skulle man kränga på en modell på verkligheten istället för att ta fram en modell som beskriver verkligheten. Modellen används ofta felaktigt till ändamål som den inte är konstruerad för att beskriva.

15. Riskmatriser			
Person nr.	a) Hur mycket har du arbetet med riskmatriser?	b) Om sannolikheter och konsekvenser kunde skattas för varje hanteringsalternativ skulle matriserna kunna jämföras mot varandra. Tror du att det är möjligt i praktiken?	Kommentar
1	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Ja	
2	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Ja	Möjligt, men viktigt att ha de skalade på något sätt. Kan vara olika processer som är viktiga för de olika hanteringsalternativen. En nyckel är gemensamma bedömningsskalor.
3	Läst om	Ja	Möjligt om det inte blir för krångligt. Återigen viktigt att inte lägga på säkerhetsfaktorerna i konsekvenserna för tidigt.
4	Läst om	Ja	Ja, det är möjligt, vanligt och redan gjort.
5	Inte alls	Ja	Kan vara genomförbart, men jag har svårt att bedöma det.
6	Tillämpar riskmatriser i mitt dagliga arbete	Ja	
7	Läst om	Nej	Kan inte svara på frågan.
8	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Ja	
9	Inte alls	Ja	Men, de bör användas med förnuft.

10	Läst om	Ja	Det är nog viktigt att fundera över hur ex. konsekvens ska beskrivas. Kanske kan man byta ut sannolikhet mot emission och konsekvens mot effekt? I konsekvens kan varaktighet, spridning etc. tas upp. Där borde man kunna göra en värdering och utifrån den göra en normativ skala.
11	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Ja	
12	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Ja	
13	Inte alls	Nej	
14	Inte alls	Nej	
15	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Ja	Det är ju ett sätt att åskådliggöra slutsatser. Kan göras både enskilt och i grupp.
16	Läst om	Ja	Men det är nog svårt att skatta slh. och konsekvenser.
17	Tillämpar riskmatriser i mitt dagliga arbete	Ja	Genomförbart, ja, men det kanske inte blir så bra.

15. Riskmatriser		
Person nr.	c) Om "JA", vem/vilka skulle utföra skattningar av sannolikheter och konsekvenser?	Om "NEJ", varför inte?
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7	Problemägaren	
8		
9	Sökanden eller sökandens konsult som ska ta fram ett beslutsunderlag.	
10		
11		
12	Sannolikheter och konsekvenser bör väl redan vara utredda i underlaget som ska presenteras i matrisen. Man måste vara tydlig med vad man stoppar in. Vem har skattat? o.s.v.	
13	Problemägare, konsult och myndighet tillsammans. Konsensus bör eftersträvas.	
14		Ska man kunna säga något om sannolikheter och konsekvenser måste man ha gjort något innan, så det här känns ganska orealistiskt och verklighetsfrämmande.
15		
16		
17	Verksamhetsutövaren/den verksamhetsutövaren utser bör utföra skattningarna.	

15. Riskmatriser		
Person nr.	d) Vilken/vilka är de främsta för- resp. nackdelarna med att jämföra hanteringsalternativen för förorenade muddermassor på detta sätt?	
	Fördelar	Nackdelar
1	Det är ett sätt att jämföra. Det är ett sätt att visualisera. Kan funka vid en grov jämförelse.	Svårt att hitta gemensamma bedömningsskalor både för sannolikheter och konsekvenser.
2	Ett sätt att jämföra, ett sätt att presentera på ett enhetligt sätt. Överblickbart.	Svårt att hitta gemensamma bedömningsskalor.
3	Enkel Snabb Kan skalas upp till olika nivåer	Subjektiv metod Risk att personliga värderingar styr
4	Ett sätt att strukturera Många faktorer kan tas upp	Svårt att få det genomskinligt Svårt att hitta fel Lätt att bli lurad av siffror i en matris

5		
6	Ett snyggt sätt att illustrera Kan göras både kvalitativt och kvantitativt	Man kan lätt luras att det som står i matrisen är faktiska sanningar Fortfarande svårt med jämförelser eftersom Subjektiva bedömningar
7	Ett sätt att åskådliggöra	
8	Ett sätt att åskådliggöra riskerna för beslutsfattare Man kan som beslutsfattare välja vart i matrisen man vill placera kraven	Svårt att utföra skattningar av både sannolikheter och konsekvenser Det kan vara dyrt att kvantifiera sannolikheter och konsekvenser Förknippat med osäkerheter
9	Bra sätt att åskådliggöra och på ett enkelt sätt beskriva risken	Låg precision Lågt prediktionsvärde
10	Kan vara ett bra sätt att strukturera/jämföra oavsett om man har kvalitativa eller kvantitativa data.	Problem med att skatta sannolikheter. Kanske enklare att tänka i scenarier.
11	Har ett visst värde som pedagogiskt verktyg	Det blir problem med "extrema risker" d.v.s. risker med låg eller okänd sannolikhet och allvarliga konsekvenser (nedre högra hörnet). Matrisen löser inte problemet, visualiserar bara. Svårigheter med att redovisa osäkerheter. Kanske borde både hög/låg sannolikhet redovisas samt hur säker bedömningen är. Man kan också fråga sig om en risk med hög sannolikhet och liten konsekvens är jämförbar med en risk med låg sannolikhet och stor konsekvens.
12	Stora friheter. Man kan välja (och motivera) vad man ska ta med i matrisen. Tydligt, gör det lättare att kommunicera risk mellan inblandade parter. Ett bra sätt att åskådliggöra risker.	Kan bli lite väl förenklat. Det är viktigt att motivera varför man tar upp saker och ting.
13		superenkel/supergeneraliserad
14	Kan ha ett värde då man ska jämföra.	Döljer information, förenklar för mycket.
15	Lätt att överblicka slutsatser.	Kopplat till metod och tillförlitlighet och metoden måste motiveras tydligt, annars kan det uppstå en känsla av godtycklighet. En tvågradig skala som i exempelfiguren är för liten.
16	Enkelt, tydligt.	Subjektiv bedömning
17	Enkelt, billigt, går fort	Man jämför "äpplen och päron", osäkert.

15. Riskmatriser

Person nr.	e) Tycker du att riskmatriser är ett bra sätt att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor? Varför/Varför inte?
1	Kan vara ett bra sätt för en grov jämförelse när det gäller att lägga upp en riskbedömning snarare än för att utföra själva bedömningen. Metoden har potential.
2	Kan vara ett bra sätt. Ett systematiskt sätt för att identifiera de viktiga processerna för de olika alternativen behövs. Därefter kan eventuellt en jämförelse mellan de olika alternativen göras, men man kanske tvingas jämföra olika processer.

3	Tror att det kan vara en bra metod. Alternativen bör kunna jämföras på samma nivå.
4	Ja, det är ett bra sätt.
5	
6	Är positivt inställd till metoden.
7	Ja, det kan vara ett bra sätt för att åskådliggöra risker, men det måste ligga ett dataunderlag och en analys i botten.
8	Ja, ganska bra.
9	Ja, med viss tvekan.
10	Ja, det tror jag. Metoden har potential.
11	Jag vet inte mycket om muddermassor, men det jag sagt om riskmatriser tidigare gäller nog även i det fallet.
12	Ja, jag tror att det kan vara ett bra stöd. Frågan är hur man tolkar resultaten i diagrammen, på så vis kvarstår problemet fortfarande i viss mån.
13	Nej egentligen inte.
14	Nej
15	Det kan vara ett bra sätt som en del av analysen. Förarbetet är viktigt så att man har definierat ordentligt hur man har gått till väga.
16	Om man klarar av att bemästra svårigheterna med att skatta sal och konsekvenser så ja.
17	Har nog en begränsad användbarhet. Bör i så fall användas på tidigt stadium eller för väldigt små objekt. Jag gissar att det blir för stora osäkerheter. Tycker nog att man borde mäta/modellera spridning istället för att skatta.

16. Kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden

Person nr.	a) Hur väl känner du till kvantitativa beslutsmatriser?	b) Om kvalitativa beslutsmatriser räknades fram för varje hanteringsalternativ kunna matriserna kunna jämföras. Tror du att det är genomförbart i praktiken?	Kommentar
1	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Ja	Tror att det är möjligt, men väldigt resurskrävande.
2	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Nej	Möjligt, men det krävs en väldigt omfattande undersökning för att uppnå rimlig kvalitet, vilket inte alltid är realistiskt på ett tidigt stadium. Väldigt resurskrävande.
3	Läst om	Nej	Ohanterligt, krävs för mycket resurser. Metoden kan inte utföra prognoser.
4	Läst om	Ja	Tror att triader är bra i detta sammanhang.
5	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Ja	Men det är svårt att vikta aspekterna rätt i förhållande till varandra.
6	Läst om	Ja	Kan inte så mycket om den. Kan kanske vara enkel om syftet är jämförelser.
7	Inte alls	Nej	Jag har ingen uppfattning om metoden.
8	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Nej	Metodiken som sådan tror jag är genomförbar och vettig. Metoden bygger dock på plattspecifika undersökningar som ska utreda förhållanden på platsen, d.v.s. ett retrospektiv. I detta fall tas muddermassorna upp och du vill förutse vad som kommer att hända. Svårt med denna metod.
9	Inte alls	Nej	Osäker mark för mig, men det ser ut som ett bra upplägg. Sund bas.
10	Förstår slutsatser och kan använda resultat	Nej	Metoden är främst konstruerad för att beskriva risker in-situ därför att man har insett att riktvärden är otillräckligt med hänsyn till biotillgänglighet osv. Det är svårt att göra biologiska undersökningar i förväg. Möjligen skulle man väl kunna göra relevanta toxicitetstester.
11	Läst om	Ja	Genomförbart ja, men hur bra det blir är en annan fråga. Man kommer inte undan problemet.
12	Tillämpar kvantitativa beslutsmatriser i mitt dagliga arbete	Nej	Jag tror att det är en bra metodik för att bedöma hur farligt ett sediment är, men det är inget prognostiskt verktyg. Det går t.ex. inte att utföra de biologiska testerna i förväg.

13	Inte alls	Nej	Det som görs i Holland brukar vara väl genomtänkt och vettigt, men här verkar man glömt exponeringen. Det går inte att göra förutsägelser med metoden.
14	Inte alls	Nej	
15	Har varit med och utvecklat metodik för kvantitativa beslutsmatriser	Nej	Metoden är framförallt användbar då föroreningarna är "på plats". Det går inte att förutsäga saker med metoden.
16	Inte alls	Nej	Det låter väldigt resurskrävande att göra nya tester för varje enskilt projekt.
17	Läst om	Ja	Genomförbart ja, men jag undrar igen om den här modellen kommer att leda till ett säkrare beslutsunderlag.

16. Kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden		
Person nr.	c) Vilken/vilka är de främsta för- resp. nackdelarna med att jämföra hanteringsalternativen för förorenade muddermassor på detta sätt?	
	Fördelar	Nackdelar
1	Bra vid tillräckliga resurser. Kan vara bra att utföra senare, på det alternativ som valts.	Kräver enorma resurser
2	Bra vid tillräckliga resurser Kanske bra att utföra på det utvalda alternativet senare	kräver enorma resurser i form av tid, pengar och kompetens
3	Man kan komma närmre sanningen än i många andra metoder Kan tillämpas på flera nivåer Innehåller både toxikologiska, kemiska och ekologiska data. Kan användas för att bygga upp en erfarenhetsbas.	Komplex metod Retrospektiv Begränsad möjlighet att använda andra indikatorer (ex. passiv provtagning) än de givna undersökningslinjerna
4	Ger en ökad styrka åt argumenten Kommer närmare sanningen	Kostsamt Det finns ev. begränsade etablerade metoder (ex. toxikologiska metoder) att tillgå.
5	Kan vara illustrativ Kan förmedla saker som annars är svåra att åskådliggöra för beslutsfattare	Svårt att vikta aspekterna rätt i förhållande till varandra
6	Ett sätt att systematisera Möjliggör en jämförelse	Visst mått av subjektivitet Ska det göras platsspecifikt så blir det dyrt Ingen tidsaspekt
7	Det låter vettigt att använda tre undersökningslinjer	Det är svårt att genomföra många av de tester som metoden kräver t.ex. ekotoxtester.
8	Bra metodik med tre undersökningslinjer	Inget prognostiskt verktyg
9		
10		
11	Man får ett faktiskt resultat	Den här typen av mått med en "gemensam valuta" döljer mycket information.
12	Bra att undersöka fler saker än bara kemisk karaktärisering	Inget prognostiskt verktyg Går nog inte att tillämpa på förorenade muddermassor som metoden ser ut idag
13		Man kan inte göra undersökningarna i förväg. Exponeringsdata saknas.
14		
15	Om man ställer krav på den här typen av metod så genereras mer information. Sammanställer kunskapsnivån.	Svårt att använda metoden i prognostiskt syfte. Stora datakrav. Stora kostnader.
16	"Objektiv" bedömning, alla gör på samma sätt	Lite väl förenklat, dyrt.

17	Får ett absolut värde. Vi närmar oss en förståelse för hur systemet fungerar vilket innebär att vi kan kvantifiera riskerna bättre => osäkerheten i våra bedömningar minskar.	En massa information missas.
----	---	------------------------------

16. Kvantitativ beslutsmatris enligt Triad-metoden	
Person nr.	d) Tycker du att kvantitativa beslutsmatriser är ett bra sätt att jämföra föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för muddermassor? Varför/Varför inte?
1	Metoden kan vara bra, men är troligen allt för resurskrävande.
2	Inte särskilt bra. Triad-metoden är inget prognosverktyg! Alldeles för omfattande för att nå tillräcklig kvalitet.
3	Inget bra sätt. För krångligt och resurskrävande.
4	Ja, det verkar bra.
5	Kan eventuellt tillföra en del.
6	Skeptisk
7	Tanken låter bra men jag har egentligen ingen uppfattning om metoden.
8	Metodiken borde kunna gå att använda om den kan utvecklas. Känns betydligt bättre än riktvärden.
9	
10	Jag tror att riktvärden behöver kompletteras med biologiska och toxikologiska data. Ur den synvinkeln är det en bra metod.
11	Problematiken finns kvar.
12	Nej, det är inget bra sätt eftersom du vill förutse en påverkan inte testa en befintlig påverkan.
13	
14	
15	Viktningemetoden kan ev. fungera på en basal nivå om man har bra data/resultat.
16	Tror att det i praktiken är för resurskrävande, metoden är nog inte så bra för att förutsäga saker.
17	Det behöver jag veta mer för att svara på.

Person nr.	17. Har du något annat förslag på hur man kan karaktärisera och jämför föroreningsrisker i samband med allokering av förorenade muddermassor?
1	
2	
3	
4	
5	En speciell riktvärdesmodell för sediment skulle vara bra... men då måste man ju börja om från början.
6	Gör en egen klassning med egna tabeller baserade på vad du tror. Ta upp de processer, halter och mängder du tycker är relevanta. Ta upp spridning i tid och rum. Farlighetstabell. Eventuellt likt MIFO-systemet.
7	
8	"Ingen modell blir bättre än det man stoppar in i den." Brister ligger ofta i för lite indata. Därför bör fokus kanske ligga på att förbättra indata. Exempelvis spridningsdata, lakteter etc.
9	
10	Någon slags konceptuell modell för varje alternativ med en problembeskrivning där man försöker hantera exponeringsrisker (i första hand) men också skyddsvärde, tidsaspekt, varaktighet och typ av effekter.
11	Det är viktigt att vara medveten om att metoderna inte räcker ända fram. I slutänden är det en politisk process. Om alla metoderna visar på samma resultat så kan det kanske användas som argument för/emot ett visst alternativ i den politiska processen.
12	Man kan försöka arbeta med riskkvoter. Det gäller då att ta fram ett PNEC och ett PEC och båda två är svåra att ta fram värden för.
13	EPA har lagt ner mycket pengar på sanering av förorenade områden. Där borde du hitta material. Tänket i alla modeller som du presenterar här utgår från hur toxiska ämnena är. Jag föreslår att du går från andra hållet. Börja med att fundera kring exponering. Finns det exponering måste man börja titta på ämnena och försöka räkna fram PNEC och PEC från tox-studier och väga in osäkerheter i data. Sen från man fundera kring hur och vilka av ämnena ska adderas. (Även om det är svårt att lägga ihop samverkans effekter.) Det finns mycket guidens i REACH för hur miljöriskbedömningar görs. Det finns också (i REACH) en modell för hur exponering kan uppskattas.
14	Gör separata exponeringsbedömningar för varje alternativ. Om exponering finns, utgå därifrån. En stor brist när man gör miljöriskbedömningar är att identifiera samverkans effekter av olika ämnen. När exponeringsbedömningen görs är det viktigt att veta vilka ämnen som ingår och vad de har för egenskaper. Det borde finnas redan gjorda exponeringsbedömningar att titta på som exempel.
15	Semi-kvantitativa beslutsmatriser. Gör en så tillförlitlig bedömning som möjligt av vilka gifter som finns, hur de kan spridas och vilka effekter de kan få, om riskerna är permanenta eller reversibla. Det gäller att försöka göra det så tillförlitligt som möjligt genom att ställa krav på data, tester och modeller.
16	
17	Beskriv VAD som händer/kan ske konceptuellt först, välj sedan metod för att kvantifiera (eller skatta om det är det bästa som går) riskerna! Beskriv/kvantifiera spridning/exponering/massbalanser över tiden och förklara vad som händer i de olika fallen. Det bör alltid vara tågordningen. Först förstå problematiken sedan välja metod för att beskriva den kvantitativt!

18. Riskvärdering			
Person nr.	a) Vilken metod tycker du är mest lämpad för att jämföra platsspecifika föroreningsrisker mellan olika hanteringsalternativ för förorenade muddermassor?	b) Om du valt "annan metod", beskriv den metod du tycker borde användas	Kommentar
1	Annan metod	En metod kan nog ej ge hela sanningen. Riskmatriser som är väl genomtänkta kan vara en bra start. En förbättrad version av ekotoxicitet i kombination med exempelvis riskmatriser är nog rätt väg att gå.	
2	Ekotoxicitetspotential, Riskmatriser		En metod räcker inte. Väl genomförda riskmatriser med gemensamma bedömningsskalor är nog en bra början. Riskmatriser verkar flexibla, men hur väl man lyckas beror på vilken information som stoppas in i matriserna. Viktigt att det inte blir allt för komplicerat.
3	Ekotoxicitetspotential, Riskmatriser, Kvantitativ beslutsmatris enl. Triad-metoden		Eventuellt använda riskmatriser som underlag för vad som ska tas upp i LCA. Använda ekotoxicitet för att identifiera problem. Använda Triad-metoden på valt hanteringsalternativ för att visa att den valda metoden är bäst.
4	Ekotoxicitetspotential, Kvantitativ beslutsmatris enl. Triad-metoden		
5	Ekotoxicitetspotential, Kvantitativ beslutsmatris enl. Triad-metoden		Ingen metod är ideal. Ekotoxicitetspotential och triad-metoden är beroende av bra underlagsdata men har potential som bra värderingsmetoder. Det kanske är lika bra att ta ett tox-test på muddermassan?
6	Annan metod	Se "eget förslag" ovan.	
7	Annan metod		Du tangerar gränsen till det omöjliga. Riktvärden känns fel.
8	Riskmatriser, Kvantitativ beslutsmatris enl. Triad-metoden		Någon slags riskmatris/beslutsmatris med någon liten tillspetsning vore att föredra.

9	Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, Kvantitativ beslutsmatris enl. Triad-metoden		Kanske en utvecklad variant av riktvärdesmodellen. Triad-metoden är eventuellt också användbar, utifrån det jag har förstått av den.
10	Riskmatriser, Annan metod		En kombination av någon slags riskmatris och det egna förslaget.
11			Kan inte svara på det
12			Någon form av ny riktvärdesmodell för sediment å la Finland eller Norge skulle kanske vara bra. Riskmatriser kan vara ett bra sätt att åskådliggöra riskerna.
13	Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, Annan metod	Har ingen direkt erfarenhet av någon av de metoder som tas upp här. NV riktvärdesmodell kändes mest gedigen, men den har sina begränsningar. Möjligen en variant av den. Du kanske skulle kunna titta på den korta varianten av REACH-guiden för miljöriskbedömning.	
14	Annan metod	Har ingen direkt erfarenhet av någon av de metoder som tas upp här, men jag tycker att du för varje alternativ ska göra en exponeringsbedömning och utgå därifrån.	
15	Riskmatriser, Kvantitativ beslutsmatris enl. Triad-metoden, Annan metod	Se eget förslag	Jag tror på någon form av kombination av riskmatriser och triad-metoden, men kanske inte för varje projekt.
16	Riskmatris		En välgjord matris som tar upp alla viktiga aspekter verkar vara det bästa, jag har i a f inget bättre förslag.
17	Annan metod	Igen, jag tror inte EN metod är den bästa. Ofta är det bra med en kombination. Kan du komma till samma resultat med två olika metoder, då har du verifierat dina slutsatser och då har du ett beslutsunderlag som är >> dubbelt så bra som från resultatet från endast en metod.	

BILAGA C

Några av de vanligaste muddringsteknikerna

Mekanisk muddring

Mekanisk muddring innebär att sediment grävs upp med hjälp av en grävskopa. Muddermassorna lyfts upp över vattenytan och placeras på en pråm eller på land (Naturvårdsverket, 2003). Metoden innebär att sedimentens ursprungliga densitet och torrsubstans inte förändras nämnvärt. På så sätt minimeras volymen muddermassor som behöver tas om hand. Enskopeverk och flerskopeverk är exempel på mekaniska mudderverk som i sin tur kan kombineras med olika sorters skopor (Miljösamverkan Sverige, 2006).

Muddring med enskopeverk sker vanligtvis med hjälp av en vanlig grävmaskin som är monterad på en flytande pråm. Vilket muddringsdjup, d.v.s. hur djupt maskinen kan arbeta, beror generellt på maskinens storlek. Generellt kan man säga att stora maskiner kan arbeta ner till 25 m, medelstora ner till 6 m och mindre maskiner på ett minde djup än 6 m. Enskopeverk är en lämplig metod för muddring av sand, lera och sprängt berg (Miljösamverkan Sverige, 2006). Flerskopeverk är en betydligt större anläggning än enskopeverk. Vanligen består ett flerskopeverk av en pråm med ett flertal skopor som matas fram med ett drivande kedjeband. Skoporna fylls, lyfts och töms kontinuerligt på pråmen. Det maximala muddringsdjupet är 27 m. Den här metoden lämpar sig bäst för stora muddringsarealer för att bli ekonomiskt lönsam (Miljösamverkan Sverige, 2006).

En nackdel med grävuddring är att den är ganska långsam eftersom skopans/skopornas läge kontinuerligt måste ändras under arbetes gång. Ytterligare en nackdel är att metoden kan orsaka grumling och spridning av finpartikulärt material, vilket kan innebära en spridning av föroreningar. Det finns dock olika former av åtgärder för att undvika grumling t.ex. avskärmningar och användning av s.k. miljöskopor. Metoden är lämplig för att ta upp täta sediment, större stenblock och skrot (Miljösamverkan Sverige, 2006). För att minska problemen med grumling kan frysmuddring användas. Tekniken går ut på att sedimenten fryses i sammanhängande block och därefter lyfts upp för vidare behandling. Risken för spill är med denna metod relativt liten och nedfrysningen medför aggregering av material, vilket underlättar avvattningen. En nackdel är att en del sediment måste lämnas kvar för att de frysta blocken ska kunna lyftas. Metoden är också dyr och tidskrävande och lämpar sig bäst för svårt förorenade sediment (Miljösamverkan Sverige, 2006).

Hydraulisk muddring

Den hydrauliska muddringstekniken (sugmuddring) kan liknas vid en dammsugare. Ett sugmudderverk av medelstorlek kan muddra ned till ett djup av ca 16 m (Miljösamverkan Sverige, 2006). Sedimenten frigörs från botten med ett munstycke som borrar, skär eller sprutar loss sedimenten med en vattenstråle (U.S. EPA, 1994). Massorna sugas sedan upp tillsammans med vatten och transporteras som en slurry vilket minimerar spridningen av partiklar. Den begränsade grumlingen är en anledning till att sugmuddring är lämplig för muddring av förorenade sediment (Naturvårdsverket, 2003). En annan fördel är att metoden klarar av att suga upp stora slamvolymmer på kort tid. Slurryformen gör det möjligt att transportera massorna till en behandlingsanläggning via pipelines. En nackdel med sugmuddring är att sedimenten blandas med vatten vilket medför en volymökning och därmed ett avvattningsbehov. Är muddermassorna förorenade måste dessutom rejektvattnet renas. Volymökningen innebär också ett ökat transportbehov om massorna ska behandlas ex-situ (Naturvårdsverket, 2003).

BILAGA D

Miljösystemanalytiska verktyg

I Tabell D redovisas 16 olika miljösystemanalytiska verktyg översiktligt. Tabellen är baserad på verktygsbeskrivningarna i Moberg m.fl. (1999). En viktig skillnad mellan verktygen är att för vissa av dem finns formella lagstadgade krav på tillämpning, ex. MKB, medan andra kan användas för att komplettera de formella verktygen. I ett projekt där lagen kräver en MKB kan t.ex. en LCA utgöra en viktig del. De verktygen som markeras med * i tabellen kan betraktas som formella (Svedberg, personlig kommunikation 2009).

Tabell D Översiktlig beskrivning av 16 miljösystemanalytiska verktyg. Baserat på Moberg m.fl., 1999.

Verktyg	Funktion och syfte	Användning	Begränsningar
* MKB - Miljökonsekvensbeskrivning	Integrera miljöhänsyn när verksamheter/åtgärder ska utformas, samt ge allmänheten, organisationer, myndigheter m.fl. möjlighet att påverka verksamheten/åtgärden och det beslutsunderlag som tas fram.	Process snarare än analys. Kan innehålla olika verktyg. Bred beträffande effekter på miljöområdet. Används av aktörer som söker tillstånd enligt någon av de lagar som kräver MKB. Platsspecifik.	Miljöaspekterna kommer in för sent i planerade projekt. Problem med uppföljning och snäva tidsperspektiv. Kan behöva kompletteras med samhällsekonomiska analyser.
SMB - Strategisk miljöbedömning	Beakta miljöaspekter på tidigt stadium i beslutsprocesser.	En utveckling av MKB. Bred med avseende på effekter på miljöområdet. Används inom policys, planer och program. Platsberoende.	Datatillgänglighet, förändring av traditionella tillvägagångssätt och beslutsprocesser krävs.
LCA - Livscykelanalys	Studera en produkts potentiella miljöpåverkan under hela dess livscykel, ”från vaggan till graven”. Omfattar användning av naturresurser samt potentiella effekter på ekosystem och hälsa.	T.ex. produkt- och processutveckling, strategiutformning, kommunikation och policyutveckling. Används främst av företag. Platsberoende.	Resurskrävande p.g.a. bred ansats. Kan endast studera potentiell miljöpåverkan. Svårt att mäta miljöpåverkan under användningsfasen.
MFA - Materialflödesanalys	Ge en bild av samhällets resursanvändning och en grov indirekt skattning av miljöpåverkan m.h.a. fysiska flöden, ofta mätta i kg.	Kan göras på flera sätt och på olika nivåer, se MIPS, TMR och SFA.	Ej utvecklad för att vara heltäckande och detaljerad. Toxicitet hanteras ej.
MIPS - Material Intensity Per Service Unit	Öka miljömedvetenheten genom att fokusera på stora massflöden.	Beräknar massflöde av allt material som påverkas av mänsklig aktivitet. Inriktat på resursanvändning ej miljöeffekter. Platsberoende.	Datatillgänglighet, avgränsning, flöden mäts endast i massenheter som ej viktas d.v.s. 1kg grus = 1kg olja.

TMR - Total materialomsättning	Ge en indirekt, grov uppskattning av miljöpåverkan med avseende på naturresursanvändning.	Baseras på MIPS men fokuserar på regioner och nationer. Hjälpmiddel för beslutsfattare inom nationella eller regionala myndigheter. Platsberoende.	Låg detaljnivå, ej platspecifik.
SFA - Substansflödesanalys	Hitta och beskriva ändringar i källor, sänkor samt upplagring. Underlag i strategiska beslutsprocesser.	Fokuserar på en substans i taget. Studier av en regions användning/konsumtion av en substans, näringsämnesmetabolism eller metallflöden. Platsberoende.	Analysen begränsas till en substans, effekter på andra substanser kan ej påvisas. Ingen värdering görs. Datatillgänglighet, resurs- och tidskrävande.
IOA - Input-outputanalys	Samhällsekonometriskt verktyg som "bokför" tjänster och varuleveranser mellan olika aktörer.	Kan användas som beräkningsunderlag och för att illustrera samband mellan olika sektorer och branscher. Kvantitativt verktyg för offentliga myndigheter.	Ger endast ögonblicksbilder, passar bäst för att studera marginella förändringar.
Miljöräkenskaper	Visa relationen mellan ekonomisk aktivitet, sysselsättning, energiflöden, naturresursutnyttjande och i viss mån utsläpp och avfall.	Miljöstatistik systematiseras och förs samman med ekonomisk statistik. Används av nationella och internationella myndigheter och branscher.	Stor mängd data behövs. Generaliseringar till följd av avgränsningar. Stora osäkerheter.
EF - Ekologiskt fotavtryck	Belysa människans beroende av ekosystemen genom att visa hur stor areal som krävs för att underhålla mänskliga samhällen i relation till hur mycket yta som faktiskt finns tillgängligt.	Undervisningsmaterial, samhällsinformation, hållbarhetsvärderingar och kompletterande beslutsunderlag. Kan kombineras med ex. LCA	Ger en ögonblicksbild. Svårt att omvandla emissioner till ytenheter. Risk för både dubbelräkning och underskattning.
* CBA - Cost-benefit-analys	Värdera aktiviteter samt belysa indirekta effekter och icke-monetärt mätbara strömmar ur ett samhällsekonometriskt perspektiv.	Väletablerat verktyg som används av företag, organisationer och myndigheter för att bedöma nyttan med olika projekt. Platspecifik.	Subjektiva omdömen används för att sätta monetära värden på naturresurser. Stora osäkerheter i vissa data.

PA - Positionsanalys	Belysa konflikter, motsatta intressen och osäkerheter inom beslutsprocesser.	Används främst i den akademiska värden men även inom stadsplanering och vid värdering av energisystem och vägbyggen. Ett alternativ till CBA. Platsspecifik.	Bygger ej på traditionell ekonomisk teoribildning. Ställer höga krav både på den som utför analysen och på beslutsfattaren. Datatillgång.
Ex - Exergianalys	Effektivisera energianvändning och analysera resursutnyttjande. Exergi = energins användbarhet eller kvalitet.	Kvantitativ metod som fokuserar på resursanvändning och kan användas på många olika system.	Tekniskt ursprung. Värdering av toxicitet, påverkan på biologisk mångfald och markanvändning täcks inte in.
Em - Emergialys	Mäter resursanvändning med hjälp av ackumulerad energi. Mäts ofta i enheten sol-emergi. Emergi = energy memory.	Kvantitativ metod som kan användas i många olika situationer. Inkluderar förutom direkta energiflöden mänskligt arbete, råvaror, genetisk information etc. Platsberoende.	Toxiska ämnens betydelse utelämnas. Risk för dubbelräkning, osäkerheter och dataluckor.
* RA (kemisk) - Riskbedömning/Riskanalys	Beskriva sannolika miljö- och hälsoeffekter vid exponering av en substans eller grupp av kemikalier.	Kan både vara kvalitativ och kvantitativ och användas generellt eller platsspecifikt. Kan användas i kombination med LCA eller MKB.	Tid- och resurskrävande p.g.a. behov av viss detaljeringsnivå. Många osäkerhetsfaktorer.
IAM - Integrated Assessment Modelling	Med hjälp av en modell relatera information från olika sektorer till ett eller flera miljöproblem.	Ett exempel är RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation Model) som används på Europeanivå för att optimera åtgärdsprogram.	Osäkerheter i modellen. Risk att resultaten används okritiserade. Kvalitet på indata.
* Miljörevision	Bedöma en verksamhets miljöpåverkan i syfte att utvärdera och förbättra verksamheten.	Ska användas kontinuerligt för att följa upp verksamhetens miljöarbete. Miljöledningssystem t.ex. ISO 14001 och EMAS underlättar miljörevision. Platsspecifik.	Studerar endast tidigare eller pågående verksamhet. Problem med ej utförda mätningar i inledningsfasen.

BILAGA E

Data för muddermassor

Denna bilaga är hämtad från Simon (2008) Bilaga D.1. och D.2. s. 99-101.

E.1. Totalt föroreningsinnehåll i sediment

Medelvärde för 0-40 cm djup har beräknats utifrån analysdata för 0-20 cm respektive 20-40 cm djup (Ramböll, 2008). De halter som beräknats som medelvärde har klassats utifrån Naturvårdsverkets bedömningsregler för kust och hav. I Tabell E.1 presenteras halter för de ämnen som ingår i föreliggande studie.

PCB(7) är summan av de sju PCB-kongerer som är mest förekommande i djurvävnad och som är mest toxiska för djur och människor (Accustandard, 2009). Dessa är:

- (1) 2,4,4'-Trichlorobiphenyl
- (2) 2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl
- (3) 2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl
- (4) 2,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl
- (5) 2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl
- (6) 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl
- (7) 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl

Tabell E.1 Totalt föroreningsinnehåll i sediment från Stegeludden, Oxelösund. Efter Ramböll (2008).

		Provtagning utförd 2006-10-13	Provtagning utförd 2006-10-13	Beräknade värden som används i studien	Klassning av halt för medelvärdet av 0-40 cm
	Enhet	0-20 cm	20-40 cm	Medelvärde 0-40 cm	
Torrsubstans	%	31,5	33,8	32,65	
TOC	% av TS	5,6	5,8	5,7	
Glödförlust	% av TS	9,9	10,1	10	
Glödrest	% av TS	90,1	89,9	90	
Bly	mg/kg TS	490	51	270,5	Klass 5
Kadmium	mg/kg TS	4,3	0,49	2,395	Klass 5
Koppar	mg/kg TS	43	33	38	Klass 3
Krom	mg/kg TS	51	47	49	Klass 3
Kvicksilver	mg/kg TS	0,47	0,042	0,256	Klass 4
Nickel	mg/kg TS	29	30	29,5	Klass 1
Zink	mg/kg TS	1300	170	735	Klass 5
Arsenik	mg/kg TS	12	7,1	9,55	Klass 1
PCB(7)	mg/kg TS	0,456	0,445	0,4505	Klass 5
PAH car.	mg/kg TS	47	1,3	24,15	Ingen uppgift
PAH s:a id11	mg/kg TS	76,9	2,08	39,49	Klass 5

E.2. Utlakningsdata

E.2.1 Utlakning av metaller

Analys av utlakning från obehandlat sediment och från en krossad stabiliserad provkropp visas i Tabell E.2.1 (Stark, 2008). Barium och svavel ingår ej i studien eftersom uppgift om totalhalt saknas.

Tabell E.2.1. Utlakning av oorganiska ämnen från sediment och stabiliserad provkropp i jämförelse med krav på inert respektive icke-farligt avfall. Utlakningsmetod: L/S = 10 l/kg TS (Stark, 2008)

Analyserat ämne	Utlakning från ostabiliserat sediment [mg/kg TS]	Utlakning från 63 dygns stabiliserad krossad provkropp [mg/kg TS]	Gräns för inert avfall [mg/kg TS]	Gräns för icke-farligt avfall [mg/kg TS]
As	0,125	0,0803	0,5	2
Ba*	0,319	0,292	20	100
Pb	0,159	0,0111	0,5	10
Cd	<0,00051	<0,000535	0,04	1
Cr	0,0176	0,0214	0,5	10
Hg	<0,0002	<0,0002	0,01	0,2
Ni	0,0464	0,367	0,4	10
Zn	0,828	<0,02	4	50
S*	1700	3730	1 000 (som SO ₄)	20 000 (som SO ₄)

* Ingår ej i studien.

E.2.2 Utlakning av PAH och PCB

Utlakningsdata för PAH och PCB är hämtade från Jonasson (2007) och omräknade från enheten ng/l till enheten mg/kg TS.

Omräkning från ng/l till mg/kg TS:

Vid L/S 30: 30 l vatten/kg TS

→ (1/30) kg TS/l vatten

1 ng/l motsvarar 1 ng/(1/30) kg TS → 1 ng/l = 1*10⁻⁶*30 mg/kg TS

Tabell E.2.2. Utlakning av organiska ämnen från sediment och stabiliserad provkropp vid L/S 30 (Jonasson, 2007). Resultatet redovisas både i enheten ng/l och mg/kg TS.

Utlakning av organiska ämnen	Nollprov [ng/l]	Nollprov omräknat [mg/kg TS]	Stabiliserat [ng/l]	Stabiliserat omräknat [mg/kg TS]
Naphthalene	6,4	0,000192	7,4	0,000222
Acenaphthylene	1,2	0,000036	1,2	0,000036
Acenaphthene	1,8	0,000054	2,7	0,000081
Fluorene	3,5	0,000105	3,9	0,000117
Phenantrene	7,5	0,000225	11	0,00033
Anthracene	9,2	0,000276	9,2	0,000276
Fluoranthene	177,1	0,005313	105	0,00315
Pyrene	115,5	0,003465	58	0,00174
Benzo(a)anthracene *	37	0,00111	12	0,00036
Chrysene *	23,9	0,000717	7	0,00021
Benzo(b)fluoranthene *	22,3	0,000669	6,6	0,000198
Benzo(k)fluoranthene *	9,2	0,000276	2,8	0,000084
Benzo(a)pyrene *	20,8	0,000624	6,2	0,000186
Benzo(g,h,i)perylene	4	0,00012	1,6	0,000048
Dibenzo(a,h)anthracene *	1,6	0,000048	0,59	0,000177
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene *	4,5	0,000135	1,7	0,000051
SUM of carcinogenic PAHs	119,3	0,003579	36,89	0,0011067
Sum of PAH	445,5	0,013365	236,89	0,0071067
Sum PCB	11,25	0,0003375	3,601	0,00010803

* = carcinogenic PAHs


BILAGA F

Beräkningar av muddermassornas fysikaliska egenskaper

Här redovisas beräkningar (enligt Simon, 2008 s. 97-98) för muddermassornas fysikaliska egenskaper (densitet, volym, vikt, TS-halt) efter stabilisering/solidifiering.

Beteckningar: w = vattenkvot
 m_s = massa fast material
 m_w = massa vatten
 V = volym
 ρ = densitet

Sediment in-situ

Räknebas 1 m³ sediment  $V_{\text{tot1}} = 1 \text{ m}^3$

Givet: $\rho_{\text{in-situ}} = 1,3 \text{ ton/m}^3$
 $TS_{\text{in-situ}} = 32,5 \%$
 $w_{\text{in-situ}} = (100-TS)/TS = 2,07$


Beräkningar per m³:

$$m_{s1} = TS \cdot \rho_{\text{in-situ}} = 0,325 \cdot 1,3 \text{ ton/m}^3 = 0,423 \text{ ton} \quad (2)$$

$$m_{w1} = m_{\text{tot1}} - m_{s1} = 1,3 - 0,423 = 0,878 \text{ ton} \quad (3)$$

Upptagna muddermassor

Antagande: 20 volym % inblandning av vatten vid upptagande $\rightarrow 0,2 \text{ m}^3$ vatten blandas in per m³ sediment. $V_{\text{muddermassor}} = 1 + 0,2 = 1,2 \text{ m}^3$

 $V_{\text{tot2}} = 1,2 \text{ m}^3$

Beräkningar per 1,2 m³:

$$m_{s2} = m_{s1} = 0,423 \text{ ton} \quad (4)$$

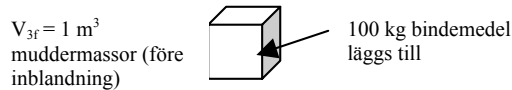
$$m_{w2} = m_{w1} + m_{\text{inblandat}} = 0,878 + 0,2 = 1,078 \text{ ton.} \quad (5)$$

$$\rho_{s2} = m_{s2}/V_{\text{tot2}} = 0,423/1,2 = 0,352 \text{ ton/m}^3 \quad (6)$$

$$\rho_2 = (m_{s2} + m_{w2})/V_{\text{tot2}} = (0,423 + 1,078)/1,2 = \underline{1,25 \text{ ton/m}^3} (\sim \rho_{\text{in-situ}}) \quad (7)$$

Inblandning av bindemedel (gäller s/s)

Antagande: Bindemedel: 100 kg/m³ muddermassor, bindemedel Cement/Merit 1:1 (vikt %).



Givet:

$$\rho_{\text{cement}} = 1,1 \text{ ton/m}^3$$

$$\rho_{\text{Merit}} = 1,1 \text{ ton/m}^3$$

$$m_{\text{bindemedel}} = 0,1 \text{ ton inblandat per m}^3 \text{ muddermassor}$$

$$m_{\text{cement}} = 0,5 * m_{\text{bindemedel}}$$

$$m_{\text{Merit}} = 0,5 * m_{\text{bindemedel}}$$

Beräkningar per m³ muddermassor:

$$V_{\text{bindemedel}} = (m_{\text{cement}}/\rho_{\text{cement}}) + (m_{\text{Merit}}/\rho_{\text{Merit}}) = 0,05/1,1 + 0,05/1,1 = 0,09 \text{ m}^3 \quad (8)$$

$$V_3 = V_{3f} + V_{\text{bindemedel}} = 1 + 0,09 = 1,09 \text{ m}^3 \quad (9)$$

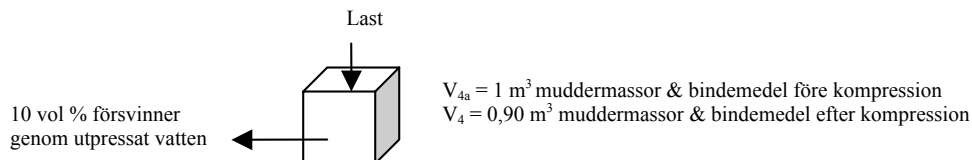
$$m_{s3} = (\rho_{s2}/V_{3a}) + m_{\text{bindemedel}} = (0,352/1) + 0,1 = 0,452 \text{ ton} \quad (10)$$

$$m_{w3} = m_{w2} = 1,078 \text{ ton} \quad (11)$$

$$m_{w3} \text{ (per m}^3) = m_{w3}/V_3 = 1,078/1,09 = 0,989 \text{ ton/m}^3 \quad (12)$$

Kompression genom påläggning av last efter inblandning av bindemedel (gäller s/s)

Antagande: Kompression ger volymminskning med 10 % genom utpressning av vatten.



Givet: $V_{\text{vatten(utpressat)}} = 0,10 \text{ m}^3/\text{m}^3$

Beräkningar:

$$V_4 = V_{4a} - V_{\text{vatten(utpressat)}} = 1 - 0,10 = 0,90 \text{ m}^3 \quad (13)$$

$$m_{w(\text{utpressat})} = 0,10 \text{ ton/m}^3$$

$$m_{w4} = m_{w3(\text{per m}^3)} - m_{w(\text{utpressat})} = 0,989 - 0,10 = 0,889 \text{ ton/m}^3 \quad (14)$$

$$m_{s4} = m_{s3} \quad (15)$$

$$\rho_4 = (m_{s4} + m_{w4})/V_4 = (0,452 + 0,889)/0,90 = \underline{1,26 \text{ ton/m}^3} \quad (16)$$

BILAGA G

Karaktäriseringsfaktorer för ekotoxicitetspotential

Global, oändlig tidsskala

Tabell G.1. Karaktäriseringsfaktorer med enheten 1,4 – diklorbensenekvivalenter/kg för **global, oändlig tidsskala**, emissioner till sötvatten (Guinée, 2002). Teckenförklaring: FAETP: Fresh Water Aquatic Eco-toxicity Potential, MAETP: Marine Aquatic Eco-toxicity Potential, FSETP: Fresh Water Sediment Eco-toxicity Potential, MSETP: Marine Sediment Eco-toxicity Potential, TETP: Terrestrial Eco-toxicity Potential

<i>Emissioner till sötvatten</i>	FAETP	MAETP	FSETP	MSETP	TETP
	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]
Pb (aq)	9,60E+00	1,10E+03	2,50E+01	1,10E+03	4,80E-22
Zn (aq)	9,20E+01	1,40E+04	2,40E+02	1,40E+04	2,50E-21
Cd (aq)	1,50E+03	2,20E+05	3,90E+03	2,20E+05	1,40E-20
Cu (aq)	1,20E+03	2,30E+05	2,90E+03	2,30E+05	4,10E-21
Ni (aq)	3,20E+03	2,20E+06	8,30E+03	2,20E+06	1,00E-18
As (aq)	2,10E+02	1,20E+05	5,30E+02	1,20E+05	1,00E-17
Cr (aq) (*)	2,80E+01	3,40E+03	7,10E+01	3,50E+03	2,30E-19
Hg (aq)	1,70E+03	2,10E+05	4,40E+03	2,20E+05	9,30E+02
PCB (7)	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.
PAH (carc.)	2,80E+04	5,50E+03	8,90E+04	1,80E+04	2,10E-03
Fenoler (aq)	2,40E+02	5,60E-02	8,80E+01	3,80E-02	2,50E-06

(*) Ekotox.-potential för Cr (VI) används

Tabell G.2. Karaktäriseringsfaktorer med enheten 1,4 – diklorbensenekvivalenter/kg för **global, oändlig tidsskala**, emissioner till havsvatten (Guinée, 2002). Teckenförklaring: FAETP: Fresh Water Aquatic Eco-toxicity Potential, MAETP: Marine Aquatic Eco-toxicity Potential, FSETP: Fresh Water Sediment Eco-toxicity Potential, MSETP: Marine Sediment Eco-toxicity Potential, TETP: Terrestrial Eco-toxicity Potential

<i>Emissioner till havsvatten</i>	FAETP	MAETP	FSETP	MSETP	TETP
	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]
Pb (aq)	5,60E-23	1,10E+04	1,40E-22	1,20E+04	4,60E-21
Zn (aq)	1,80E-21	1,10E+05	4,50E-21	1,10E+05	1,90E-20
Cd (aq)	2,50E-20	1,80E+06	6,50E-20	1,90E+06	1,10E-19
Cu (aq)	4,10E-20	1,50E+06	1,00E-19	1,50E+06	2,50E-20
Ni (aq)	6,10E-19	5,80E+06	1,60E-18	5,70E+06	2,60E-18
As (aq)	3,80E-20	3,40E+05	9,80E-20	3,40E+05	3,00E-17
Cr (aq) (*)	3,50E-22	3,30E+04	9,10E-22	3,40E+04	2,00E-18
Hg (aq)	6,80E+00	1,90E+06	1,70E+01	1,90E+06	7,60E+03
PCB (7)	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.
PAH (carc.)	1,20E-01	2,40E+04	3,80E-01	8,00E+04	8,10E-04
Fenoler (aq)	1,70E-05	4,70E+00	6,40E-06	3,20E+00	3,80E-08

(*) Ekotox.-potential för Cr (VI) används

Global, 100-årig tidsskala

Tabell G.3. Karaktäriseringsfaktorer med enheten 1,4 – diklorbensenekvivalenter/kg för **global, 100-årig tidsskala**, emissioner till sötvatten (Guinée, 2002). Teckenförklaring: FAETP: Fresh Water Aquatic Eco-toxicity Potential, MAETP: Marine Aquatic Eco-toxicity Potential, FSETP: Fresh Water Sediment Eco-toxicity Potential, MSETP: Marine Sediment Eco-toxicity Potential, TETP: Terrestrial Eco-toxicity Potential

<i>Emissioner till sötvatten</i>	FAETP	MAETP	FSETP	MSETP	TETP
	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]
Pb (aq)	9,60E+00	2,20E+01	2,50E+01	4,30E+01	4,80E-22
Zn (aq)	9,10E+01	2,60E+02	2,30E+02	4,10E+02	2,50E-21
Cd (aq)	1,50E+03	4,20E+03	3,90E+03	6,90E+03	1,40E-20
Cu (aq)	1,10E+03	3,60E+03	2,90E+03	5,00E+03	4,10E-21
Ni (aq)	3,20E+03	1,10E+04	8,20E+03	1,40E+04	1,00E-18
As (aq)	2,10E+02	7,00E+02	5,30E+02	8,80E+02	1,00E-17
Cr (aq) (*)	2,80E+01	6,90E+01	7,10E+01	1,20E+02	2,30E-19
Hg (aq)	1,70E+03	4,60E+03	4,40E+03	7,80E+03	9,90E+00
PCB (7)					
PAH (carc.)	2,80E+04	5,50E+03	8,90E+04	1,80E+04	2,10E-03
Fenoler (aq)	2,40E+02	5,60E-02	8,80E+01	3,80E-02	2,50E-06

(*) Ekotox.-potential för Cr (VI) används

Tabell G.4. Karaktäriseringsfaktorer med enheten 1,4 – diklorbensenekvivalenter/kg för **global, 100-årig tidsskala**, emissioner till havsvatten (Guinée, 2002). Teckenförklaring: FAETP: Fresh Water Aquatic Eco-toxicity Potential, MAETP: Marine Aquatic Eco-toxicity Potential, FSETP: Fresh Water Sediment Eco-toxicity Potential, MSETP: Marine Sediment Eco-toxicity Potential, TETP: Terrestrial Eco-toxicity Potential

<i>Emissioner till havsvatten</i>	FAETP	MAETP	FSETP	MSETP	TETP
	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]
Pb (aq)	5,60E-23	2,60E+02	1,40E-22	4,80E+02	4,60E-21
Zn (aq)	1,80E-21	2,40E+03	4,50E-21	3,60E+03	1,90E-20
Cd (aq)	2,50E-20	4,00E+04	6,50E-20	6,30E+04	1,10E-19
Cu (aq)	4,10E-20	2,50E+04	1,00E-19	3,50E+04	2,50E-20
Ni (aq)	6,10E-19	3,00E+04	1,60E-18	3,70E+04	2,60E-18
As (aq)	3,80E-20	2,20E+03	9,80E-20	2,70E+03	3,00E-17
Cr (aq) (*)	3,50E-22	7,50E+02	9,10E-22	1,30E+03	2,00E-18
Hg (aq)	4,00E-01	4,60E+04	1,00E+00	7,50E+04	3,00E+01
PCB (7)					
PAH (carc.)	1,20E-01	2,40E+04	3,80E-01	8,00E+04	8,10E-04
Fenoler (aq)	1,70E-05	4,70E+00	6,40E-06	3,20E+00	3,80E-08

(*) Ekotox.-potential för Cr (VI) används

Kontinental, oändlig tidsskala,

Tabell G.5. Karaktäriseringsfaktorer med enheten 1,4 – diklorbensenekvivalenter/kg för **kontinental, oändlig tidsskala**, emissioner till sötvatten (Guinée, 2002). Teckenförklaring: MAETP: Marine Aquatic Eco-toxicity Potential, MSETP: Marine Sediment Eco-toxicity Potential

<i>Emissioner till sötvatten</i>	MAETP	MSETP
	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]
Pb (aq)	8,20E+01	1,80E+01
Zn (aq)	2,40E+02	2,70E+02
Cd (aq)	4,70E+04	1,00E+05
Cu (aq)	1,80E+06	3,80E+06
Ni (aq)	1,80E-01	5,30E-02
As (aq)	3,30E+02	4,90E+02
Cr (aq) (*)	1,70E+03	8,70E+03
Hg (aq)	6,30E-02	5,00E-02
PCB (7)		
PAH (carc.)	5,70E+03	2,30E+02
Fenoler (aq)	4,90E+00	6,70E-01

(*) Ekotox.-potential för Cr (VI) används

Tabell G.6. Karaktäriseringsfaktorer med enheten 1,4 – diklorbensenekvivalenter/kg för **kontinental, oändlig tidsskala**, emissioner till havsvatten (Guinée, 2002). Teckenförklaring: MAETP: Marine Aquatic Eco-toxicity Potential, MSETP: Marine Sediment Eco-toxicity Potential

<i>Emissioner till havsvatten</i>	MAETP	MSETP
	[1,4-DCB-ekv./kg]	[1,4-DCB-ekv./kg]
Pb (aq)	1,30E+02	6,60E+02
Zn (aq)	8,90E+02	4,40E+03
Cd (aq)	1,50E+04	7,60E+04
Cu (aq)	9,60E+03	4,60E+04
Ni (aq)	2,90E+04	1,40E+05
As (aq)	1,70E+03	8,50E+03
Cr (aq) (*)	3,40E+02	1,70E+03
Hg (aq)	1,80E+04	8,70E+04
PCB (7)		
PAH (carc.)	1,30E+04	6,80E+04
Fenoler (aq)	4,70E+00	3,20E+00

(*) Ekotox.-potential för Cr (VI) används