



CHALMERS



Dumpade muddermassors påverkan på svenska kustvatten

Kandidatarbete inom internationell logistik

RICHARD LEINONEN
GUSTAV OLSSON

INSTITUTIONEN FÖR MEKANIK OCH MARITIMA VETENSKAPER

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige, 2023

Dumpade muddermassors påverkan på svenska kustvatten

Kandidatarbete inom internationell logistik

RICHARD LEINONEN
GUSTAV OLSSON

Institutionen för mekanik och maritima vetenskaper
Avdelningen för maritima studier
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige, 2023

Dumpade muddermassors påverkan på svenska kustvatten

RICHARD LEINONEN
GUSTAV OLSSON

© RICHARD LEINONEN, 2023
© GUSTAV OLSSON, 2023

Institutionen för mekanik och maritima vetenskaper
Chalmers tekniska högskola
SE-412 96 Göteborg
Sverige
Telefon: + 46 (0)31-772 1000

Omslag: Bild på svensk småbåtshamn. Bild tagen av Agneta Olsson 2022.

Institutionen för mekanik och maritima vetenskaper
Chalmers tekniska högskola
Göteborg, Sverige 2023

FÖRORD

Detta examensarbete är utfört vid Chalmers tekniska högskola, Avdelningen för maritima studier. Båda gruppmedlemmarna studerar Internationell Logistik vid Chalmers tekniska högskola på Lindholmen i Göteborg, ett program som fokuserar specifikt på logistik och sjöfart. Internationell Logistik är en utbildning som omfattar 180 högskolepoäng eller tre års studier. Själva examensarbetet omfattar 15 högskolepoäng och har skrivits tillsammans av gruppmedlemmarna.

I takt med att befolkningen växer runt om i världen har det också skapats en press på att effektivisera distributionskedjor för att skapa en hållbar framtid. Detta har gjort att aktörer som jobbar med någon koppling till havet skall ha ett miljötankande för att minimera miljöpåverkan till sjöss. I och med att distributionskedjan ska effektiviseras så betyder det också att vissa hamnar eller farleder behöver bli djupare för att bland annat kunna ta emot större fartyg. För att detta ska vara möjligt behövs det muddras från havsbotten och sedan dumpa muddermassorna på ett säkert ställe. Det är mycket viktigt att detta görs med eftertanke då dumpning på fel plats kan ha stor miljöpåverkan. Genom att muddra och dumpa muddermassorna på ett korrekt sätt så bidrar man till arbetet med att uppfylla FN:s globala mål Nr. 14 som handlar om att bevara hav samt de marina resurserna.

Vi vill tacka Ida-Maja Hassellöv som varit vår examinator och som har bidragit med bra feedback under arbetets gång.

Vi vill även tacka Erik Ytreberg som har varit vår handledare under examensarbetet och som i hög grad har hjälpt oss att vidareutveckla vårt arbete och möjliggjort för oss att få tillgång till nödvändiga data.

Slutligen vill vi även tacka Havs- och Vattenmyndigheten för att vi fått ta del av deras data kring svenska muddrings- och dumpningsärenden.

Dumpade muddermassors påverkan på svenska kustvatten

RICHARD LEINONEN

GUSTAV OLSSON

Institutionen för mekanik och maritima vetenskaper
Chalmers tekniska högskola

SAMMANDRAG

I svenska vatten har föroreningar i bottensediment ökat på grund av mänskliga aktiviteter. När muddermassor förflyttas på grund av muddring/utökning av området så måste dessa muddermassor dumpas på en ny plats där de riskerar att förorena det marina området kring dumpningsplatsen

Rapporten behandlar hur mycket föroreningar som kan spridas vid dumpning av muddermassor. Genom att analysera koncentrationer av föroreningar i muddermassor kan man beräkna hur stora föroreningsmängder som finns i svenska hamnar samt farleder, och därmed göra en riskanalys för att se hur skadliga dessa är för den marina miljön.

För att undersöka detta så har arbetet sammanställt muddrings- och dumpningsärenden från en databas från Havs- och Vattenmyndigheten för att beräkna hur stora mängder föroreningar som sprids till havsmiljön vid dumpning. Vid tillståndsprövning av dumpningsärenden så används i regel en metodik från Naturvårdsverket där riskklasser för olika föroreningar är framtagna baserade på hur mycket koncentrationerna avviker från genomsnittliga naturliga koncentrationer. En nackdel med denna metodik är att riskklasserna inte är baserade på faktisk risk för negativa effekter på miljön. Därför var ett syfte med den här studien att just beräkna miljörisken för olika muddermassor baserad på faktisk risk för negativa effekter på sedimentlevande organismer. Miljörisken har beräknats genom riskkvoter där uppmätta koncentrationer av föroreningar i muddermassorna jämförs med miljö kvalitetsnormer (gränsvärden). Därefter summeras de enskilda ämnenas riskkvoter till en så kallad kumulativ riskkvot som beskriver den totala miljörisken som muddermassan har för marina sedimentlevande organismer. Om den kumulativa riskkvoten överskrider 1 finns en oacceptabel risk för miljön. Resultaten från studien som baseras på 64 muddringsärenden visar att den genomsnittliga kumulativa riskkvoten var 23,2 och där den högsta riskkvoten var 102.

Studien redogör även hur tingsrätten bedömer miljörisken i ett specifikt rättsfall för att belysa hur miljöskadliga ämnen bedöms innan dumpnings tillstånd ges. Tingsrätten använde sig då av Naturvårdsverkets femgradiga skala för att bedöma koncentrationen i muddermassorna. Utöver det så har en jämförelse gjorts med Naturvårdsverkets bedömningssätt och miljö kvalitetsnormer för att tydliggöra de skillnader och likheter som finns.

The impact of dumped dredged masses on Swedish coastal waters

RICHARD LEINONEN
GUSTAV OLSSON

Department of Mechanics and Maritime Sciences
Chalmers University of Technology

ABSTRACT

In Swedish waters, pollutants in bottom sediments have increased due to human activity. When these dredge masses are moved due to dredging / expanding of a new area, these dredge masses are then dumped at a new area. This results in the pollutants are dumped in a foreign place, where they pollute the environment. The questions that the report has addressed are what impact polluted sediments have on the marine environment.

To further investigate this, the work has compiled dredging and dumping cases obtained from the Swedish Agency for Marine and Water Management to show how much pollution has been moved and in what concentrations the different substances have. This is shown in the result of the study, and it shows the concentration of the pollutants that moved and what are the risks to the marine ecosystem. The risk assessment was conducted with the help of risk quotas for the studied substances. These ways of measuring risks are still relatively new and are not as widely used as the old measurement system. The report therefore also compares the two ways of assessing environmental risk to find out the similarities and differences between the two.

The report also includes a case study to further investigate how the government and the court looks on pollution cases and how they decide the risk that the pollution levels in the sediments bring to the marine ecosystem.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Introduktion	1
2	Bakgrund	2
3	Metod	4
3.1	Litteratursökning	4
3.2	Beräkning av föroreningsmängder i muddermassor	4
3.3	Riskbedömning av muddermassor	4
3.4	Metod för rättsfallsanalys	5
3.5	Avgränsningar	5
4	Teori	6
4.1	Riskbedömning av muddermassor	6
4.2	Naturvårdsverkets bedömningsgrunder av sediment	7
4.3	Föroreningar i muddermassor	9
4.3.1	Tennorganiska föreningar	9
4.3.2	Tributyltenn (TBT)	9
4.4	Metaller	10
4.4.1	Kvicksilver	10
4.4.2	Kadmium	10
4.4.3	Arsenik	11
4.4.4	Bly	11
4.4.5	Nickel	11
4.4.6	Krom	12
4.4.7	Zink	12
4.4.8	Koppar	12
4.5	Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	13
4.6	Ansökan om dumpningstillstånd	13
4.6.1	Allmänt	13
4.6.2	Ansökan och reglering	14
4.6.3	Dispens	15
5	Resultat	16
5.1	Total föroreningsmängd (kilo)	16
5.2	Genomsnittlig dumpning mängd (kilo)	17
5.3	Riskkvoter som mått på miljörisker	18

6	Fallstudie (Skandia Porten) (Mål nr.5520-20)	21
7	Diskussion	22
7.1	Jämförelse med andra mänskliga aktiviteter och naturlig spridning	22
7.2	Analys av Naturvårdsverkets riskklasser och hur väl predikterar de miljörisker?	24
7.3	Analys av rättsbedömning	25
7.4	Metoddiskussion	25
8	Slutsats	26
9	Framtida forskning	27
10	Referenser	28
10.1	Lagrum och förordningar	32

Figurförteckning

Figur 1: Summerade kumulativa riskkvoter för svenska muddermassor.	19
Figur 2: Genomsnittligt procentuellt bidrag av olika föroreningar.....	19

Tabellförteckning

Tabell 1: Miljö kvalitetsnormer i marina sediment.....	7
Tabell 2: Naturvårdsverkets risk klassificering för metaller.	8
Tabell 3: Normalvärden för koncentrationer av metaller i svenska vatten.	8
Tabell 4: Naturvårdsverkets miljöklasser för PAHer.	9
Tabell 5: Antal dumpningar som genomförts per kategori.	16
Tabell 6: Total dumpad mängd (kg) muddermassor.....	16
Tabell 7: Total mängd föroreningar (kg) som dumpas i svenska vatten under perioden 2005–2020.....	16
Tabell 8: Genomsnittliga mängd (kg) för de olika metallerna.	17
Tabell 9: Tabellen visar max- och min koncentration för varje ämne i mg/kg.	18
Tabell 10: Tabellen visar den riskkvot som blir när naturvårdsverkets klass 1 gräns jämförs med de nyare riskkvoterna.	20

1 INTRODUKTION

Muddring, vilket innebär att sediment från havs- eller sjöbotten sugas upp, grävs eller sprängs bort, utförs ofta kontinuerligt i hamnar och i farleder för att öka hamnarnas och farledernas djup och bredd [1]. Det ökade behovet av transporter med större fartyg, effektiviseringar av transportflöden etc innebär att det behöver utföras muddringsarbeten i Sveriges fartygshamnar, småbåtshamnar och farleder. Muddring och dumpning av muddermassor är klassat som en miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap miljöbalken (MB), då detta anses vara en farlig verksamhet som påverkar vattenområden eller grundvatten [2]. Beroende på muddringens omfattning måste verksamhetsutövaren därför ansöka om tillstånd hos Mark- och miljödomstolen för att få utföra en muddring.

Efter genomförd muddring måste verksamhetsutövaren göra sig av med de muddermassor som man har tagits upp från botten. De muddermassor som har muddrats bort måste i sin tur dumpas på annan plats - antingen på land eller i havet. Det är dyrare att dumpa på land men bättre för den marina miljön - trots detta dumpas en stor majoritet av muddermassorna i havet av kostnadsskäl även om detta har en större påverkan på miljön [1].

Dumpning av muddermassor har visats påverka det marina livet på framför allt två sätt: För det första innehåller muddermassor som dumpas ofta höga halter av olika föroreningar som då också kommer transporteras till dumpningsområdet och som kan utgöra ett hot mot den marina miljön. Stora mängder föroreningar kan hota både växter, djur och de marina ekosystemen och därför är det viktigt att ha kontroll på de dumpningar som sker i svenska vatten. Vid dumpning av muddermassor förekommer det risker för permanent miljöpåverkan på det marina ekosystemet om arbetet inte utförs på rätt sätt [1].

Den andra typen av påverkan är att muddermassor ger upphov till grumligt vatten genom att partiklar sprids i vattenmassan vilket kan påverka det marina ekosystemet. Grumlingen har visat sig ha en direkt miljöpåverkan på makroalger, vegetation och det marina ekosystemet som helhet. Grumligt vatten påverkar vegetationen genom att siktdjupen försämras, vilket innebär att solljus har svårare att nå havsbotten och fotosyntesen i vattenlevande organismer påverkas då negativt. Om ljuset inte har möjligheten att nå havsbotten kan inte växterna utföra fotosyntes lika effektivt. Det tar dock oftast inte mer än ett par dagar innan vattnet återgår till att vara klart [4].

2 BAKGRUND

Vid dumpning kan föroreningar som finns i muddermassor spridas i miljön på olika sätt. Spridningen beror på vilken typ av sediment det är (t.ex. kornstorlek) eller hur strömförhållanden ser ut [5]. Hur stor miljöpåverkan muddring respektive dumpning har, kan relateras till frekvens, mängd, karaktär samt vilka närliggande ekosystem som kan bli påverkade [6]. Både muddrings- och dumpningsaktiviteter ger upphov till grumligt vatten, vilket kan leda till andra negativa konsekvenser för framför allt makroalger och vissa kärlväxter som ålgräs. Det finns dock alternativ för att minska risken för grumling där en möjlighet är att dumpa muddermassorna på djupt vatten med hjälp av pumpar [7]. Det gör att föroreningarna sprider sig på över en större yta och blir inte lika koncentrerade vilket innebär att den höga risken som kunde ha uppstått vid dumpning i grundare vatten minskas och den marina miljön klarar sig bättre. Det innebär även att grumlingseffekten blir mindre i vid dumpning i djupa vatten och fotosyntesen som sker påverkas inte i lika stor grad.

Idag finns det en otydlighet i tillämpningen av de lagar som reglerar muddrings- och dumpningsaktiviteter. Detta har bland annat uppmärksammats av Bruce, P. et. al. [1] som menar att riskbedömning av dumpning inte grundar sig på ekologisk risk, utan att man istället använder referensvärden som är föråldrade. Enligt Miljöbalken kap 15 §27 får avfall inte dumpas i Sveriges territorialvatten eller i den ekonomiska zonen (tolv nautiska mil från kusten). I Miljöbalken kap 15 §29 anges det även att undantag från dumpningsförbud tillåts om dumpning sker utan fara för miljön och människor. Vid en genomgång av dumpningsärenden har man dock kunnat visa att riskbedömningen gällande vilken påverkan muddermassor har för miljön varierar kraftigt, vilket har resulterat i att tillåten föroreningsgrad kan skilja sig mycket mellan olika ärenden [1]. Dumpningsmassor räknas även som avfall enligt Miljöbalken kap 15 §1. Om muddermassor dumpas inom ett specifikt område, kan detta leda till förändringar i vegetationen på havsbotten. I vilken omfattning partiklar sprids till omgivande vatten är beroende av vilken typ av sediment som muddras. Exempelvis sprids finkorniga partiklar över ett större område i jämförelse med grovkorniga partiklar. Även strömförhållanden är en viktig parameter som styr spridning, där en dumpning i strömt vatten riskerar att partiklarna sprids över en större yta [5]. De dumpade muddermassors föroreningsgrad styrs också av vilken påverkan de haft från olika mänskliga aktiviteter.

Den här studien undersöker vilka krav och certifikat som behövs för att få tillstånd att dumpa muddermassor till havs, vilka föroreningar som undersöks vid prövningen samt hur mycket föroreningar som tillförs svenska kustområden vid dumpningar. Som indata till studien har en databas från Havs- och vattenmyndigheten använts. I databasen finns samtliga muddrings- och dumpningsärenden från perioden 2007–2018, vilka fått tillstånd att muddra och/eller dumpa muddermassor registrerade. Då databasen även innehåller information om hur stora mängder av muddermassor som dumpas samt uppmätta halter av föroreningar så kan den totala mängden av föroreningar som sprids till miljön vid dumpning beräknas. Genom att kalkylera de koncentrationer av föroreningar som finns i sedimenten kan analyser göras kring tex skadlighet och spridning av föroreningar vid dumpning. Slutsatser kring den skadlighet som föroreningskoncentrationen i bottensediment har kan sedan dras för att förtydliga den risk som marina verksamheter innebär för det lokala ekosystemet.

Rapporten fokuserar på:

- Det övergripande syftet med den här studien är att undersöka hur förorenat material från dumpning påverkar den marina miljön samt vilka negativa effekter detta har på det marina ekosystemet.

Delmål:

- Beräkna hur mycket föroreningar som dumpas i Sveriges vatten från muddrarbeten i farleder, fartygshamnar och småbåtshamnar.
- Bedöma vilken risk för negativa miljöeffekter dumpningar av muddermassor kan ge upphov till genom att jämföra koncentrationen av föroreningar i dumpningsmassorna med gränsvärden för sediment.
- Undersöka hur ansökning för dispenser och muddringstillstånd går till.

Frågeställning:

- Hur påverkar mänskliga aktiviteter föroreningsmängder i bottensediment och hur skiljer dessa sig åt i olika områden?
- Hur bedöms föroreningars risk för marin biologisk mångfald och vilka värden används för att bedöma dessa?
- Hur bedömer tingsrätten ansökningar om dumpningstillstånd och hur fattas beslut om huruvida dessa skall beviljas eller ej?

3 METOD

3.1 Litteratursökning

En bred litteraturundersökning utfördes för att undersöka vad dumpning av muddermassor har för påverkan på den marina miljön. Gruppen genomförde en litteratursökning. Sedan har Google Scholar använts som hjälp vid datainsamlingen för att söka efter vetenskaplig litteratur.

Vidare har sökningen kompletterats med att läsa lagtexter och vägledning om muddring och dumpning från Havs- och Vattenmyndigheten. Vidare har en fallstudie utförts där ett rättsfall om muddrings- och dumpning tillstånd analyserats. Analysen fokuserade på hur föroreningsgraden i sediment beaktades vid tillståndsprovningen

3.2 Beräkning av föroreningsmängder i muddermassor

För att sammanställa de data som presenteras i resultatet så har gruppen använt sig av en Excel-fil från Havs- och Vattenmyndigheten där ärenden kring muddring och dumpning presenteras. I Excel-filen fanns även koncentrationer av uppmätta föroreningar i $\mu\text{g}/\text{Kg}$ eller mg/kg angivna, och dessa användes sedan för att sammanställa den totala föroreningsmängden samt de olika dumpningarnas miljörisk. Genom att kombinera information om koncentrationerna och mängd dumpningsmassa (kg) kunde den totala massan av föroreningar som tillförs havsmiljön beräknas. I redovisningen av den data som framställts har samtliga ärenden delats in i tre kategorier: Småbåtshamn, Fartygs hamn och Farled. För att kunna kategorisera de ärenden som har undersökts så har samtliga ärenden granskats och muddringsplatserna kontrollerats för att avgöra var sedimenten kommer ifrån.

De data som fanns i Excel-filen var inte komplett. I en del fall saknades ursprungsplats varför ytterligare undersökningar gjordes för att komplettera med detta i de fall som det behövdes. De data som användes för att framställa resultatet var koncentrationer för föroreningsämnen Kadmium (Cd), Kvicksilver (Hg), Krom (Cr), Koppar (Cu), Bly (Pb), Nickel (Ni), Zink (Zn), PAH9 och PAH16 och TBT. Koncentrationerna redovisades i mg/kg eller $\mu\text{g}/\text{kg}$. Koncentrationerna multiplicerades därefter med den totala dumpningsmassans vikt för att få fram den totala mängden föroreningar i kg för varje ärende. Denna summerades sedan för att till slut kategoriseras under de tre tidigare nämnda kategorierna.

De kategoriseringar som är utförda (småbåtshamnar, fartygs hamnar, farleder) har gjorts för att separera de olika ärendena, studera vilka föroreningar som förekommer vid de olika typerna samt jämföra dessa för att belysa de skillnader i föroreningar som finns.

3.3 Riskbedömning av muddermassor

I tillståndsprovning av dumpningsaktiviteter används ofta Naturvårdverkets vägledning ”Kust och hav” [8] för att bedöma föroreningsgraden i sediment. Bedömningen grundar sig på hur mycket en koncentration av ett visst ämne avviker från naturliga bakgrundshalter. Detta förfarande har ifrågasatts av bl.a. Bruce, P. et. al. [1] som lyfter fram att effektbaserade riktvärden (miljökvalitetsnormer) som grundar sig på ekotoxikologisk data är att föredra. Sedan jämfördes Naturvårdverkets med Miljökvalitetsnormer.

Riskbedömningen gjordes genom att jämföra koncentrationerna med miljö kvalitetsnormer från HaV och RIVM [8]. Med hjälp av beräkningarna kunde det sedan uttydas om risken var över eller under 1 där ett värde över 1 innebär en risk för miljöskada och ökad miljöpåverkan medan värde under 1 visar på en mindre och mer acceptabel risk för miljön.

3.4 Metod för rättsfallsanalys

Rapporten har även granskat juridiska ärenden för att ta reda på vad myndigheter undersöker vid dumpningsärenden och hur de bedömer risken. Nyckeldelar i ärendena har identifierats för att kunna fastställa vad tingsrätten granskar när en riskbedömning för ett dumpningsärende görs. I rättsfallet framgick även vilka kraven för de nödvändiga certifikaten och dokument som behövdes var för att få dumpningstillstånd.

3.5 Avgränsningar

I rapporten så görs ett flertal avgränsningar. Rapporten tar inte upp specifika ekonomiska fakta för muddring respektive dumpning. Rapporten studerar endast dumpningsärenden och då särskilt dumpningsdelen, mängden föroreningar, samt hur detta påverkar miljön i svenska kustvatten.

Rapporten berör inte muddringsprocesser och muddringens påverkan i hamnar utan fokuserar dels på den påverkan som dumpning av muddermassor från den genomförda muddringar har, dels på att undersöka hur föroreningar påverkar den närliggande miljön.

Rapporten undersöker heller inte miljön i muddrings- eller dumpningsområden utan förhåller sig till att de prover som Havs- och Vattenmyndigheten har gjort för att kunna analysera föroreningsmängder och hur stor risk dessa har för miljön.

4 TEORI

4.1 Riskbedömning av muddermassor

För att bedöma vilka konsekvenser olika utsläpp kan ge för miljön utförs ofta en miljöriskbedömning. Vid en miljöriskbedömning används olika modeller för att prediktera vilka koncentrationer av föroreningar man förväntas få i miljön på grund av ett utsläpp. Denna predikterade koncentration kallas även för efter engelskans "Predicted Effect Concentration - PEC". I nästa steg jämförs PEC med ett gränsvärde för vad miljön tål. Detta gränsvärde kallas för PNEC efter engelskans "Predicted No Effect Concentration". Genom att dividera PEC med PNEC tas sedan så kallade riskkvoter fram för enskilda föroreningar [9]. En riskkvot över 1 indikerar oacceptabla risker för miljön, medan en kvot under 1 anses som acceptabla risker för miljön. Riskkvoten kan användas för både beräkning av enskilda ämnes exponering samt för att beräkna miljörisker av en blandning av flera ämnen [10]. Då muddermassor oftast innehåller en blandning av olika ämnen så kan man summera de olika ämnernas individuella riskkvoter till en summerad riskkvot. Denna metod kallas på engelska "concentration addition" och används t.ex vid miljöriskbedömningar av båtbottnfärger som också ofta innehåller ett flertal giftiga ämnen [11]. Fördelen med denna typ av riskbedömningsförfarande är att koncentrationen i miljön (PEC) av ett visst ämne jämförs med ett gränsvärde för vad miljön tål utan risk för negativa effekter (PNEC). Detta PNEC värde är framtaget baserat på ekotoxikologiska studier där olika arter utsatts för det aktuella ämnet. I de flesta fall användes de framtagna PNEC-värdena även som miljö kvalitetsnorm inom förvaltningen (t.ex av Havs- och Vattenmyndigheten). I tabell 1 visas miljö kvalitetsnormer framtagna av Havs- och Vattenmyndigheten (TBT), nederländska "National Institute for Public Health and the Environment" (RIVM, 2012) (PAHer) [30]. Värden för arsenik, koppar och zink är framtagna som förslag av Hermansson och Ytreberg [31], [32] samt Lagerström et al [33] på uppdrag av Havs- och Vattenmyndigheten.

Tabell 1: Miljökvalitetsnormer i marina sediment.

Förorening	Miljökvalitetsnormer i marina sediment (mg/kg torrsvikt)	Referens
Naftalen µg/kg Ts	160	RIVM, 2012
Acenaftilen µg/kg Ts	17	RIVM, 2012
Acenaften µg/kg Ts	100	RIVM, 2012
Fluoren µg/kg Ts	170	RIVM, 2012
Fenantren µg/kg Ts	780	RIVM, 2012
Antracen µg/kg Ts	4.7	RIVM, 2012
Fluoranten µg/kg Ts	4110	RIVM, 2012
Pyren µg/kg Ts	840	RIVM, 2012
Benz(a)antracen µg/kg Ts	40	RIVM, 2012
Krysen µg/kg Ts	160	RIVM, 2012
Benzo(b,j)fluoranten µg/kg Ts	790	RIVM, 2012
Benzo(k)fluoranten µg/kg Ts	790	RIVM, 2012
Benzo(a)pyren µg/kg Ts	490	RIVM, 2012
Dibenso(a,h)antracen µg/kg Ts	18	RIVM, 2012
Indeno(1,2,3-cd)pyren µg/kg Ts	38	RIVM, 2012
Benzo(g,h,i)perylene µg/kg Ts	49	RIVM, 2012
Tributyltenn (TBT)	1.6	HVMFS, 2013
Arsenik	0.4	Lunde Hermansson och Ytreberg, 2021a
Koppar	30	Lagerström et al. 2021
Zink	38	Lunde Hermansson och Ytreberg, 2021b

Kommentar. Dessa värden används i riskberäkningar för att kalkylera giftigheten som varje ämne har för miljön. Gränsvärdena är tidigare framtagna av de ovan refererade rapporterna och är i utveckling för att försäkra en mindre miljörisk från föroreningar i bottensediment.

4.2 Naturvårdsverkets bedömningsgrunder av sediment

År 1999 tog Naturvårdsverket fram bedömningsgrunder för ett antal tungmetaller och organiska miljögifter i marina sediment. För att ta fram bedömningsgrunder utgick man från insamlade miljöövervakningsdata av de olika föroreningar i marina sediment i Sverige. Bedömningsgrunderna grundar sig sedan på hur mycket en koncentration av ett visst ämne avviker från ett jämförelsevärde som kallas normalvärde. Normalvärdet utgår från en genomsnittlig naturlig förekomst av olika ämnen i bottensediment. Genom att jämföra dessa normalvärden så jämförs dessa med de nya uppmätta halterna kan man göra en relevant riskbedömning.

Bedömningsgrunderna delas in i 5 olika klasser; ingen/obetydlig avvikelse (klass 1), liten avvikelse (klass 2), tydlig avvikelse (klass 3), stor avvikelse (klass 4) och mycket stor avvikelse (klass 5).

Bedömningsgrunderna för metaller återfinns i Tabell 2 och PAHer i Tabell 4. Gränsen mellan klass 2 och 3 motsvarar ungefärliga minimihalter utsjösediment medan gränsen mellan klass 4 och 5 utgörs av 95-percentilen hos insamlade data. Bedömningsgrunderna är alltså inte framtagna utifrån ekotoxikologiska data, vilket innebär att de inte nödvändigtvis är bra på att prediktera faktisk risk för negativa effekter på miljön [8].

Tabell 2: Naturvårdsverkets risk klassificering för metaller.

Metall	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Ingen /obetydlig avvikelse	Liten avvikelse	Tydlig avvikelse	Stor avvikelse	Mycket stor avvikelse
As	≤ 10	10-16	16-26	26-40	>40
Cd	≤ 0,2	0,2-0,32	0,32-1,2	1,2-3	>3
Co	≤ 12	12-16,8	16,8-24	24-33,6	>33,6
Cr	≤ 40	40-56	56-80	80-112	>112
Cu	≤ 15	15-30	30-60	60-120	>120
Hg	≤ 0,04	0,04-0,104	0,104-0,272	0,272-0,72	>0,72
Ni	≤ 30	30-39	30-51	51-72	>72
Pb	≤ 25	25-37,5	37,5-55	55-82,5	>82,5
Zn	≤ 85	85-127,5	127,5-195,5	195,5-297,5	>297,5

Kommentar. Tabellen visar koncentrationen i mg/kg som utgör gränsvärdena för naturvårdsverkets klassificering av sedimentprover. Koncentrationen beräknas och måste ligga inom rimliga gränser. Ett ärendes slutgiltiga riskkategorisering behöver inte vara baserat på högsta eller lägsta avvikelsen utan är en övergripande bedömning av samtliga avvikelser.

Tabell 3: Normalvärden för koncentrationer av metaller i svenska vatten.

Analysmetod	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Svensk standard	10	0,2	12	40	15	0,04	30	25	85
Totalanalys	10	0,2	14	80	15	0,04	33	31	85

Kommentar. Tabellen visar normalvärden för koncentrationen i mg/kg för olika föroreningsmetaller i bottensediment från svenska farvatten. Dessa värden, tillsammans med uppmätta värden från sedimentprov i specifika ärenden gör att det går att beräkna i vilken riskkategorisering sedimentprovet skall hamna och vilken risk föroreningsmetallerna utgör för miljön.

Tabell 4: Naturvårdsverkets miljöklasser för PAHer.

PAH	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Ingen halt	Låg halt	Medelhög halt	Hög halt	Mycket hög halt
Fenantren	0	0-10	10-30	30-100	>100
Antracen	0	0-2	2-8	8-30	>30
Fluoranten	0	0-20	20-80	80-270	>270
Pyren	0	0-12	12-50	50-200	>200
Bens(a)antracen	0	0-10	10-35	35-110	>110
Chrysen	0	0-13	13-50	50-180	>180
Bens(b)fluoranten	0	0-50	50-150	150-400	>400
Bens(k)fluoranten	0	0-20	20-50	50-160	>160
Bens(a)pyren	0	0-20	20-60	60-180	>180
Bens(ghi)perylen	0	0-30	30-100	100-350	>350
Indeno(cd)pyren	0	0-50	50-170	170-600	>600

Kommentar. Tabellen visar koncentrationen i µg/kg som utgör gränsvärdena för naturvårdsverkets klassificering av PAHer och används för att bedöma PAHernas risk för miljön.

4.3 Föroreningar i muddermassor

De ämnen som vanligtvis förekommer i muddermassor och som man också analyserar är tennorganiska föreningar, olika tungmetaller och PAHer. Nedan följer en utförlig beskrivning av hur dessa ämnen sprids till miljön samt vilka effekter de kan ha.

4.3.1 Tennorganiska föreningar

Det kan förekomma tennorganiska föroreningar i de sediment som muddras bort men det kan vara svårt att analysera dessa föroreningsnivåer. Tennorganiska föreningar är extremt giftiga för miljön även i små mängder vilket gör det svårt att bedöma den miljöpåverkan som en koncentration av dessa kan ha [13]. Studier har visat att tennorganiska föroreningar bland annat kan påverka reproduktionsprocessen för det marina livet [13]. Många av de tennorganiska föroreningarna kännetecknas genom att de har en låg flyktighet [14], vilket kan resultera i en hög spridningsförmåga.

4.3.2 Tributyltenn (TBT)

Tributyltenn (TBT) har använts som biocid (gift) i båtbottnfärg sedan 1960-talet. Ämnet har använts för att bekämpa påväxt på fartygsskrov för att minska friktionen mellan fartygsskrovet och vattnet. Det tog dock några år innan man blev medveten om vilka miljörisker som förelåg vid användning av ämnet. Efter att riskerna med TBT i bottenfärg blev kända på 1970-talet minskades användningen av tbt och 1996 estimerade man att ca 70% av sjöfartsflottan ännu använde det i bottenfärg. Det dröjde ända fram till 2008 innan TBT-användning helt förbjöds. TBT ersattes framför allt av koppar och zink. Detta har

resulterat i mindre uppmätta mängder TBT i tex musslor, men det återfinns fortfarande i svenska vatten. TBT påverkar det marina livet där musslor och snäckor är känsligast för ämnet [15], men TBT påverkar även andra marina organismer. I svenska hamnar är TBT-koncentrationen hög vilket påverkar det marina ekosystemet i hamnområden [15].

Halveringstiden för TBT beror på en rad olika faktorer, bland annat spelar vattentemperaturen roll där högre temperaturer ger en kortare halveringstid.

Direkt solljus reducerar också halveringstiden. Generellt har dock TBT en lång halveringstid i sediment [15].

4.4 Metaller

Muddring och dumpning av muddermassor bidrar till spridning av ett antal olika metaller i havet. Bland annat förekommer bly (Pb), kvicksilver (Hg) och kadmium (Cd) i havet till följd av mänskliga aktiviteter [4]. Dessa metaller kan hittas i de bottensediment som fraktas bort från muddringsplatsen och släpps ut där de skall dumpas. Zink (Zn) och koppar (Cu) finner man i bottensediment p.g.a. deras användning i bottenfärger. Bottenfärger börjar läcka vid kontakt med vatten och läckaget kan bidra till att både vatten och sediment förorenas 0.

4.4.1 Kviksilver

Kviksilver är ett farligt ämne för människor, djur, natur och vid höga intag av kvicksilver kan detta ge svåra hälsoeffekter. Trots denna kunskap så förekommer det höga halter kvicksilver i de svenska vattnen, vilket beror på den höga användningen av kvicksilver i industrier under senare delen av 1900-talet. Då kvicksilver användes i många produkter och framför allt i pappersindustrin bidrog detta till en hög utsläppsgrad av kvicksilver till miljön. En del av den mängd kvicksilver som spreds ut i havet kom från avlopp och en del kom från nederbörd då kvicksilver även förekom i regn om mycket har släppts ut i atmosfären och förenade sig med vattenånga. Under 2000-talet har utsläppen av kvicksilver sjunkit men inte i den omfattning som skulle behövas. Då kvicksilver inte bryts ned utan ligger kvar en längre tid innebär det att de halter av kvicksilver som finns i bottensedimenten idag kan komma från flera decennier tillbaka. När muddring då sker och muddermassorna förflyttas och dumpas i på andra ställen i havet, innebär det att den mängd kvicksilver som fanns på det första stället sprids i det nya området och riskerar att skada det ekosystem som finns där [18].

4.4.2 Kadmium

Kadmium är en metall som förorenar svenska vatten. Vid användning och nedbrytning av mineralgödsel som innehåller kadmium kvarblir en restproduktsförorening som i sin tur kan finna sin väg till vattendrag. En anledning till att kadmium förekommer i förhöjda halter i kustnära sediment är att metallen transporteras via vattendrag till just havet och där sedimenterar. Höga halter av kadmium medför hälsorisker för både människor och ekosystem och svenska myndigheter har därför bestämt att kadmium skall sluta användas i svenska produkter [19]. Svenska jordbruk har och skall fortsätta minska de halter av kadmium som används i gödningen. Att eliminera all användning av kadmium är dock inte möjligt och därför tillåts mindre halter i jordbruksindustrin [19].

De högsta halterna kadmium finner man i vattnen kring södra Sverige. Skåne och Halland har generellt många jordbruk och därför används mer gödsel och besprutningsämnen vilket innebär mer användning av kadmium. De sediment som muddras längs södra Sveriges kust innehåller därför generellt högre halter av kadmium, och dessa muddermassor ökar de

befintliga kadmium-halterna kring dumpningsområdet vilket potentiellt kan hota den marina miljö som finns där [20].

4.4.3 Arsenik

Arsenik kan spridas i miljön på flera olika sätt. Det sprids från tex nedbrytning av olika produkter som innehåller arsenik t ex vissa läkemedel, arsenikrika stridsmedel men framför allt via slaggprodukter från gruvindustrin. Då arsenik sprids vid brytning av olika metaller sprids arsenik både till luften och närliggande vattendrag. Dessa vattendrag kan föra med sig arsenik ut i vattendragen och till haven. Även nederbörd kan innehålla arsenik vilket ökar de halter som finns i havsområdet.

Arsenik förekommer därför rikligast i områden kring gruvverksamhet eller andra typer av dumpnings utlopp och lägger sig i de sedimenten i området. När muddring sker i dessa områden och sediment rörs så kan det innebära en högre spridning i närområdet pga uppgrumling och arsenikrika sediment som flyttas för med sig föroreningarna till nya platser. Gruvindustrier och företag som använder arsenik i sina produkter har under senare år infört åtgärder för att minska sina utsläpp men trots detta sprids ändå arsenik, även om det sker i allt mindre grad [21].

Arsenik förekommer också i fossila bränslen. Då fartyg och fritidsbåtar förbrukar bränsle innebär detta att ämnen som tex arsenik sprids i de vatten som båtarna rör sig i. Fartyg har även en liten bunkerförbränning när de ligger i hamn vilket gör att arsenik kan spridas över en mindre area och därigenom får en högre koncentration [21].

4.4.4 Bly

Bly släpps ut i våra vatten via förbränning av bränslen. Fritidsbåtar, kommersiella båtar och fartyg använder bränslen för att ta sig framåt och bly är en restprodukt som släpps ut i samband med detta. Utsläpp sker även från landtrafik och då både från bränsleförbrukning och slitage [22]. Olika bränslen innehåller olika mängd bly vilket gör att dess koncentrationer varierar från hamn till hamn. Bly fastnar i bottensedimenten när det faller till botten och kan förbli där en längre tid [23]. Dagens drivmedel innehåller dock mindre eller inga mängder bly då detta förbjöds i Sverige under 1990-talet, men bly som släpptes ut från bränslen innan 1990 finns fortfarande kvar i bottensedimenten.

Bly är skadligt för både djur och människor. Då höga blyhalter kan innebära stora hälsorisker för människor och djur är det viktigt att spåra de halter som finns i naturen och hålla ner dem. Om marint liv får för stor exponering eller för höga blyhalter så förstörs det lokala ekosystemet. Det gäller även vid dumpning av höga halter bly [24].

4.4.5 Nickel

Nickel är en metall som finns i havsmiljöer och kan medföra både positiva och negativa effekter beroende på koncentrationen. Nickel har positiva effekter i havsmiljön i små mängder. Då metallen finns i proteiner samt vitaminer innebär det att nickel ingår som en viktig del i näringskedjan. Det är dock viktigt att det finns en balans på hur nickel som förekommer i bottensedimenten. För mycket nickel är toxisk för ekosystemet, medan för lite kan ge näringsbrist [25].

Enligt Naturvårdsverket kommer de största utsläppen av nickel från avloppsreningsverk till havet, men nickel förekommer också naturligt i havsmiljön [26].

4.4.6 Krom

Krom är också en metall som förekommer naturligt både i hav samt vatten. Krom släpps dock även ut i samband med utsläpp av spillvatten från tex stålverksindustrier och textilindustrier. [18]. Koncentrationen av krom varierar mellan olika platser men krom kan ofta hittas i de muddermassor som muddras och dumpas. En balanserad koncentration av krom är en viktig del för havslevande organismer, dock kan det skada miljön om krom förekommer i för höga halter [28]. Enligt Naturvårdsverket sker det mest utsläpp av krom i havet från reningsverk. Det förekommer också mer utsläpp av krom till vattnet än till luften. Höga halter av krom kan också vara skadligt för människor då det dels är cancerogent, dels kan framkalla reproduktionsstörningar. Därför är det viktigt att minimera kromutsläpp för att skona miljön [29].

4.4.7 Zink

Zink (Zn) sprids från ett flertal källor. En källa är båtottenfärger [30]. Zink används i många båtottenfärger för att förhindra att påväxt på båt och fartygsskrov 0. Då många färger på marknaden är polerande innebär det att zink även läcker från färgen till det omgivande vatten och sedan hamnar i sedimentet [33].

Bottenfärger läcker olika fort men då många fritidsbåtar ligger stilla i småbåtshamnarna förutom kortare resor, så blir koncentrationen högst i småbåtshamnarna. Hos fartyg längre än 12 meter läcker färgen i ännu högre takt. Detta beror på att bottenfärgen täcker en större yta och färger med högre halter giftiga ämnen används för att färgerna ska hålla längre eftersom det är förenat med höga kostnader att bottenmåla större fartyg. Detta innefattar också kommersiella fartyg men då dessa inte ligger i samma hamn under en längre tid är inte nödvändigtvis det totala läckaget av gifter från ett specifikt fartyg lika högt som från en fritidsbåt som i regel ligger i samma hamn under en hel säsong. Zink förekommer även i andra källor än båtottenfärger som till exempel i offeranoder vilka används för att skydda delar som består av dyrare metaller [33]. Zinket i offeranoderna bryts ner i stället för ädelmetallerna, sjunker ner till botten och fastnar i bottensedimenten.

Kylvatten ombord fartyg kan innehålla zink. [35]. I kylvattnet frisätts bland annat koppar och/eller zink som är giftiga för organismer [35]. Skrubbevatten kan också innehålla förhöjda halter zink [35]. Skrubbevatten släpps sedan ut i havet och bidrar till de föroreningshalter som finns där [35]. Det finns inga regler om hur mycket föroreningar i form av metaller som får finnas i skrubbevatten vilket innebär att det försurade tvättvattnet, med sin ofta höga halt av tex zink och andra metaller, helt lagligt kan släppas ut till havet där många föroreningar sedan fastnar i bottensedimenten [35]. Det är svårt att mäta koncentrationen av metalliska föroreningar som i skrubbevatten då dessa ofta späds ut i vatten innan de släpps ut till sjöss vilket gör att den exakta koncentrationen svår att uppskatta [33].

4.4.8 Koppar

Koppar är en förorening som ofta återfinns i bottensediment. Det finns många anledningar till detta men en tydlig koppling är koppars inblandning i båtottenfärger. Koppar läcker kontinuerligt från bottenfärger vilket innebär att koppar tillförs haven och där en stor andel faller till botten och fastnar i bottensedimentet [4]. Det har ytterligare visats att bottenfärg på fartyg över 12 meter faller av i en större mängd än hos båtar under 12 meter [4]. Detta tillsammans med fartygets större storlek och mer färg gör att fartyg medför större

föreningar av koppar än småbåtar. Dock reflekteras inte alltid detta i statistiken då det finns många fler fritidsbåtar än kommersiella fartyg och detta kan innebära att kommersiella fartygsaktiviteter under ett år har ett mindre utsläpp av koppar än vad fritidsbåtar har sammanlagt i Sverige under samma tidsperiod [4]. Skrubbevatten och kylvatten är ytterligare två källor som bidrar till utsläpp av koppar [35].

Koppar kan vara giftigt för det marina livet om det finns i för höga halter [4]. Det är farligt för både fiskar, växter och plankton då det hotar den cellulära strukturen hos plankton vilket i sin tur hotar hela det marina ekosystemet i området [28]. Detta gör att det är viktigt att kontrollera och hålla ner den koncentration som finns i bottensedimenten och också kontrollera de halter som eventuellt dumpas på andra orter för att förhindra överdriven miljöförstöring [28].

4.5 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

PAH är ett samlingsnamn för flera olika kolväten. Dessa föreningar är en restprodukt vid drivmedelsförbränning. Vid förbränning av bränsle bildas restprodukter som sedan sprids och PAHer kommer från antingen direkt från själva förbränningen eller från den del bränsle som inte förbrukas [38].

Dessa ämnen är skadliga både för människor och natur. För människor kan de vara cancerogena och för djur kan det vara direkt dödligt om stora mängder sprids i ett område [38].

I en studie om PAHer i blåmusslor framgår att koncentrationen av de PAHer som kunde analyseras har minskat under de senaste tjugo åren [38]. De nivåer som identifierades kan ändå anses vara skadliga och de högsta halterna syntes i kommersiella hamnar då det är större och mer koncentrerade utsläpp där än i småbåtshamnar eller ute till havs [38]. De fartyg samt båtar som rör sig i stora hamnar har en högre bränsleförbrukning vilket leder till att mängden oförbränt bränsle som släpps ut är större. Detta gör att spårningar i sediment och hos det marina livet visar högre halter av PAHer.

4.6 Ansökan om dumpningstillstånd

4.6.1 Allmänt

Enligt kapitel 2 §3 i miljöbalken skall muddermassor hanteras med försiktighet, för att minska risk för att negativt påverka miljö och mänsklig hälsa. Vidare skall man rapportera en så kallad egenkontroll, som ser till att lagar och EU förordningar följs (15 kap 12§ miljöbalken). För att få utföra en muddring krävs även att man ansöker om dispens för att kunna utföra arbetet, detta hänvisas till 15 kap 29§ miljöbalken.

Själva hanteringen av muddermassorna varierar. Man brukar ofta avvattna muddermassorna om de skall deponeras på land för att effektivisera transporten Enligt miljöprövningsförordningen (MPF) 29 kap §39 anger lagen att det är ett krav att anmäla

dumpningen men att inget tillstånd behövs om dumpningen inte överstiger 2000 ton/ år. Detta gäller vid avvattning av muddermassor. Enligt direktiv 2008/98/EG (1) gäller det att hanteringen av muddermassor ska följa en s.k. avfallshierarki samt att hanteringen skall ske på ett sätt som minimerar risken för skada på miljön. Det framgår också att det är innehavaren eller den tidigare innehavaren skall bära på kostnaderna för hanteringen. Avfallshierarkin anges i 15 kap §10 MB som förklarar att avfall skall bortskaffas om det inte går att återvinna [2].

För att muddra och dumpa så finns det regler och lagar som ser till att arbetet utförs på ett korrekt sätt, med minimal skada på miljön. Dessa lagar regleras i Miljöbalken (1998:808), Miljöprövningsförordning (2013:251) samt Förordning (1998:1388) om vattenverksamheter. Nedan beskrivs hur dessa är relevanta vid muddring/ dumpning. Vattenverksamheter regleras bland annat i miljöbalken och enligt 11 kap §3.4 anges det att "grävning, sprängning eller resning i ett vattenområde" regleras i denna balk. Det krävs lagar vid muddring och dumpning då dessa verksamheter kan ge upphov till stor miljöskada om de inte utförs på rätt sätt.

4.6.2 Ansökan och reglering

Enligt MB kap 11 §9 anges det att det krävs tillstånd för vattenverksamhet. Dock framgår det sedan i §12 att om det är uppenbart att människor och eller andra intressenter inte skadas, så behövs det inget tillstånd. I MB kap 22 §1 anges att verksamhetsutövaren för muddringsrelaterat arbete är skyldig att skicka in en skriftlig ansökan. Ansökan skall innehålla ritningar där det framgår hur muddringsarbetet skall ske samt hur mycket som skall muddras och/eller dumpas. Ansökan skall också innehålla information om förutsägbara utsläpp som kommer att förekomma under arbetet (MB kap 22 §1). Anmälan skall vara såpass detaljerad att myndigheterna kan avgöra vilken påverkan muddringen har på den närliggande miljön (§20 Förordning 1998:1388). Det framgår också av Miljöprövningsförordningen kap 29 §36 att tillstånd krävs från Länsstyrelsen vid hantering av förorenade massor som har grävts upp, om det är högst 2500 ton/år [2].

Anmälan skall sedan lämnas in till Länsstyrelsen samtidigt som en avgift betalas. När Länsstyrelsen får in en detaljerad anmälan skickas den vidare till kommunen samt till Havs och Vattenmyndigheten (HaV) om det visar sig att arbetet kan ha en påverkan på fiskbeståndet (21§ FVV). Därefter är det upp till Länsstyrelsen att avgöra om man får dispens för muddringsverksamheten eller ej (23§ FVV). Även vid deponering av muddermassor på land nära vattenvägar från vilka massorna har muddrats skall en ansökan göras. Dumpning av muddermassor behöver tillstånd även om dessa bedöms som icke farliga av Länsstyrelsen om de skall dumpas längs med kanaler eller vattenvägar. Detta gäller om dumpningsmassan överstiger 1000 ton eller om föroreningsrisken visar sig vara hög (MPF 29 kap 18§). Om mängden som skall dumpas är under 1000 ton så är aktiviteten endast anmälningspliktig, dvs inget tillstånd krävs (MPF 29kap 19§) [2].

I Sverige råder det ett generellt dumpningsförbud av muddermassor till havs (MB kap 15 27§). Man kan enligt MB kap 15 29§ få dispens från detta förbud ifall dumpningen inte påverkar miljö och människor negativt, men dispensen kan komma att återkallas i de fall dumpningen visar sig vara skadlig för miljön [2].

4.6.3 Dispens

Inom Avfallsförordningen 2011: 927 §63 anges det att dispens från dumpningsförbud skall prövas av Länsstyrelsen om dumpningen skall ske inom svenskt territorialvatten. Om dumpningen omfattar två olika län skall det prövas av Havs- och vattenmyndigheten. I dispensansökan skall också framgå vilken metod man ska använda sig av vid dumpning samt mängden muddermassa som skall dumpas [39].

Det är viktigt att notera att vid dispens är att den endast gäller under en begränsad tid, samt att dispens endast får ske om man följer de villkor som förekommer (MB kap 16 §2), samt att företagets som tilldelats dispens skall hjälpa ekonomiskt vid en miljöskada (MB kap 16 §3).

Det förekommer också en del skillnader när det gäller dispens och tillstånd. Bland annat är det lättare för myndigheterna att ta tillbaka en dispens. Dispensprövning skickas in till prövningsmyndigheten. Och för den som får en godkänd dispens gäller denna endast för det aktuella muddringsärendet. Skillnaden mellan dispens och tillstånd är att muddringsåtgärder inte är tillåtna om man inte har dispens. Dock när man har beviljats tillstånd så är muddringsåtgärder tillåtna [40]. Om det ansöks om dispens inom ett Natura 2000-område vilket är ett extra känsligt område för ekosystemet, så behövs det ytterligare tillstånd. Om man vill genomföra arbete i ett sådant område Tillämpas i stället 7 kap §28 miljöbalken [2].

Vid ansökan om dispens skall det finnas utförlig information gällande hur mycket som skall muddras, varifrån massorna kommer samt kartbilder över var massorna kommer att placeras [41].

5 RESULTAT

5.1 Total föroreningsmängd (kilo)

För att förstå vilka miljörisker och hur stor påverkan föroreningar har på miljön så är det viktigt att veta vad dessa mängder har för risk och hur står påverkan föroreningarna har. Därför är det viktigt att undersöka hur stor mängd föroreningar som faktiskt dumpats. Tabell 5 visar antalet dumpningar som har skett mellan 2005–2020 från småbåtshamnar, hamnar respektive farleder. Detta kan sedan användas för att beräkna Tabell 6 som visar hur stor mängd som har dumpats totalt samt Tabell 7 som redovisar hur stor mängd föroreningar per ämne som har dumpats i samband med fallen i Tabell 5.

Tabell 5: Antal dumpningar som genomförts per kategori.

Antal dumpningar	
Småbåtshamn	68
Hamn	47
Farled	22

Tabell 6: Total dumpad mängd (kg) muddermassor.

	Småbåtshamn	Farled	Hamn
Total dumpmängd (kg)	234 262 750	990 385 560	6 272 395 500

Kommentar. Den totala mängden dumpade muddermassor har delats in i 3 kategorier: "småbåtshamn", "farled" och "hamn".

Av Tabell 6 framgår det att den största mängden dumpade muddermassor kommer från hamn, näst mest från farleder och minst från småbåtshamnar. Detta beror på att större mängder muddras i kommersiella hamnar än i farleder och småbåtshamnar. De muddringar som genomförs i småbåtshamnar är antingen för att utvidga inloppet till hamnen eller för att öka djupet [4]. Mängden muddermassor per muddringsärende är mindre då småbåtshamnar täcker en mindre yta än kommersiella hamnar eller farleder.

Tabell 7: Total mängd föroreningar (kg) som dumpas i svenska vatten under perioden 2005–2020.

Ämnen	Cd	Hg	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	As	PAH9	PAH16	TBT	
Farled	200	63	30200	18900	21900	19700	106400	12200	19	87400	11	Kg
Hamn	1300	200	322600	185700	115000	207100	635600	49000	500	214900	11	Kg
Småbåtshamn	60	7	4700	219000	3100	3100	20600	1400	1300	44200	7	Kg
Total mängd	1560	270	357500	423600	140000	229900	762600	62600	1819	346500	29	Kg

Kommentar. Detta är uppdelat på varje ämne för att påvisa hur mycket föroreningar som har uppmätts uppdelat i de 3 kategorierna farled, hamn och småbåtshamn.

En sammanställning av total mängd föroreningar från olika dumpningsärendet återfinns i Tabell 7. Generellt kommer den största mängden föroreningar från dumpade muddermassor från hamnar vilket kan bero på att större mängder sediment har muddrats och dumpats, och större mängder muddermassor innebär oftast mer föroreningar. Dock finns vissa undantag där dumpade muddermassor från småbåtshamnar har högre mängd Cu jämfört med hamnar och

farleder (Tabell 7). Den totala mängden Cu i småbåtshamnar är 219 000 Kg vilket är flera gånger större mängd än många av de övriga undersökta föroreningarna.

I farleder är enligt Tabell 7 det ämne som förekommer i störst mängd Zn (zink). Det finns även höga koncentrationer av PAH16. Då det är mindre muddermassor (kg) från farleder än från hamnar så är det inte konstigt att se mindre mängder föroreningar. Dock kan det noteras att det finns procentuellt högre mängder PAH16 från farleders muddermassor än från hamnar.

5.2 Genomsnittlig dumpning mängd (kilo)

Som framgår av Tabell 8 förekommer Cd i en förhållandevis låg mängd i småbåtshamnar till skillnad från hamnar. Vidare kan man också se i tabellen att Zn förekommer i störst mängd ifrån muddermassor muddrade från hamnar. Muddermassor från farleder innehåller också höga halter av Zn men har till skillnad från hamn mindre halter av Cd.

Hg finns i lägre mängder jämfört med andra ämnen. Hg innebär dock en högre risk för marint liv och människor även i små mängder än vad Cu och Zn. Därför accepteras färre mängder av Hg i en riskbedömning jämfört med Cu och Zn. En av anledningarna till att tex Cu i småbåtshamnar är minst i Tabell 8 men är störst i Tabell 7 är att det är jämförelsevis fler dumpningsärenden som gäller småbåtshamnar, se Tabell 5, vilket innebär att även om mängden totala föroreningar är större så är den genomsnittliga mängden per dumpningsfall mindre.

Tabell 8: Genomsnittliga mängd (kg) för de olika metallerna.

Metall	Småbåtshamn	Farled	Hamn
As	3,722	7,209	6,979
Cd	0,284	0,189	0,527
Cr	13,948	31,367	27,006
Cu	17,219	22,072	23,918
Hg	0,080	0,229	0,160
Ni	8,368	20,878	18,054
Pb	11,667	19,729	18,437
Zn	52,493	85,004	100,420

Kommentar. Genomsnittsvärdet per ämne är beräknat över samtliga ärenden men exkluderat de som saknade data för att få ett bättre resultat.

Tabell 9: Tabellen visar max- och minkoncentration för varje ämne i mg/kg.

Metaller	Småbåtshamn		Farled		Hamn	
	Max	Min	Max	Min	Max	Min
As	13,800	0,182	16,493	2,733	16,493	0,657
Cd	0,835	0,039	0,412	0,057	2,384	0,094
Cr	51,250	1,640	41,778	8,633	63,394	1,840
Cu	74,000	0,645	32,265	11,650	44,842	2,210
Hg	0,423	0,025	0,312	0,073	0,423	0,042
Ni	29,250	0,742	36,907	4,267	40,620	1,000
Pb	73,083	1,190	47,257	1,900	73,083	2,700
Zn	204,000	6,130	133,735	20,333	347,320	11,000

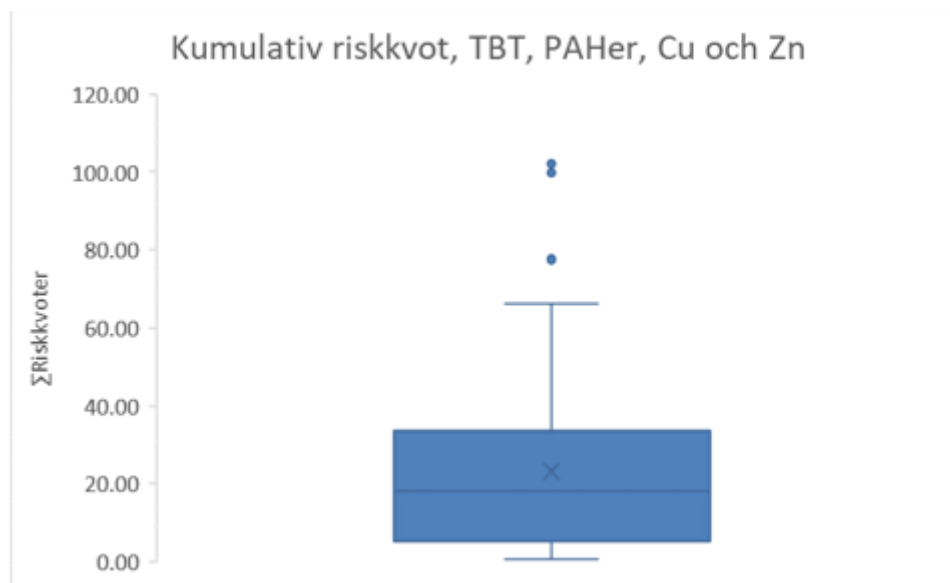
Kommentar. För att tydligare påvisa skillnaden i olika ärenden så visas koncentrations skillnaden för varje ämne. Minimum koncentrationen är dumpningsärendet med minsta uppmätta koncentrationen och ärenden med värde 0 eller odefinierad koncentration har exkluderats.

Maxvärdet visar den högsta koncentrationen av aktuell metall som hittades vid de undersökta muddringärendena i Sverige. Minvärdet visar den lägsta koncentrationen som påträffats vid undersökningen som inte var 0. Som Tabell 9 visar kan man även här se att Zn sticker ut i kategorin småbåtshamn då det finns mycket större mängder. Det lägsta värdet i tabellen är Hg i kategorin småbåtshamn. Detta beror på att Hg finns i mindre halter i sediment men har högre toxicitet. Vidare kan man se att inom kategorin hamn visar de högsta värdena vid jämförelse med kategorierna farled samt småbåtshamn.

5.3 Riskkvoter som mått på miljörisker

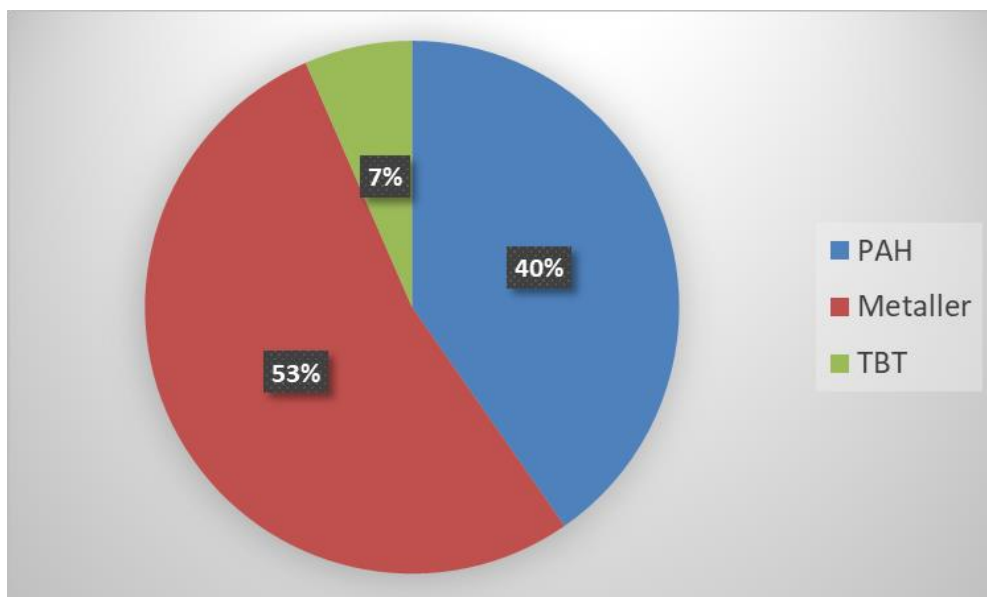
I Figur 1 visas de kumulativa riskkvoterna för samtliga undersökta muddermassor. Den genomsnittliga riskkvoten (medelvärdet) var 23 vilket alltså kraftigt överstiger värdet 1, vilket är gränsen för vad som anses vara en acceptabel eller oacceptabel risk för miljöeffekter. Vissa sediments kumulativa riskkvoter är över 100 vilket är långt över den acceptabla gränsen. Metaller stod för i genomsnitt över hälften (53%) av den kumulativa riskkvoten (Figur 2) medan PAHer stod för 40% av risken och TBT endast för 7%.

Figur 1: Summerade kumulativa riskkvoter för svenska muddermassor.



Kommentar. Summerade kumulativa riskkvoter för svenska muddermassor (n=67) som dumpats i svenska havsområden. Den blå linjen i den blåa rutan visar medianvärdet och krysset visar medelvärdet (riskkvot 23). De summerade riskkvoterna är baserat på individuella riskkvoter för föroreningarna koppar, zink, arsenik, sexton PAHer som det amerikanska naturvårdsverket (US EPA) listat som särskilt prioriterade, samt den tennorganiska föreningen tributyltenn (TBT).

Figur 2: Genomsnittligt procentuellt bidrag av olika föroreningar.



Kommentar. Genomsnittligt procentuellt bidrag av olika föroreningar till de kumulativa riskkvoter av svenska muddermassor som beräknats i Figur 1. Föroreningarna som ingått i analysen är koppar, zink, arsenik (metaller), sexton PAHer som det amerikanska naturvårdsverket (US EPA) listat som särskilt prioriterade, samt den tennorganiska föreningen tributyltenn (TBT).

Figur 2 visar den procentuella fördelningen mellan metaller, PAH och TBT. Genom att förstå denna fördelning kan det uttydas vilken del som är mest kritisk, och därmed viktigast att minska utsläppen för. Då metaller står för 53% är denna del mest kritisk men de andra innebär ändå en miljörisk. TBT står för en relativt liten del med 7% vilket fortfarande är dåligt för miljön. PAH står för 40% vilket fortfarande är för högt och detta behöver minskas för att lokala marina miljöer skall klara sig bättre.

Tabell 10: Tabellen visar den riskkvot som blir när naturvårdsverkets klass 1 gräns jämförs med de nyare riskkvoterna.

Metaller	miljöverket	miljönormer	riskklass	riskkvot
zink	38	85	1	2,24
koppar	30	15	1	0,5
arsenik	0,4	10	1	25

Kommentar. Detta beräknas genom att dividera miljö kvalitetsnormen med Naturvårdsverkets klass 1 gräns för att få fram en riskkvot. Riskkvot över 1 innebär en oacceptabel risk för miljön.

Detta beräknas genom att dividera miljö kvalitetsnormen med Naturvårdsverkets klass 1 gräns för att få fram en riskkvot. Riskkvot över 1 innebär en oacceptabel risk för miljön.

Tabell 10 visar en jämförelse mellan Naturvårdsverkets miljöklasser och riskkvoterna. När Zn är inom Naturvårdsverkets ramar för riskklass 1 så är riskkvoternas bedömning ibland över 1 vilket innebär en miljörisk. As har en riskkvot på 25 vilket kan tolkas som mycket hög risk men bedöms ändå inom riskklass 1.

6 FALLSTUDIE (SKANDIA PORTEN) (MÅL NR.5520-20)

Vid en analys av en dom från Mark- och Miljödomstolen vid Vänersborgs Tingsrätt som hanterade ett muddringsärende i Göteborgs Hamn undersöktes vilka parametrar tingsrätten utgick ifrån för att bedöma om dispens skulle ges för dumpning av muddermassor i havet. Dumpningsplatsen för detta ärende var lokaliserad till Vinga. Flera aktörer skulle lämna sina synpunkter om ärendet, bland annat skulle Länsstyrelsen, HaV, Miljöförvaltningen samt Mark och Miljödomstolen gjorde en närmare undersökning kring ansökan om tillstånd för att få muddra. För att bevilja tillståndet, ställde Sjöfartsverket som villkor att mängden sedimentpartiklar inte fick överstiga 100 mg/L på ett område med en sträcka över 500 meter från muddringsplatsen. Detta gjordes för att det visade sig vara ett känsligt ekosystem. Om värdet skulle överstiga gränsvärdet skulle detta haft en negativ påverkan från grumligt vatten på ålgräset i den närliggande farleden. Det skulle också finnas med kartor på var ålgräs växer för att på det sättet visa vilka områden som är extra känsliga. Vidare gjorde också rätten en bedömning på hur muddringsarbetet skulle påverka fiskarna i närområdet.

När Tingsrätten skulle bedöma hur föroreningarna i de dumpade muddermassorna skulle kunna påverka dumpningsområdet använde de sig av Naturvårdsverkets femgradiga riskklassning. (Tabell 2)

Det framgår också i domslutet att muddermassorna kategoriserade som klass 5 skulle få tillstånd att dumpas i havet om de skulle täckas med "renare" muddermassor, alternativt om massorna innehöll sulfider vilka bedömdes vara en miljörisk på land. Muddermassorna som skulle täckas skulle efter utspädningen skulle ha en risk inom klass 3–4. Det framkom också att muddring var bara tillåtet under bra väderförhållande för att undvika att föroreningar spreds via strömmar. Till slut kom Tingsrätten fram till att detta specifika muddringsärende endast skulle resultera i en liten samt kortvarig miljöpåverkan. De förorenade massorna skulle täckas med 10 meter lera och sand. Detta resulterar i att det är en liten risk för de förorenade massorna att spridas.

I tingsrättens dokument så hade man angivit en tabell, som visade koncentrationen för olika metaller i muddrings- respektive dumpningsområdet. Detta härstammade från provanalyser tagna i området för att undersöka vilken föroreningsklass de hade. Många av de tagna proverna visade sig ha ett medelvärde som tillhörde antingen klass 4 eller lägre, men i och med att proverna var tagna på olika platser så varierade både medelvärdet och den maximala koncentrationen. Till exempel hade PAH 11 ett maxvärde på 4600 vid en provtagning och gränsen för klass 5 dras vid värden högre än 2800. Dock uppmättes medelvärdet på PAH 11 till 1610 vilket innebar att risken blev kategoriserade till klass 4.

Länsstyrelsens kommentarer till muddringsärendet var hur säkert det skulle vara att undvika erosion av muddermassorna efter dumpningen, alltså att muddermassor sprider sig efter dumpningen. Gränsen för förändrad erosionsrisk bedöms ligga vid cirka 50 meters djup. Vid vattendjup större än 50 meter så är erosionsrisken lägre än om det är grundare 50 meter. Detta eftersom under detta djup så är varken våggenererade strömmar eller havsströmmar tillräckligt starka. Det framkom därför att det skulle vara en liten erosionsrisk då dumpningen i detta muddringsärende skulle ske på ett djup mellan 65 - 92 meter.

7 DISKUSSION

7.1 Jämförelse med andra mänskliga aktiviteter och naturlig spridning

Dumpning av muddermassor är en aktivitet som bidrar till spridning av olika metaller och organiska föreningar. Vår analys har visat att det totalt dumpades 424 ton koppar under perioden 2005–2020 (Tabell 7) samt att en genomsnittlig dumpning av muddermassor från en fritidsbåtshamn respektive fartygshamn sprider ca 17 respektive 19 ton koppar till dumpningsplatser (Tabell 8). I rapporten *Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea* [33], anges att det släpps ut 1560 ton koppar till Östersjön varje år varav majoriteten tillförs via floder med cirka 850 ton Koppar/år. 575 ton koppar släpps ut till Östersjön från sjöfart, 19 ton kommer från direkta källor som till exempel fabriker medan 116 ton koppar kommer från nederbörd 0.

Enligt Naturvårdsverket [8] finns det inte tillräckligt mycket kunskap för att kunna avgöra vilka koncentrationer av olika ämnen som ger upphov till miljöskador. Det är många faktorer som påverkar miljögifterna i havet. Bland annat påverkas dessa ämnen av salthalten och temperaturen i vattnet. Detta innebär att man måste göra en uppskattning på hur stor en miljöskada kan bli. Vidare beskriver Naturvårdsverket [8] hur andra länder använder sig av olika kvalitetskriterier samt gränsvärden. Detta innebär att andra länder kanske tolererar mer eller mindre miljögifter i vattnet. Det är viktigt att olika länder förhåller sig till samma kriterier och gränsvärden då föroreningarna kan spridas via havsströmmar från land till land.

I boken *Kust och hav* [8], lyfts det fram att människor har bidragit till en ökning av de mängder miljögifter i den marina miljön. Detta har bland annat skett genom olika typer av utsläpp till miljön, vilket har ökat koncentrationerna i vissa marina miljöer. Utifrån detta kan man konstatera att havsmiljön kommer att vara mer förorenad i städer, speciellt i stora hamnstäder. Detta eftersom det förekommer utsläpp i en större omfattning i storstäder. Vidare lyfts i samma bok att sedimentens föroreningsgrad baseras också bland annat på sediment typ, hur strömförhållande ser ut, redox-förhållande i sediment etcetera. Dock är det svårt att veta exakt vilken mänsklig aktivitet som förorenade sedimenten mest. Det förklaras vidare i boken att direkta utsläpp till vattnet är en mänsklig aktivitet som kan bidra till en mer omfattande föroreningsrisk. I och med att fartygsaktiviteten har ökat samt att allt fler hus byggs längs stränder och sjöar så kan detta innebära att föroreningsgraden i sedimenten kan komma att öka runt tätorter ([8] sid 73).

TBT-halter som uppmätts är små jämfört med mängder metaller, men då TBT är ett mycket giftigt ämne så är halterna ändå markanta. Då den marina industrin har tagit avstånd från TBT-användning i tex bottenfärger har halterna minskat och har inte fortsatt öka lika kraftigt. Det kan då analyseras utifrån resultatet att halten TBT som finns i svenska vatten är mängder som har legat fast i bottensedimenten under en lång tid. Det har klargjorts av Havs- och vattenmyndighetens rapport [40] att halterna av TBT i svenska vatten har minskat men är fortfarande en risk för det marina livet.

Industristäder löper en större risk för mer förorenande metaller i havsmiljön. Landskrona är en stad som har påverkats av den industriella utvecklingen runt om Öresund. De metaller som visade sig vara mest förorenande var koppar, bly, zink och TBT [38]. Oskarshamn har också en historia av industriverksamheter. Även där har det påträffats förhöjda halter av metaller i vissa områden. Där anledningen till de förhöjda halterna anses komma från mänskliga aktiviteter [42]. Ett av de områden som hade särskilt hög föroreningsgrad var hamnområdet.

Där sjöfart är en stor bidragande orsak till att höga halter av metaller och TBT förekommer i Oskarshamn.

Arsenik (As) kan spridas till miljön via mänskliga aktiviteter genom förbränning av fossila bränslen, smältverk samt gruvaktivitet. Arsenik är en halvmetall som har en förmåga att påverka vattenkvaliteten negativt [39]. Som Tabell 7 visar förekommer det högs koncentration av As i hamnar, samt att Tabell 9 också visar att det högsta värdet på arsenik är inom hamnar. Detta kan i sin tur innebära att det förekommer mycket industriella verksamheter i hamnar jämfört med farled samt småbåtshamnar.

Koppar och zink är de metalliska ämnen som sticker ut koncentrationsmässigt i Tabell 7. De indikerar dock en intressant faktor och det är att bottenfärg inte är den enda orsaken till att dessa ämnen finns i bottensedimenten. Koppar som är det ämne som återfinns mest i sediment från småbåtshamnar kan kopplas till bottenfärg. Då fritidsbåtsägare botten målar sina båtar varje eller vartannat år så innebär det att skadliga ämnen från bottenfärgen som tidigare läckt i småbåtshamnen ligger kvar och den nya färgen börjar läcka när båten läggs i [4]. Småbåtsägare har ofta en båtplats där de lägger båten när de inte är ute på havet och här spenderar båten en stor del av den tid som den ligger i vatten. Det läckage som sker från bottenfärgen hamnar då på en mindre yta jämfört med fartyg som hela tiden är i rörelse. Detta kan vara en stor faktor till varför koppar sticker ut mycket i småbåtshamnar men inte i kommersiella hamnar. Vid dumpning av dessa muddermassor så sprids ämnena ut över en större yta med högst koncentration vid utsläppsområdet [1].

Zink, som också ingår i många bottenfärger [33], sticker inte ut i småbåtshamnar på samma sätt som koppar gör. Zink har däremot en större uppmätt koncentration i hamnar än koppar. Detta innebär troligtvis att bottenfärg inte är den enda orsaken till att zink sprids i svenska vatten. Andra mänskliga aktiviteter kan också bidra till de förhöjda zinknivåerna. En anledning är att Zn sprids via skrubbervatten och kylsystem ombord på fartyg och deras utsläppsnivåer är inte lika kontrollerade som PAHer [35]. Denna källa tillsammans med den verksamhet på land i hamnen som tex maskintvätt, slitage på däck och fordon samt avgaser kan också vara en bidragande faktor till de höga nivåerna av Zn i hamnars bottensediment. En annan faktor är att offeranoder som fästs på båtar och fartyg för att skydda mot korrosion läcker ut i havet. Dessa består av oädla metaller som sedan fräts sönder och faller ner till botten. Offeranoder byts även ut med efter ett par år och ersätts med en ny. Då större fartyg har större offeranoder så blir det än större mängd Zn som släpps ut från dessa jämfört med fritidsbåtar.

Andra anledningar till att Östersjön innehar höga koncentrationer av metaller kan vara för att Östersjön har några av de mest trafikerade sjöfartslederna 0. Det som gör Östersjön extra känsligt område är också att det är ett halvstängt nordligt område där vattenförnyelse tar extra långt tid. Nedbrytning av organiska föreningar tar lång tid i Östersjön p.g.a. dess nordliga position och den höga avrinningsytan i förhållande till sin totala volym 0.

Användning av skrubbrar har också en påverkan då det ger upphov till giftigt vatten samt metaller som sprids till den marina miljön 0. Antalet fartyg med skrubber har också ökat inom Östersjöområdet, vilket har resulterat i att tillörslen av bland annat metaller har ökat. Det finns tre olika typer av skrubbrar: öppen, stängd samt hybrid. Bland fartyg i Östersjön så var det cirka 83% av fartygen som använde sig av hybrid-skrubber år 2018. Utav de tre olika skrubber-varianterna så utgör öppna skrubbrar det allvarligaste miljöhotet inom Östersjön 0.

Som visas i Figur 1 är de kumulativa riskkvoterna för svenska muddermassor höga. Då riskkvoter över 1 representerar en oacceptabel risk för miljön och den genomsnittliga kumulativa riskkvoten i svenska muddermassor är över 23 så innebär detta stora miljörisker. Då mer än hälften (53%) av den genomsnittliga riskkvoten representerades av metaller i analysen så måste utsläpp av dessa minskas för att bevara miljön. PAH vilket står för 40%, är lika viktigt att minska. Genom att minska utsläpp kommer miljön att kunna återhämta sig och bevara det ekosystem som finns. TBT är också viktigt att minska men en minskning av PAH och metallföroreningar kommer innebära en större miljö kvalitativ förbättring.

7.2 Analys av Naturvårdsverkets riskklasser och hur väl predikterar de miljörisker?

Riskkvoter och naturvårdsverkets klasser har samma syfte men olika begränsningsyta. Båda är skapade för att skydda miljön och båda används fortfarande i dumpningsärenden och i rättsfall. Naturvårdsverkets klasser är framtagna 1999 medan miljö kvalitetsnormerna som används för att beräkna riskkvoter är framtagna under perioden 2012–2022 (Tabell 2). Det forskas ännu kring hur miljö kvalitetsnormerna kan förbättras så fler ämnen kan användas vid olika riskbedömningar. Riskkvoterna är utformade på det sättet att koncentrationen av ett visst ämne i muddermassan divideras med en förbestämd miljö kvalitetsnorm. Om riskkvoten överskrider värdet 1 kommer föroreningen innebära en risk för den marina miljön.

Detta innebär att Naturvårdsverkets metod för bedömningsgrunder för miljö kvalitet inte alltid anger en korrekt risk för miljöskada. Ett bättre sätt är att använda miljö kvalitetsnormer som visas i Tabell 1 och basera utvärderingen på riskkvoter. Miljö kvalitetsnormerna som visas i Tabell 1 är i stället baserat på forskning på hur mycket av ett ämne olika organismer tål innan det blir en negativ risk för miljön.

Ett exempel på skillnaden hos riskkvoter och Naturvårdsverkets riskklasser är att göra en jämförelse för metallen zink. Om en koncentration av Zink i sediment är mindre än 85 mg/kg klassas halten enligt Naturvårdsverket som klass 1 (Tabell 2). Om samma koncentration (85 mg/kg) ska riskbedömas med hjälp av riskkvoter och den föreslagna miljö kvalitetsnormen i Tabell 1 (38 mg/kg) skulle det innebära en riskkvot på 2.23 (85 mg/kg dividerat med 38 mg/kg) vilket är över 1 och skulle enligt riskkvoterna innebära en oacceptabel risk för miljön.

När det gäller arsenik så kan man se i Tabell 10 att riskkvoten ligger på 25 vid en koncentration som skulle bedömts inom klass 1. Denna stora avvikelse innebär en negativ risk för miljön då gränsen för en risk är allt över 1. Dessa metaller skulle tillhöra klass 1 i naturvårdsverkets klassindelning, vilket var ingen/obetydlig avvikelse. Som det syns vidare i Tabell 10 har koppar en riskkvot på 0,5. Detta innebär en acceptabel risk för miljön då värdet är under 1. Detta gäller även för PAHers då dessa i klass 1 är 0. Alltså de fanns inte i sedimentet där provet var taget. Det innebär att riskklasserna har en liknande bedömning som riskkvoterna när det gäller PAHers risk

Ett annat problem som Naturvårdsverkets riskklasser har är att den mängd föroreningar som finns kan spädas ut med mer vatten/sediment för att minska den uppmätta nivån per kilo som skall dumpas och på det sättet få ner muddermassorna till en lägre och mer acceptabel risknivå. Detta minskar emellertid inte den totala mängden föroreningar som sprids till en ny miljö så muddermassorna kan fortfarande innebära en risk för miljön. Nackdelen med riskkvoter är också att de bygger på att det finns miljö kvalitetsnormer för de ämnen man vill

studera, men som visas i Tabell 2 så finns endast föreslagna miljökvalitetsnormer för metallerna arsenik, koppar och zink.

Jämförelsevis har både riskkvoter och Naturvårdsverkets riskklasser tydliga fördelar för att begränsa miljöförstöring men vilken som skall användas vid undersökning av miljörisken i sediment är ännu oklar. Båda har tydliga fördelar, Naturvårdsverket har riskklasser för många olika metaller och PAH'er. Dock är dessa utdaterade då de skapades 1999 och det finns mer optimala sätt att bedöma risk som tex riskkvoter och miljökvalitetsnormer. Dock så är dessa ganska nya och täcker inte alla ämnen men de kontrollerar föroreningarna på ett bättre sätt.

7.3 Analys av rättsbedömning

I fallstudien om Skandiaporten har vi visat att tingsrätten i stor utsträckning utgick från Naturvårdsverkets riskklassning för att bedöma om muddermassorna skulle få dumpas samt om de skulle behandlas på något vis. Troligen skulle rätten bedömt annorlunda om det visade sig att mängden föroreningar skulle bedömas som klass 5 i området, samt om det skulle finnas skäl att tro att muddringsarbetet skulle ha långvariga effekter samt om spridningsrisken skulle vara hög. I detta fall skulle rätten nog inte beviljat tillstånd. Anledningen till att det gavs tillstånd, även fast det skulle muddras mycket i området, var för att man bedömde att projektet inte skulle ha några långvariga konsekvenser.

7.4 Metoddiskussion

Metoden som använts vid arbetet har visat sig vara effektiv för att framställa den nödvändiga informationen och den fakta som behövdes för att identifiera problem och besvara rapportens huvudfrågor. Under skrivperioden har det identifierats flera sätt för att kunna sammanställa den nödvändiga fakta och hur den redovisas.

De data som har tagits fram är kontrollerade och framtagna för att underlätta för framtida forskning kring föroreningar i svenska vatten och metoden var bra för detta ändamål.

De beräkningssätt som användes för att framställa resultatet var effektivt och resultatet stämmer också överens med det förväntade resultatet. Resultatet stämmer även bra överens med de rapporter som det jämfördes med vilket ytterligare indikerar att resultatet är korrekt. Metoden för att analysera den data som fanns inom HaV filen analyserades på ett bra sätt. Dock så fanns det ofta brister i data som uppskattade mängder under en minimigräns och ibland helt frånvarande koncentrationer vilket kunde innebära total avsaknad i botten sediment eller att dessa inte blev införda i filen. Sammanställningen med hjälp av pivot tabell och IF funktioner kringgick detta problem och korrekt data kunde framställas för att redovisa resultatet.

8 SLUTSATS

Arbetet har tydligt visat att de mängder föroreningar som sprids från dumpning av muddermassor är stora. Då varje muddringsärende kan innefatta flera hundra tusen kilo till flera miljarder kilo så är det givet att stora mängder föroreningar byter plats med sedimentförflyttningen. Det medför risker för marint liv och människor då höga koncentrationer är skadliga. De klasser som Naturvårdsverket har tagit fram har medfört en viss kontroll och hantering för metaller och PAHer men det är inte tillräckligt. Detta eftersom ökade mänskliga aktiviteter i form av fritidsbåtsunderhåll, industrier, jordbruk och hamnoperationer m.m. alla bidrar till att föroreningar hamnar i vattnet och fastnar i bottensedimenten i närområdet.

Miljö kvalitetsnormerna som har tagits fram och som fortsätter att utvecklas ser vi som nästa steg i att bedöma föroreningar i sediment. Med miljö kvalitetsnormer så kan riskkvoter tas fram och undersökas ytterligare för att ytterligare skydda och bevara det marina livet i hamnar och farleder. Med ytterligare forskning och artiklar så ökar förståelsen för hur föroreningar påverkar och vilka mängder av olika skador som sker. Därför så kommer riskkvoter att förändras och utvecklas ytterligare.

Då Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för metaller och PAHer inte är framtagna baserade på hur giftiga de är för miljön utan istället baseras på avvikelser från jämförelsevärdet, drogs slutsatsen att det är en utdaterad metod att bedöma tillstånd för muddring/dumpning. Det är bättre att fokusera på forskning och framtagning av miljö kvalitetsnormer som visas i Figur 1, Då dessa är framtagna baserade på ekotoxikologiska studier. Miljö kvalitetsnormerna och riskkvoter är därför ett bättre mått på miljörisk till skillnad från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

9 FRAMTIDA FORSKNING

Efter denna undersökning är nästa steg att göra en spridningsmodell för att ta reda på hur föroreningar sprids när de dumpas. Då metaller och PAHer har olika vikt så kommer de att spridas på olika stora områden. Genom att få en förståelse för hur spridningen ser ut så kan den data som redovisats i detta arbete användas för att belysa hur dumpade föroreningar samlas och ökar miljörisken på ett mer noggrant sätt.

Den data som presenteras i detta arbete kan även tjäna som grund för framtida forskning om miljö kvalitet i svenska vatten eller annan typ av miljöforskning som baseras på föroreningsmängder.

10 REFERENSER

- [1] P. Bruce, C. Bradshaw, Y. Ohlsson, A. Sobek, A. Christiernsson.
Inconsistencies in How Environmental Risk is Evaluated in Sweden for Dumping Dredged Sediment at Sea. (Frontiers in Marine Science, 2021, p. 8) (Rapport)
<https://doi.org/10.3389/fmars.2021.755443>
- [2] *Muddring och hantering av muddermassor.*
(Havs och Vattenmyndigheten, Rapport 2018:19)
<https://www.havochvatten.se/download/18.4c271c50163bf560e38ec76c/1545057890966/rapport-2018-19-muddring-och-hantering-av-muddermassor.pdf>
- [3] M. Magnusson, R. Rosenberg, Å. Granmo, L. Hammar.
Hav och vatten. (Hav och Vatten, 2009, oktober) (Rapport)
https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb2800013326/1348912859735/muddring-och-dumpning-miljoeffekter.pdf?fbclid=IwAR1PDYS6rFZ2OoDBbniGjB5XAfgA5v5OyAXDV CYyD6daNEzXIc5M4duG_xs
- [4] Erfteimeijer, P. L., & Robin Lewis, R. R.
Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. (Marine Pollution Bulletin, 2006, Volume 52, Issue 12, 1553–1572.) (Rapport)
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.09.006>
- [5] Karlsson, M., Kraufvelin, P., & Östman, Ö.
Aqua reports 2020:1. (Rapport)
https://internt.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/sidan-publikationer/aqua-reports-xxxx_xx/aquarapporter/2020/grumling-ostman_aqua-report-2020-final.pdf
- [6] Bolam, S. G., Rees, H. L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K. R., Warwick, R. M., & Garnacho, E.
Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. (Marine Pollution Bulletin, 2006, Volume 52, Issue 4, 415-426.) (Rapport)
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X05004200>
- [7] Norberg, C.
Nyttjande av sprängsten från hav och land. (Examensarbete)
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1559150/FULLTEXT02.pdf>
- [8] *Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet - Kust och hav,*
Naturvårdsverket (Rapport 4914, 1999)

- [9] *Framtidens kemikaliekontroll*. (2019). Regeringen. (Myndighet)
<https://www.regeringen.se/4adb2c/contentassets/7ef22ed25ff64368814be3a7c9d60c4f/framtidens-kemikaliekontroll--hantering-av-kombinationseffekter-och-gruppvis-bedomning-av-amnen-sou-201945>
- [10] Junghans, M.; Backhaus, T., Faust, M., Scholze, M. and Grimme, L.H.
Application and validation of approaches for the predictive hazard assessment of realistic pesticide mixtures. (Aquat Toxicol, 2006, (76), 93-110) (Rapport)
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16310872/>
- [11] Ytreberg, E., Eriksson, M., Maljutenko, I., Jalkanen, J. P., Johansson, L., Hassellöv, I. M., & Granhag, L.
Environmental impacts of grey water discharge from ships in the Baltic Sea. (Marine pollution bulletin, 2020, Volume 152, 110891.) (Rapport)
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110891>
- [12] Leverett, D., Merrington, G., Crane, M., Ryan, J., & Wilson, I.
Environmental quality standards for diclofenac derived under the European Water Framework Directive: 1. Aquatic organisms. (Environmental Sciences Europe, 33(1), 1-11. 2021) (Rapport)
<https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-021-00574-z>
- [13] Karlsson, M., & Viktor, T.
Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen 2013. (2014) (Rapport)
<https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?dswid=3071&pid=diva2%3A1552450>
- [14] Backe, C.
Gifter i Skånes miljö: - en kunskapsammanställning om miljöfarliga ämnen bromerade flamskyddsmedel, nonylfenol/nonylfenoletoxylat, tennorganiska föreningar och triclosan. (2000) (Rapport)
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:768470/FULLTEXT01.pdf>
- [15] Bengtsson, H., & Cato, I.
TBT i småbåtshamnar i Västra Götalands län 2010: - En studie av belastning och trender. (2011) (Rapport)
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1345312/FULLTEXT01.pdf>
- [16] P-O. Moksnes, L. Eriander, J. Hansen, J. Albertsson, M. Andersson, U. Bergström, J. Carlström, J. Egardt, R. Fredriksson, L. Granhag, F. Lindgren, K. Nordberg, I. Wendt, S. Wikström, E. Ytreberg.
Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. (2019). (Rapport)
https://havsmiljoinstitutet.se/digitalAssets/1746/1746703_fritidsbaatars_paaverkan_webb.pdf

- [17] Molén, J., & Ingvarson, H.
Bottenfärgers läckage av tungmetaller och effekt mot påväxt-En fältstudie om hur olika geografiska områden influerar påväxtgraden och läckaget av tungmetaller. (2015) (Examensarbete)
<https://odr.chalmers.se/bitstream/20.500.12380/236333/1/236333.pdf>
- [18] Sundblad, E. L., Gipperth, L., Grimvall, A., & Morf, A.
Fallstudie: Kvicksilver. (2012)
https://gupea.ub.gu.se/bitstream/handle/2077/35522/gupea_2077_35522_1.pdf?sequence=1
- [19] Eriksson, J.
Strategi för att minska kadmiumbelastningen i kedjan mark-livsmedel-människa. (Sveriges lantbruksuniversitet. 2009.) (Rapport)
<http://häbo-tibble.se/dokument/pdf/Mat21%20kadmium.pdf>
- [20] Weber-Qvarfort, T.
Alger, kadmium och upptag i gröda - en förstudie. (Länstyrelsen, 2016) (Rapport)
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:907930/FULLTEXT01.pdf>
- [21] Larsson, E.
Naturlig förekomst av arsenik i grundvattnet. (Examensarbete)
<https://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordId=3402246&fileId=3402247>
- [22] Larm, T., & Pirard, J.
Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten. (Sweco, SE. 2010) (Rapport)
https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/subsajter/dagvatten/pdf/utred_foroeningsinnehall.pdf
- [23] *Gifter och Miljö. Om påverkan på yttre miljöer och människor.* (Naturvårdsverket. 2020.) (Rapport)
https://pub.epsilon.slu.se/21983/1/NV_2020_Gifter.pdf
- [24] Ecke, F., Bignert, A., & Helander, B.
Bly i naturen förgiftar djuren. (2020) (Rapport)
https://pub.epsilon.slu.se/21983/1/NV_2020_Gifter.pdf
- [25] Sandgren, L. (2004).
Kritiska koncentrationer av metaller i Öresund. (Rapport)
<https://www.landskrona.se/globalassets/kommun--politik/kommun/organistation/forvaltningar/miljoforvaltningen/rapporter/klicka-pa-respektive-sakomrade-for-att-visa-rapporterna/miljoovervakning/mil-rapport-2004-12-studentrapport---kritiska-koncentrationer-av-metaller-i-oresund.pdf>
- [26] *Utsläpp i siffror (Nickel)- Naturvårdsverket* (Rapport)
<https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Tungmataller/Nickel/>

- [27] Bengtson, L.
Förenade områden: Inventering av textilindustrier och garverier i Stockholms län. Se Länsstyrelsen i Stockholms län (2006) (Rapport)
<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-2573>
- [28] Lignell, A.
Gennarbyviken: En undersökning av vattenkvalité och sedimenten 2014, samt en jämförelse med vattenkvalitén 1950-1970. (2015) (Examensarbete)
<https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/93414/Gennarbyviken.pdf?sequence=1>
- [29] *Utsläpp i siffror (krom)*
Naturvårdsverket. (Rapport)
<https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Tungmetaller/Krom/>
- [30] RIVM, Verbruggen, E. M. J.
Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). (2012) (Rapport)
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/607711007.pdf>
- [31] Lunde Hermansson, A., Ytreberg, E.
Zinc in sediment - an environmental quality standard overview. (2022) (Rapport)
<https://research.chalmers.se/publication/530951>
- [32] Lunde Hermansson, A., Ytreberg, E.
Arsenic in sediment – an environmental quality standard overview (2022) (Rapport)
<https://research.chalmers.se/publication/530952>
- [33] Lagerström, M., Lunde Hermansson, A., Ytreberg, E.
Copper as HELCOM core indicator (Rapport)
<https://research.chalmers.se/publication/527564>
- [34] Ytreberg, E., Bighiu, M. A., Lundgren, L., & Eklund, B.
XRF measurements of tin, copper and zinc in antifouling paints coated on leisure boats. (Environmental Pollution, 2016, Volume 213, 594-599.) (Rapport)
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974911630210X>
- [35] Hassellöv I.M. , Larsson K., Sundblad E.L.
(2009, October)
Effekter på havsmiljön av att flytta över transporter från vägtrafik till sjöfart (Havsmiljöinstitutets rapport: 2019:5). (Rapport)
<https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1375324&dswid=5131>

- [36] Ytreberg, E., Hansson, K., Hermansson, A. L., Parsmo, R., Lagerström, M., Jalkanen, J. P., & Hassellöv, I. M.
Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea. (Marine Pollution Bulletin, 2022, Volume 182, 113904.) (Rapport)
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X22005860>
- [37] Debelius B, Forja JM, DelValls TA, Lubián LM.
Toxicity of copper in natural marine picoplankton populations. (Ecotoxicology 18:1095-1103, 2009) (Rapport)
- [38] Andersson, S.
Tungmetaller och miljögifter i blåmusslor In-situ mätning i Oskarshamns hamn 2010 och 2011. (2012) (Rapport)
https://www.oskarshamn.se/globalassets/mer-om-kommunen/dokument/hamnsanering/rapporter-och-utredningar/miljo/m_2010-8_tungmetaller_miljogifter_blamusslor_maj-12.pdf
- [39] *Länsstyrelsen - Dumpning av avfall.* (Rapport)
<https://www.lansstyrelsen.se/vastra-gotaland/miljo-och-vatten/miljofarlig-verksamhet/avfall/dumpning-av-avfall.html>
- [40] *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:28* (Rapport)
<https://www.havochvatten.se/download/18.2f3582f615d7849bc1fba4d7/1501512021927/rapport-2015-28-handlaggning-av-en-dumpningsdispens-vad-ska-man-tanka-pa.pdf>
- [41] *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten* (Rapport)
<https://www.havochvatten.se/download/18.67e0eb431695d8639337366a/1552573474210/2013-19-keu-2019-01-01-ersatt-av-2019-25.pdf>
- [42] Fällman, T.
Höga halter av metaller i Öresund vid Landskrona. (2014) (Examensarbete)
<https://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordId=4499399&fileId=4499429>
- [43] Moberg, J.
Naturliga halter av metaller i sjöar och vattendrag med avseende på lokal geologi i Barseleområdet. (2018) (Rapport)
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1219134/FULLTEXT01.pdf>

10.1 Lagrum och förordningar

Miljöbalk (1998:808)
Förordning (1998:1388) om vattenverksamheter
Avfallsförordningen 2011: 927
Direktiv 2008/98/EG
Fallstudie (Skandia Porten) (Mål nr.5520–20)

INSTITUTIONEN FÖR MEKANIK OCH MARITIMA VETENSKAPER
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2023
www.chalmers.se



CHALMERS