

Forurenset sjøbunn - En vurdering av
miljøundersøkelser som
beslutningsgrunnlag for og
dokumentasjon av tiltak i norske havner
og fjorder

Eva Kristin Aakre

Kjemi

Innlevert: Juni 2012

Hovedveileder: Trond Peder Flaten, IKJ

Medveileder: Rolf Tore Ottesen, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

Gjennom studietiden min har jeg møtt mange flotte mennesker og det er mange som fortjener en stor takk for at denne perioden i mitt liv nok kommer til å være en av de mest minneverdige!

Jeg vil gjerne takke veilederne mine **Rolf Tore Ottesen** og **Trond Peder Flaten**. Dere har vært til uvurderlig hjelp på hver deres måte i prosessen for å bli ferdig med denne oppgaven. Rolf Tore har vært en stor inspirasjonskilde til å tøyne grenser og sette miljøkjemien på dagsordenen, med en entusiasme og humør som er svært smittende! Trond Peder er alltid behjelpelig når ting buttrer imot og det har vært en stor trygghet å vite at man kan troppe opp på kontoret med små og store spørsmål når alt virker håpløst.

Jeg vil også gi en stor takk til **Silje Salomonsen** ved Miljøenheten i Trondheim Kommune som er prosjektleder for "Renere havn". Uten deg Silje, hadde nok ikke oppgaven vært i nærheten av hva den er i dag! Ditt miljøengasjement og stå på vilje har vært av stor betydning i arbeidet og inspirert meg til å tenke nytt.

Jeg må også takke **Ola Anfinn Eggen** ved NGU med all hjelp i forbindelse med programmene R og ArcGIS. Din tålmodighet kom godt med når frustrasjonen min tok over.

Marte Eik Isaksen, du har vært en stor støttespiller og super venninne gjennom hele masteren, oppturer som i nedturer! Eksamenslesing og kaffepauser hadde nok ikke vært det samme uten deg! **Terese Trefjord**, **Ingvill Moen** og **Ann-Mari Pettersen** fortjener en stor takk for korrekturlesing av oppgaven. Spesielt Terese som fikk æren av flere runder med retting! Det har vært noen gøyne år med samfunnsmøter, middager på små hybelkjøkken og konsertbegivenheter langs med!

Jeg vil også gjerne si takk til min familie som har støttet meg gjennom hele studietiden. Takker **mor og far** for all omsorg og støttende ord, dere er to fantastiske mennesker!

Til slutt vil jeg takke samboeren min **Kristian**. Du inspirerer meg hver dag til å bli et bedre menneske og til å aldri gi opp! Nothing is impossible!

Eva Kristin Aakre

Trondheim, 31. Mai 2012

Sammendrag

Stortingsmeldingen "Rent og Rikt hav" (2001-2002) fra Miljøverndepartementet satte miljøtilstanden til marine sediment i kyst- og fjordområder i fokus. Selv om utslipp fra industri har minsket de siste årene vil sjøbunnen fortsatt være forurenset og sterkt preget av tidligere miljøsynder i lang tid fremover. Det har derfor blitt utført en større kartlegging av forurensningssituasjonen i sjøbunnen langs norskekysten der Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har prioritert 17 områder for ytterligere undersøkelser og tiltak. For hvert av områdene er det utarbeidet en tiltaksplan der hensikten med planen er å oppnå en helhetlig behandling av forurenset sjøbunn. Klif er interessert i videre undersøkelser av kvaliteten på risikovurderingene og konsekvensen av ulike statistiske tilnærmelser som brukes for å dokumentere miljøtilstanden før og etter opprydding av sjøbunn.

I oppgaven er forskjellige prosjekter med ferdigstilte risikovurderinger og utført tiltak evaluert, hvorav fire områder ble plukket ut til videre vurdering. Disse områdene er Trondheim, Sandefjord, Kristiansand og Stamsund. På bakgrunn av datasettene har risikovurderingen blitt re-evaluert for å se om kvaliteten og resultatene av undersøkelsen er tilfredsstillende og prosjekter som har utført tiltak har blitt vurdert på nytt for å se om miljøtilstanden er forbedret etter opprydding. I arbeidet er programmene R (statistical computing environment) blitt benyttet for å lage kumulative frekvensfordelingsplott og ArcGIS for å lage geokjemisk kart. Risikoverkøyet TA2802 som er utviklet av NGI og NIVA på oppdrag fra Klif har blitt brukt for å estimere spredning av miljøgifter fra et sediment.

Ved bruk av disse programmene og TA2802-verktøyet er nye datatolkninger av sedimentkonsentrasjonene før opprydding gjennomført. Kumulativ frekvensfordeling gir mye verdifull informasjon om et område. Man kan se om forurensningen har opphav i flere kilder, skille mellom bakgrunn og antropogene nivå, og utfra denne informasjonen finne ut hvilken statistisk tilnærming som er best for å dokumentere måloppnåelsen i området før og etter opprydding. Havnene er også sammenlignet med data fra Barentshavet ved hjelp av kumulative frekvensfordelinger. Sedimentkonsentrasjonene fra Barentshavet er samlet inn gjennom prosjektet MAREANO, og miljøundersøkelser fra prosjektet har stadfestet at området er et rent hav med lave konsentrasjoner av de miljøgifter som er analysert. Sammenligningen viser hvor viktig det er med stedsspesifikke vurderinger for et område. Det er tydelig at alle havnene er forskjellige med hensyn på arealstørrelse, kilder til forurensning og berggrunn.

Etter opprydding viser beregninger at et område statistisk sett har oppnådd tiltaksålet, men de kumulative frekvensfordelingene viser at området har prøver som kan indikere at sjøbunnen fortsatt er forurenset. Prøvetettheten etter tiltak bør derfor være høy nok for å

Sammendrag

være sikker på at forurensningen som ligger igjen ikke stammer fra en aktiv kilde som potensielt kan bli et miljøproblem i fremtiden og for å forsikre at oppryddingen ikke har ført til videre kontaminering av området.

Det er beregnet spredning basert på to hypotetiske tiltaksmål med et hypotetisk datasett. Beregningene ble sammenlignet med beregnet spredning for delområdene Nyhavna, Brattøra Nord og Ilsvika Øst i Trondheim havn. Enkelte parametere (kadmium og arsen) hadde samme spredningsnivå som de verste parameterne i Nyhavna (arsen og kobber), et område som er ansett for å være sterkt forurenset. Det er vanskelig å avgjøre om spredning for disse to tiltaksmålene er uakseptabel, men beregnet spredning etter tiltak bør vektlegges i like stor grad som før tiltak.

Abstract

Through the Norwegian Government White Paper No.12 (2001-2002) "Clean and Rich Sea", the Norwegian Parliament concluded that the environmental condition of marine sediments along the Norwegian coast was unacceptable and required attention. Today in 2012, pollution from industry is less of a problem, but marine sediments are still highly polluted from past industrial activity. As a result there have been a number of surveys and risk assessments of marine sediments in fjords and harbours along the Norwegian coast and the Norwegian Climate and Pollution Agency (Klif) has prioritised 17 areas for further investigations.

Klif is interested in further research in terms of the quality of the risk assessments being carried out and the consequences of different statistical methods, which are used in the documentation of the stated environmental state before and after remediation work has been carried out.

The following research paper is based on projects in Norway that are doing remediation activities in harbours to reduce pollution and contamination. Four different locations have been selected for further investigation, some of which have already carried out remediation activities. The projects selected are located in: Trondheim, Sandefjord, Kristiansand and Stamsund. Using these projects, steps in the risk assessment have been evaluated, and interpretation of the data collected before and after a survey has been reviewed. The environmental goal which is reported statistically after remediation has also been examined.

During the process of interpreting the data, programmes such as R (a statistical computing environment) and ArcGIS have been used to compute cumulative probability plots and to create geochemical maps respectively. The risk assessment tool (TA2802), developed by NGI and NIVA, have also been used to estimate fluxes of contaminants from sediment.

It is important to do a thorough interpretation of the data that is collected, before carrying out a remediation process in order to distinguish the areas which are found to be polluted and the areas which are not. Cumulative probability plots have shown to give valuable information about the area of concern. Based on the plot it is possible to interpret if the sample has originated from multiple sources, set the thresholds which divides background level from anthropogenic, and further find a statistical approach which describes the areas background level best before and after the remediation activity is carried out. The measured sediment concentrations have also been compared to samples from the Barents Sea by use of cumulative probability plots. Samples from the Barents Sea have been collected during a

Abstract

survey in connection with the MAREANO project, and reports have shown that the marine sediments in this area are not contaminated. The comparison shows that the harbours differ in large degrees from each other, with the size of the area, sources of pollution and the bedrock, all being significant factors.

After remediation, statistical calculations have shown that the sampled area is often in a good environmental state based on the Klif guidelines, but the cumulative probability plots show some outliers which could state that the area has marine sediments which are still a source of pollution. Sampling density should therefore be higher to make sure that the samples with high concentrations are outliers and not from active sources which could potentially be an environmental problem in the future and to make sure that the remediation process did not make the area more polluted.

Estimations of flux based on two hypothetical environmental goals with hypothetical data were compared to flux estimations from Nyhavna, Brattøra Nord and Ilsvika Øst in Trondheim harbour. The comparison showed that some of the parameters (cadmium and arsenic) had the same level of flux from the sediment as some of the worst parameters in Nyhavna (arsenic and copper), which is defined as a highly polluted area. It is hard to define what could be viewed as unacceptable flux of pollution from the sediments based on this, but estimated flux should be an equally important factor before and after the remediation process.

Forkortelser og definisjoner

Klif – Klima- og Forurensningsdirektoratet

SFT – Statens forurensningstilsyn (endret navn til Klif i 2010)

NGU – Norges geologiske undersøkelse

NGI – Norges Geotekniske Institutt

NIVA – Norsk Institutt for vannforskning

DNV – Det Norske Veritas

MAREANO – Marin aREALdatabase for NOrske kyst- og havområder

TOC – Totalt organisk karbon

PCB – Polyklorinerte bifyner

PAH – Polysyklisk aromatisk hydrokarboner

TBT – Tributyltinn

ISO – Internasjonal organisasjon for standardisering

Innholdsliste

1. Introduksjon	- 1 -
1.1 Bakgrunn	- 1 -
1.2 Mål for oppgaven	- 3 -
2. Teori	- 4 -
2.1 Forurenset sjøbunn	- 4 -
2.2 Veiledere for forurenset sjøbunn	- 5 -
2.2.1 Tretrinnsvurdering	- 6 -
2.2.2 Klassifisering av miljøgifter i sediment	- 7 -
2.2.3 Spredning av miljøgifter	- 9 -
2.2.4 Risikoverktøyet TA2802	- 10 -
2.2.5 Mudring	- 15 -
2.3 Kvaliteten på datasettet	- 17 -
2.3.1 Prøvetaking	- 17 -
2.3.2 Analysemetoder og deteksjonsgrenser	- 20 -
2.4 Statistikk og tolkning av innsamlet data	- 21 -
2.4.1 Aritmetisk gjennomsnitt	- 21 -
2.4.2 Persentil	- 22 -
2.4.3 Kumulativ frekvensfordeling	- 22 -
2.5 MAREANO-prosjektet	- 25 -
3. Datagrunnlag og metode	- 27 -
3.1 Trondheim	- 27 -
3.1.1 Undersøkelser	- 28 -
3.2 Sandefjord	- 30 -
3.2.1 Undersøkelser	- 31 -
3.3 Kristiansand	- 33 -
3.3.1 Undersøkelser	- 33 -
3.4 Stamsund	- 34 -
3.4.1 Undersøkelser	- 35 -
3.5 Metode	- 38 -
5. Resultat	- 40 -
5.1 Trondheim	- 40 -
5.1.1 Ulike statistiske tilnærminger i trinn 1	- 40 -
5.1.2 Kumulativ frekvensfordeling	- 45 -
5.1.3 Spredning av miljøgifter	- 51 -
5.2 Sandefjord	- 62 -
5.2.1 Ulike statistiske tilnærminger	- 62 -
5.2.2 Kumulativ frekvensfordeling	- 65 -

Innholdsliste

5.3 Kristiansand	- 72 -
5.3.1 Ulike statistiske tilnærminger	- 72 -
5.3.2 Kumulativ frekvensfordeling	- 73 -
5.4 Stamsund	- 79 -
5.4.1 Kumulativ frekvensfordeling for Stamsund Havn	- 79 -
5.5 MAREANO	- 79 -
5.5.1 MAREANO, Sandefjord og Trondheim før mudring	- 80 -
5.5.2 MAREANO, Kristiansand og Stamsund etter mudring	- 85 -
5.5.3 MAREANO og Stamsund etter remudring	- 89 -
6. Diskusjon	- 94 -
6.1 Trondheim	- 94 -
6.1.1 Trinn 1 risikovurdering	- 94 -
6.1.2 Kumulativ frekvensfordeling	- 101 -
6.1.3 Spredning av miljøgifter	- 113 -
6.1.5 Måloppnåelse	- 117 -
6.2 Sandefjord	- 119 -
6.2.1 Trinn 1 risikovurdering	- 119 -
6.2.2 Kumulativ frekvensfordeling	- 122 -
6.2.3 Måloppnåelse	- 134 -
6.3 Kristiansand	- 135 -
6.3.1 Trinn 1 risikovurdering	- 135 -
6.3.2 Kumulativ frekvensfordeling	- 137 -
6.3.3 Måloppnåelse	- 142 -
6.4 Stamsund	- 142 -
6.4.1 Kumulativ frekvensfordeling	- 143 -
6.4.2 Måloppnåelse	- 153 -
6.5 MAREANO	- 155 -
6.5.1 MAREANO, Trondheim, Sandefjord og Stamsund før mudring	- 155 -
6.5.2 MAREANO, Kristiansand og Stamsund etter mudring	- 158 -
6.5.3 MAREANO og Stamsund etter remudring	- 160 -
6.6 Miljøundersøkelser og risikovurdering av sjøbunn	- 161 -
7. Konklusjon og videre arbeid	- 163 -
8. Litteraturliste	165
VEDLEGG	I

1. Introduksjon

1.1 Bakgrunn

I stortingsmeldingen "Rent og rikt hav" nr. 12 (2001-2002) satte Miljøverndepartementet miljøtilstanden i kyst- og havområder på agendaen:

«Miljøtilstanden i verdens kyst- og havområder blir stadig forverret, hovedsakelig som følge av landbaserte eller kystnære aktiviteter. Et rent og rikt havmiljø er en av de viktigste forutsetningene for fiskeri- og havbruksnæringen, og dermed for bosetting og sysselsetting i kyst-Norge. De distriktsmessige konsekvensene av en styrket miljøpolitikk for kyst- og havområdene vil derfor være positiv» (Miljøverndepartementet, 2002).

Selv om utslipp fra industri har minsket de siste årene er sjøbunnen fremdeles forurenset. Regjeringen har derfor et ønske om en bred innsats for å rydde opp i forurenset sjøbunn for å fullføre arbeidet med å forbedre forurensningssituasjonen i sjøbunnen (Miljøverndepartementet, 2002). På grunn av tidligere industrivirksomheter, eller urbane avrenninger, er det i dag 31 geografiske avgrensede områder i norske havner og fjorder som det finnes kostholdsråd for (Økland, 2005).

På grunnlag av dette har det derfor blitt utført en større kartlegging av forurensningssituasjonen i sjøbunnen langs norskekysten, der Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har prioritert 17 områder for ytterligere undersøkelser og tiltak. Hvert av områdene har utarbeidet en tiltaksplan for forurenset sjøbunn, der hensikten med planen er å oppnå en helhetlig behandling av forurenset sjøbunn i hvert område (Klif, 2012). Ansvar for gjennomføring av dette har blitt gitt til Klif og miljøvernavdelingene hos Fylkesmannen (Klif, 2011d).

På bakgrunn av tiltaksplanen skal det søkes Klif om tillatelse til gjennomføring. Undersøkelser av forurensningsnivå i sjøbunnen og biota, samt risikovurdering av spredning, sammenstilles med tidligere undersøkelser og utgjør grunnlaget for å bestemme hvilke tiltak det er nødvendig å gjennomføre. Dette for å på sikt nå de politiske vedtatte målene for fjord eller havn.

I samme stortingsmelding ble prosjektet MAREANO opprettet:

«Norge disponerer store sjøareal. Dette er områder vi til dels har svært mangelfull kunnskap om, men som vi samtidig har store forventninger til i forhold til muligheter for utnyttelser. Det blir derfor viktig å øke vår kunnskap generelt, samt klarlegge nærmere sammenhengen mellom det fysiske miljøet, artsrikdommen og de biologiske ressursene» (Miljøverndepartementet, 2002).

MAREANO-prosjektet har kartlagt dybde, biologisk mangfold, naturtyper og forurensning i sedimentene i norske kyst- og havområder. Prosjektet har hatt som mål å besvare spørsmål som: hvordan er landskapet på norsk sokkel skapt? Hva består havbunnen av? Hvordan er det biologiske mangfoldet fordelt på havbunnen? Hva er sammenhengen mellom det fysiske miljøet, biologiske mangfold og biologiske ressurser, og hvordan lagres forurensninger i bunnsedimenter (Havforskningsintstuttet, 2011)?

Ved undersøkelse av forurenset sjøbunn og videre risikovurdering har Klif en del ubesvarte spørsmål som det er nødvendig å gå i dybden på for at resultatet av en opprydding skal være av så god kvalitet som mulig.

Jeg har etter evaluering av forskjellige prosjekter som har ferdigstilte risikovurderinger og utført tiltak, valgt å fokusere på fire områder. Trondheim og Sandefjord er to av disse områdene som har gjennomført en risikovurdering, og som har klare miljø- og tiltaks mål. Veiledningsmaterialet for risikovurdering av forurenset sjøbunn som foreligger i dag baserer seg på pilotprosjektet i Marvika/Torsvika i Kristiansand. På grunn av dette har jeg derfor valgt å fokusere kun på de undersøkelsene som er utført etter opprydding for å kunne bekrefte at tiltaks målet er oppnådd for dette området. Det siste området jeg har valgt å gjøre casestudie på er Stamsund havn. I Stamsund havn er det utført risikovurderinger både før og etter gjennomført tiltak.

Jeg har på bakgrunn av disse datasettene gått gjennom hvert trinn i risikovurderingen for å se om kvaliteten og resultatene av undersøkelsen er tilfredsstillende. I tillegg har jeg vurdert om miljøtilstanden er forbedret etter en opprydding. På grunnlag av disse datasettene har jeg også diskutert hvordan måloppnåelser bør dokumenteres.

MAREANO-prosjektet har kunnet stadfeste etter miljøundersøkelser at Barentshavet er et rent hav med lave konsentrasjoner for de miljøgifter det er utført analyser for (NGU, 2006). Sedimentkonsentrasjoner fra miljøundersøkelser i MAREANO-prosjektet har derfor blitt benyttet som et referansepunkt i denne oppgaven, for å kunne vise til hva som kan regnes å være naturlig bakgrunn. Ved å sammenligne data fra dette prosjektet med havner i Norge

ved hjelp av kumulativ frekvensfordeling, kan det være mulig å se forskjell på hva som er naturlig bakgrunnsnivå og hva som er antropogen tilførsel.

1.2 Mål for oppgaven

I oppgaven benyttes data fra tidligere miljøundersøkelser av forurenset sjøbunn fra fire utvalgte havner og fjorder. I prosessen har flere caser fra flere prosjekter blitt undersøkt og vurdert. En utfordring har vært å finne prosjekter med godt nok datagrunnlag før og etter opprydding. Datagrunnlaget er innhentet fra ulike konsulentfirmaer som har gjort miljøundersøkelser i områdene på oppdrag fra de respektive kommunene. I risikovurderingen av forurenset sjøbunn benyttes det dokumenter utarbeidet av konsulenter på oppdrag fra Klif som er veiledende dokumenter ved vurdering av fjord- eller kystfarvann.

Datagrunnlaget for risikovurderingene blir re-evaluert der målet er å besvare spørsmålene beskrevet nedenfor. Datagrunnlaget for et område sammenlignes også med datagrunnlaget fra Barentshavet hentet fra MAREANO-prosjektet, for å se forskjellen på kumulativ frekvensfordeling i et forurenset miljø og et område som ikke er påvirket av forurensning.

Etter en risikovurdering av et område vil det bli utarbeidet en måloppnåelse til området. Måloppnåelsen etter opprydding blir rapportert statistisk for å dokumentere at oppryddingen har vært vellykket og at miljøtilstanden i området ikke lenger utgjør en risiko for miljøet. Det er derfor viktig å få en avklaring på konsekvensene av forskjellige statistiske metoder som brukes for å rapportere resultater etter endt tiltak. Blant annet innebærer miljømålene at det ikke skal skje uakseptabel spredning fra forurenset sjøbunn til områder som er mindre forurenset.

Målene for oppgaven er å besvare følgende spørsmål:

- Hva er konsekvensen av å bruke ulike statistiske tilnærmelser som vurderingsgrunnlag i en risikovurdering?
- På hvilket grunnlag defineres uakseptabel spredning fra forurenset sjøbunn, hvordan brukes risikoverktøyet i praksis?
- Hvilke spredningskonsekvenser har ulike statistiske tilnærmelser for å dokumentere måloppnåelse?
- Er innsamlet data av god nok kvalitet for å dokumentere miljøtilstanden med hensyn på prøvetetthet, valg av laboratorium og prøveteknikk?

2. Teori

2.1 Forurenset sjøbunn

Det øverste laget på en sjøbunn består oftest av blandinger av flere forskjellige kornstørrelser (MAREANO). Disse kornene binder til seg ulike forurensninger, og sjøbunnen har på denne måten samlet opp en rekke ulike grunnstoff og organiske forbindelser som stammer fra utslipp grunnet båttrafikk, avrenning fra byer og industriområder (Bridges et al., 2006; Cornelissen et al., 2008; Schaanning et al., 2011). Bunnsedimenter i elver, innsjøer, kystområder og havner har derfor høye konsentrasjoner av organiske forbindelser og grunnstoff (SFT, 2000). Typiske grunnstoff og organiske forbindelser som er funnet i høye konsentrasjoner langs norske fjorder og havner er blant annet PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), PCB (polyklorinerte bifenyler), sink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb) og kvikksølv (Hg) (Cornelissen et al., 2008; Jartun et al., 2008). Hvilke metaller og organiske forbindelser det vil gjelde vil være avhengig av hvilke virksomheter som dominerer i området (SFT, 2000). Sjøbunnens innhold av giftstoffer vil videre påvirke det marine miljøet (Fukue et al., 1999; Saloranta et al., 2011).

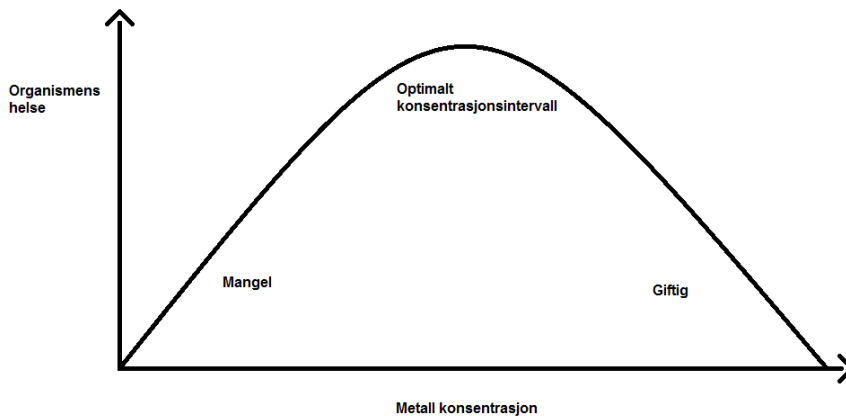
Undersøkelser har kunnet stadfeste at forhøyede konsentrasjoner av for eksempel kvikksølv (Hg) og PCB er funnet i fisk, og at organismer som lever nært sedimentet er sterkt utsatt for eksponering av miljøgifter (SFT, 2000; NGI, 2008e). Videre har man kunnskap om at dette er forurensninger som akkumulerer videre i næringskjeden og at bare små mengder kan utgjøre store miljøkonsekvenser (Green og Knutzen, 2003).

Siden mange av forurensningene er persistente og sterkt partikkelbundne, kan sedimentene videre fungere som en sekundær forurensning lenge etter at primærkilden er stoppet (Santschi et al., 1990; Saloranta et al., 2011). For å kunne bevare marint miljø og sørge for at det er trygt å spise fisk og sjømat, kan det derfor være nødvendig å fjerne forurensete marine sediment (Fukue et al., 1999). Områder hvor overflatesedimentene er forurenset utgjør det største problemet, og i de fleste norske havner og fjorder er den naturlige sedimentasjonen liten og det tar derfor tid før et forurenset sediment er tildekket med et renere lag (SFT, 2000).

Som Figur 1 viser vil et metall som i utgangspunktet er essensielt for en organisme være giftig i for store doser, i tillegg kan for små doser føre til mangelsykdommer.

Tungmetaller er ansett for å være en av de verre toksiske forurensningene i miljøet siden de ikke degraderes på samme måte som hydrokarboner (Frank og Ottoboni, 2011). Inntak av mat eller drikkevann som inneholder høye konsentrasjoner av tungmetaller kan føre til utallige sykdommer som allergier, kreft, kardiovaskulære sykdommer med flere (Lichtfouse et al., 2012).

Metaller som natrium, kalium, kopper og sink er livsnødvendig (Frank og Ottoboni, 2011). Men som alle andre element kan de i store doser forårsake toksisitet. Metaller som kadmium og bly er toksiske for mennesker uansett mengde (Frank og Ottoboni, 2011).



Figur 1 – Grafen illustrerer prinsippet om at optimale nivåer av et essensielt grunnstoff til en organisme befinner seg innenfor et visst konsentrasjonsintervall.

2.2 Veiledere for forurenset sjøbunn

Det er utarbeidet et system for risikovurdering av forurenset sjøbunn (Klif, 2011c). Ved risikovurdering av forurenset sediment skal risikoen for miljøskade eller helseskade som sedimentene kan gi beskrives slik at det kan bestemmes om risikoen er akseptabel eller ikke (Klif, 2011a).

Alle potensielle tiltaksområder skal i tillegg ha etablerte miljømål, som beskriver den miljø- og helsemessige tilstanden som man ønsker å oppnå i området (Klif, 2011a).

Risikovurderingen gjennomføres i tre trinn. Vurderingen er i utgangspunktet konservativ for å unngå at områder som faktisk trenger opprydning blir friskmeldt. Det tas derfor høyde for en del usikkerheter knyttet til risikovurderingen. Ved gjennomførelsen av de tre trinnene vil vurderingen få en sterkere lokal forankring og usikkerheten vil bli mindre på grunn av en mer realistisk estimering, slik at det gjøres tiltak kun dersom det er nødvendig.

Risikovurderingen forutsetter at et minimum av informasjon er tilgjengelig for området som skal undersøkes. Dette vil først og fremst inkludere konsentrasjoner av aktuelle miljøgifter og samlet toksisitet i sedimentet, men også andre karaktertrekk som sediment type, bunntopografi, dybdeforhold, arealbruk, skipstraséer og skipsfartsmønster vil være en del av beregningen eller brukt som nytteverdi i tolkningen (Klif, 2011b).

2.2.1 Tretrinnsvurdering

For å gjøre sedimentvurderingen mer kostnadseffektiv er systemet der tilstanden til sedimentet blir undersøkt ofte en tretrinnsvurdering (Chang et al., 2004).

Trinn 1

I trinn 1 skal man raskt kunne skille mellom områder som kan være aktuelle for tiltak og områder der dette ikke vil være nødvendig. Risikovurderingen her er forenklet og består av å kunne sammenligne miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentet med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet (Klif, 2011b). Dette trinnet omhandler kun risiko for økologiske effekter og ikke risiko for human helse.

Dersom grenseverdier overskrides, vil den potensielle risikoen sedimentene utgjør ikke være ubetydelig og Trinn 2 gjennomføres.

Trinn 2

Dette trinnet er mer omfattende, og har som mål å fastslå risikoen for skade på miljø eller helse forbundet med området sedimentene ligger, og videre om det må gjøres tiltak (Klif, 2011b). Vurderingen gjøres ut fra mobiliteten til miljøgiftene og fra stedlige forhold.

Trinnet omfatter tre sider av risikobildet:

- Risiko for spredning av miljøgifter
- Risiko for human helse
- Risiko for økosystemet

Tolkning og vektlegging av delresultater i dette trinnet vil være avhengig av miljømål for området samt nåværende og planlagt bruk.

Trinn 3

I dette trinnet blir det gjennomført en mer omfattende og mer lokalt forankret risikovurdering enn i trinn 2. Trinn 3 anvendes i de tilfeller der det er ønske om en mer utfyllende risikovurdering før det settes i gang med tiltaksplanlegging (Klif, 2011b). Trinn 3 vil omfatte de samme prosedyrene som i trinn 2, men har mer som hensikt å presisere og verifisere beregningene som ble utført i trinn 2 (Klif, 2011b).

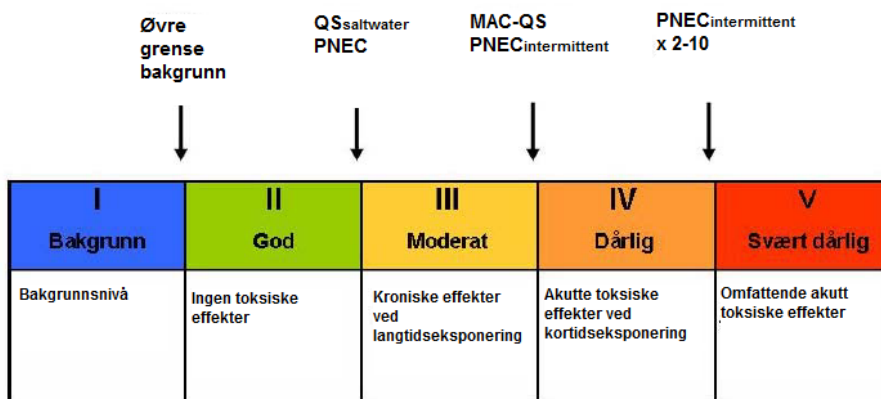
Friheten for trinn 3 er større, og i noen tilfeller vil det dreie seg om å kontrollere, eventuelt erstatte, sjablongverdier foreslått av trinn 2 i veilederen med mer pålitelige, stedsspesifikke verdier ut fra nye undersøkelser (Klif, 2011b).

2.2.2 Klassifisering av miljøgifter i sediment

Klif har i samarbeid med NIVA (Norsk Institutt for Vannforskning) og NGI (Norges Geotekniske Institutt) utarbeidet et klassifiseringssystem for metaller og organiske miljøgifter for marine sediment. Hovedhensikten med et slikt klassifiseringssystem vil være å gi faggrupper og personer innen forvaltning, rådgiving og forskning et felles verktøy for vurdering av miljøtilstand. Veilederen som foreligger i dag er en revidert versjon av Veiledning 97:03 Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (TA-1467/1997) som omhandler sjøvann og sedimenter (Klif, 2007b).

Kriteriene for fastlegging av klassegrensene er basert på internasjonale etablerte systemer for miljøkvalitetsstandere og risikovurdering av kjemikalier i EU (Klif, 2007b). Klassifiseringen er basert på økologiske effekter der de fem tilstandsklassee gjenspeiler reelle forskjeller i risiko for skade på levende organismer (Klif, 2008a).

Overskridelse av klasse I kan tyde på påvirkning fra en eller flere punktkilder (Klif, 2007b). Referansenivåene må betraktes som et praktisk verktøy for norsk miljøforvaltning. Hovedfunksjonen vil være å identifisere områder som kan være påvirket av lokale miljøgifter (klasse II) og der det eventuelt kan være nødvendig med tiltak (klasse III og høyere). Den øvre grensen for klasse II representerer en økende grad av skade på organismsamfunn i vannsøylen og sedimentene (Figur 2). Øvre klasse III er den konsentrasjonen som kan ventes å gi akutte toksiske effekter på enkelte arter selv ved episodiske eksponeringer (Klif, 2007b). Tabell 1 viser konsentrasjoner til utvalgte grunnstoff og organiske forbindelser for hver enkelt tilstandsklasse.



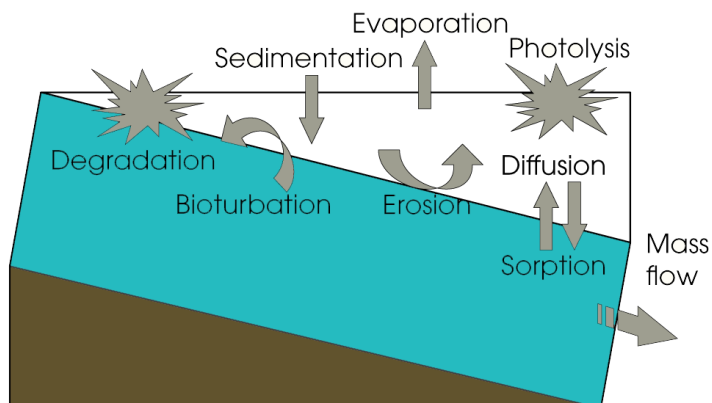
Figur 2 – Fem tilstandsklasser for forurenset sjøbunn (Klif, 2007b).

Tabell 1– Oversikt over metallkonsentrasjoner og organiske forbindelser med tilhørende tilstandsklasser.

	Tilstandsklasser	I	II	III	IV	V
		Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Metaller	Arsen (mg As/kg)	20	52	76	580	580
	Bly (mg Pb/kg)	30	83	100	720	720
	Kadmium (mg Cd/kg)	0,25	2,6	15	140	140
	Kobber (mg Cu/kg)	35	51	55	220	220
	Krom (mg Cr/kg)	70	560	5900	59000	59000
	Kvikksølv (mg Hg/kg)	0,15	0,63	0,86	1,6	1,6
	Nikkel (mg Ni/kg)	30	46	120	840	840
	Sink (mg Zn/kg)	150	360	590	4500	4500
PAH	Naftalen (µg/kg)	2	290	1000	2000	2000
	Acenaftlyn (µg/kg)	1,6	33	85	850	850
	Acenaften (µg/kg)	4,8	160	360	3600	3600
	Fluoren (µg/kg)	6,8	260	510	5100	5100
	Fenantren (µg/kg)	6,8	500	1200	2300	2300
	Antracen (µg/kg)	1,2	31	100	1000	1000
	Fluoranthen (µg/kg)	8	170	1300	2600	2600
	Pyren (µg/kg)	5,2	280	2800	5600	5600
	Benzo[a]antracen (µg/kg)	3,6	60	90	900	900
	Chrysen (µg/kg)	4,4	280	280	560	560
	Benzo[b]fluoranten (µg/kg)	46	240	490	4900	4900
	Benzo[k]fluoranten (µg/kg)		210	480	4800	4800
	Benzo(a)pyren (µg/kg)	6	420	830	4200	4200
	Indeno[123cd]pyren (µg/kg)	20	47	70	700	700
	Dibenzo[ah]antrazen (µg/kg)	12	590	1200	12000	12000
	Benzo[ghi]peryl (µg/kg)	18	21	31	310	310
	PAH16 (µg/kg)	300	2000	6000	20000	20000
	PCB7 (µg/kg)	5	17	190	1900	1900
	PCDD/F (TEQ) (µg/kg)	0,01	0,03	0,1	0,5	0,5
	Heksaklorvbenzen (HCB) (µg/kg)	0,5	17	61	610	610
	TBT (µg/kg)	1	5	20	100	100

2.2.3 Spredning av miljøgifter

Spredning er en reaksjon mellom vannfasen og sedimentet, og vil være påvirket av partikkelkonsentrasjon, tetthet, partikkelsammensetning, løsningsammensetning, reaksjoner mellom kjemiske specier, pH, redoks potensialet og biologisk aktivitet (Santschi et al., 1990). De ulike prosessene som er involvert i spredning er illustrert i Figur 3.



Figur 3 – Hovedprosessene som bestemmer mobiliteten til forurensningen i et akvatisk miljø (NGI, 2008e).

Topplaget til marine sediment er typisk bestående av finkornet materiale med høyt vanninnhold. På grunn av dette innehar de en lav skjærfasthet, noe som resulterer i resuspensjon og remobilisering forårsaket av strøm, bølgeenergi og båttrafikk (NGI, 2008e). Det er vanlig med en blanding av flere forskjellige kornstørrelser og det er derfor nødvendig med klasser for flere forskjellige sedimentsammensetninger (MAREANO). Hvilke typer kornstørrelser sedimentet består av vil fortelle mye om risikoen for spredning. De forskjellige kornfordelingene har forskjellige egenskaper når det gjelder spredning; veldig fint korn spres i mye større grad enn grovere korn (Krumgalz et al., 1992). I et område vil fordelingen av partikkelstørrelsen variere signifikant (Di Toro, 2001).

2.2.4 Risikoverktøyet TA2802

Bakgrunnsdokumentene til veilederen for risikovurdering TA2803 anbefaler å ta ut en serie med Wentworth-sikter med maskestørrelser fra 2000 μm til 63 μm for hver stasjon (Klif, 2011a). Vekten av alle fraksjonene bestemmes til nærmest 0,01 g og en kumulativ vektprosentfordeling over hele størrelsesspekeret beregnes for hver stasjon. Beregningen brukes videre for å bestemme median partikkeldiameter og standard avvik, samt skjevhet og kurtosis (hvor smal eller bred fordelingen er) for fordelingen (Klif, 2011a). I risikovurderingen brukes ett kornfordelingsnitt for hvert delområde i en havn eller fjord.

Risikoverktøyet TA2802 er et Excel dokument med innlagt ligninger for blant annet beregning av spredning. Beregningsverktøyet brukes for å estimere spredning, human og økologisk risiko. Risikoverktøyet brukes i Trinn 2 i risikovurderingen.

Ved en undersøkelse av et område ved bruk av risikoverktøyet TA2802 beregnes spredningshastighet eller fluks av miljøgifter ut av sedimentene enten via porevannsutveksling, oppvirvling av partikler eller transport gjennom næringskjeden (Klif, 2011a). Metoden for beregning av fysisk spredning fra sediment er utviklet med hovedvekt på biodiffusjon og erosjonsprosesser. Fluks oppgis i enheten mg/m²/år.

For transport av stoffer fra sediment uten erosjon eller sedimentasjon vil mekanismene molekylærdiffusjon og biodiffusjon være viktige. Molekylærdiffusjon er den rene fysiske diffusjonen mellom sedimentet og vannfasen, mens biodiffusjon vil være den som forsterker diffusjonen på grunn av bunnfauna-aktivitet (Klif, 2011a).

En retardasjon av miljøgifter ved adsorpsjon er noe som skjer dersom miljøgiftene diffunderer gjennom renere sedimenter der kornoverflatene ikke er mettet med miljøgiften som diffunderer. Beregning av fluks fra forurenset sediment ser bort fra retardasjon ved å anta at det forurensete sedimentet er i overflaten (Klif, 2011a).

Risikoverktøyet TA2802 som er utviklet av NIVA og NGI på oppdrag fra Klif benytter ligningene som er beskrevet under for beregning av spredning av miljøgifter fra bunnsediment.

Biodiffusjon

Ligning (1) er basert på den nederlandske Rijkswaterstaats beregningsmetoder for transport av miljøgifter fra sedimenter via biodiffusjon (Klif, 2011a). Ligningen tar hensyn til sedimentets geometri (porøsitet og tortuositet), stoffets molekylærdiffusjon, diffusjonsvei (lengde) og en faktor (a) som tar hensyn til økt transport på grunn av bioturbasjon. Ligningen er grunnlaget for beregning av biodiffusjonsfluks (F_{diff}) i risikoverktøyet (mg/m²/år).

$$F_{diff} = \frac{n}{\tau} \cdot a \cdot D_s \cdot \frac{C_{pv}}{\Delta X} \cdot 3,5 \cdot 10^8 \quad (1)$$

Nedenfor er det gitt en forklaring til betydningen av parameterne som er angitt i ligning (1):

n - porøsitet

D_s – Molekylærdiffusjonskoeffisient, cm²/s

C_{pv} – Porevannskonsentrasjon, mg/L

ΔX – diffusjonslengde, cm

τ – Tortusitet (krunglingsfaktor)

a – faktor som diffusjonshastighet økes med bioturbasjon

Propelloppvirvling

Ligning (2) beskriver spredning generert av propelloppvirvling (mg/m²/år). Sedimenter som ligger på vanddyb grunnere enn ca. 20 meter kan spres som følge av propelloppvirvling. Det må derfor skilles mellom områder som er påvirket av skipsaktivitet og de som ikke er det. Beregningen gjøres ut fra antall skipsanløp per år og et estimat av oppvirvlet mengde sediment. Det er mye usikkerheter knyttet til denne beregningen, da man har lite kunnskap om den faktiske mengden som blir virvlet opp (Klif, 2011a).

$$F_{\text{skip}} = \frac{2 \cdot N_{\text{skip}} \cdot m_{\text{sed}} \cdot C_{\text{sed}} \cdot (F_{\text{løst}} + F_{\text{susp}})}{A_{\text{skip}}} \quad (2)$$

Betydningen av disse parameterne i likning (2) er angitt nedenfor:

2 – Multiplikasjonsfaktor som dekker anløp og avgang av båten

N_{skip} – Antall skipsanløp per år (havnemyndigheter)

C_{sed} – Sedimentkonsentrasjon innenfor området (mg/kg t.v., måles)

F_{løst} – Fraksjon løst, den delen av sedimentinnholdet som kan løse seg opp etter oppvirvling (10/K_d, stoffavhengig eller utlekkingsstest ved L/S = 10)

F_{susp} – Totalt sedimentareal <20 m dyp (>15 m der det kun er trafikkmønster, er avhengig av antall anløp)

m_{sed} – Mengde oppvirvlet finfraksjon sediment i tørrvekt (kg pr.anløp en veg)

Opptak av organismer

Ligning (3) viser spredning basert på opptak av organismer og predasjon ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$). Beregningene forutsetter at bunndyrbiomassen er tilnærmet konstant over tid.

$$F_{\text{org}} = \frac{C_{\text{bio}}}{OC_{\text{bio}}} (OC_{\text{sed}} \cdot (1 - d) - OC_{\text{resp}}) \cdot 1/10 \quad (3)$$

Parameterne i ligning (3) med betydning er beskrevet nedenfor:

C_{bio} – vevskonsentrasjon i bunnfauna (mg/kg t.v.måles eller beregnes)

OC_{cbio} – mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse (0,25 g/g. t.v.)

OC_{sed} – tilførsel av organisk karbon til sedimentet utenfra ($200 \text{ g}/\text{m}^2/\text{år}$)

d - fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes (0,47 g/g)

OC_{resp} – organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet ($31 \text{ g}/\text{m}^2/\text{år}$)

Total fluks

Ligning (4) viser total fluks (F_{tot}) av et stoff ut av sedimentet (uttrykt med $\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$).

$$F_{\text{tot}} = F_{\text{diff}} + F_{\text{skip}} + F_{\text{org}} \quad (4)$$

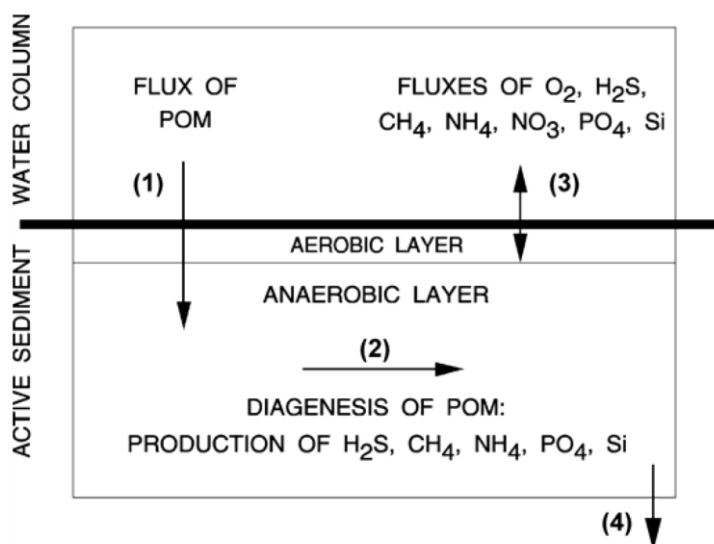
Fordelingskoeffisienter, K_d

Porevann befinner seg mellom partiklene i sedimentet, og det er i denne fasen at de kjemiske reaksjonene vil foregå. Diffusjon mellom vannfasen og sediment skjer her (Di Toro, 2001). Fordelingskoeffisienter, K_d , beskriver fordelingen mellom stoffkonsentrasjon i sedimentet og porevann ved likevekt. Ligning (5) viser beregning for K_d -verdien der C_{sed} er målt sedimentkonsentrasjon for et x metall/forbindelse og C_{pv} er målt porevannskonsentrasjon for samme metall eller forbindelse (Klif, 2011a).

$$K_d = \frac{(C_{\text{sed}})}{(C_{\text{pv}})} \quad (5)$$

Erfaring tilsier at K_d -verdiene kan variere sterkt i sedimentet med gammel forurensning eller der forurensningen er sterkt bundet til kullholdig partikulært materiale. I stedet for å bruke standard K_d -verdier kan det derfor være hensiktsmessig å bestemme fordelingskoeffisient ved å måle porevannskonsentrasjonen og beregne K_d -verdien utfra konsentrasjon i sedimentet og vannet (Klif, 2011a).

På Figur 4 kan man se at diffusjon mellom vannfasen og sedimentfasen vil foregå i det aerobe laget som er det øverste laget på sjøbunnen. Reaksjonen som er merket med tallet 3 i figuren viser omdanning av løselige specier til partikkelspecier via sorpsjon. Speciene blir transportert via diffusjon og partikkelblanding i det aerobiske laget hvor de blir overført til vannlaget over, og reagerer enten videre der eller blir blandet i det anaerobe laget (Di Toro, 2001).



Figur 4 – Skjematisk oversikt over næringsstoff og oksygen sediment fluksmodell (Di Toro, 2001).

Parameteren som vil dominere mest ved beregning av spredning vil variere fra område til område, men det er observert at parameterne karbonfluks til sedimentet (OC_{sed}), økende diffusjon grunnet bioturbasjon (a), sediment-vann koeffisienten K_d , benthic biota-vann biokonsentrasjon faktor (BCF_{fisk}) og massen av resuspensjon av finkornet sediment under skipaktivitet (m_{sed}) vil ha større påvirkning enn de andre uansett område (Saloranta et al., 2011). Figur 5 viser et utklipp av risikoverktøyet TA2802.

		Beregnet maksimal spredning					
1		$F_{tot, maks}$ [mg/m ² /år]	$F_{diff, maks}$ [mg/m ² /år]	$F_{skip, maks}$ [mg/m ² /år]	$F_{org, maks}$ [mg/m ² /år]	$F_{tot, middel}$ [mg/m ² /år]	
2	x	Stoff					
3	x	Arsen	3,21E+02	3,20E+02	mangler data	7,09E-01	3,20E+02
4	x	Bly	8,06E-01	6,96E-01	mangler data	1,10E-01	7,97E-01
5	x	Kadmium	5,32E-01	5,29E-01	mangler data	2,67E-03	5,32E-01
6	x	Kobber	1,40E+00	1,31E+00	mangler data	8,79E-02	1,38E+00
7	x	Krom totalt (III + VI)	2,21E+00	2,19E+00	mangler data	1,51E-02	2,21E+00
8	x	Kvikksølv	3,39E-02	3,31E-02	mangler data	7,66E-04	3,12E-02
9	x	Nikkel	4,90E+00	4,87E+00	mangler data	2,98E-02	4,90E+00
10	x	Sink	7,51E+00	5,18E+00	mangler data	2,34E+00	7,40E+00
11		Naftalen	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
12		Acenaftalen	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
13		Acenaften	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
14		Fluoren	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
15		Fenantren	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
16		Antracen	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
17		Fluoranten	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
18		Pyren	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
19		Benzo(a)antracen	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
20		Krysen	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
21		Benzo(b)fluoranten	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
22		Benzo(k)fluoranten	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00
23		Benzo(a)pyren	0,00E+00	mangler data	mangler data	mangler data	0,00E+00

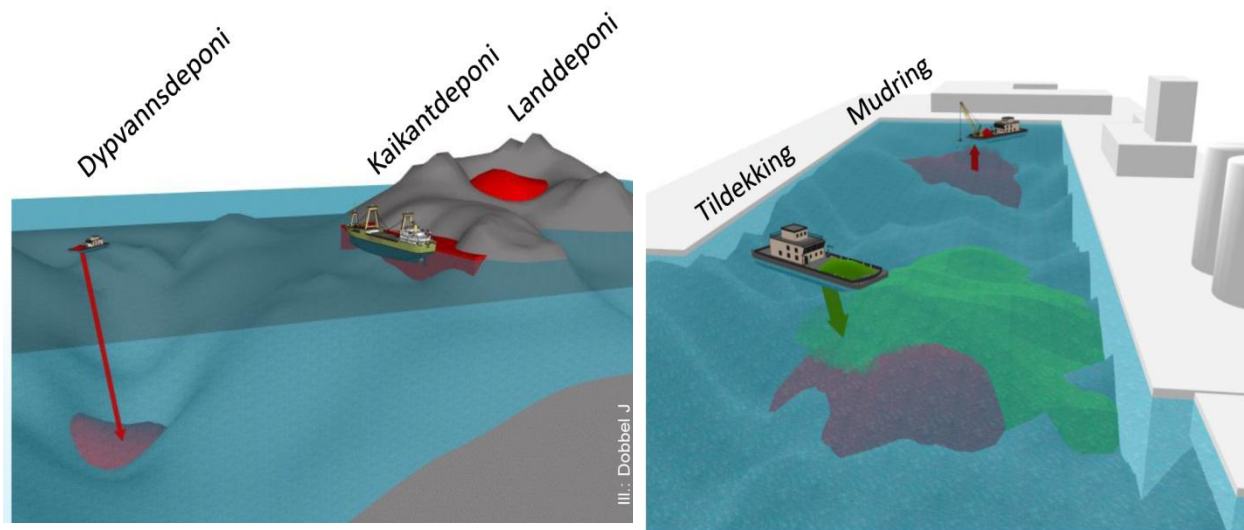
Figur 5 – Screen shot av risikoverktøyet TA2802.

Ut fra disse beregningene bestemmes snitt og maksimal spredning i et område. Det eksisterer ingen nasjonale eller internasjonale grenseverdier for hva som regnes for akseptabel spredning. Hva som defineres som akseptabel spredning fra sedimentene vil være avhengig av hva slags miljømål området har (Klif, 2007b).

2.2.5 Mudring

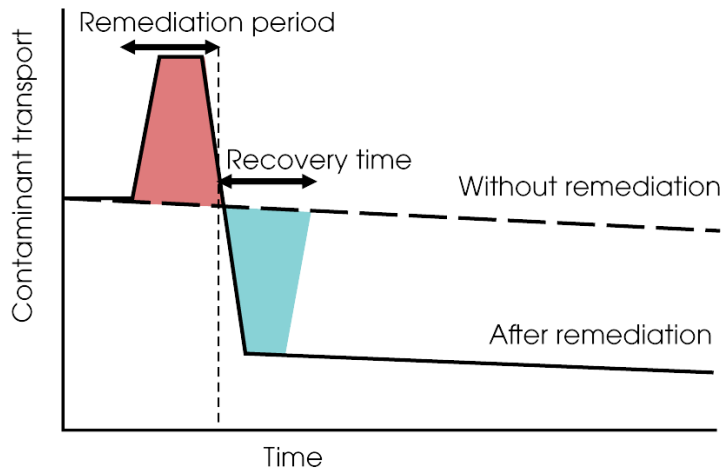
Forurensede sediment kan bli tildekket av rene masser ved hjelp av naturlig sedimentering, men sedimenteringsraten i norske fjorder og havner er for lav til at aktive kilder kan bli dekket over på denne måten. Det har derfor vært behov for tiltak for å dekke over eller fjerne de forurensede sedimentene, slik at de ikke utgjør en risiko for spredning av miljøgifter (Breedveld et al., 2010). Mudring er fortsatt et felt som har stort forbedringspotensial med hensyn på miljøopprydding (Breedveld, 2008). Metodene som eksisterer i dag er ikke optimale, og kan i enkelte tilfeller forverre forurensningstilstanden under gjennomføringen i form av resuspensjon og resedimentering. I tillegg må mudringsmassene bli lagret et sted etter tiltaket (NGI, 2008e).

Per i dag er det tre kategorier som er gjennomførbare: Mudring, tildekking og behandling, og rensing. Ofte er det nødvendig å kombinere flere tiltaksmetoder i et område (NGI, 2008a; Trondheimhavn, 2011). Tegningen til venstre i Figur 6 viser to metoder (mudring og tildekking) som ofte er kombinert for å få best mulig miljøtilstand etter mudring (NGI, 2008a). Etter mudring er det ofte behov for å plassere mudringsmassene i et deponi. I samme figur til høyre vises tre lokaliteter i et gitt område som kan være aktuell til dette formålet.



Figur 6 – Fjerning av forurensede masser (mudring) og tildekking med rene masse til høyre. Til venstre vises deponering av mudringsmasser, her illustrert med forslag til lokaliteter (Trondheimhavn, 2011).

Grafen i Figur 7 illustrerer forskjellen på spredning av miljøgifter etter mudring sammenlignet med naturlig sedimentering. Selv om det er fordelaktig å fjerne de forurensede massene er dette en prosess som ofte må gjøres flere ganger for at resultatet skal bli tilfredsstillende (Rambøll, 2009b; Multiconsult, 2011a; NGI, 2011d).



Figur 7 – Effekten av mudring med hensyn på spredning av miljøgifter sammenlignet med naturlig sedimentering. Y-aksen viser til spredning av miljøgifter (g/år) og x-aksen viser tid (år) (NGI, 2008e).

2.3 Kvaliteten på datasettet

2.3.1 Prøvetaking

Prøvetaking utgjør en viktig rolle ved vurdering av et område. Ved prøvetakingen kan det bestemmes om det er tilstedeværelse av farlige eller giftige kjemikalier. Kvaliteten av prøvetakingen, analysen og datatolkningen er derfor essensiell for å sikre at gode og ikke minst riktige avgjørelser blir tatt (Myers, 1997). Viktigheten av at riktige verktøy blir brukt for å minimalisere usikkerheter i denne prosessen er derfor svært høy. Figur 8 viser et topografisk kart (batymetri) for havneområdet i Trondheim havn. Batymetrisk analyse kan gi informasjon om sedimenttyper basert på sjøbunnens helningsgradienter og sjøbunnens morfologi. Dette vil gi viktig informasjon ved planleggingen av prøvetakingen slik at resultatet vil være representativt for hele sjøbunnen (NGU, 2005; Klif, 2007a).



Figur 8 – Batymetri for Trondheim havneområdet (NGU, 2009).

2.3.2 Antall prøver

Antall prøver tatt i et område vil også være av stor viktighet i denne sammenheng. Gjennom prøvetakingen er målet å nøyaktig kunne bestemme omfanget av forurensningen (Myers, 1997). Siden undersøkelser og overvåking ofte har små budsjett er det viktig å kunne vite hvordan man på best mulig måte kan undersøke et område der resultatet er tilfredsstillende statistisk sett. Fra et statistisk perspektiv er kjernen i en undersøkelse eller overvåking først og fremst prøvetakingen (Gruijter et al., 2006).

Ifølge bakgrunnsdokumentet til Veilederen for risikovurdering TA2803 (Klif, 2011a) vil antall stasjoner være avhengig av formålet med undersøkelsen. Sedimentområder vil være bunnarealene som skal risikovurderes og vannmassene over disse. I områder grunnere enn 20 m skal det tas blandprøver fra minimum 5 sedimentstasjoner, hvor hver stasjon maksimalt kan representere 10 000 m² bunn (Klif, 2011a).

Ved områder der bunnen er mer enn 20 meter dyp er det forventet større homogenitet i sedimentstrukturen. Her kan hver stasjon representere inntil 40 000 m² bunn (Klif, 2011b). Et mer varierende sedimentområde krever at flere stasjoner må legges inn (Klif, 2011b). Hver blandprøve fra en stasjon sammenstilles av 4 parallelle enkeltprøver tatt i tilfeldige posisjoner innenfor arealet for stasjonen. Prøvetakingen bør dekke det øvre, biologiske aktive laget av

sedimentet, normalt de øvre 0-10 cm. Alle analysene utføres på denne blandprøven (Klif, 2011b). En blandprøvestørrelse på 0,3 liter vått sediment er tilstrekkelig for det minimum av fysiske og kjemiske analyser som kreves for risikovurdering i Trinn 1. For gjennomføring av alle toksistetstestene som kreves til risikovurderingen er det behov for til sammen ca. 10 liter prøve (Klif, 2011a).

Generelle retningslinjer for gjennomføring av feltarbeid i forbindelse med miljøkartlegging er gitt i Norsk Standard (NS) 9420. Valg av stasjoner for prøvetaking av sedimenter for risikovurdering og klassifisering av miljøkvalitet skal følges etter Norsk Standard NS-EN ISO 5667-19:2004. Ved bedømmelse av risikoen fra et sedimentområde skal plasseringen av prøvepunkter (stasjoner) gjøres slik at de er mest mulig representative for det området som skal beskrives. Dette gjøres skjønsmessig ut fra den kunnskap man har om området, første og fremst topografi og dybdeforhold (Figur 8). Undersøkelser som ekkoloddregistrering, sonar, videokamera eller sedimentprofilkamera kan være nyttig for å avgjøre om området bør deles inn i delområder som skal prøvetas hver for seg (Klif, 2011a). Komplekse områder blir videre delt inn i delområder og antall prøvestasjoner må økes. Det er viktig at informasjonen som skaffes fra hvert delområde er representativt, det vil si at for eksempel skipstraséer og badestrender dekkes på en tilfredsstillende måte.

Manglende kvalitet på prøvetakingen og den kjemiske analysen kan resultere i dårlige beslutninger og planlegging ved opprydning av et område. Dette kan videre kan gi en negativ påvirkning både økonomisk og ikke minst på kvaliteten av opprydningen (Myers, 1997).

Ved opprydning av forurenset marine sediment i Norge følges de generelle kravene til prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver som er angitt i NS-EN ISO 5667. Disse kravene vil være gjeldende både for prøver som skal benyttes for risikovurderingen og for prøver som skal benyttes for klassifiseringsmål. Hvilke typer prøvetakere som er egnet til de forskjellige sedimentforholdene er også angitt (Klif, 2011a).

Ved klassifisering av tilstanden i de øvre 5 cm av sedimentet er grabb type van Veen angitt som tilfredsstillende. Kjerneprøvetaker eller boksprøvetaker er også kvalifisert til dette formålet (Klif, 2011a). Prøvetakeren (av type Van veen) vil samle ned til ca. 10 cm sedimentdyp i et mudderaktig sediment og ca. 5 cm i et sandig sediment. Dypere sedimentprøver vil kreve kjerneprøvetaker eller boksprøvetaker som er mer egnet til dette. Det er veldig viktig at prøven som tas opp er minst mulig påvirket av overflatesjiktet. For kjerneprøvetaker vil dette bety at den må være helt åpen, mens for grabb og boksprøvetaker vil dette innebære at de må senkes langsomt. Prøvekvaliteten må deretter kontrolleres

visuelt når prøven kommer opp. En god prøve gjenkjennes med en uforstyrret sedimentoverflate og relativt klart vann over prøven (Klif, 2011a).

De øverste 1 eller 2 cm av sedimentprøven tas ut for kjemisk analyse for beskrivelse av overflatelaget, mens de øvre 5 cm tas ut for kornfordeling. Der prøvetakingen ved dykking blir praktisert utføres prøvetakingen med kjerneprøvetakere. Dette er åpne sylindere av 30-50 cm lengde, og diameter på 5-10 cm. For god kontroll av prøve kvalitet bør cylinderen være av klarplast. Cylinderen skal presses forsiktig ned i bunnen og lukkes oventil med gummikork før den trekkes opp (Klif, 2011a).

2.3.2 Analysemetoder og deteksjonsgrenser

Ved planlegging av en undersøkelse av et område vil valg av analyseteknikk være den viktigste faktoren. Forskjellige analytiske teknikker vil inneha forskjellige deteksjonsgrenser for samme element og forskjellige laboratorier vil inneha forskjellige deteksjonsgrenser for samme element selv om samme analytisk teknikk er benyttet (Reimann, 2008). Dersom et område skal kunne sammenlignes i forurensningsgrad med et annet må samme krav være satt. Både for prøvetaking og analyser er det ofte flere metoder som er i bruk for samme formål. Alternative prøvetakingsmetoder og innsamlingsredskaper vil kunne gi prøver som er ulike både i innhold og kvalitet, og alternative analysemetoder vil kunne variere i presisjon og nøyaktighet. Dersom det skal være mulig å sammenligne område for område, samt endring etter tiltak bør datagrunnlaget helst være generert ved bruk av de samme metodene, og analysene gjennomført etter samme kvalitetskrav (Klif, 2011a).

Den laveste deteksjonsgrensen er typisk satt til å være den minste konsentrasjonen som kan bli målt relatert til en spesifikk teknikk. Prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (detection limit, DL som er den engelske betegnelsen) til den kjemiske analysemetoden er også noe som er viktig å ta med i vurderingen i et område. Det er flere fremgangsmetoder for hvordan slike variabler skal behandles. Fjerne hele variabelen eller alle prøver med verdier $<DL$ fra data analysen, merke alle observasjoner $<DL$ som manglende eller prøve å forutse en verdi for denne variabelen i hver prøve ved hjelp av multippel regresjon teknikker ved å bruke andre analytiske teknikker eller sette alle verdier markert med $<DL$ til en bestemt lavere verdi for eksempel halve DL. Den vanligste metoden er å sette alle som er markert med $<DL$ til halve verdien (Reimann, 2008).

2.4 Statistikk og tolkning av innsamlet data

På grunn av små budsjett, lav prøvetetthet, kompliserte miljøprosesser eller upresis prøvetakingsmetoder er den statistiske styrken ofte lav ved miljøovervåkningsstudier (Peterman og Gonigle, 1992). For å redusere kostnader og usikkerhet i data, burde prøvetakingen inkludere et vist minimum av antall prøver, for å minimalisere usikkerheten ved estimeringen av sannsynlighetsfordelingsfunksjonen (Chang et al., 2004). Hvert steg ved en sedimentundersøkelse fra prøvetaking og kjemiskanalyse til datatolkning vil gi en viss usikkerhet til den endelige vurderingen. Denne usikkerheten kan minimaliseres ved å bruke rett statistisk tilnærming (Chang et al., 2004). Det er derfor nødvendig å bestemme sannsynlighetsfordelingsfunksjoner eller kumulativ frekvensfordeling til de variable verdiene til området som skal undersøkes, for å få en oversikt over verdispredningen i datasettet før statistisk tilnærming blir bestemt (Chang et al., 2004).

Naturen er så kompleks at å forsømme usikkerheter involvert ved estimering av variable verdier i et område er uklokt. Fordelingen i datasettet må derfor sjekkes for symmetri før det utføres noen beregninger med hensyn på grenser for ekstrem verdier, selv ved bruk av robuste estimeringer (Chang et al., 2004; Reimann, 2008). Ulike nivåer for bakgrunn er ofte bestemt av miljøreglement i forbindelse med miljøopprydding for å kunne definere bakgrunnsnivå, terskel og "outlier" (Matschullat et al., 2000; Reimann og Garrett, 2005). Da bakgrunnsnivåer ofte kan variere både innenfor et prosjektområde og mellom ulike prosjektområder, vil derfor geokjemiske kart og kumulativ frekvensfordelingsplott være av stor nytte (Reimann og Garrett, 2005).

2.4.1 Aritmetisk gjennomsnitt

Aritmetisk gjennomsnitt og standardavvik er en kjent og pålitelig metode for å identifisere ekstrem verdier dersom datasettet er normalfordelt (Reimann, 2008). Aritmetisk gjennomsnitt beregnes som vist i ligning (6). Metoden er i liten grad egnet til å kunne brukes i en vurdering av typisk verdi for datasettet, da den i sterk grad lar seg påvirke av ekstremverdier, både lav og høye (Løvås, 2004). Aritmetisk gjennomsnitt kalles også middelvei eller aritmetisk middelvei (Løvås, 2004).

$$\bar{X} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n X_i \quad (6)$$

2.4.2 Persentil

I engelsk litteratur brukes begrepet "threshold" (terskel på norsk) om grenseområdet mellom bakgrunn og anomali. Denne terskelen defineres ofte som den konsentrasjonen som overskrider 2,5 % av prøvene og som ofte går under betegnelsen "outlier" (Bølviken, 1973; Reimann, 2008; Reimann et al., 2008). Ifølge Reimann med fl. vil prosent av ekstreme verdier for alle målinger være den samme (Reimann, 2008).

Dette er ikke nødvendigvis alltid gjeldende, da forskjellige datasett vil ha forskjellige persentiler av ekstremverdier. I noen datasett kan det for eksempel være tilfeller der det ikke eksisterer noen ekstremverdier, og i andre tilfeller ved multiple naturlige bakgrunnsprosesser vil det være "outliers" i hovedmassen, som er en del av den naturlige bakgrunnen (Reimann, 2008).

Miljøreglement har i noen tilfeller operert med 98 persentil av bakgrunnsdata som et mer fornuftig nivå (terskel) enn verdier kalkulert med gjennomsnitt $\pm 2 \cdot$ standardavvik. Problemet her vil være at selv persentiler vil endres med størrelse og lokasjon av det undersøkte området.

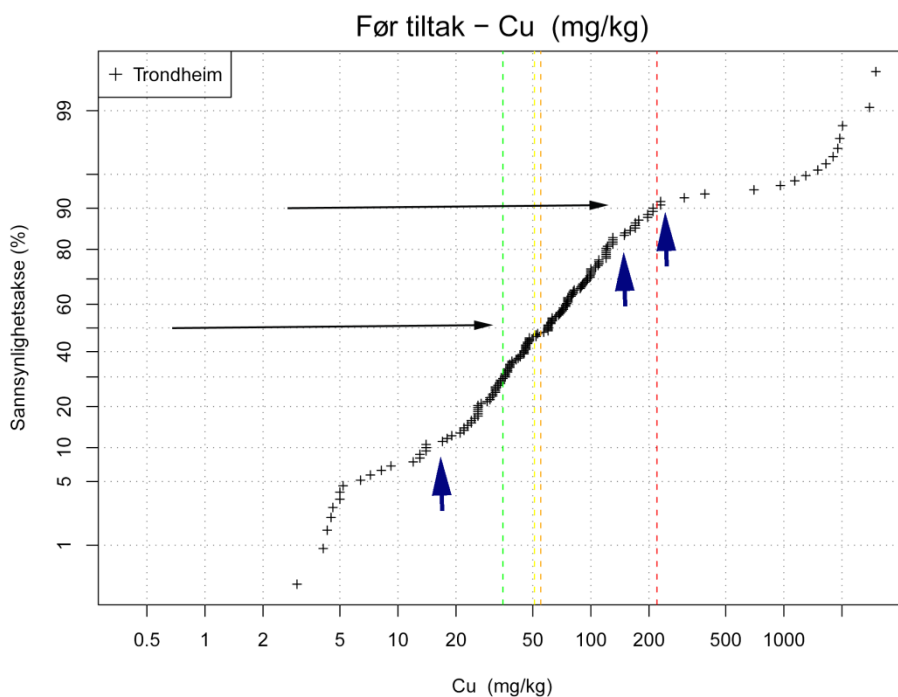
Detektering av "outliers" og uvanlig datastrukturer er en av hovedoppgavene i statistisk analysering av miljødata. Tradisjonelt, sett bort ifra at miljødatasett alltid er flerdimensjonal, er "outliers" mest sett på som en enkel variabel i et gitt datasett. Utforskning av "outliers" er ofte basert på lokalitet og spredning på datasettet (Reimann et al., 2005; Reimann, 2008).

2.4.3 Kumulativ frekvensfordeling

Ifølge Bølviken (Bølviken, 1973) vil den mest oversiktlige måten å organisere analysedata på være ved hjelp av kumulativ frekvensfordeling. Kumulativ frekvensfordeling gir et bilde av hvor stor andel av prøvene som befinner seg innenfor de enkelte konsentrasjonsintervallene. Dette gjøres ved suksessivt å summere alle frekvenser og videre avsette disse summene langs ordinaten (Bølviken, 1973; Howarth, 1983). Metoden er best vist ved sannsynlighet som har enten lineær eller logaritmisk skala langs y-aksen. Et uttrykk for middelverdi og spredning kan da detekteres grafisk.

Kumulativ frekvensfordeling viser målte verdier langs x-aksen og y-aksen viser sannsynligheten for empirisk kumulativfordelings funksjon som prosentvis 0 til 100 (Reimann, 2008). Sannsynlighetsberegningen er et verdifullt verktøy ved analysering av geokjemiske

data på grunn av den kjente normal eller logaritmiske karakteren til den type data, i tillegg til at metoden er lett å bruke i felt (Howarth, 1983). Figur 9 viser kumulativ frekvensfordeling av målte kobberkonsentrasjoner i sedimentet i Trondheim havn.



Figur 9 – Eksempel på et kumulativt frekvensfordelingsplott. Y-aksen angir prosentvis sannsynlighet og x-aksen angir konsentrasjonen til et gitt stoff, X, i dette eksempelet kobber. De horisontale svarte pilene markerer henholdsvis 50 persentilen og 90 persentilen, og de blå vertikale pilene markerer knekkpunkt i kurven.

Én av fordelene med dette plottet er at hvert enkelt prøvepunkt er synlig. En geokjemiker vil derfor lett kunne identifisere uvanlige høye eller lave verdier og knekkpunkter som gir indikasjoner på populasjoner i fordelingen (Bølviken, 1973; Reimann et al., 2005). Ekstremverdier vil bli detektert som enkle punkt i plottet og verdier som befinner seg under deteksjonsgrensen vil vises som en vertikal linje nederst på plottet (Reimann et al., 2005; Reimann, 2008).

Veldig høye verdier kan indikere minerallager eller en forurensningskilde. En knekk i fordelingen tyder på tilstedeværelsen av forskjellige naturlige faktorer som geologi, forvitring eller klima, eller forskjell i forurensningskilde som har påvirket fordelingen av data (Bølviken, 1973). I store regionale undersøkelser kan data reflektere både naturlige- og antropogene prosesser. Plottet kan brukes med den fordelingen at det kan identifisere klasser for geokjemisk kartlegging som kan ha en direkte relasjon til statistisk datafordeling via anvisning til klassegrenser til disse knekkpunktene (Bølviken, 1973).

Grafisk kan kurven noen ganger fremstå som rettlinjet i midtpartiet på begge sider av 50-persentilen og bøyes av i begge ender, typisk til en S-formet kurve (Figur 9). Avbøyningen kan skyldes faktorer som lavt antall prøver eller at analysemetodens nøyaktighet varierer med konsentrasjonen. Dersom det første ikke er tilfellet kan den ene avbøyningen være på grunn av geokjemisk bakgrunn og den andre vise til geokjemisk anomali. Anomali er en betegnelse på irregularitet eller en ujevnhet som avviker fra normen og kan i enkelte tilfeller betraktes som en del som ikke er ansett å være geogent (Hawkes og Webb, 1962). Geogent vil si at metallet forekommer naturlig, altså det motsatte av antropogent.

Ved mange anledninger er det mulig å trekke en rett linje gjennom nedre og midtre del av den empiriske fordelingskurven og la denne linjen representere bakgrunnen (Bølviken, 1973). Ved undersøkelse av et forurenset område vil ofte naturlig bakgrunn være representert ved den nedre delen av datafordelingen, dermed må fokuset og tolkningen være i det området (Reimann et al., 2005).

Frekvensfordeling for elementer i geologiske materiale er, ifølge Bølviken, lognormale og denne regelen vil ofte stemme godt med spormetaller (Bølviken, 1973).

Kumulativ frekvensfordeling plott er spesielt nyttig da det gir en mulighet til å direkte kunne visualisere estimering av median (50 persentil), eller en hvilken som helst annen verdi fra x-aksen, eller prosentvis se hvilke prøver som havner under eller over en viss terskel (Reimann, 2008). Det gir også mulighet til å observere hvilke knekkpunkt som er på kurven og under hvilken persentil de befinner seg, men identifisering av terskel i et kumulativt frekvensfordelingsplott er ikke dermed sagt enkelt (Reimann et al., 2005). Identifisering av ekstremverdier, dersom de eksisterer er ofte lite problematisk, men å detektere knekkpunkt kan være subjektivt der erfaring kan spille en stor rolle. Selv om det eksisterer ulike dataverktøy som kan finne noen av disse, vil et trent øye alltid være det beste redskap (Reimann et al., 2005). Utfordringen med objektivt å kunne identifisere disse terskelnivåene er nok også årsaken til at disse plottene ikke er brukt i noe utstrakt grad, men benyttet sammen med kart er de et verdifullt verktøy (Reimann et al., 2005).

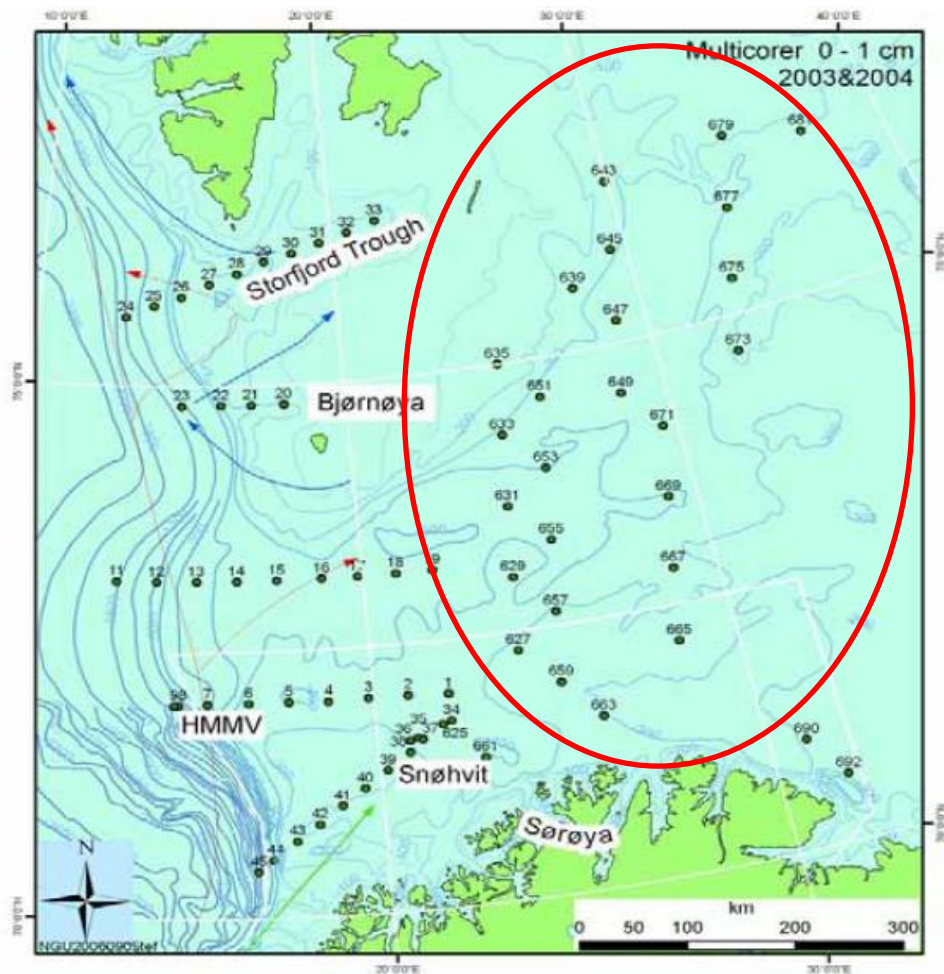
2.5 MAREANO-prosjektet

Norge har enorme havområder, og høster store rikdommer fra havet. Fiskerier har vært en bærebjelke i norsk økonomi, og nå gir inntektene fra olje- og gassindustrien et betydelig tilskudd til statsbudsjettet. Samtidig har miljøet på havbunnen vært dårlig kartlagt. Regjeringen startet derfor opp kartleggingsprogrammet MAREANO (Marin aREALdatabase for Norske kyst- og havområder) for å fylle kunnskapshullene (Buhl-Mortensen et al., 2010).

Undersøkelser i Norskehavet og Barentshavet ble utført i perioden 2003-2005 der det ble samlet inn sedimentprøver og sjøvannsprøver. Sedimentprosesser og potensielle sedimenteringer for sedimenter ble også studert. Den geologiske og geokjemiske prosessen som kan hjelpe med å forklare sammensetningen og nivåene til olje/PAH i sedimentene har blitt utført av NGU (Norges Geologiske Undersøkelse). NGU har brukt geologisk og geokjemiske analyser for å bestemme sedimentkarakteristikker som kornstørrelsesfordeling og total organisk karbon innhold (TOC) og annet geologisk og geokjemisk informasjon av prøvene. Havinstituttet har analysert de organiske miljøgifter som ulike PAH-er og TOC (Havforskningsinstituttet, 2007).

De 73 prøvelokalitetene dekker forskjellige sedimenteringer, inkludert marine miljø påvirket av Nord Atlantiske strømmer og strømmer fra Norskekysten i sørlige deler av Barentshavet. I den nordlige delen av prøvetakingsområdet er den marginale is-sonen som danner et marint miljø med høy biologisk produktivitet og is-transportert materiale.

I undersøkelsene fant de ut at kornstørrelsesfordelingen, fordelt på leire (<2 µm), slam (2-63 µm), sand (63-2000 µm) og grus (>2000 µm), øverst i sedimentet varierer signifikant. Slam og leire, <63 µm er definert som mudder-fraksjon av sedimentet og utgjør 5-85 % av sedimentet. Uorganiske forurensningskonsentrasjoner er generelt lave med noen få unntak. Arsen er et grunnstoff, som forekommer i høye konsentrasjoner, og som korresponderer til klasse III ifølge tilstandsklassene. Nikkel (Ni) har 28 prøver som er klassifisert som klasse II forurensning. Tungmetallene inkludert kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), kopper (Cu), krom (Cr), sink (Zn) hadde alle konsentrasjoner som tilsvarte Klifs tilstandsklasse I (NGU, 2006). Analysene viser til at PAH og THC konsentrasjonene i sedimentet er lave og har ingen betydelig antropogen påvirkning. Naturlige kilder medfører økte konsentrasjoner av THC og PAH i sedimentene sør for Svalbard (Havforskningsinstituttet, 2007). Figur 10 viser kartet med prøvestasjonene for området som ble undersøkt i dette tidsrommet. Den røde ringen illustrerer hvilke prøvestasjoner som har blitt valgt ut i denne oppgaven.



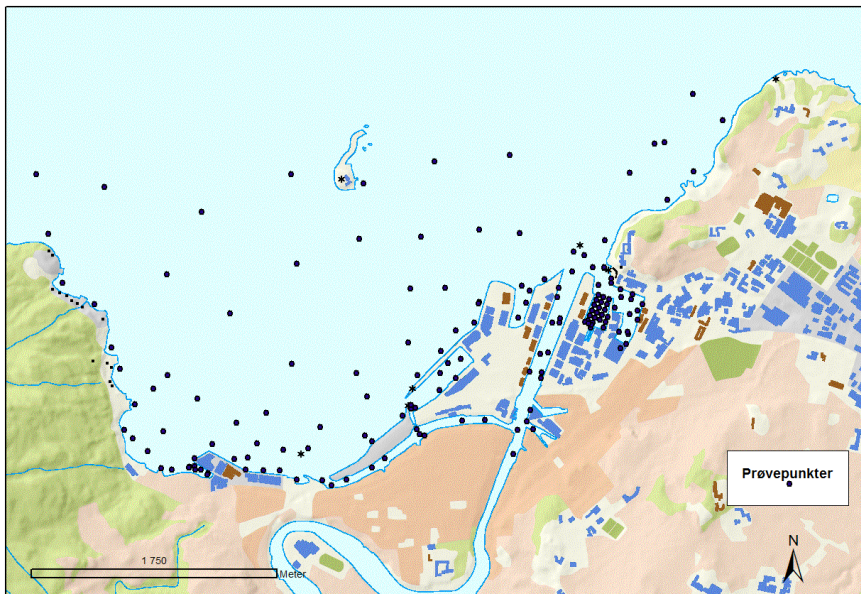
Figur 10 – Kart fra MAREANO-prosjektet. Undersøkelsene i Norskehavet og Barentshavet ble utført i perioden 2003-2005 der det ble samlet inn sedimentprøver og sjøvannsprøver. Prøvetakingsstasjoner er merket av på kartet (NGU, 2006). Prøvestasjoner som er innenfor den røde ringen har blitt benyttet i denne oppgaven.

3. Datagrunnlag og metode

Jeg har brukt foreliggende datasett for Trondheim, Sandefjord, Kristiansand og Stamsund. Trondheim og Sandefjord har gjort undersøkelser og risikovurdering før miljøopprydding. Stamsund har gjort undersøkelser og risikovurderinger før oppryddingen, etter mudring og etter remudring av havneområdet. Datasettet fra Kristiansand består av undersøkelser etter miljøopprydding av sjøen.

3.1 Trondheim

I Trondheim havn (Figur 11) er hele området undersøkt og risikovurdert. Tiltaksplanen har klare miljømål for området, der det er satt som kriteria at området skal oppnå tilstandsklasse III etter opprydding.



Figur 11 – Kart over Trondheim med avmerkete prøvestasjoner.

Grunnlagsmaterialet for Trondheim havn er resultater fra kartleggingen i 2000, undersøkelser i forbindelse med Pilotprosjektet 2003-2008 og undersøkelser gjennomført høsten 2009 og vår 2010. Datagrunnlaget i denne oppgaven bygger derfor på data fra denne perioden. Sedimentundersøkelsene er utført av NGU og NGI i Trondheim. Risikovurderingen er gjennomført av NGI i Trondheim.

3.1.1 Undersøkelser

Trondheim havn har tidligere gjort miljøundersøkelser gjennom pilotprosjektet som pågikk i 2002-2005. Dette prosjektet ble gjennomført i et samarbeid mellom Trondheim Havn, Rambøll, DNV Consulting og Skanska.

I delområdet Fagervika/Illsvika Nord ble det i 2010 ryddet opp i en kilde på land som forårsaket store forurensninger til sjøbunn. Oppredningsverket til Killingdal Grubeselskap A/S var i drift fra 1952-1980, og fra dette anlegget har svovelkis, kobbermalm og sinkmalm blitt prosessert, og store avgangsmasser fra denne virksomheten har blitt dumpet i fjorden. Effekten av fjerning av denne kilden er ikke stadfestet enda, men det antas å gi betydelig miljøforbedring i sjøområdet (NGI, 2011j).

Inndelingen av havneområdet er basert på arealbruk. De ulike delområdene er som følger (NGI, 2011a):

1. Høvringen
2. Fagervika
3. Illsvika
4. Ila sør
5. Ila nord
6. Brattøra nord
7. Kanalen
8. Brattøra sør
9. Nidelva
10. Nyhavna
11. Ladehammeren/Østamarkneset
12. Munkholmen

Områdeinndelingen er gjennomført av Trondheim kommune, og baserer seg på områdeinndelinger som ble gjort under gjennomføring av Pilotprosjektet. Tabell 2 viser arealstørrelse for hvert delområde.

Trondheim kommune har definert målsettinger for undersøkelsene og dataene skal gi et grunnlag for stedsspesifikk risikovurdering for de ulike områdene. Risikovurderingen benyttes til å vurdere oppryddingsbehovet og aktuelle tiltak (NGI, 2011b). Opprydding i forurenset sjøbunn fokuserer hovedsakelig på områder grunnere enn 20 meter, da erfaring viser at sjøbunnen på større dyp enn dette i liten grad påvirkes av skipstrafikk og bølger (Klif, 2011c).

Det operasjonelle målet for arbeidet med forurenset sjøbunn nær store byer og industristeder, bør være å redusere den generelle forurensningssituasjonen til moderat kjemisk tilstand som er klasse III i henhold til Klifs veileder (Klif, 2007b).

Tabell 2 – Oversikt over areal for hvert delområde (NGI, 2011b).

Områdenavn	Totalt areal (m ²)	Areal grunnere enn 20 m (m ²)	Areal dypere enn 20 m (m ²)
1. Høvringen	1.292.593	90.632	1.201.961
2. Fagervika	392.250	80.815	311.434
3. Ilsvika øst	62.279	48.203	14.076
4. Ilbassenget	95.464	95.464	0
5. Brattøra sør	517.567	142.404	375.163
6. Brattøra nord	723.615	258.509	465.106
7. Kanalen	95.230	95.230	0
8. Nidelva	234.593	234.593	0
9. Nyhavna	131.386	131.386	0
10. Ladehammeren	745.275	171.519	573.756
11. Munkholmen	4.980.297	433.501	4.546.795

Sedimentprøvetakingen ble gjennomført i totalt 90 stasjoner hvor prøvene ble tatt opp med VanVeen grabb i 75 stasjoner (overflateprøver) og kjerneprøvetaker i 15 stasjoner. Hver prøvestasjon representerer en blandprøve av minst fire prøver (NGI, 2011a).

Porevannsanalyser ble analysert hos NGI/Eurofins for alle Klifs 8 prioriterte tungmetaller og TBT. Prøvematerialet ble sendt til Eurofins AS for kjemisk analyse. Samme laboratorie har i tillegg utført bestemmelse av kornfordeling og utført toksistetester (NGI, 2010). Prøvene fra kartleggingen i 2000 er reanalysert slik at sedimentkonsentrasjonene som risikovurderingen baserer seg på er analysert ved samme laboratorium.

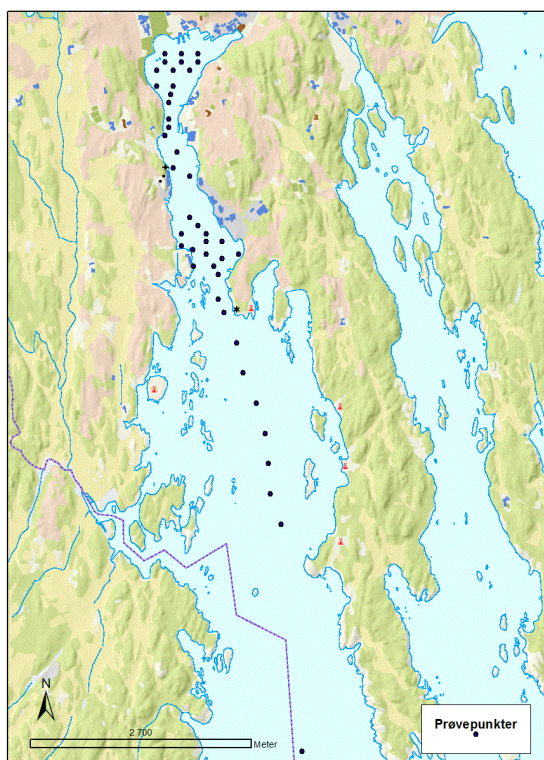
Resultatene til disse undersøkelsene er benyttet i risikovurderingen (NGI, 2011b). Tabell 3 viser en oversikt over antall prøver per delområde i Trondheim havn.

Tabell 3 – Oversikt over antall prøver per område (NGI, 2011b).

Områdenavn	Overflate prøver (0-10 cm)	Dypere lag (>10cm)	Totalt antall prøver
1.Høvringen	8	1	9
2.Fagervika	10	5	15
3.Ilsvika øst	13	10	24
4.Ilabassenget	7	2	9
5.Brattøra sør	12	2	14
6.Brattøra nord	24	11	35
7.Kanalen	11	11	22
8.Nidelva	19	14	34
9.Nyhavna	46	14	60
10.Ladehammeren	9	0	9
11.Munkholmen	11	2	13
Totalt	170	72	244

3.2 Sandefjord

Sandefjordsfjorden (Figur 12) har gjort undersøkelser og risikovurderinger der det er utarbeidet en tiltaksplan med miljømål.



Figur 12 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvepunkter.

Sandefjordsfjorden er undersøkt og risikovurdert i perioden 2010-2011. Undersøkelsene og risikovurderingene er utført av Det Norske Veritas (DNV) i samarbeid med Biologge AS og NGL. Havna har vært undersøkt en rekke ganger siden 1980-tallet fram til i dag (Rambøll, 2009a). Det er utført omfattende utredninger i forhold til oppvirvling av bunnsedimenter i indre del av havna i forbindelse med manøvreringen av Color Line skipene (DNV, 2009e).

3.2.1 Undersøkelser

Sandefjordsfjorden er delt inn i delområder for at det skal være enklere å håndtere en så stor undersøkelse (Rambøll, 2009a). Inndelingen baserer seg på kommuneplanen for Sandefjord, fremtidig arealbruk til havne- og industrivirksomhet samt arealbruk i kystsonen. Inndeling av undersøkelsesområdet samlet er på 1 605 000 m² (Rambøll, 2009a). Tabell 4 viser areal og delområde i Sandefjordsfjorden.

Tabell 4 – Oversikt over areal for delområdene (DNV, 2011a).

Område	Areal (m ²)
Kilen	105 000
Indre havn	420 000
Midtre havn	580 000
Ytre havn	500 000
Totalt	1 605 000

Prøvetakingen

På grunn av tidligere utførte sedimentundersøkelser ble det vurdert hvilke steder i fjorden det var behov for oppdatering og fullstendig informasjon om miljøgifter i sediment (DNV, 2011a). Plasseringen av nye prøvepunkt ble foretatt i et rutenett på 100 x 100 m.

Sedimentprøvetakingen ble utført i mai 2010 der det ble tatt prøver fra 36 stasjoner innenfor Tranga. Prøvetakingen fra de to innerste stasjonene (N1 og N2) ble ikke gjennomført på grunn av hard steinbunn (DNV, 2011a). Supplerende sedimentprøver fra Tranga ble gjennomført samme år i september (N37 til N46). Sedimentprøvene fra begge undersøkelsene er kjemisk analysert av ALS Laboratory Group Norway (DNV, 2011a). 25 av stasjonene innenfor Tranga ble analysert i to sjikt 0-1 cm og 1-10 cm, og på 9 av stasjonene ble det foretatt dypere kjerner ned til 40 cm hvor sjiktene; 0-1 cm, 1-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10- 20 cm og 20-40 cm ble analysert (DNV, 2011a). 4 av stasjonene utenfor Tranga ble

analysert for 0-1 cm og 1-10 cm (DNV, 2011a). Tabell 5 viser oversikt over antall prøver fordelt på delområder.

Tabell 5 – Oversikt over antall prøver fordelt på område (DNV, 2011a).

Områdenavn	Overflate prøver (0-10 cm)	Dypere prøver (>10 cm)	Totalt antall prøver	Antall prøvestasjoner
Kilen	0	0	0	2
Indre havn	28	8	36	11
Midtre havn	22	5	27	8
Ytre havn	36	6	42	17
Tranga	18	0	18	9
Totalt	104	19	123	47

Risikoanalysen er gjennomført ved bruk av risikoanalyseverktøyet beskrevet i Klifs veileder for risikovurdering av forurenset sediment (DNV, 2011a). Det er gjennomført en risikoanalyse trinn 1 og trinn 2 i henhold til veilederen. Det er målt miljøgiftkonsentrasjon i porevann (1 prøve fra hvert delområde), samt fisk. Resten av analysen baserer seg på sjablongverdier for flere av inngangsparametrene i risikomodellen (DNV, 2011a). Prøver som er tatt før 2002 er utelatt fordi de antas å ikke være representative for dagens forurensningssituasjon i området (DNV, 2011a). Alle prøvene i undersøkelsen ble tatt etter akkridert metode (NS-EN ISO 5667-12 og NS-EN ISO 5667-19). Alle prøvene ble tatt med en kjerneprøvetaker. På hver stasjon ble det tatt 4 parallelle prøver som ble opparbeidet og analysert som en blandprøve (DNV, 2011a).

3.3 Kristiansand

I Marvika og Torsvika er det gjennomført sedimentundersøkelser etter opprydding for å dokumentere at måloppnåelsen for området er oppnådd.



Figur 13 – Kart over Marvika og Torsvika i Kristiansand merket med prøvestasjoner.

Marvika og Torsvika grenser mot hverandre og har derfor blitt sett på som ett område i denne oppgaven. Miljøtiltaket for området har vært å mudre bort forurensede sediment, og datasettet baserer seg på undersøkelser som er gjennomført etter dette.

3.3.1 Undersøkelser

For Marvika og Torsvika var tiltaks målet at sedimentene etter muldring skulle ligge i Klifs tilstandsklasse II for analyserte parametere, der gjennomsnittet (over et representativt område) ikke må overstige midlere verdi i klasse III. Dette gjelder for PCB, kvikksølv, bly og kadmium. I denne undersøkelsen er resultatene sammenstilt med klassifiseringen som gjaldt før grensene ble revidert i 2007 (DNV, 2011b).

Tiltakene på land ble gjennomført i 2005, mens miljøtiltakene i sjø i Marvika har blitt gjennomført i perioden høsten 2008 til desember 2010.

De forurensede sedimentene er fjernet ved sugemudring og er utført med selvutviklet utstyr av entreprenør SeaBed Service AS. Mudringsmassene er pumpet til Kristiansand kommune sitt deponi for forurensede sedimenter i Kongsgårdbukta.

Prøvetakingen

Siden prøvene som ble tatt i kartleggingen før tiltak ikke ble utført etter noe rutenett, er det få av sluttkontrollprøvene som er tatt på nøyaktig samme sted som prøvetakingen før tiltak. De fleste prøvene er tatt med prøvesylindere av dykkere fra ROV og Dykker service AS, men noen prøver på dype områder er tatt med grabb (Multiconsult, 2011).

I hver stasjon er det tatt tre prøver som er blandet til én prøve før analyse (blandprøve). Med unntak for de første sluttkontrollprøvene som ble tatt av øverste 0-5 cm av sedimentene, så er de øvrige, etter avtale med fylkesmannen, tatt av de øverste 0-10 cm (Multiconsult, 2011).

Tabell 6 – Oversikt over areal og antall prøver fordelt på område (Multiconsult, 2011a).

Område	Areal (m ²)	Antall prøver
Marvika	55.506	50
Torsvika	10.133	6
Totalt	65.639	56

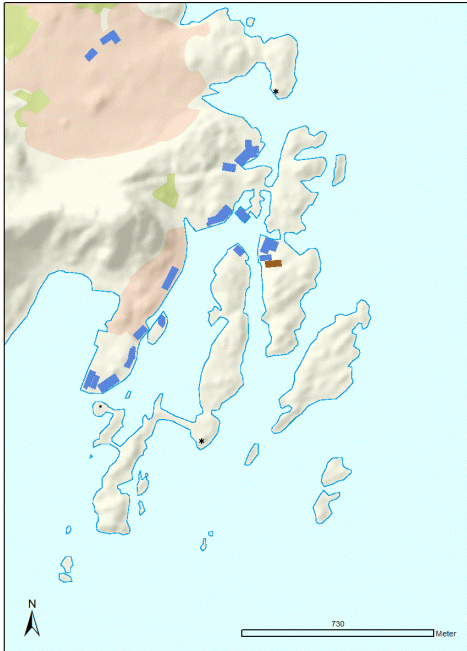
Etter mudring sør i Marvika ble det påvist like høye og høyere konsentrasjoner av PCB₇ enn før mudring. Det ble derfor tatt nye sedimentprøver i seks stasjoner. Prøvene ble delt og sendt til analyse hos laboratoriet ALS og den andre til laboratoriet Eurofins (Multiconsult, 2011). Laboratoriene rapporterte ulike konsentrasjoner for målt PCB₇ på grunn av ulike ekstraksjonsmetoder ved opparbeiding av prøvene, og ulike metoder ved hasteanalyser i forhold til normal analysetid (Multiconsult, 2011).

3.4 Stamsund

I Stamsund havn er det gjennomført grundige undersøkelser og risikovurderinger før opprydding og undersøkelser etter tiltak for å se om tiltakene tilfredsstillende målene.

Miljøundersøkelser og påfølgende mudring ble gjennomført på det grunnlag at Kystverket Nordland planla en utdyping av indre Stamsund havn samt endring av innseiling til Stamsund havn på grunn av behov for økt seilingsdyp (NGI, 2009f). Mudring og deponering av forurensede sedimenter startet i september 2009 og ble ferdigstilt i februar 2011. Tillatelsen

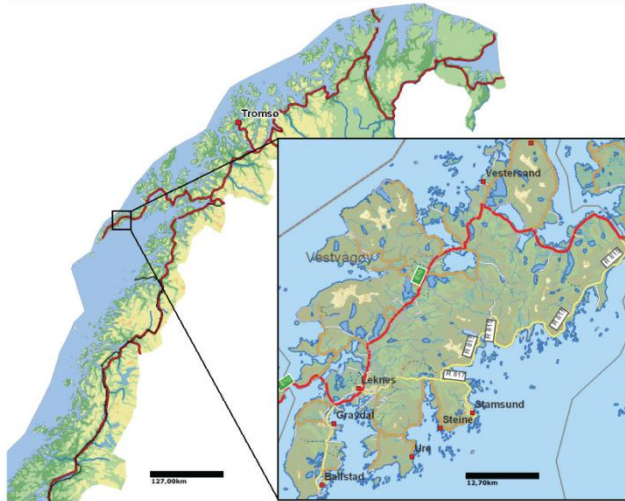
fra Fylkesmannen i Nordland setter som krav at gjenværende sediment skal tilfredsstillende Klifs tilstandsklasse III eller bedre (NGI, 2011d). Stamsund havn har gjennomført to runder med mudring da første runde ikke gav tilfredsstillende resultat med hensyn på konsentrasjon av miljøgifter i sedimentet (NGI, 2011d).



Figur 14 – Kart over Stamsund havn.

3.4.1 Undersøkelser

Havnen er undersøkt i flere runder. NGI har stått for utførelsen av geofysiske, geotekniske- og miljøtekniske undersøkelser i indre havn. Innseilingen og området rundt har også blitt undersøkt gjennom denne prosessen (NGI, 2009f). Figur 14 viser et kartutsnitt av Stamsund. Sedimentundersøkelser er utført av NGI i 2008, Multiconsult i 2003 og Nordlandsforskning i 2000. Resultatene er rapportert sammen med resultater fra geoteknisk og geotekniske undersøkelser (NGI, 2011d). Sedimentprøvetakingen utført av NGI ble tatt som blandprøver av flere grabbstikk med en van Veen grabb. Området i Stamsund havn som er undersøkt er på 13 9060 m² (NGI, 2009h).



Figur 15 – Kart over Stamsund (NGI, 2009f).

Sedimentprøvene før mudringen ble analysert ved ALS Scandinavia med hensyn på miljøgifter som tungmetaller og organiske forbindelser før mudring (NGI, 2009f). Påviste sedimentkonsentrasjoner var høyere enn miljømålet i store deler av det undersøkte området før tiltaket ble gjennomført. Kobber, bly, TBT og PAH₁₆ pekte seg ut med konsentrasjoner i tilstandsklassene IV og V i mudringsområdet. De andre tungmetallene ble registrert i konsentrasjoner fra tilstandsklassene I-III, det vil si innenfor akseptabelt miljømål (NGI, 2011d). Det ble utført geofysiske undersøkelser for å få kartlagt sjøbunnstopografien og det ble foretatt akustiske målinger (vanddypskartlegging og lett-seismiske målinger) (NGI, 2009f). Tabell 7 viser områdeinndelingen for prøvetakingen før mudring og antall sedimentprøver for hvert delområde.

Tabell 7 – Antall sedimentprøver før mudring (NGI, 2009f).

Område	Antall prøver
Innseilingen	18
Indre havn	8
Skjæret	3
Totalt	29

Tabell 8 viser en oversikt over delområdinndelingen etter mudring og antall sedimentprøver tatt for hvert område.

Tabell 8 – Antall sedimentprøver etter mudring (NGI, 2011d).

Område	Antall prøver
Delområde 1 - Indre havn	12
Delområde 2 - Vest for deponiet	19
Delområde 3 - Rundt skjærbrygga	10
Delområde 4 -Runde deponiet	7
Totalt	48

Mudringen og deponering av sedimenter ble utført av ISTAK som er underleverandør til Entreprenørselskapet E. Pihl & Søn. Mudringen ble hovedsakelig utført med bakgraver med påmontert lokk. Et lite område ved Skjærbrygga ble sugemudret. Muddermassene ble lagt i lekter og transportert til deponiet der de ble gravd ut og ført ned i deponiet (NGI, 2011d). Sedimentprøvene etter mudring viste at området ikke tilfredstilte kravet i tillatelsen. Det ble derfor bestemt at området skulle mudres på nytt (NGI, 2011d).

Sedimentprøvene etter mudring og remudring ble analysert av Eurofins (NGI, 2011d). Tabell 9 viser antall sedimentprøver som ble tatt etter remudring av Stamsund havn.

Tabell 9 – Antall sedimentprøver etter remudring (NGI, 2011d).

Område	Antall prøver
Delområde 1 - Indre havn	7
Delområde 2 - Vest for deponiet	6
Delområde 3 - Rundt skjærbrygga	4
Delområde 4 -Rundt deponiet	1
Totalt	18

3.5 Metode

Jeg har brukt disse ferdigstilte rapportene for å gjøre nye beregninger og datatolkning av informasjonen som er samlet inn for å kunne komme opp med en mer stedsspesifikk vurdering og realistisk måloppnåelse for et område. Jeg har også sett på hvilke mengder spredning av miljøgifter som aksepteres etter oppnådd tiltaksmål i et område.

Som verktøy i denne prosessen har jeg brukt kumulativ frekvensfordeling som jeg har laget ved hjelp av R og DASplusR. Det foreligger kumulative frekvensfordelinger for hvert grunnstoff og organisk forbindelse som det er gjennomført kjemisk analyse for. Jeg har også laget konsentrasjonskart for de samme grunnstoffene og organiske forbindelsene til Trondheim, Kristiansand og Sandefjord. Hensikten med kartene er å detektere kilder i et område for deretter å prioritere områder der miljøtiltak er nødvendig. Disse kartene ble laget i ArcGIS. Kartene er basert på kjemisk analyse av innsamlede sedimentprøver der hver prøvestasjon er farget etter Klifs tilstandsklasser.

For parametere som er benyttet i trinn 1 vurderingen har jeg gjort forskjellige statistiske tilnærmelser. Beregningene er utført for Trondheim, Sandefjord og Kristiansand. Det er beregnet minimums- og maksimumsverdi, aritmetisk gjennomsnitt, medianverdi, 67 persentil, 75 persentil og 90 persentil som er farget etter Klifs tilstandsklasser. Trinn 1 er en del av risikovurderingen før opprydding, men er også brukt som dokumentering for tiltaksmålet etter miljøopprydding. Ulike statistiske tilnærmelser er brukt for å dokumentere at ett gitt forurensningsnivå i et område kan gi forskjellige konklusjoner. Feilaktige konklusjoner kan føre til friskmelding av områder som er forurenset eller at det gjøres tiltak i områder som ikke er forurenset. Begge utfall kan ha konsekvenser for spredning av miljøgifter. Beregningene ble utført i Microsoft Excel 2010.

Beregning av spredning av miljøgifter fra sedimentet (fluks) for delområder i Trondheim havn er gjennomført ved bruk av risikoverktøyet TA2802 som er utviklet av NIVA og NGI på oppdrag fra Klif. Verktøyet er et Excel dokument med ligninger hvor stedsspesifikk informasjon kan fylles inn og utfra dette kan spredning bli beregnet. Ligningene som verktøyet baserer seg på foreligger i avsnitt 2.2.4. Sedimentkonsentrasjon, sjøvannskonsentrasjon, porevannkonsentrasjon, toksisitetstester, antall skipsløp, TOC og kornfordelingsfraksjon er stedsspesifikk informasjon som brukes for å beregne spredning. Til flere stedsspesifikke målinger som blir brukt i risikovurderingen til en mer lokalt forankret konklusjon. Dersom det ikke er gjort målinger av for eksempel porevannskonsentrasjon vil risikoverktøyet beregne fordelingskoeffisienter (K_d -verdien) basert på sjablongverdier som er innlagt i verktøyet. Trondheim havn har målt sedimentkonsentrasjon,

porevannskonsentrasjon, TOC, antall skipsløp, kornfordelingsfraksjon og toksistetstester (TU) som er stedsspesifikke for havnen, data for disse foreligger under Vedlegg C i Tabell 83, Tabell 84, Tabell 85 og Tabell 86.

Risikoverktøyet beregner spredning basert på snitt -og maksimums konsentrasjoner av målte sedimentprøver. Jeg har derfor testet om det er noen forskjell i spredning dersom man endrer det statistiske grunnlaget til verktøyet. Det er brukt samme statistiske tilnærmelser som i trinn 1 vurderingen. Det er også gjort beregning av spredning for to hypotetiske måloppnåelser. Resultatet er sammenlignet med beregnet spredning i de tre delområdene, for å få avklart hva som kan defineres som uakseptabel spredning. Beskrivelse av teorien og ligningene for hvordan risikoverktøyet beregner spredning av miljøgifter er gjengitt i avsnitt 2.2.4. Det er også gjort spredningsberegninger basert på ulike kornfraksjoner.

Havnene er til slutt blitt sammenlignet med data fra Barentshavet som er undersøkt i forbindelse med et prosjekt kalt MAREANO (informasjon om prosjektet foreligger i avsnitt 2.5). Knekkpunkt og konsentrasjonsintervallet til datasettene har blitt vurdert opp mot hverandre for å undersøke om grunnstoffene har geogene eller antropogene kilder. Sammenligningen vil gi nyttig informasjon om konsentrasjonsforskjeller mellom områdene og videre peke kilder basert på differansen dem imellom. Dette er for øvrig gjort med forsiktighet da områdene har analyseresultater fra forskjellige laboratorier. Avsnitt 2.3.2 beskriver problematikken rundt miljøundersøkelser og forskjellige analyseteknikker med hensyn på deteksjonsgrenser.

5. Resultat

Resultatdelen er inndelt i fem hoveddeler. Del én tar for seg Trondheim, del to Sandefjord, del tre Kristiansand, del fire Stamsund og del fem MAREANO. Hvert område blir diskutert hver for seg der områdene tilslutt blir sammenlignet i kumulative frekvensfordelinger med data fra Barentshavet hentet fra prosjektet MAREANO.

5.1 Trondheim

Sedimentkonsentrasjonene som alle beregningene i Trondheim havn baserer seg på ligger i vedlegg A Tabell 58 til Tabell 68. Det har blitt brukt sedimentkonsentrasjoner som beskriver det øverste sedimentlaget (0-10 cm), som anbefales av Veilederen for forurenset sjøbunn (Klif, 2007b) og som er beskrevet i avsnitt 2.4.1.

5.1.1 Ulike statistiske tilnæringer i trinn 1

Tabell 10 til Tabell 21 viser beregningene av ulike statistiske tilnæringer basert på målte sedimentkonsentrasjoner i Trondheim havn. Beregningene er gjort både for delområder og for hele fjorden samlet. Tabellene er farget etter Klifs tilstandsklasser som ligger under avsnitt 2.2.2 (Figur 2).

Dette er en Trinn 1 vurdering der avgjørelser om et område er forurenset eller ikke vil være avgjørende for at området undersøkes videre (Trinn 2 og Trinn 3). I tabellene vises maksimumkonsentrasjon for datasettet for områdene, samt minimumkonsentrasjon, aritmetisk gjennomsnitt, median, 67 persentil, 75 persentil og 90 persentil.

Trondheim har som måloppnåelse at det skal gjøres tiltak dersom tilstandsklasse er over tilstandsklasse III, og konklusjonen vil i enkelte tilfeller falle på hvilken statistisk tilnærming som er benyttet for å dokumentere dette.

Resultat

Tabell 10 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for delområdet Høvringen, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

1. Høvringen	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	260	160	52	390	82	0,7100	55	1200	15000	22	101,0
Min	3,5	5,3	0,19	12	7,9	0,0028	6	33	100	0,64	1,2
Middel	44	55	7,40	96	39,4	0,2014	25,4	290,8	4944,45	7,17	22,2
Median	10	43	0,76	54	35	0,1550	21	120	2000	1,75	10,5
67%til	17	55	0,80	60	49	0,2038	30,5	158	4988	2,14	22,2
75%til	25	67	1,58	82	55,3	0,2425	34	260,8	8700	11,38	24,7
90%til	105	112	18,330	221	68	0,4510	43	733	13400	21,4	49

Tabell 11 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Fagervika, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

2. Fagervika	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	1200	1800	23	3000	112	0,79000	101	9900	22000	39	15
Min	14	17	0,4	37	17	0,02000	10	81	100	0,63	0,5
Middel	534	741	10,36	1367	62,2	0,40200	35,5	4256,8	3845,46	10,70	4,9
Median	530	620	9,4	1500	62	0,45000	33	4027	2100	7,85	3,1
67%til	771	697	12,65	1756	79,6	0,51200	38	4440	2520	10,32	3,7
75%til	836	1000	16	1852	82,5	0,54500	40,5	5185,5	3050	12	5,4
90%til	912	1713	18	2016	84	0,59000	41	7499	3800	22,2	11,6

Tabell 12 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for delområdet Ilsvika Øst, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

3. Ilsvika Øst	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	92	400	6,6	305	72	4,9	110	2800	32000	4100	78
Min	1	4	0,05	5	23	0,01	18	24	180	1,8	2,5
Middel	24	168,9	1,63	117	45,8	0,68	48,3	66,9	10660	424,8958	29,3
Median	18	150	1,2	102	43	0,35	50	409	6800	31	23
67%til	24	227	1,40	130,8	46,4	0,41	57,1	589,9	8256	37,1	38,2
75%til	26	230	1,5	150	55	0,48	60	660	12000	106,8	43,3
90%til	46	293,6	3,3	193	67,2	0,90	72,8	1332,6	26800	454	62,7

Resultat

Tabell 13 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Ilbassenget, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

4. Ilbassenget	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	25	290	1,5	120	55	0,67	37	300	5800	90	247
Min	5	25	0,61	24	21	0,01	17	81	1200	16	20,4
Middel	12	92,6	0,89	61,6	37,1	0,24	27,9	175	3814,29	41,3	98,8
Median	12	54	0,85	62	31	0,24	25	170	4500	20,5	49
67%til	12	65	0,90	63	43,2	0,25	31	190	4900	44,4	115
75%til	12,5	96	0,92	69,5	48	0,36	34	199	4900	68,8	146
90%til	17,8	192,8	1,16	93,6	53,8	0,55	37	245	5260	87	206,6

Tabell 14 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Brattøra Sør, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

5. Brattøra Sør	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	68	300	1,6	197	59	0,65	38	600	20000	140	59
Min	2	4,2	0,26	4,1	18	0,0038	13	25	38	1,1	0,5
Middel	17,4	78,9	0,753	70,1	35,42	0,16	23,5	193	6037	21,6	12,8
Median	11,3	49,5	0,51	58	30	0,08	20,5	95,5	4250	5,6	3,3
67%til	19,4	92,99	0,955	87,7	41,37	0,21	27,4	234,8	6481	13,2	7,9
75%til	21	115	1,125	106,8	43,75	0,26	28,8	292,5	7800	17,5	17,5
90%til	35,7	166	1,47	166	57,1	0,33	33,7	444	17130	38,3	29,7

Tabell 15 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Brattøra Nord, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

6. Brattøra Nord	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	15	130	1,3	130	140	1,1	44	260	82000	52	467
Min	1	2	0,25	3	17	0,0012	15	15	16	0,54	0,35
Middel	5,8	32,9	0,52	33,6	45,7	0,159	26,1	84,5	12004,6	16,2	46,36
Median	4,9	23	0,49	30,5	35	0,051	25,5	79,5	6100	10,25	20,6
67%til	6,1	26,4	0,51	36,4	42,4	0,138	27	89,4	12080	20,73	30,44
75%til	7,4	30	0,56	39,3	50	0,16	29,5	110	19000	24	35,3
90%til	10,7	98	0,67	57,9	70,5	0,457	33,4	143,3	25000	33,1	69,44

Resultat

Tabell 16 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Kanalen, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

7. kanalen	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	18	246	1,6	110	120	3	91	260	35000	150	81
Min	5	15	0,56	35	27	0,08	19	78	2100	0,65	7
Middel	10	69,9	0,957	74,55	58,3	0,76	40,27	182,27	10136,4	35,27	51,2
Median	10	60	0,88	80	50	0,58	34	212	5200	19	62
67%til	10,7	65	1,17	88,3	50,7	0,72	35	234	7950	36,03	73,56
75%til	12	67,5	1,2	93	67	0,87	42	241,5	12850	36,8	79
90%til	14	100	1,2	96	87	1,5	57	246	21000	82,5	80,2

Tabell 17 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Nidelva, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

8. Nidelva	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	16	190	1,8	130	110	0,350	74	290	25000	200	411
Min	3	12	0,5	17	26	0,011	21	55	1200	5	11
Middel	7,4	43,3	0,87	54,4	53,3	0,128	37,65	141,5	5435	36,8	154,3
Median	7,2	28	0,66	46,5	46,5	0,100	31	129,5	4250	20,5	115
67%til	7,8	44	0,98	68,2	62	0,137	44,1	160	5373	32,1	198,5
75%til	8,4	52	1,04	73	65,8	0,155	48,5	202,5	5675	37,5	202,5
90%til	12,1	76,1	1,35	91	79,3	0,280	54,5	226	11100	61	337,8

Tabell 18 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Nyhavna, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

9. Nyhavna	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	113	283	2,400	2780	218	0,796	94	3280	41000	414	10000
Min	1,00	6,90	0,050	8,2	26	0,001	15	44	1000	1,75	2
Middel	12,4	62,26	0,685	229,4	60,119	0,255	33,5	443,95	9346,1	41,18	931,6
Median	5,70	41,50	0,480	94	50	0,245	26,5	238,5	7200	20	344
67%til	7,06	48,47	0,722	120	56,94	0,300	31,5	331,9	9300	25,1	630,3
75%til	7,90	58,00	0,895	121,5	61	0,329	38,5	380	12000	28,5	813
90%til	12,6	127,4	1,290	228	97,5	0,406	55,2	432,5	18000	99	2400,6

Resultat

Tabell 19 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Ladehammeren, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

10. Ladehammeren	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	11	37	1,1	68	67	0,13	44	180	23000	100	24
Min	2,4	3,4	0,3	4,6	25	0,005	17	32	100	2,2	2
Middel	5,4	15,0	0,539	28,51	44	0,0513	28,6	74,8	7477,78	32,6	7,13
Median	5	14	0,49	26	37	0,056	25	65	4900	19	4,5
67%til	5,1	15,4	0,508	27,8	49,36	0,0564	31,4	71,9	5532	22,9	6,69
75%til	5,2	16	0,54	31	50	0,057	34	77	6300	44	7,75
90%til	7	23,4	0,772	40,8	66,2	0,106	40,8	100,8	21400	79,6	14,2

Tabell 20 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Munkholmen, Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

11. Munkholmen	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	25	85	0,9	70	72	0,69	44	180	21000	280	28
Min	2,3	3,1	0,25	4,3	25	0,019	16	37	340	0,7	0,5
Middel	10,7	36,4	0,638	40,4	47,9	0,148	28,7	118,67	6298,33	29,70	4,87
Median	9,6	30	0,68	40,5	49,5	0,102	29	115	2900	5,75	2
67%til	11,4	35,7	0,704	45,7	52,4	0,137	30,4	136,29	5798	13	3,4
75%til	12	42,3	0,718	47,3	55	0,158	32,5	147,75	9900	13,25	4
90%til	21	68,8	0,803	56,1	68,2	0,189	42,4	176,1	19200	17,6	10

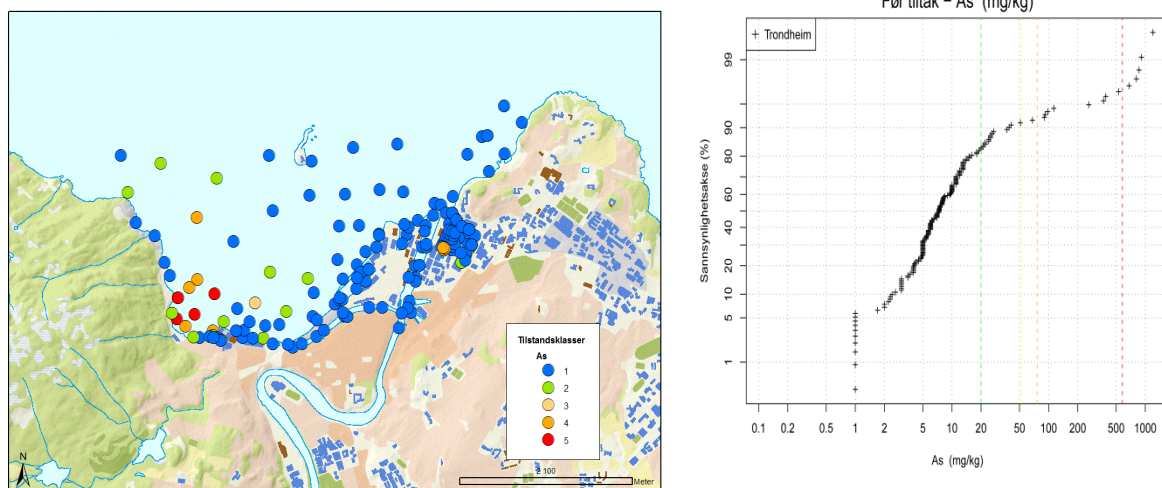
Tabell 21 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for hele Trondheim havn. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

Trondheim	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	1200	1800	52	3000	218	4,9	110	9900	82000	470	10000
Min	1	2,2	0,05	3	7,9	0,0006	6,1	15	16	0,54	0,35
Middel	46,7	106,5	1,723	187,5	50,8	0,2739	32,72	526,45	7856,684524	37,5	264,9
Median	7,53	40	0,65	60	45	0,15	28	167	4900	16	27,5
67%til	11	60	0,876	89,6	53	0,26	33	234,8	7200	23	83,23
75%til	13	77	1,1	109	61	0,33	38	290	9225	29	197
90%til	39,2	231,2	1,8	210	78,8	0,582	53,2	612	20300	77,7	520,9

5.1.2 Kumulativ frekvensfordeling

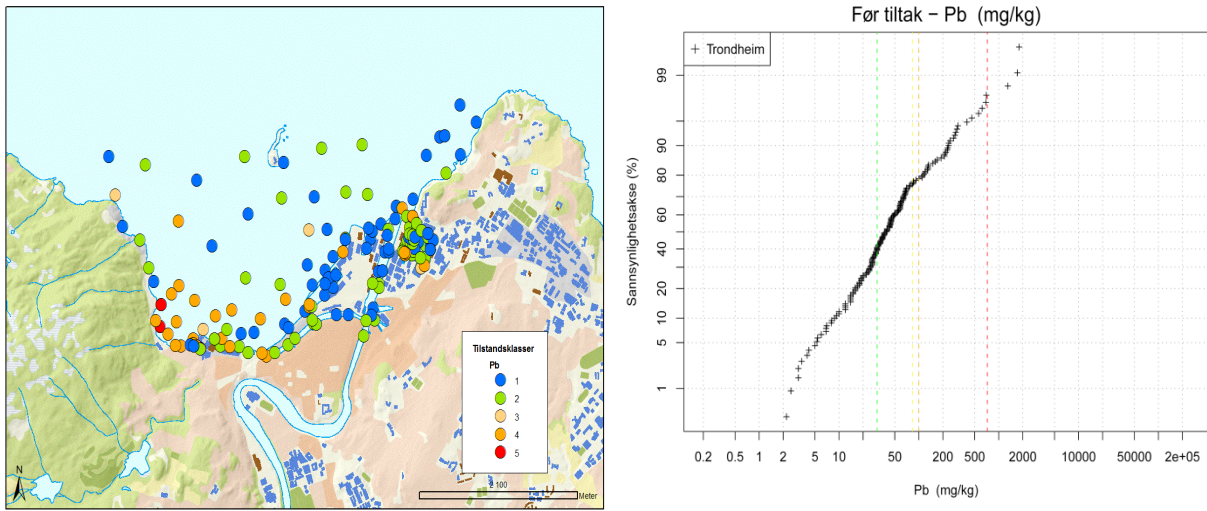
Kartene (Figur 16 til Figur 26) viser konsentrasjonen til de ulike metallene og organiske stoffene farget etter Klifs tilstandsklasser (Figur 2 under avsnitt 2.2.2). De kumulative plottene har også vertikale linjer som er farget etter de samme tilstandsklassene for å illustrere hvilke av Klifs tilstandsklasser majoriteten av datasettet foreligger i. En fylldigere beskrivelse av kumulativ frekvensfordeling er gjengitt i avsnitt 2.4.3.

Arsen



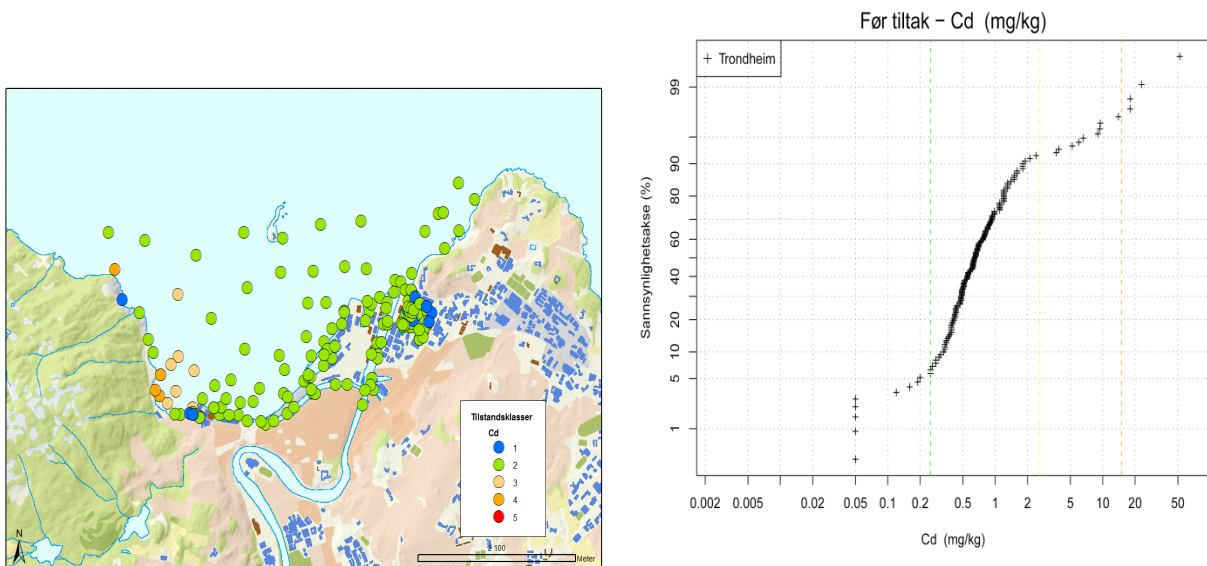
Figur 16 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for arsen (mg/kg) og kart over Trondheim havneområdet merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for arsen.

Bly



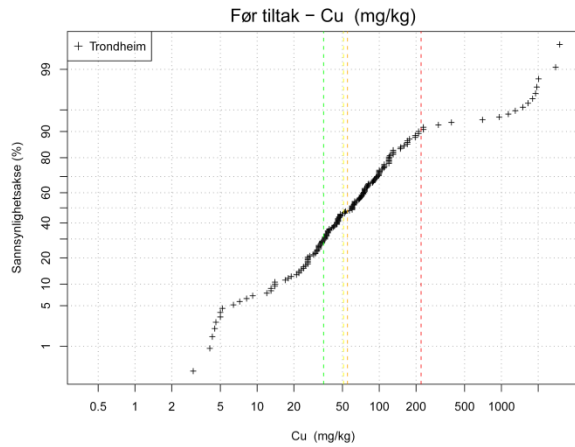
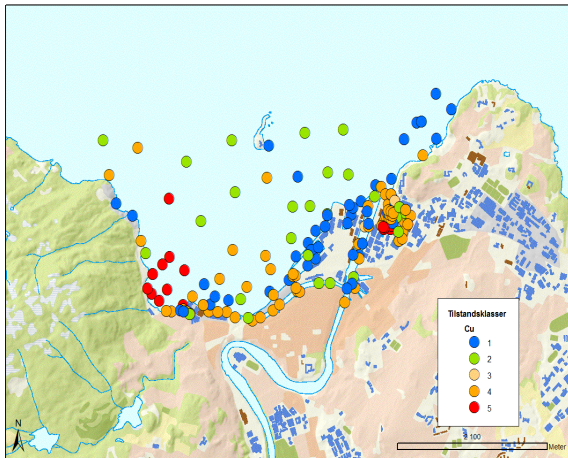
Figur 17 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for bly (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for bly.

Kadmium



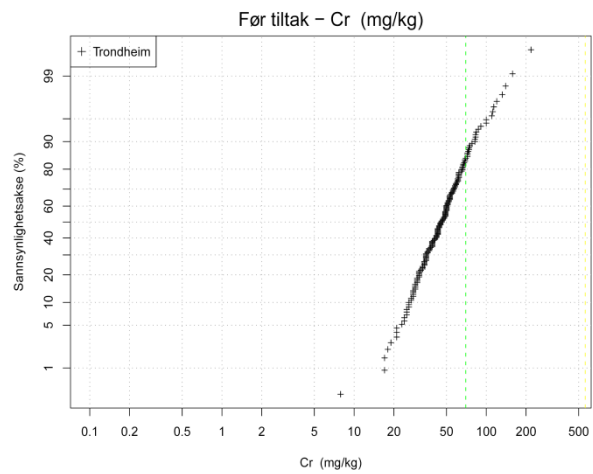
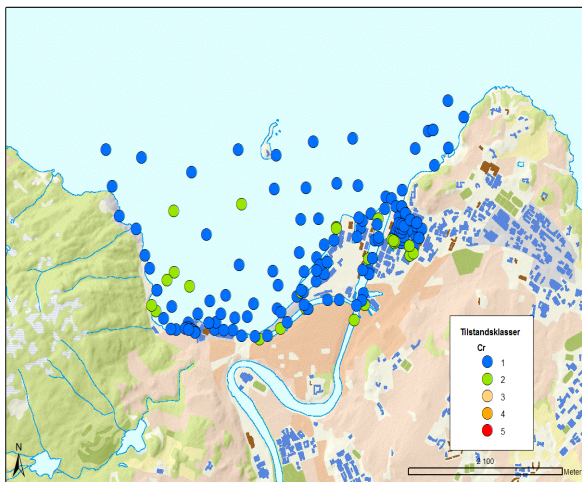
Figur 18 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for kadmium (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for kadmium.

Kobber



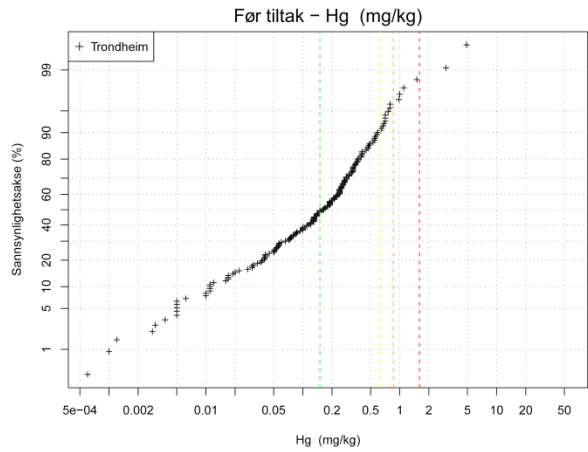
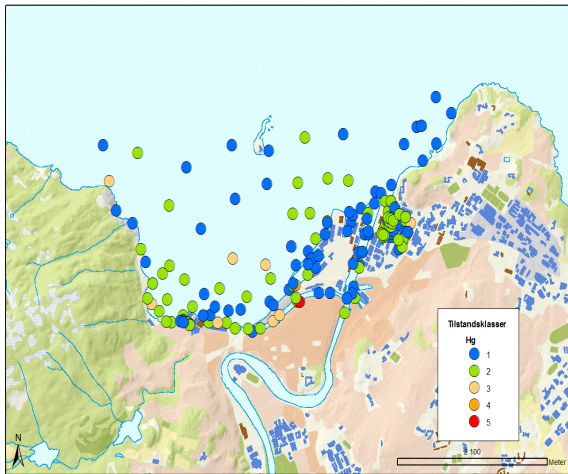
Figur 19 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for kobber (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for kobber.

Krom



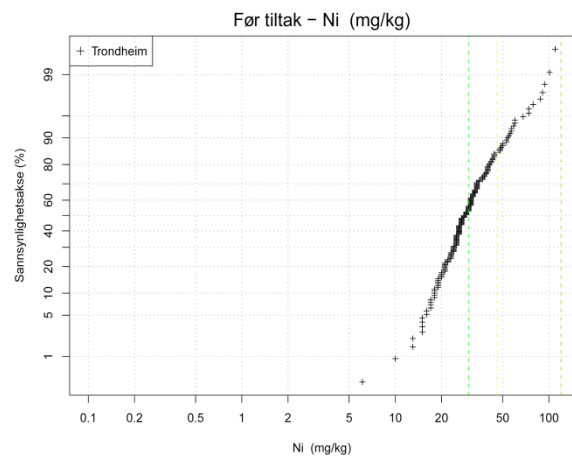
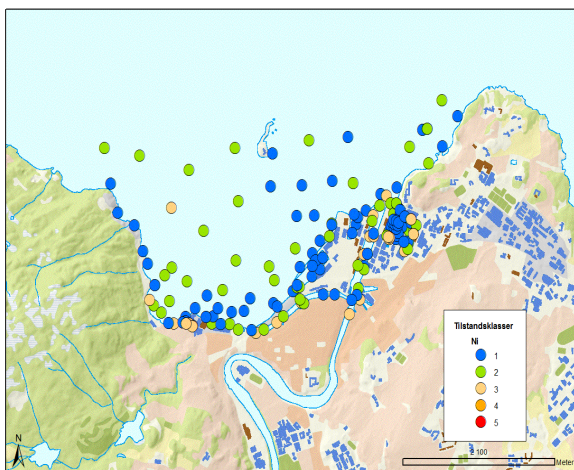
Figur 20 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for krom (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for krom.

Kvikksølv



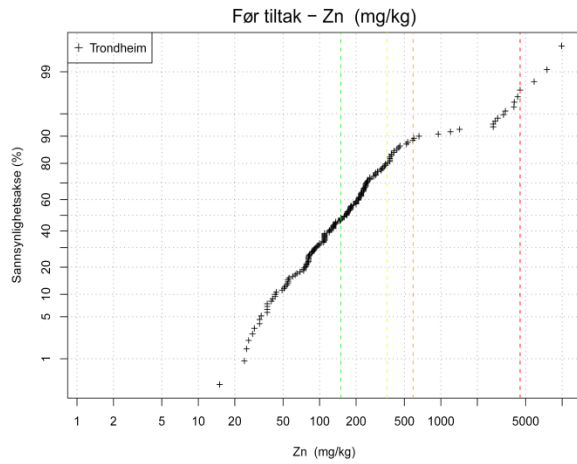
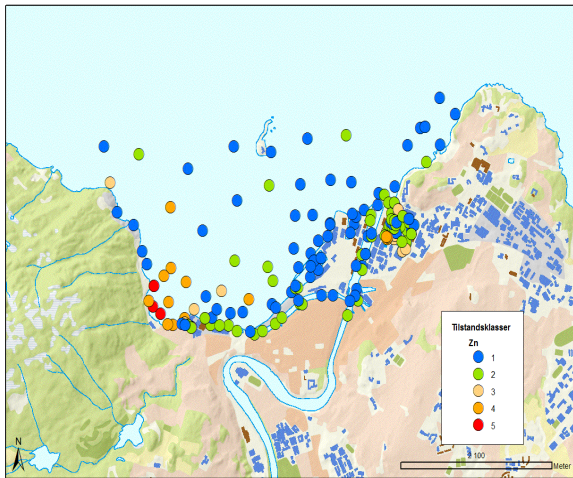
Figur 21 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for kvikksølv (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for kvikksølv.

Nikkel



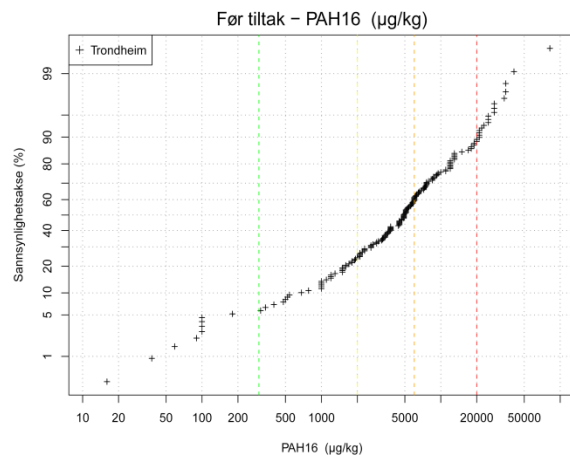
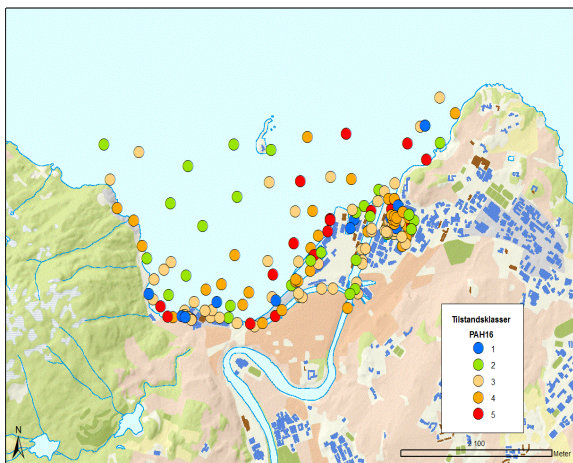
Figur 22 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for nikkel (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for nikkel.

Sink



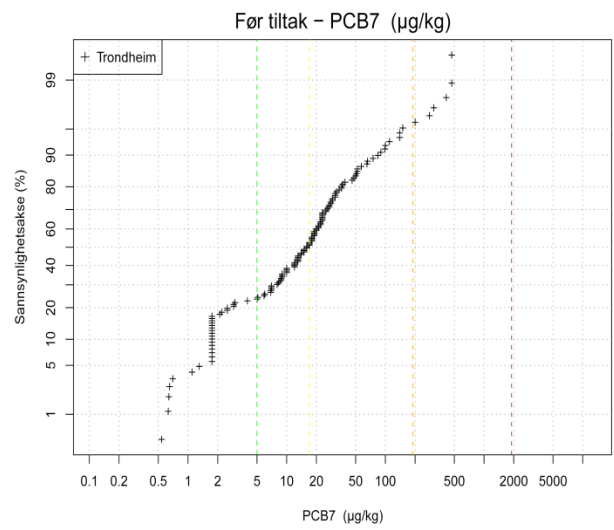
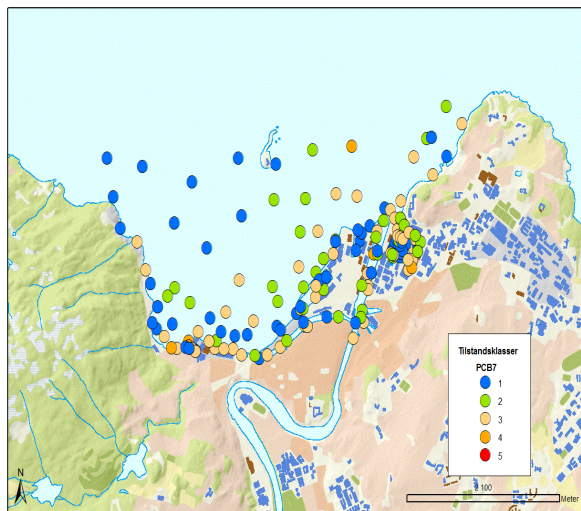
Figur 23 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for sink (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for sink.

PAH₁₆



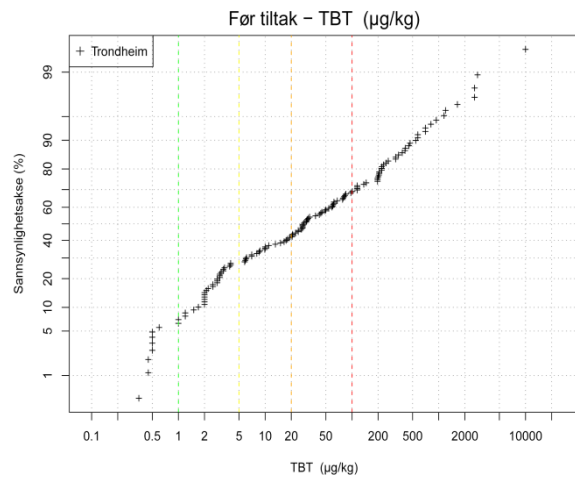
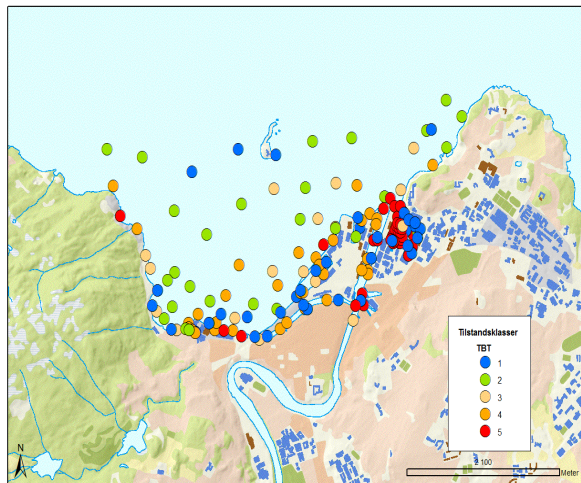
Figur 24 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for PAH₁₆ (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for PAH₁₆.

PCB₇



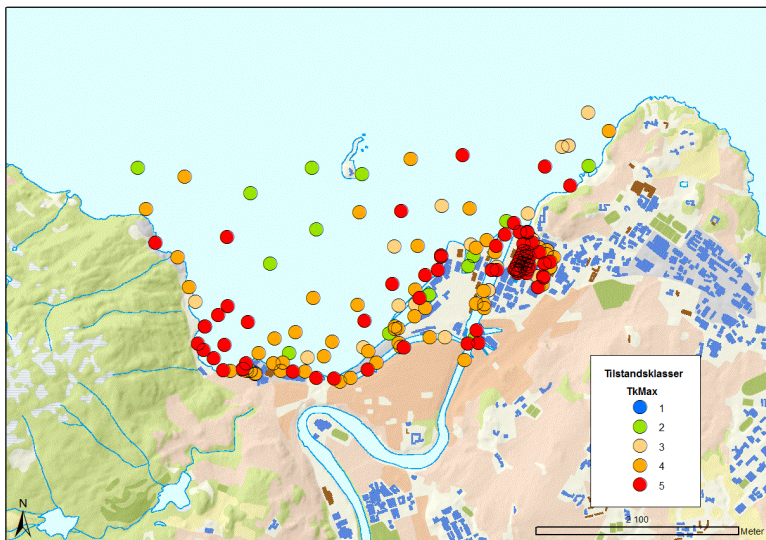
Figur 25 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for PCB₇ (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for PCB₇.

TBT (tributultinn)



Figur 26 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for TBT (mg/kg) og kart over Trondheim havn merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for TBT.

Høyest beregnet tilstandsklasse



Figur 27 – Kart over Trondheim havn merket med prøvestasjonene der fargen angir maksimal tilstandsklasse målt for hvert punkt for As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn, PAH₁₆, PCB₇ og TBT samlet.

5.1.3 Spredning av miljøgifter

Ved bruk av risikoverktøyet TA2802 er det beregnet spredning (fluks) av miljøgifter fra sediment. Risikoverktøyet bruker snitt -og maksimumskonsentrasjon av målte sedimentkonsentrasjoner for å beregne spredning av miljøgifter. Beregning av spredning er gjort for tre utvalgte delområder i Trondheim havn for å teste hvordan endret statistisk grunnlag vil endre beregnet mengde spredning av miljøgifter. Beregningene inkluderer de åtte grunnstoffene som det foreligger kjemisk analyse for (vedlegg A Tabell 61, Tabell 63 og Tabell 66). Bakgrunnen og ligningene som verktøyet baserer seg på er beskrevet i avsnitt 2.2.3.

I risikoverktøyet er det satt inn verdier for hva som aksepteres av spredning av miljøgifter. Grenseverdien for spredning i risikoverktøyet tilsvarer Klifs tilstandsklasse II.¹ Trondheim havn har som tiltaks mål at havnen skal foreligge i Klifs tilstandsklasse III etter endt tiltak. Det er derfor gjort beregninger for spredning der tillatt spredning er definert som maks beregnet spredning fra et sediment som tilfredsstillende tilstandsklasse III. I avsnitt 3.5 er det beskrevet

¹ Spredningen skal ikke overstige spredningen fra et sediment som akkurat tilfredsstillende øvre grenseverdi for tilstandsklasse II (Klifs bakgrunnsdokumenter til veiledere for forurenset sjøbunn TA2803)

hvilke lokale parameter som er brukt i beregningene. De stedsspesifikke målingene som spredningsberegningene baserer seg på ligger i vedlegg C Tabell 83 til Tabell 86.²

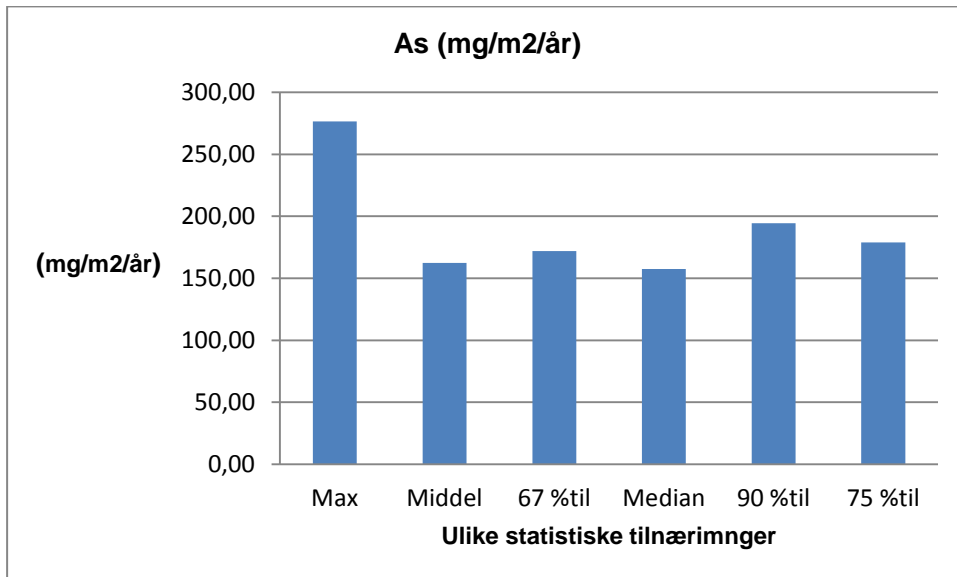
Spredning av miljøgifter beregnet for Nyhavna

Nyhavna er et trafikkert område med lastebåter, taubåter og forsyningsbåter. Arealbruken er definert av Trondheim kommune som havn/industri område, og spredningsvurderingen omfatter derfor diffusjon, båttrafikk og transport via organismer (NGI, 2010). Siden dette er et område som er grunnere enn 20 meter er sedimentene påvirket av spredning forårsaket av båttrafikk. Figur 22 viser prosentvis hvor mye sedimentene i Nyhavna overskrider tillatt spredning. Spredningsberegninger er utført med forskjellige statistiske tilnærmelser. Parametere arsen og kobber skiller seg ut med signifikante spredningsforskjeller og er vist i stolpediagram (Figur 28 og Figur 29).

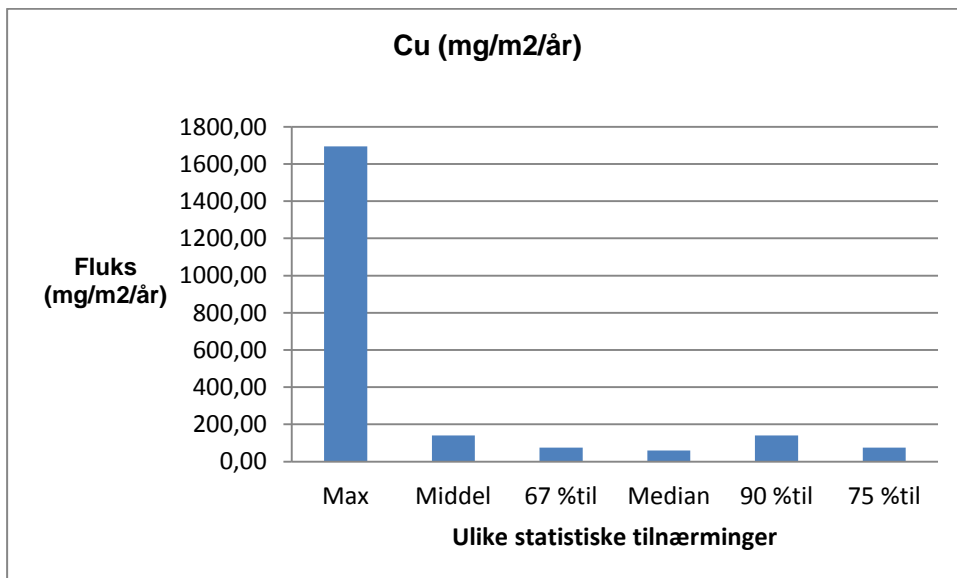
Tabell 22 – Beregnet spredning for delområdet Nyhavna. Tallene viser prosentvis hvor mye Nyhavna overskrider tillatt spredning dersom referansesedimentet er øvre grenseverdi for tilstandsklasse II (røde tall), eller dersom referansesedimentet er øvre grenseverdi for tilstandsklasse III (blå tall). Beregnet total fluks fra sedimentet i Nyhavna ligger i vedlegg C Tabell 80.

Stoff	Max (%)	Middel (%)	67 %til (%)	Median (%)	90 %til (%)	75 %til (%)
Arsen	226 /123	92 / 31	103 / 39	86/27	130 /57	111/45
Bly	219 /165	0	0	0	44/ 20	0
Kadmium	19	0	0	0	0	0
Kobber	3911 /3620	234 / 210	76 / 63	39 / 29	232/ 208	78/ 65
Krom totalt (III + VI)	0	0	0	0	0	0
Kvikksølv	27	0	0	0	0	0
Nikkel	20	0	0	0	0	0
Sink	744 /415	21	0	0	20	6

² Siden det ikke foreligger noen verdier i Trondheim havn for Trasélengde for skipsanløp i sedimentarealet påvirket av oppvirvling, T [m], brukes sjablongverdi på 120 meter for alle delområder



Figur 28 – Spredning (fluks) for arsen (mg/m²/år) beregnet med ulike statistiske tilnæringer i delområdet Nyhavna.



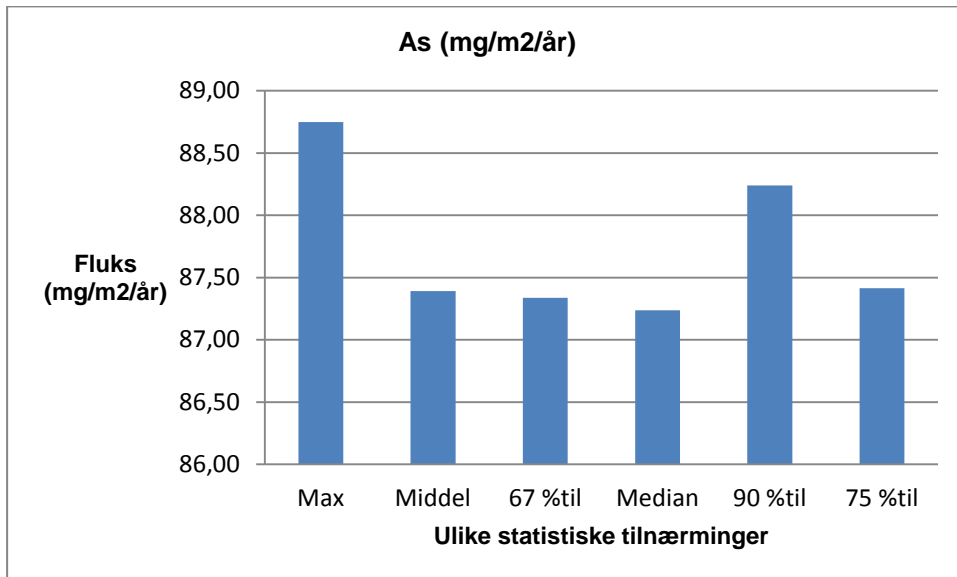
Figur 29 – Spredning (fluks) beregnet med ulike statistiske tilnæringer for kobber (mg/m²/år) i delområdet Nyhavna.

Spredning av miljøgifter beregnet for Brattøra Nord

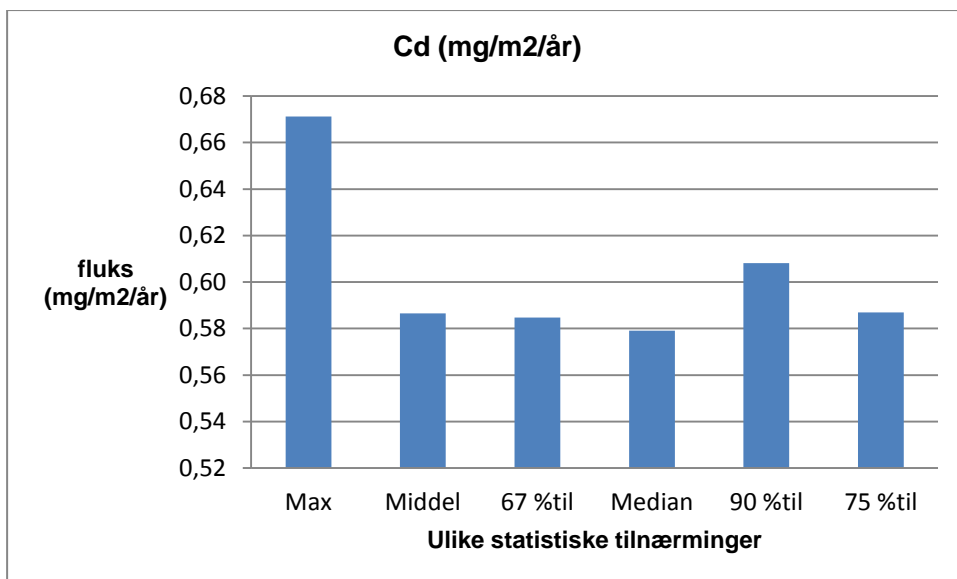
Delområdet Brattøra Nord er et område med hurtigbåtkai i ytre basseng, cruisebåtkai og Hurtigrutekai. Området er delt inn i to områder for beregning av spredning: et område som er grunnere enn 20 meter og et som er dypere enn 20 meter. I denne oppgaven er det beregnet spredning fra sjøbunn grunnere enn 20 meter og derfor vil spredningsveiene omfatte diffusjon, båttrafikk og transport via organismer (NGI, 2010). Tabell 23 viser prosentvis hvor mye sedimentene i Brattøra Nord overskrider tillatt spredning. Spredningsberegninger er utført med forskjellige statistiske tilnærmelser. Arsen og kadmium skiller seg ut med signifikante spredningsforskjeller basert på disse beregningene og er vist i stolpediagram (Figur 30 og Figur 31).

Tabell 23 – Beregnet spredning for delområdet Brattøra Nord. Tallene viser prosentvis hvor mye Brattøra Nord overskrider tillatt spredning dersom referansesedimentet er øvre grenseverdi for tilstandsklasse II (røde tall), eller dersom referansesedimentet er øvre grenseverdi for tilstandsklasse III sediment (blå tall). Beregnet total fluks fra sedimentet i Brattøra Nord ligger vedlagt i vedlegg C Tabell 81.

Stoff	Max (%)	Middel (%)	67 %til (%)	Median (%)	90 %til (%)	75 %til (%)
As	53 /4	50 / 3	50 /4	50 /3	52 /4	50 / 3
Pb	15	0	0	0	0	0
Cd	77	55	55	53	61	55
Cu	0	0	0	0	0	0
Cr totalt (III + VI)	0	0	0	0	0	0
Hg	76 /29	0	0	0	0	0
Ni	0	0	0	0	0	0
Zn	0	0	0	0	0	0



Figur 30 – Spredning (fluks) beregnet med ulike statistiske tilnæringer for arsen ($\text{mg/m}^2/\text{år}$) i delområdet Brattøra Nord i den delen som er grunnere enn 20 meter.



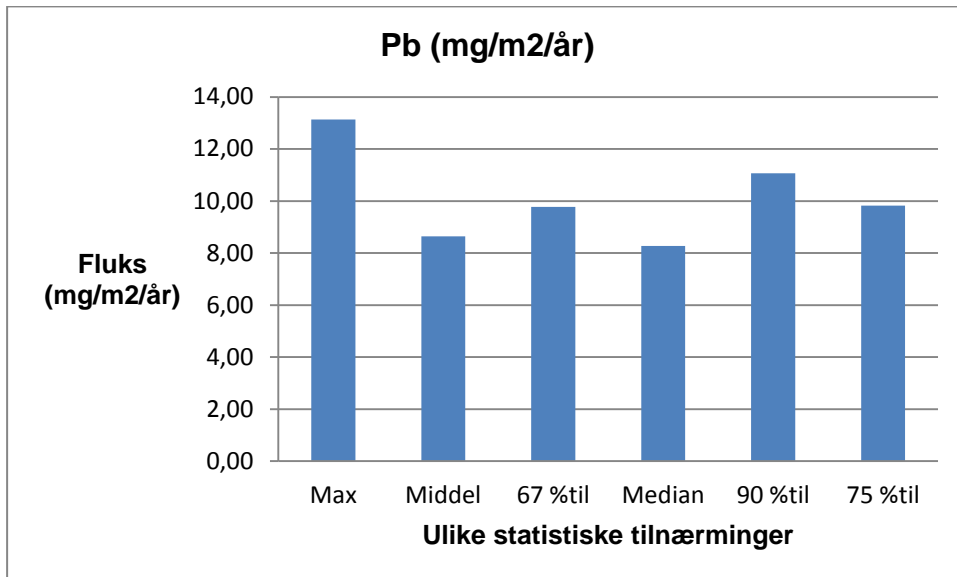
Figur 31 – Spredning (fluks) beregnet med ulike statistiske tilnæringer for kadmium ($\text{mg/m}^2/\text{år}$) i delområdet Brattøra Nord.

Spredning av miljøgifter beregnet for IISsvika Øst

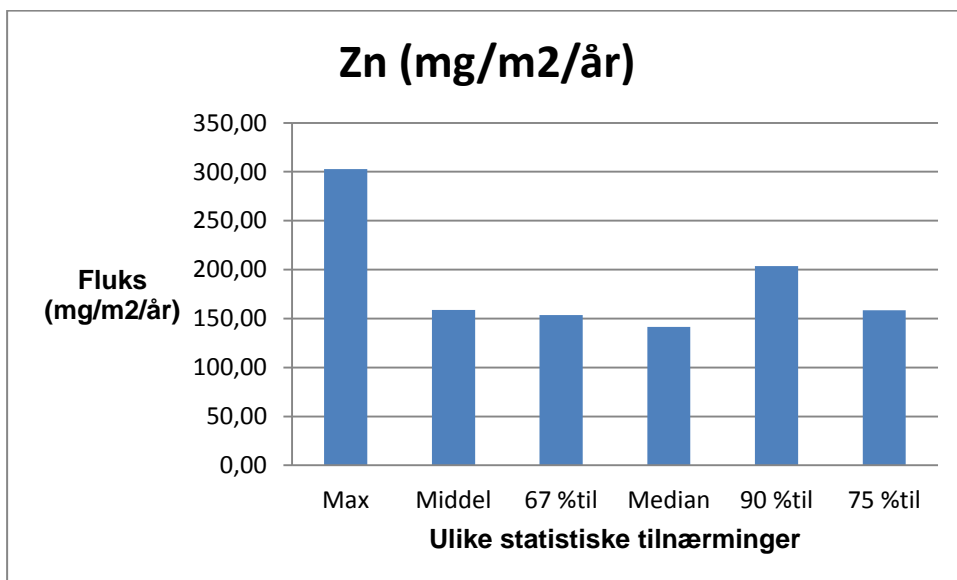
IISsvika Øst er i dag påvirket av boligutbygging og rekreasjonsarealer langs sjøen, og området på land er under opprydding i forbindelse med bolig utbygging. I den forbindelse er det derfor planlagt å etablere en ny strand og promenade langs sjøen, og områdets arealbruk defineres derfor som badeplass. Hele havneområdet er dypere enn 20 meter og spredningsveier omfatter derfor diffusjon, båttrafikk og transport via organismer (NGI, 2010). Tabell 24 viser prosentvis hvor mye sedimentene i IISsvika Øst overskrider tillatt spredning. Spredningsberegninger er utført med forskjellige statistiske tilnærmelser. Parameterne bly og sink skiller seg ut med signifikante spredningsforskjeller basert på ulike statistiske tilnærmelser og er vist i stolpediagram (Figur 32 og Figur 33).

Tabell 24 – Beregnet spredning for delområdet IISsvika Øst. Tallene viser prosentvis hvor mye IISsvika Øst overskrider tillatt spredning dersom referansesedimentet er øvre grenseverdi for tilstandsklasse II (røde tall), eller dersom referansesedimentet er øvre grenseverdi for tilstandsklasse III (blå tall). Beregnet total fluks fra sedimentet i IISsvika Øst ligger vedlagt i vedlegg C Tabell 82.

Stoff	Max (%)	Middel (%)	67 % til (%)	Median (%)	90 % til (%)	75 % til (%)
As	0	0	0	0	0	0
Pb	152 /109	66/37	87/55	59/32	112/76	88/56
Cd	338	274	271	268	295	272
Cu	0	0	0	0	0	0
Cr totalt (III + VI)	0	0	0	0	0	0
Hg	689 /478	10	0	0	45/6	0
Ni	0	0	0	0	0	0
Zn	813/457	379/192	363/183	327/160	514/275	378/191



Figur 32 – Beregnet Spredning (fluks) med ulike statistiske tilnærminger for bly (mg/m²/år) i delområdet Iisvika øst.



Figur 33 – Spredning (fluks) beregnet med ulike statistiske tilnærminger for sink (mg/m²/år) i delområdet Iisvika Øst.

Kornfordeling og beregnet spredning

Bunnsedimenter består ofte av flere forskjellige kornstørrelser (MAREANO). Kornfordelingen i et område vil fortelle mye om risikoen for spredning av miljøgifter. Kornfordeling og beregnet spredning er beskrevet i avsnitt 2.2.3. I risikoverktøyet er fraksjon suspendert stoff (sedimentfraksjon som er mindre enn 2 µm) en steds spesifikk parameter, som kan skrives inn i risikoverktøyet for å beregne spredning av miljøgifter. Ligning (2) i avsnitt 2.2.3 beskriver spredning generert av propelloppvirvling ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$), og i denne ligningen er kornfordelingsstørrelsen gjeldende (F_{susp}). Det er gjort beregninger av spredning for delområdet Nyhavna med forskjellige fraksjoner suspendert. Dette for å vise hvor mye spredningen varierer med kornfordeling.

Tabell 25, Tabell 26 og Tabell 27 viser beregnet spredning for ulike prosentandeler av suspenderte fraksjoner av 2 µm. Prosentvis suspendert fraksjon som er mindre enn 2 µm benyttes i risikovurderingen. Dersom for eksempel 5 prosent av suspendert fraksjon er mindre enn 2 µm vil 0,05 bli benyttet verdi som beskriver kornfordelingen i et delområde. Figur 34 viser beregnet spredning av kobber fra sediment i Nyhavna basert på spredningsverdier i Tabell 25, Tabell 26 og Tabell 27.

Tabell 25 – Beregnet spredning fra sediment i Nyhavna med ulik suspendert fraksjon av 2 µm kornfordeling. Middell og maks spredning der 1 %, 5 % og 8 % av suspendert fraksjon er mindre enn 2 µm.

Stoff	1		5		8	
	Utot, maks [kg/år]	Utot, middel [kg/år]	Utot, maks [kg/år]	Utot, middel [kg/år]	Utot, maks [kg/år]	Utot, middel [kg/år]
Arsen	28,41	20,47	32,93	20,97	36,32	21,34
Bly	2,97	0,72	14,29	3,22	22,78	5,08
Kadmium	0,10	0,08	0,19	0,10	0,26	0,12
Kobber	28,13	2,48	139,33	11,66	222,73	18,54
Krom totalt (III + VI)	2,49	0,89	11,21	3,30	17,75	5,10
Kvikksølv	0,01	0,00	0,05	0,01	0,07	0,02
Nikkel	2,94	2,28	6,70	3,62	9,52	4,63
Sink	43,84	8,15	175,04	25,91	273,44	39,23

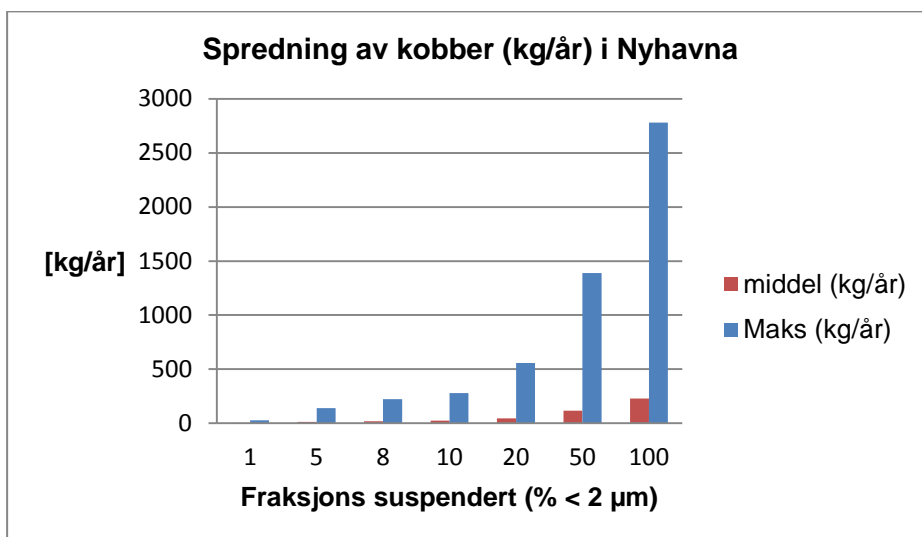
Resultat

Tabell 26 – Beregnet spredning fra sediment i Nyhavna med ulik suspendert fraksjon av 2 µm kornfordeling. Middell og maks spredning der 10 % og 20 % av suspendert fraksjon er mindre enn 2 µm.

Stoff	10		20	
	Utot, maks [kg/år]	Utot, middel [kg/år]	Utot, maks [kg/år]	Utot, middel [kg/år]
Arsen	38,58	21,59	49,88	22,83
Bly	28,44	6,33	56,74	12,55
Kadmium	0,31	0,14	0,55	0,21
Kobber	278,33	23,12	556,33	46,06
Krom totalt (III + VI)	22,11	6,30	43,91	12,32
Kvikksølv	0,09	0,03	0,17	0,05
Nikkel	11,40	5,30	20,80	8,65
Sink	339,04	48,11	667,04	92,50

Tabell 27 – Beregnet spredning fra sediment i Nyhavna med ulik suspendert fraksjon av 2 µm kornfordeling. Middell og maks spredning der 50 % og 100 % av suspendert fraksjon er mindre enn 2 µm.

Stoff	50		100	
	Utot, maks [kg/år]	Utot, middel [kg/år]	Utot, maks [kg/år]	Utot, middel [kg/år]
Arsen	83,78	26,56	140,28	32,77
Bly	141,64	31,23	283,14	62,36
Kadmium	1,27	0,41	2,47	0,76
Kobber	1390,33	114,88	2780,33	229,57
Krom totalt (III + VI)	109,31	30,35	218,31	60,41
Kvikksølv	0,41	0,13	0,80	0,26
Nikkel	49,00	18,70	96,00	35,45
Sink	1651,04	225,69	3291,04	447,66



Figur 34 – Spredning av kobber fra sediment som funksjon av kornfordeling. Beregnet middel og maks spredning av miljøgifter fra sediment i Nyhavna med ulike andel kornfordelinger av 2 µm kornfordelingsfraksjon.

Måloppnåelser og spredning av miljøgifter

Mengde spredning av miljøgifter er en konsekvens av forskjellige tiltaksmål. I Tabell 28 og Tabell 29 vises prosentvis overskridelse av tillatt spredning.^{3, 4} Sedimentkonsentrasjonene i Tabell 29 baserer seg på et hypotetisk datasett for å teste en gitt måloppnåelse. I måloppnåelsen er følgende kriterier bestemt: 90 persentilen for alle parameterer skal ligge i tilstandsklasse III, men 10 persentilen av datasettet kan ligge i midtre del av tilstandsklasse IV.

Tabell 28 – Beregnet spredning for en gitt måloppnåelse. Tallene viser prosentvis hvor mye måloppnåelsen overskrider tillatt spredning dersom referansesedimentet er grenseverdi for tilstandsklasse II.

Stoff	Max	Middel	67 % til	Median	90 % til	75 % til
Arsen	269 %	193 %	218 %	192 %	254 %	231 %
Bly	0	0	0	0	0	0
Kadmium	406 %	402 %	401 %	401 %	402 %	401 %
Kobber	0	0	0	0	0	0
Krom totalt (III + VI)	0	0	0	0	0	0
Kvikksølv	39 %	31 %	39 %	39 %	39 %	39 %
Nikkel	0	0	0	0	0	0
Sink	64 %	0	3 %	0	18 %	7 %

³ Spredning som overstiger tillatt spredning fra et sediment tilsvarende øvre grenseverdi for tilstandsklasse II

⁴ I beregningene er det benyttet stedsspesifikke målinger fra Nyhavna i Trondheim havn, vedlegg C

I Tabell 29 er det testet et hypotetisk tiltaksmål med krav om at alle parametere skal ligge i tilstandsklasse III etter opprydding. På samme måte som beregningene i Tabell 28 er spredningsberegningen basert på et hypotetisk datasett. Alle parametere i dette datasettet forekommer i øvre tilstandsklasse III.

Tabell 29 – Beregnet spredning for en gitt måloppnåelse. Tallene viser prosentvis hvor mye måloppnåelsen overskrider tillatt spredning.

Stoff	Max
Arsen	269 %
Bly	0
Kadmium	403 %
Kobber	0
Krom totalt (III + VI)	0
Kvikksølv	39 %
Nikkel	0
Sink	54 %

5.2 Sandefjord

Sedimentkonsentrasjonene som er benyttet for alle beregninger for Sandefjordsfjorden ligger vedlagt i vedlegg A Tabell 69 til Tabell 72. Det er benyttet sedimentkonsentrasjoner som beskriver det øverst laget i sedimentet (0-10 cm) utfra hva som anbefales av Veilederen for forurenset sjøbunn (Klif, 2007b) som er beskrevet i avsnitt 2.3.1.

5.2.1 Ulike statistiske tilnærminger

Tabell 30 til Tabell 34 viser beregninger over ulike statistiske tilnærminger for målte sedimentkonsentrasjoner over Sandefjordsfjorden. Beregningene er gjort både for delområder og for hele fjorden samlet. Dette er en Trinn 1 vurdering der avgjørelser om et område er forurenset eller ikke vil være avgjørende for at området undersøkes i noen større grad videre (Trinn 2 og Trinn 3).

Klifs tilstandsklasser for metaller og organiske forbindelser er vist med farger i Figur 2 under avsnitt 2.2.2 Klassifisering av miljøgifter i sediment.

Tabell 30 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for delområdet Indre havn, Sandefjord. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

Indre havn	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	19,5	634	2,3	376	57	9,49	47,4	769	17100	413	3670
Min	4,75	8,96	0,05	3	19	0,1	14,2	42,6	11	0,83	1,6
Middel	8,940	69,31	0,297	57,23	36,61	0,922	30,1	142	3201,9	85,7	311,7
Median	8,535	39,6	0,166	38,7	35,4	0,451	29,1	109	2051	33,7	158
67%til	8,924	56,25	0,209	56,39	39,92	0,634	32,9	132	2748	61,6	215,5
75%til	9,068	60,58	0,32	63,6	43,7	0,721	38,3	144	3610	76,9	295,25
90%til	11,34	120,3	0,487	111,4	50,99	1,874	44,3	204	6890	289,6	497,5

Resultat

Tabell 31 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnæringer for delområdet Ytre havn, Sandefjord. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

Midtre havn	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	17,3	264	1,0	503	63,6	4,33	44,9	483	13500	302	2200
Min	2,59	22,3	0,035	17,8	11,3	0,453	7,85	49	627	11,9	33
Middel	9,65	114,3	0,372	103,2	33,64	1,87	27,2	192,5	4755,8	125,364	692
Median	9,76	101,8	0,2775	87,45	33,9	1,43	28,3	174,5	4175	108,5	482
67%til	11,3	123,5	0,3701	96,5	38,08	2,104	30,2	199	5186,2	157,84	855
75%til	12,6	149,8	0,498	108,0	42,25	2,428	32,1	231,5	6092,5	170,5	971
90%til	13,8	193,8	0,740	163,4	46,7	3,61	36,4	322,9	9084	243	1459

Tabell 32 – Oversikten over Klifs tilstandsklasser og ulike statistiske tilnæringer for delområdet Midtre havn, Sandefjord. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

Ytre havn	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	18,5	1060	65,7	449	292	2,96	41,2	1210	9110	116	24800
Min	3,5	16,8	0,05	12,5	0,1	0,1	12,3	40	16	1,5	20,7
Middel	10,3	134,27	2,1243	85,92	52,83	1,1976	26,6	199,8	2540,4	32,8069	1291,7
Median	10,4	96,85	0,313	60,35	39,4	1,14	26,1	147,5	1710	23,95	425,5
67%til	12,4	113,15	0,3655	75,49	48,035	1,5155	30,13	173,5	2145,5	34,865	590,05
75%til	12,8	124,25	0,4103	85	52,175	1,735	32,2	179	3455	42,075	720,75
90%til	14,7	202	0,6765	156,5	99,65	2,255	35,7	306	5815	70,55	1935

Tabell 33 – Oversikten over Klifs tilstandsklasser og ulike statistiske tilnæringer for delområdet Tranga, Sandefjord. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

Tranga	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	22,2	240000	0,37	141	444	2,6	32,9	457	9670	12300	150
Min	9,01	46,2	0,05	26,6	32,8	0,1	18,5	86	28,2	2,22	4,8
Middel	15,15	13476	0,13	51,34	65,644	0,564	28,28	141	2113	751,12	76,21
Median	14,45	66,8	0,13	44,75	43,25	0,465	30,65	117	1300	14,5	72,5
67%til	16,8	70,92	0,138	46,90	44,40	0,553	31,2	120	1568	20,116	98,17
75%til	17,8	74,18	0,15	49,5	44,93	0,68	31,43	121	2013	22,5	100
90%til	20,8	526,8	0,22	68,95	55,8	0,889	32,03	192	4094	125,36	116

Resultat

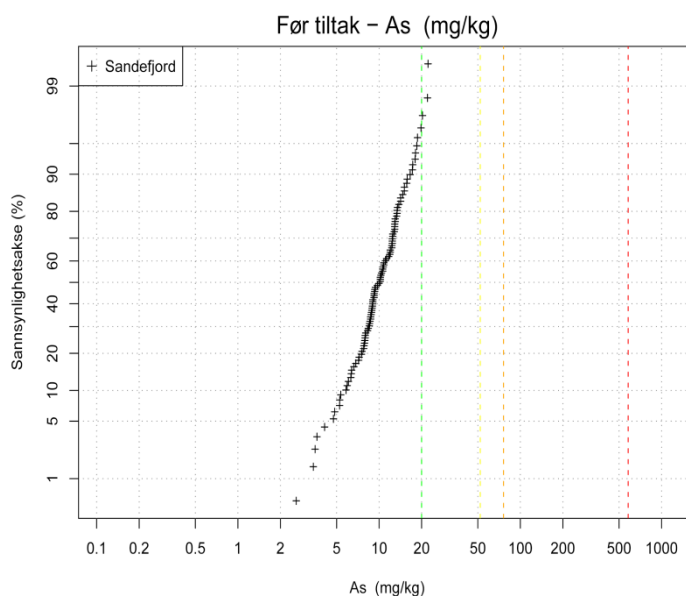
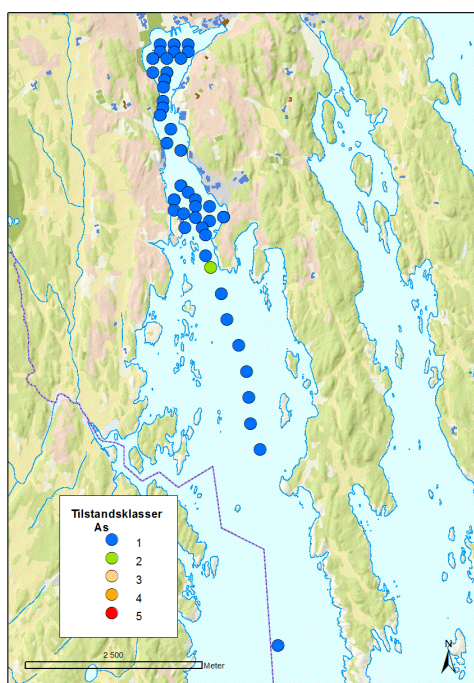
Tabell 34 – Oversikten over Klifs tilstandsklasser og ulike statistiske tilnærminger for hele Sandfjordsfjorden. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

Sandefjord	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
Max	22	1490	65,7	503	292	9,49	47,4	1210	17100	12300	24800
Min	2,59	8,96	0,035	0,035	0,1	0,1	7,85	40	11	0,83	1,6
Middel	10	118,7	0,982	0,982	42,73	1,226	27,8	177	3271,2	212,77	753,0
Median	9,4	77,5	0,225	0,225	36,25	0,827	26,95	137	1940	33,7	224
67%til	11,8	102	0,326	0,326	43,16	1,383	31,57	170	3570,4	61,6	482,4
75%til	12,5	117	0,385	0,385	45,95	1,59	32,2	179	4880	88	622,8
90%til	15,1	189,5	0,651	0,651	57	2,715	38,3	303	7482	227,6	1234

5.2.2 Kumulativ frekvensfordeling

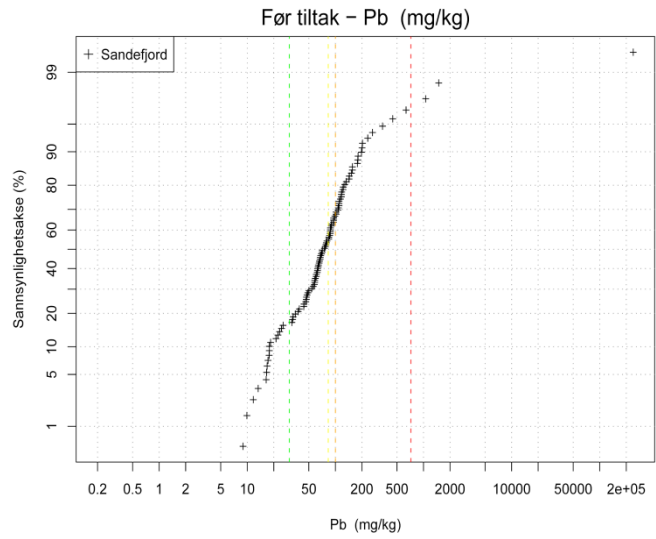
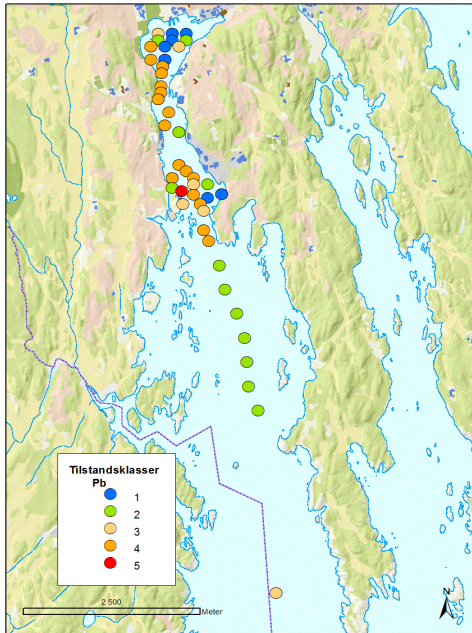
Kartene (Figur 35 til Figur 45) viser konsentrasjonen til de ulike metallene og organiske stoffene farget etter Klifs tilstandsklasser (avsnitt 2.2.2 Figur 2). De kumulative plottene har også vertikale linjer som er farget etter de samme tilstandsklassene for å illustrere hvilke av Klifs tilstandsklasser det meste av datasettet foreligger i. Teorien bak kumulativ frekvensfordeling foreligger under avsnitt 2.4.3.

Arsen



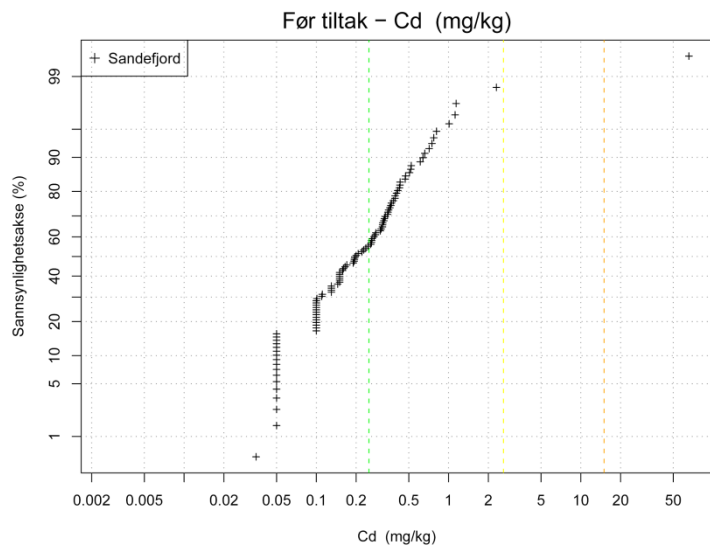
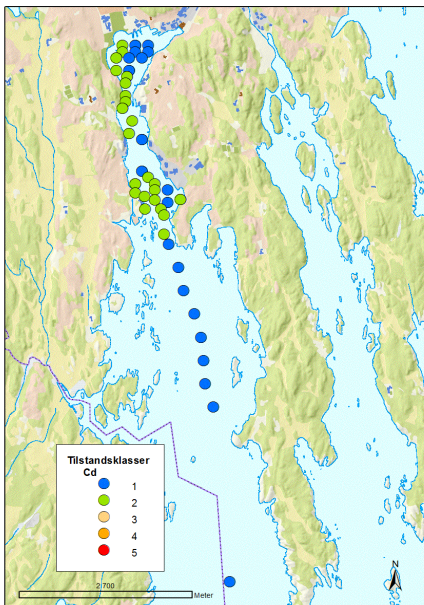
Figur 35 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for arsen (As mg/kg). Kumulative frekvensfordelingen for arsen (mg/kg) til venstre.

Bly



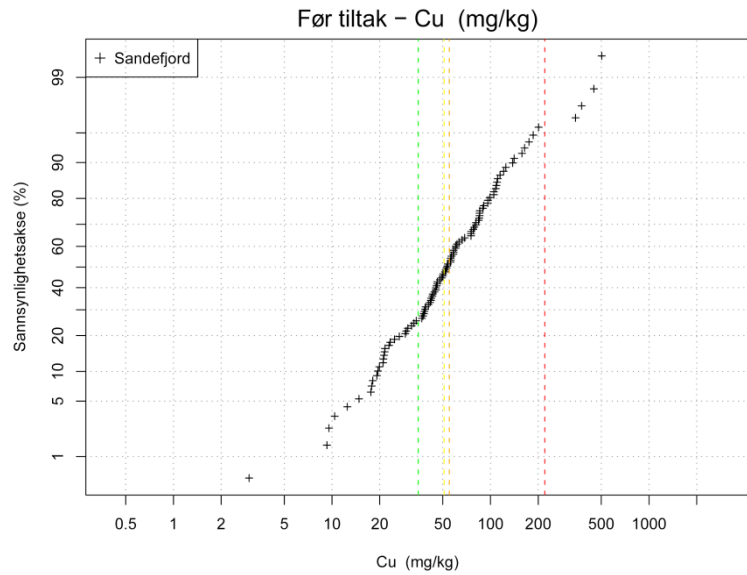
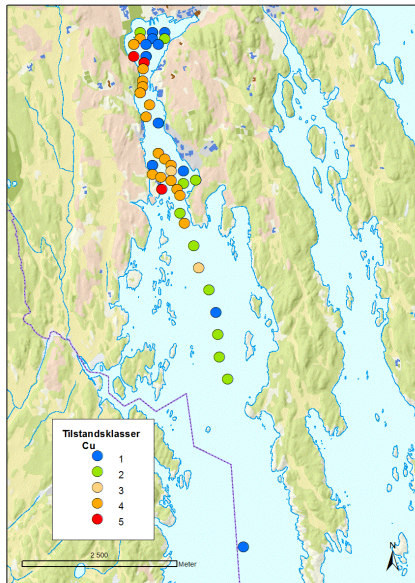
Figur 36 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for bly. Kumulative frekvensfordelingen for bly (mg/kg) til venstre.

Kadmium



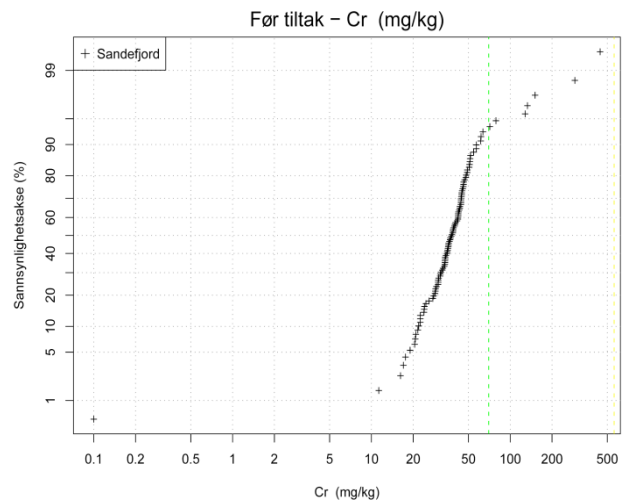
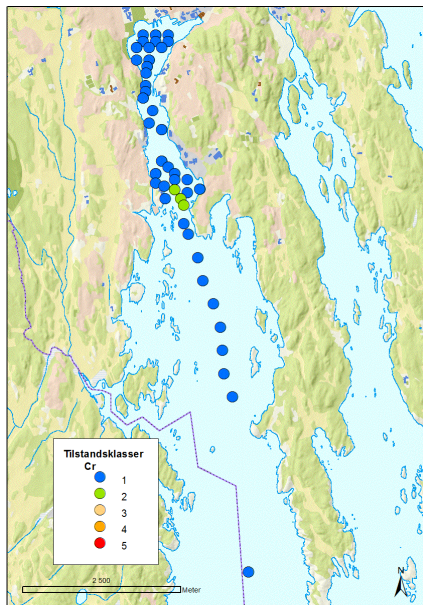
Figur 37 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for kadmium. Kumulative frekvensfordelingen for kadmium (mg/kg) til venstre.

Kobber



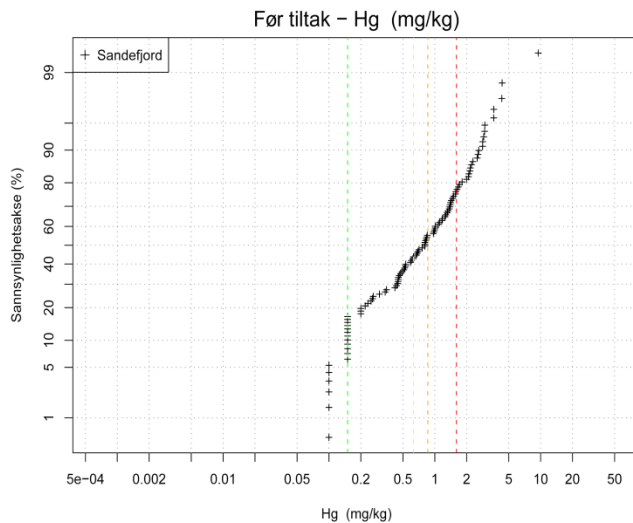
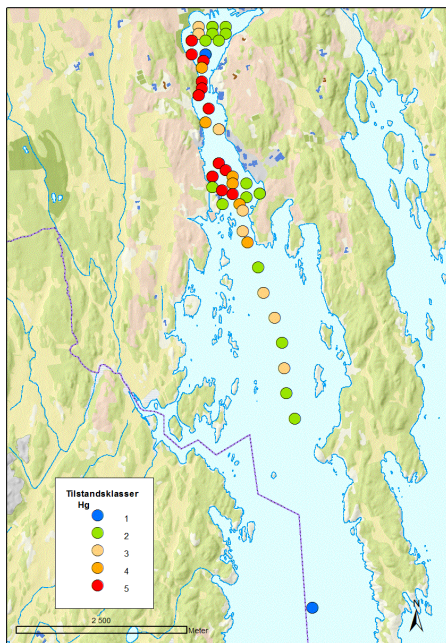
Figur 38 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for kobber. Kumulative frekvensfordelingen for kobber (mg/kg) til venstre.

Krom



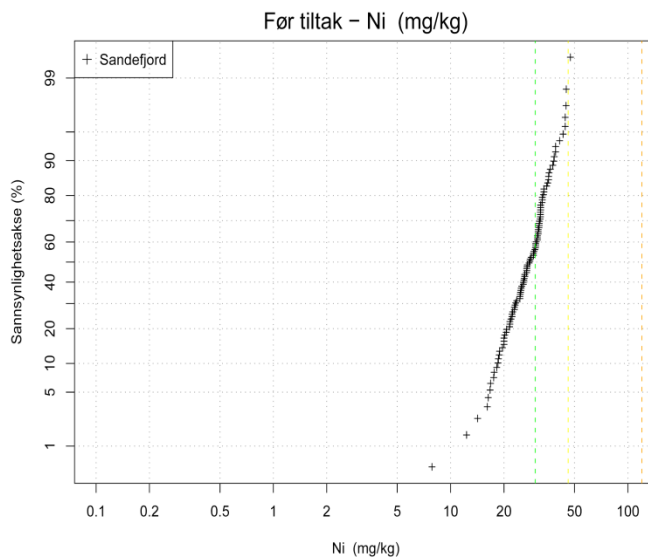
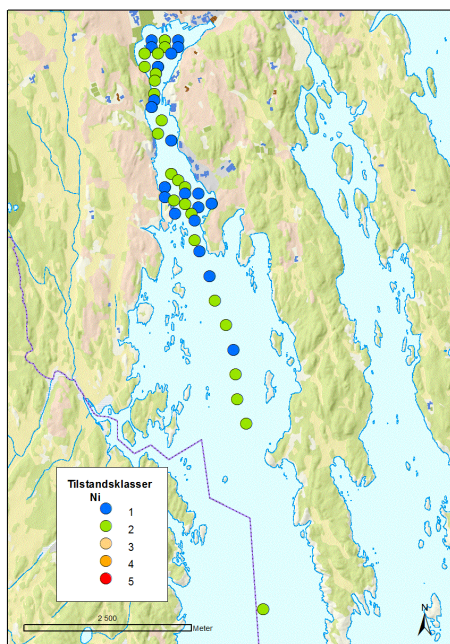
Figur 39 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for krom. Kumulative frekvensfordelingen for krom (mg/kg) til venstre.

Kvikksølv



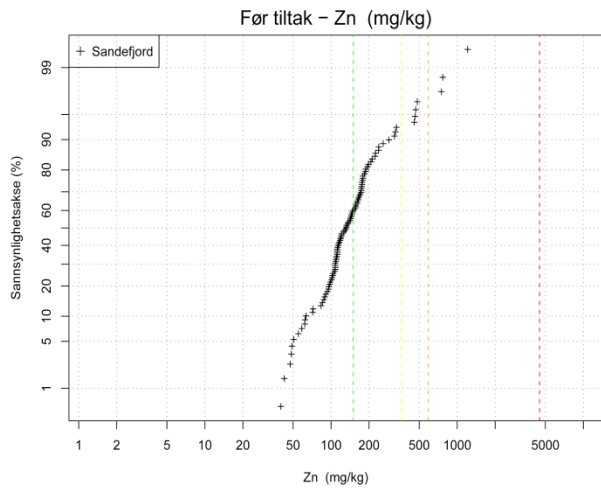
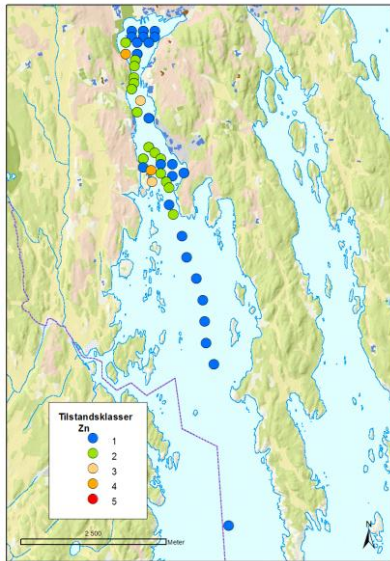
Figur 40 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for kvikksølv. Kumulative frekvensfordelingen for kvikksølv (mg/kg) til venstre.

Nikkel



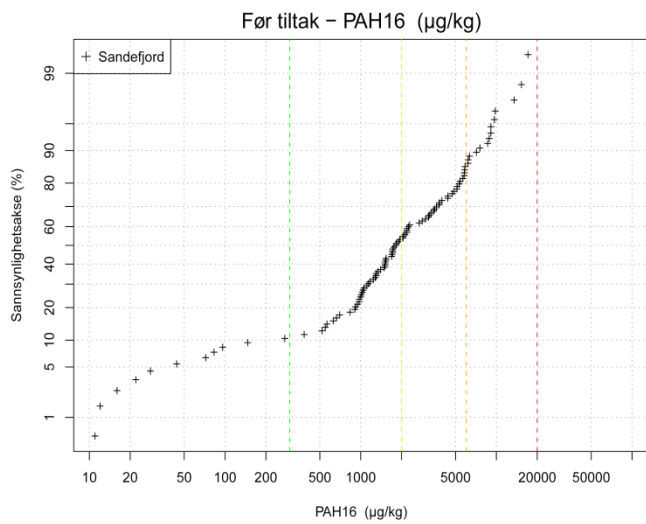
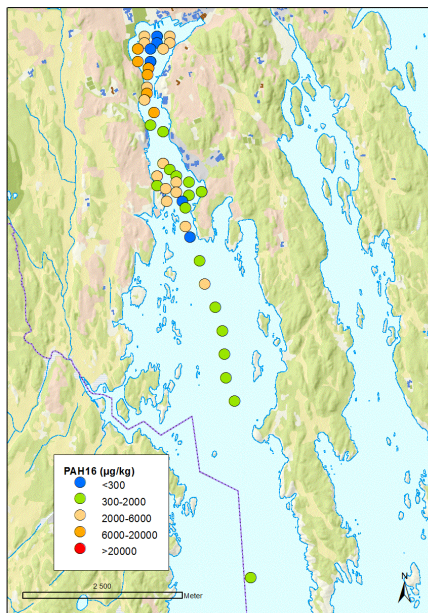
Figur 41 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for nikkel. Kumulative frekvensfordelingen for nikkel (mg/kg) til venstre.

Sink



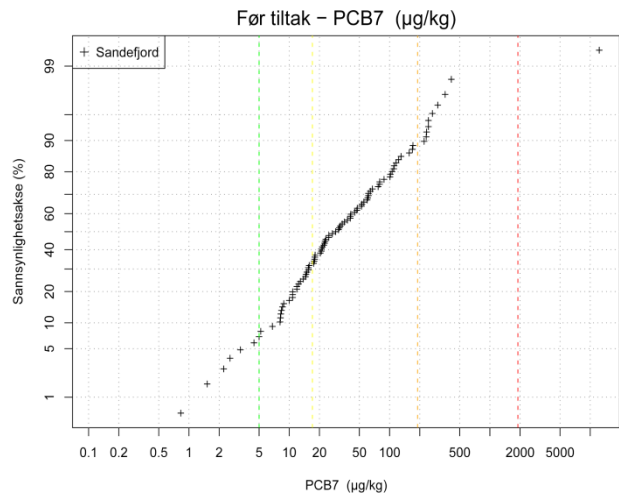
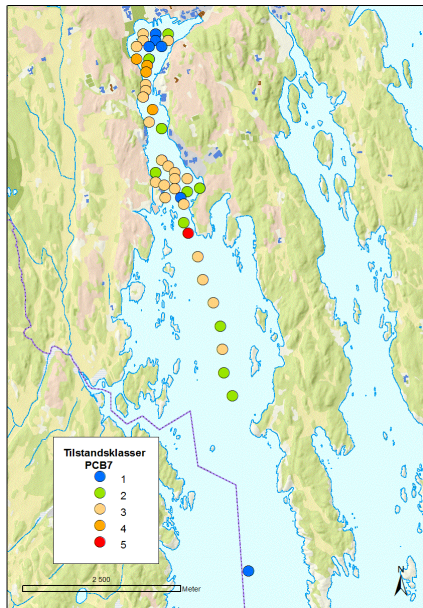
Figur 42 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for sink. Kumulative frekvensfordelingen for sink (mg/kg) til venstre.

PAH₁₆



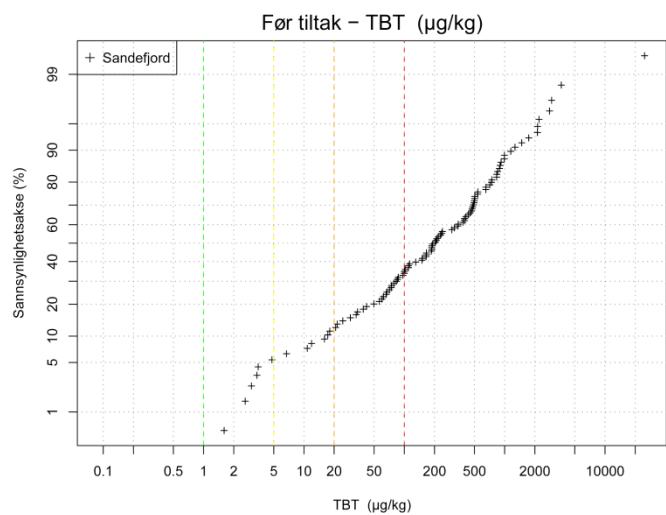
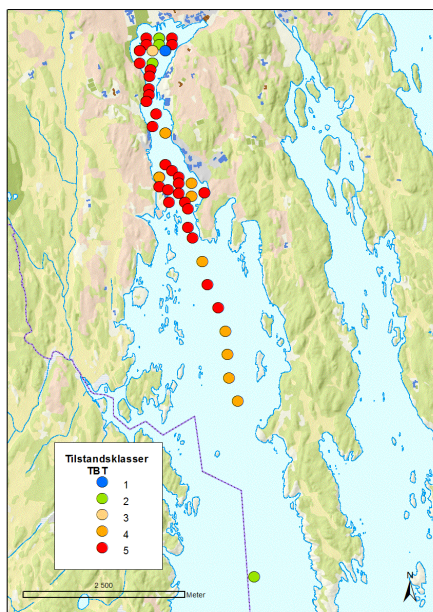
Figur 43 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for PAH₁₆. Kumulative frekvensfordelingen for PAH₁₆ (µg/kg) til venstre.

PCB₇



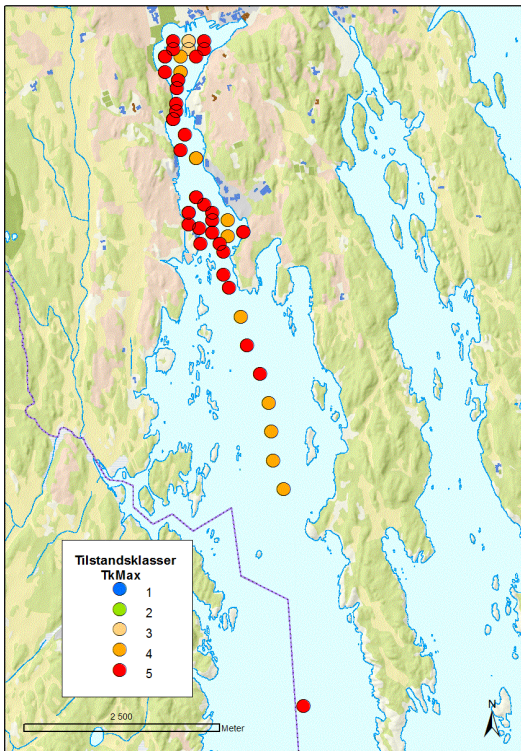
Figur 44– Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for PCB₇. Kumulative frekvensfordelingen for PCB₇ (µg/kg) til venstre.

TBT (tributyltinn)



Figur 45 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for TBT. Kumulative frekvensfordelingen for TBT (µg/kg) til venstre.

Høyest tilstandsklasse



Figur 46 – Kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs fem tilstandsklasser. Fargen angir den høyeste tilstandsklasse for hver enkelt prøvestasjon som baserer seg på målte konsentrasjoner av As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn, PAH₁₆, PCB₇ og TBT.

5.3 Kristiansand

Marvika og Torsvika i Kristiansand har ryddet opp i sjøbunnen. Beregningene baserer seg på sedimentundersøkelser etter miljøoppryddingen.

Alle beregninger for Marvika og Torsvika vil basere seg på sedimentkonsentrasjoner som beskriver det øverste laget (0-10 cm) som ligger vedlagt i vedlegg A Tabell 73 og Tabell 74.

5.3.1 Ulike statistiske tilnæringer

Tabell 35 til Tabell 37 viser beregninger av forskjellige statistiske tilnæringer tilknyttet klifs tilstandsklasser for Marvika og Torsvika. Klifs tilstandsklasser for metaller og organiske forbindelser er vist i Figur 2 under avsnitt 2.2.2.

Tabell 35 – Beregnet tilstandsklasser ved bruk av ulike statistiske tilnæringer for Torsvika, Kristiansand. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

Torsvika	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7
Max	7,30	77	0,92	76	42,0	0,411	34	310	1300	96
min	2,56	4	0,09	4	8,4	0,004	5,8	23	52	5,4
gjennomsnitt	4,83	25	0,37	30	25,47	0,093	18,3	114,3	531,3	40,1
median	4,8	19	0,27	19	22,5	0,0185	17,5	90	386,5	19
67%til	5,19	20	0,34	32	31,04	0,0512	20,42	105,45	402,1	45,2
75%til	5,63	20	0,4	40	36,8	0,0812	20,9	108,25	619,8	57,50
90%til	6,6	49	0,68	61	41,2	0,2555	27,6	210	1027,9	80,6

Tabell 36 – Oversikt over tilstandsklasser og ulike statistiske tilnæringer for Marvika, Kristiansand. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

Marvika	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7
Max	11,3	730	2,17	79,6	51,1	1,46	32	196	42800	139
min	1,1	2,5	0,01	1,5	3,5	0,003	2,4	8,7	23	0,52
gjennomsnitt	5,258	53,98	0,164	20	17,50	0,342	11,9	61,60	2443,3	27,29
median	4,905	18,5	0,06	12	13,5	0,12	9,05	59,2	980	14
67%til	6,193	31,66	0,1	21,78	20	0,403	15	68,95	1600	30,53
75%til	7	43,88	0,138	27,25	23,25	0,528	18,2	77,93	1800	40,9
90%til	9,12	84,55	0,293	54,58	37,5	1,083	23,1	116,7	4356	62,79

Resultat

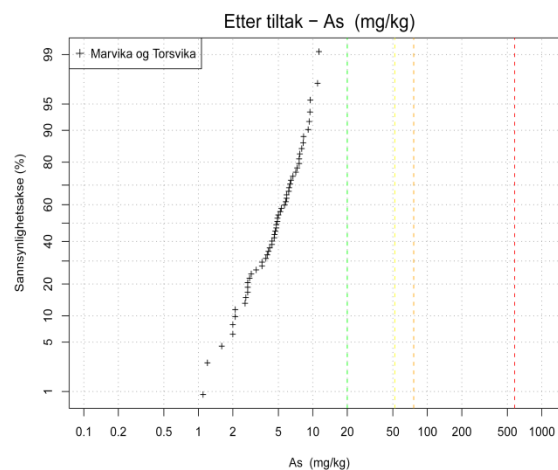
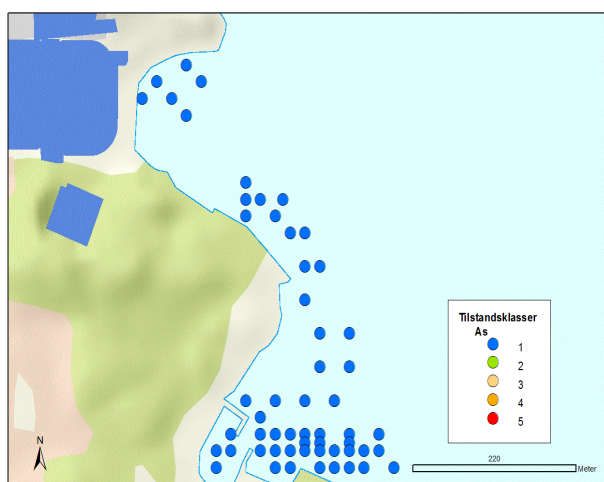
Tabell 37 – Oversikt over tilstandsklasser og ulike statistiske tilnærminger for Marvika og Torsvika samlet, Kristiansand. Metallkonsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, mens for de organiske forbindelsene er enheten µg/kg.

Marvika Torsvika	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7
Max	11,3	730	2,17	79,6	51,1	1,46	34	310	42800	139
min	1,1	2,5	0,01	1,5	3,5	0,003	2,4	8,7	23	0,52
gjennomsnitt	5,21	50,8	0,185	21,02	18,35	0,315	12,6	67,2	2287,3	29
median	4,85	18,5	0,065	13	15,15	0,1	9,8	62,6	866	14
67%til	6,121	30	0,129	23,7	20	0,267	15,9	75,1	1516,4	30,6
75%til	6,8	43,2	0,163	28	24,75	0,505	19,2	78,8	1700	42,3
90%til	8,7	79,3	0,325	56,9	41,2	1,025	23,5	123,5	3812	69,3

5.3.2 Kumulativ frekvensfordeling

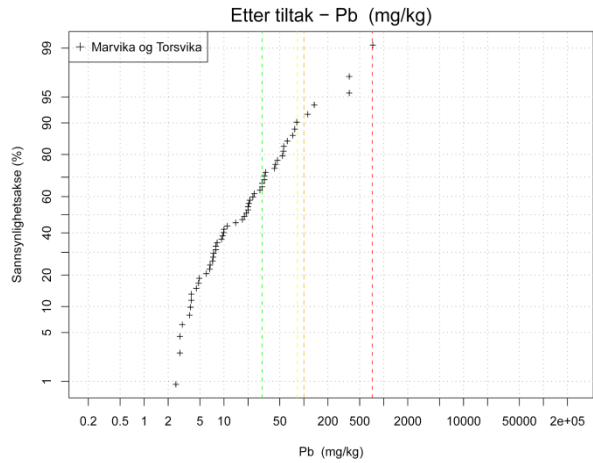
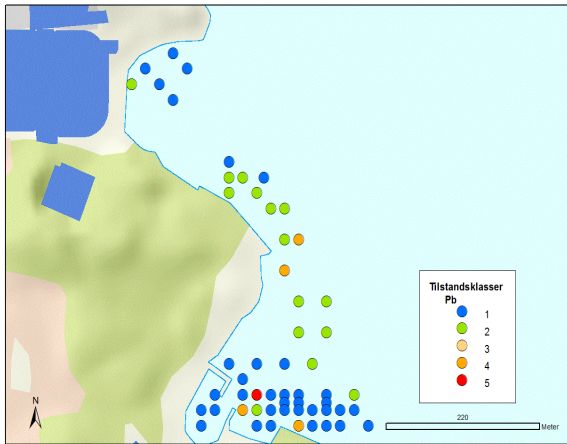
Kartene (Figur 47 til Figur 56) er farget etter Klifs tilstandsklasser som ligger vedlagt under avsnitt 2.2.2 (Figur 2). De kumulative frekvensfordelingsplottene har vertikale linjer farget etter samme tilstandsklasser for å illustrere hvilke tilstandsklasser majoriteten av datasettet befinner seg i.

Arsen



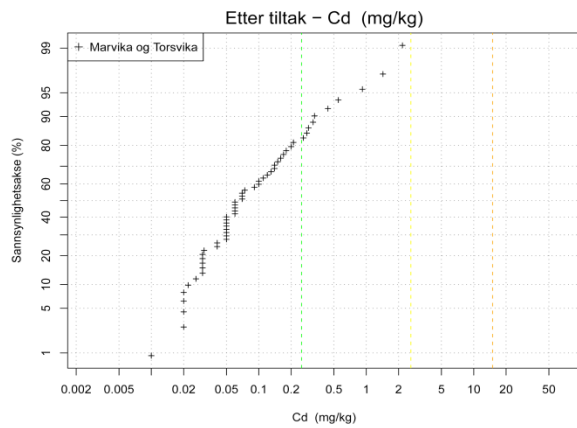
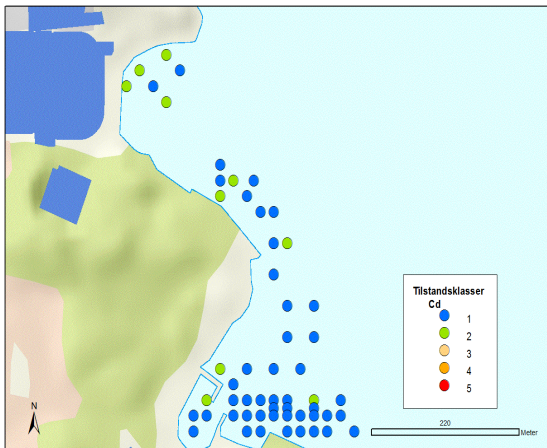
Figur 47 – Kumulativ frekvensfordeling og konsentrasjonskart til arsen (mg/kg) i Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i området farget etter Klifs tilstandsklasser for arsen.

Bly



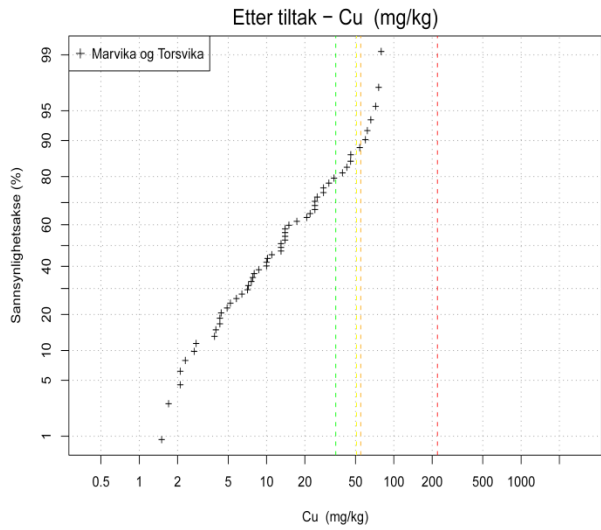
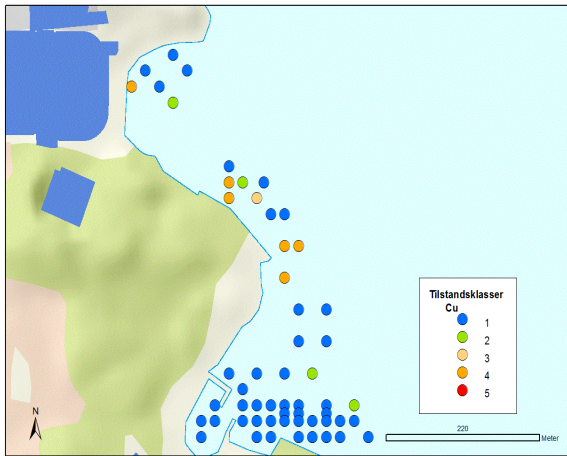
Figur 48 – Kumulativ frekvensfordeling og konsentrasjonskart til bly(mg/kg) i Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i området farget etter Klifs tilstandsklasser for bly.

Kadmium



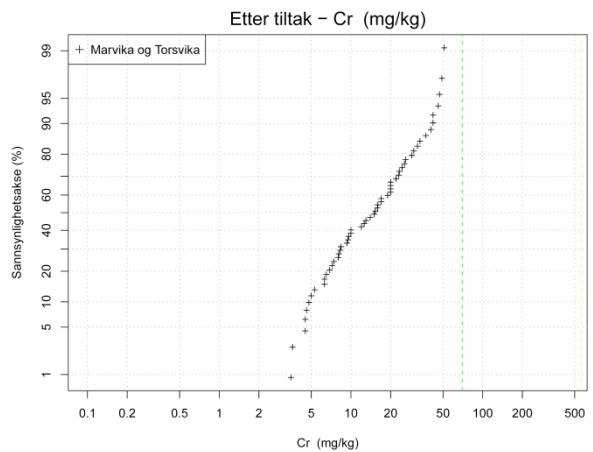
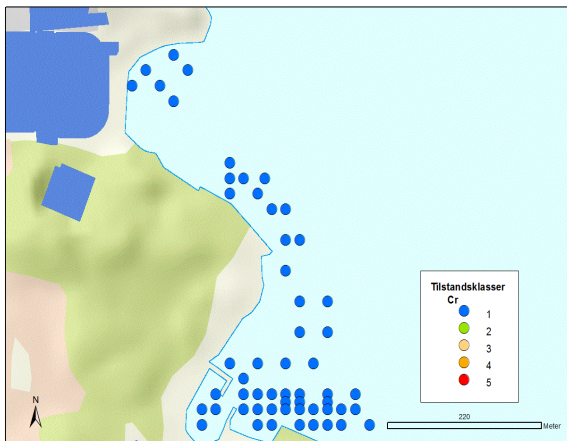
Figur 49 – Kumulativ frekvensfordeling og konsentrasjonskart til kadmium (mg/kg) for Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i området farget etter Klifs tilstandsklasser for kadmium.

Kobber



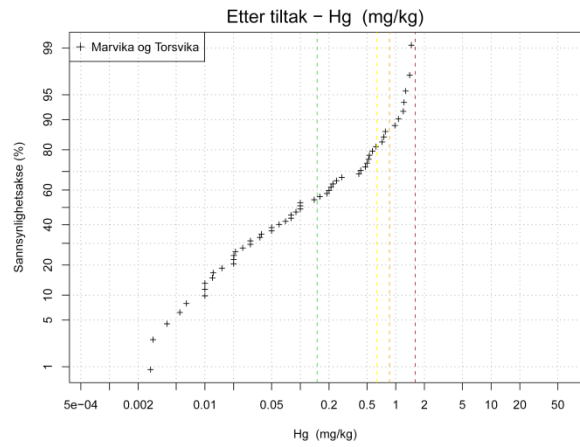
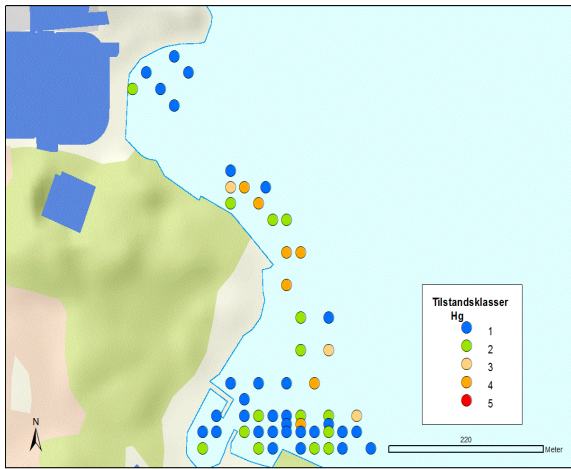
Figur 50 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for kobber (mg/kg) for Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i dette området farget etter Klifs tilstandsklasser for kobber.

Krom



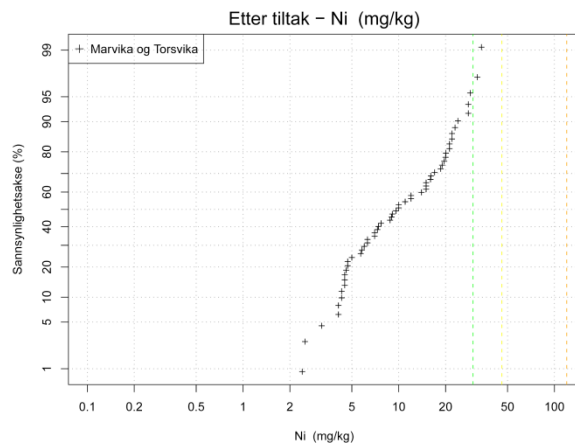
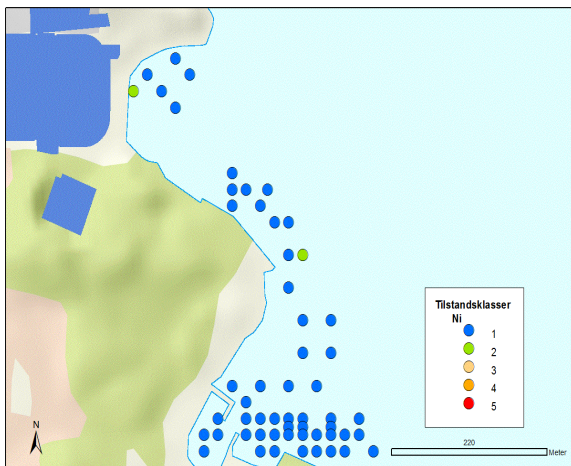
Figur 51 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for krom (mg/kg) for Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i dette området farget etter Klifs tilstandsklasser for krom.

Kvikksølv



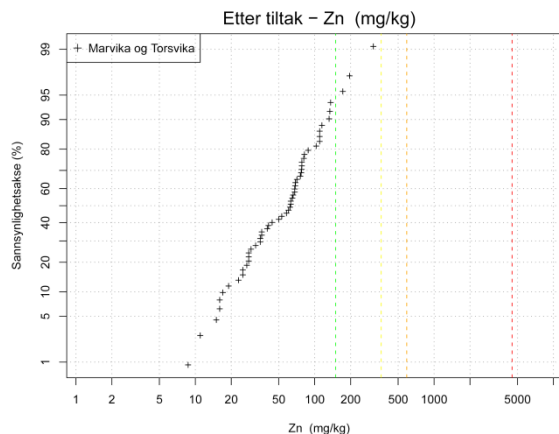
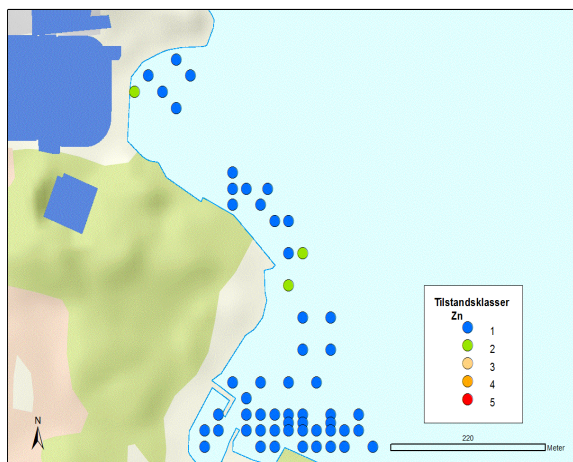
Figur 52 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for kvikksølv (mg/kg) for Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i dette området farget etter Klifs tilstandsklasser for kvikksølv.

Nikkel



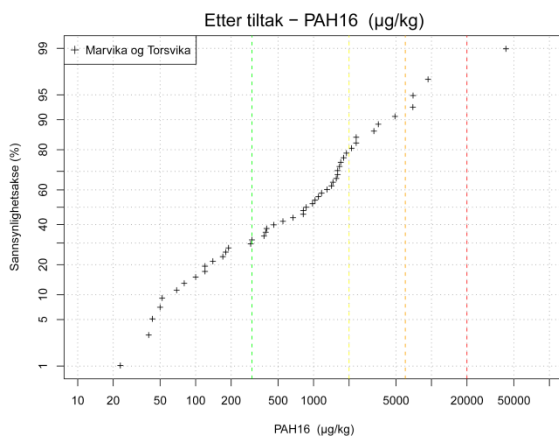
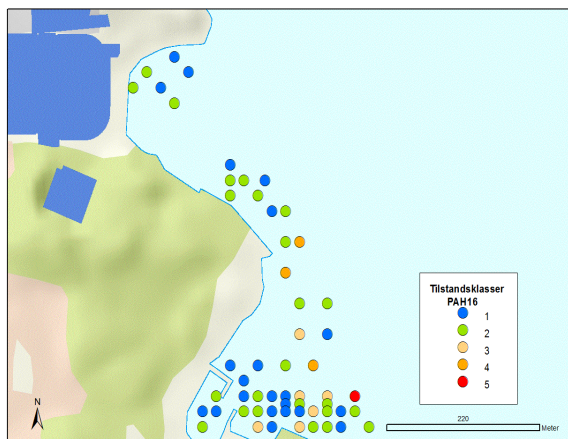
Figur 53 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for nikkel (mg/kg) for Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i dette området farget etter Klifs tilstandsklasser for nikkel.

Sink



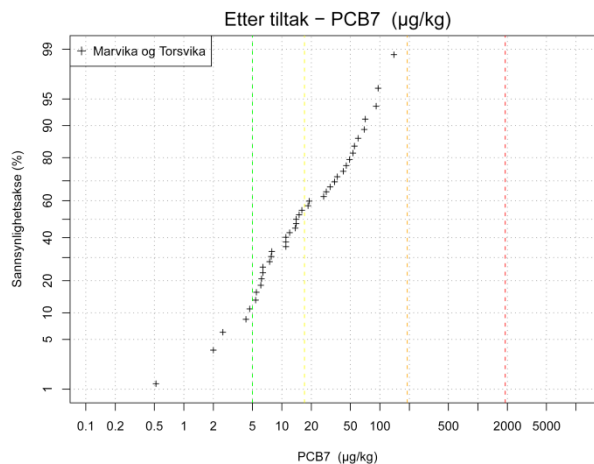
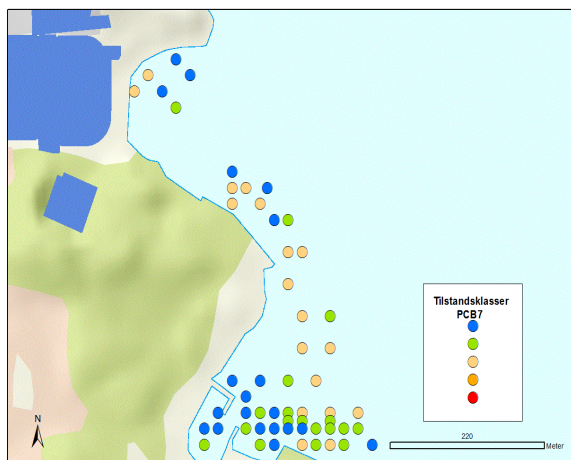
Figur 54 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for sink (mg/kg) for Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i dette området farget etter Klifs tilstandsklasser for sink.

PAH₁₆



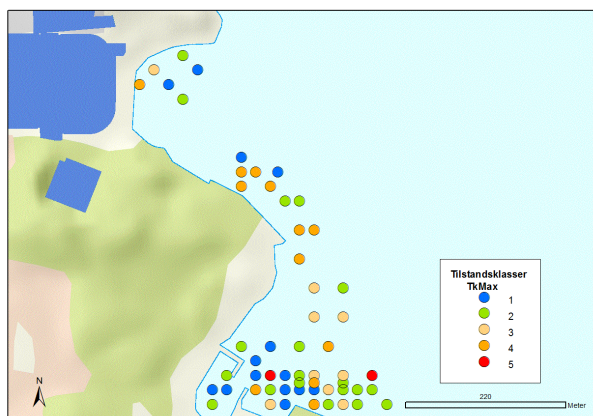
Figur 55 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for PAH₁₆ (µg/kg) for Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i dette området farget etter Klifs tilstandsklasser for PAH₁₆.

PCB₇



Figur 56 – Fra høyre vises den kumulative frekvensfordelingen for PCB₇ (µg/kg) for Marvika og Torsvika, Kristiansand. Kartet er merket med alle prøvestasjonene i dette området farget etter Klifs tilstandsklasser for PCB₇.

Høyest beregnet tilstandsklasse



Figur 57 – Kart over Marvika og Torsvika, Kristiansand merket med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser. Fargen angir den høyeste tilstandsklasse for hver enkel prøvestasjon som baserer seg på målte konsentrasjoner av As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn, PAH₁₆ og PCB₇.

5.4 Stamsund

Stamsund havn har datarapporter fra undersøkelser som foreligger før mudring, etter mudring og remudring. De kumulative frekvensfordelingsplottene er fra sedimentprøver som beskriver det øverste sedimentlaget (0-10 cm). Plottene er navngitt med «før tiltak», «etter tiltak» (etter mudring) og «tiltak 2» (etter remudring).

5.4.1 Kumulativ frekvensfordeling for Stamsund Havn

Sedimentprøvene fra undersøkelser før mudring, etter mudring og etter remudring ligger i vedlegg A Tabell 75 til Tabell 77. Det er utelukket noen sedimentprøver tatt fra et område i Stamsund havn fra datasettet før mudring. Dette området er tenkt for deponering for forurensede masser, og vil ikke være en del av miljøundersøkelsen etter mudring og remudring.

Plottene har vertikale linjer som er farget etter Klifs tilstandsklasser for å illustrere hvilke av tilstandsklasse majoriteten av datasettet ligger i. Klifs tilstandsklasser er beskrevet i avsnitt 2.2.2. De kumulative frekvensfordelingsplottene foreligger under diskusjon avsnitt 6.4.1 (Figur 112 til Figur 122). Frekvensfordelingene er plassert under diskusjonsdelen for at problematikken med måloppnåelser og miljøoppyrdding skal komme bedre frem. De kumulative frekvensfordelingsplottene for Stamsund havn foreligger i større format i vedlegg B Figur 125 til Figur 157.

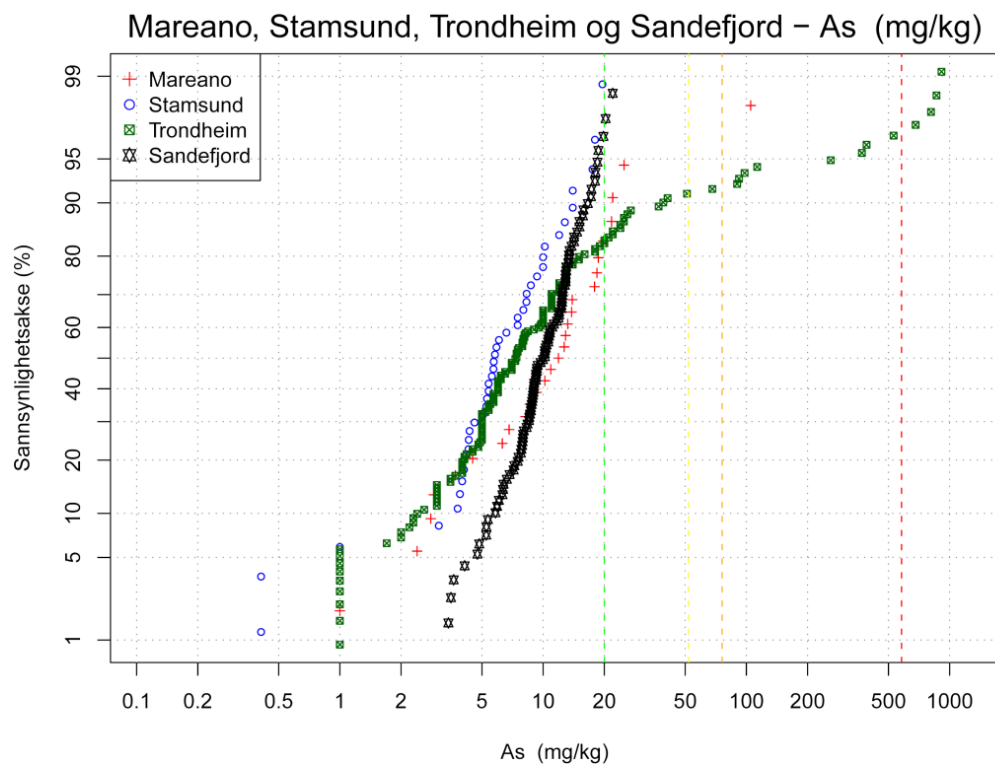
5.5 MAREANO

Det er valgt å benytte sedimentprøver som ble samlet inn fra miljøstasjonene i 2003. I 2003 ble sedimentoverflateprøver fra 29 stasjoner samlet inn (NGU, 2006; Havforskningsintstittet, 2007). Figur 10 under avsnitt 2.5 i teoridelen viser kart over Barentshavet der disse prøvepunktene er tegnet inn. Utvalgte sedimentkonsentrasjoner foreligger i vedlegg A Tabell 78. Prøvene ble tatt med multicorer utstyr og ble analysert for kornstørrelsesfordeling, TOC, karboninnhold, leiremineralogi, hovedelementer og sporelementer, inkludert tungmetaller (NGU, 2006). I de kumulative frekvensfordelingsplottene er tilstandsklassene markert med vertikale linjer farget etter Klifs klassifisering (beskrevet i avsnitt 2.2.2).

5.5.1 MAREANO, Sandefjord og Trondheim før mudring

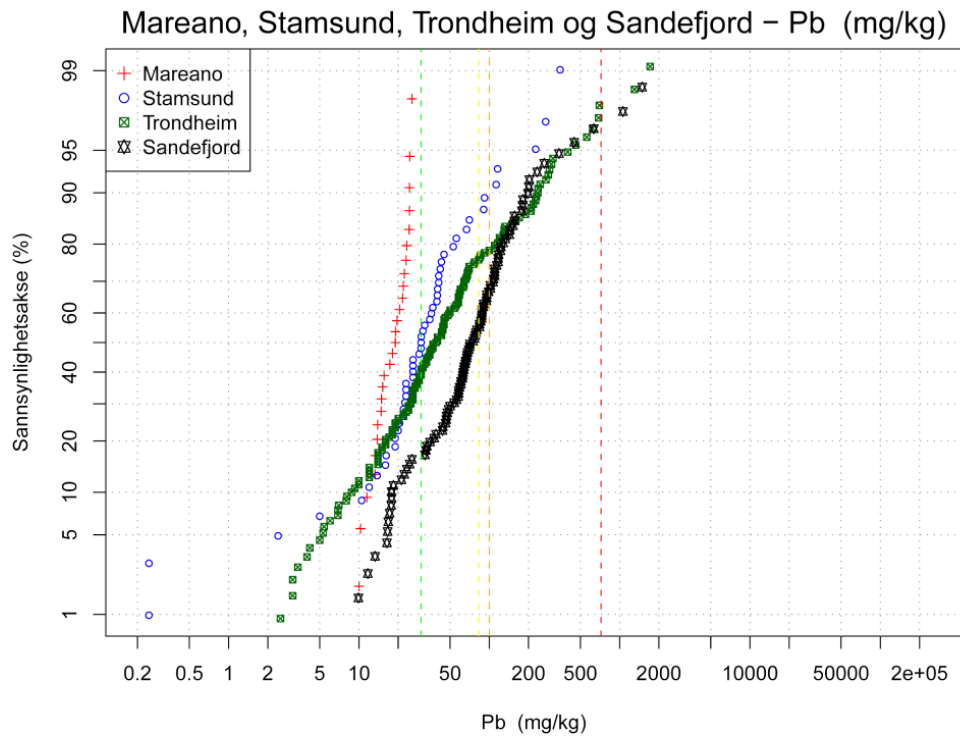
Figur 58 til Figur 65 viser kumulativ frekvensfordeling med data fra MAREANO-prosjektet sammenlignet med data fra Sandefjord, Stamsund og Trondheim. Datasettet til Sandefjord, Stamsund og Trondheim er fra før opprydding (mudring).

Arsen



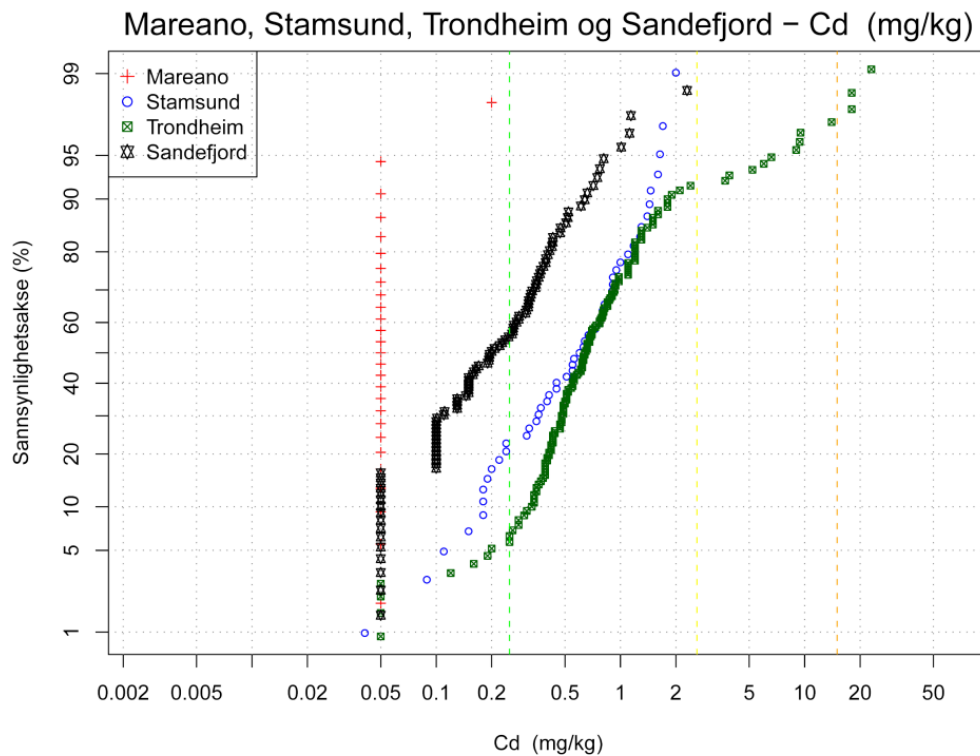
Figur 58 – Kumulativ frekvensfordeling for arsen (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund, Sandefjord og Trondheim.

Bly



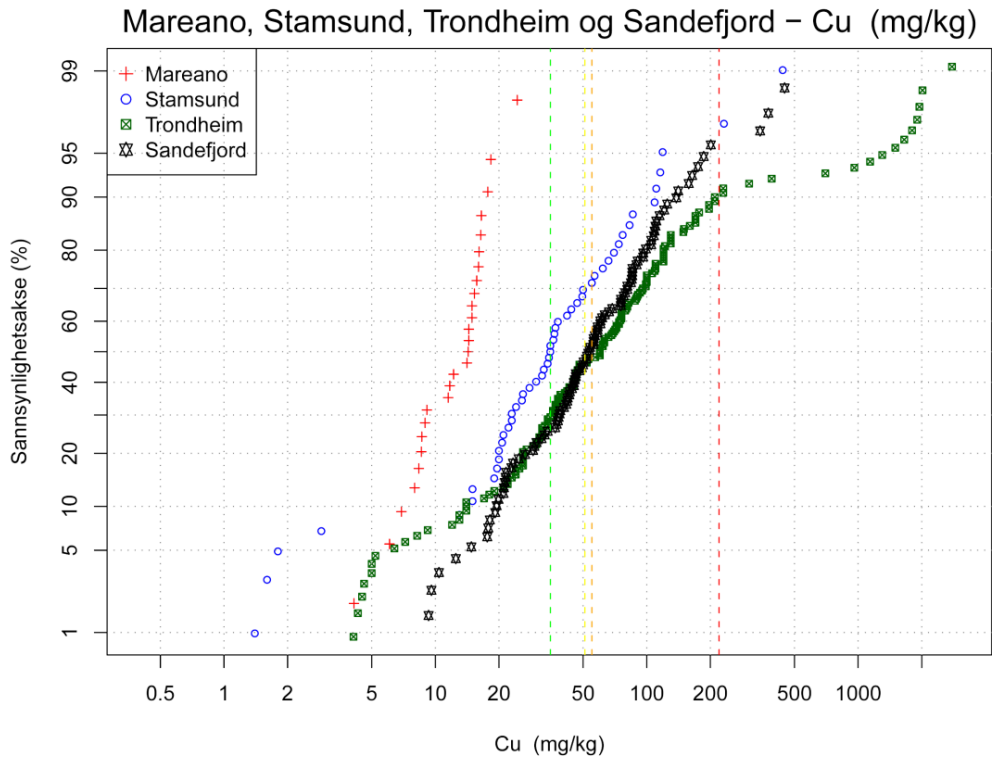
Figur 59 – Kumulativ frekvensfordeling for bly (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund, Sandefjord og Trondheim.

Kadmium



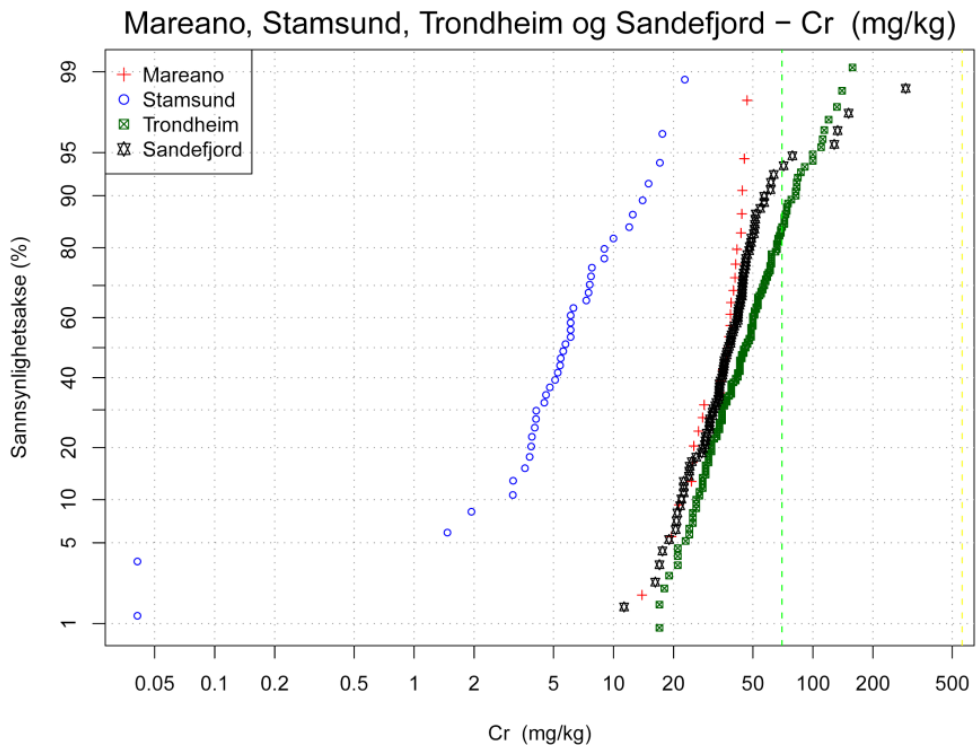
Figur 60 – Kumulativ frekvensfordeling for kadmium (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund, Sandefjord og Trondheim.

Kobber



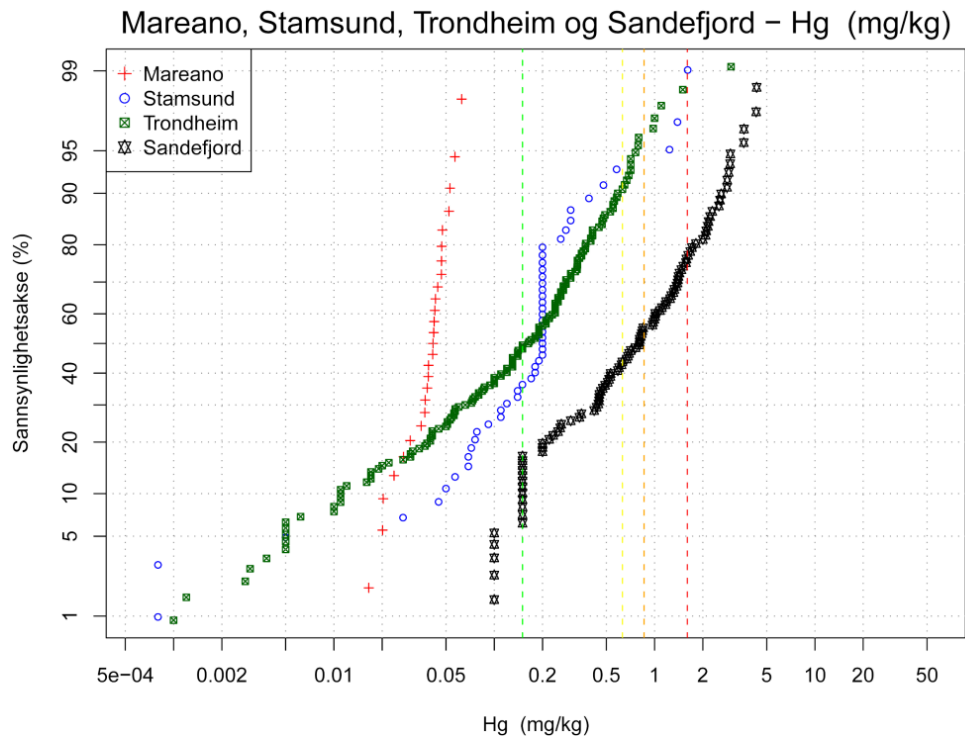
Figur 61 – Kumulativ frekvensfordeling for kobber (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund, Sandefjord og Trondheim.

Krom



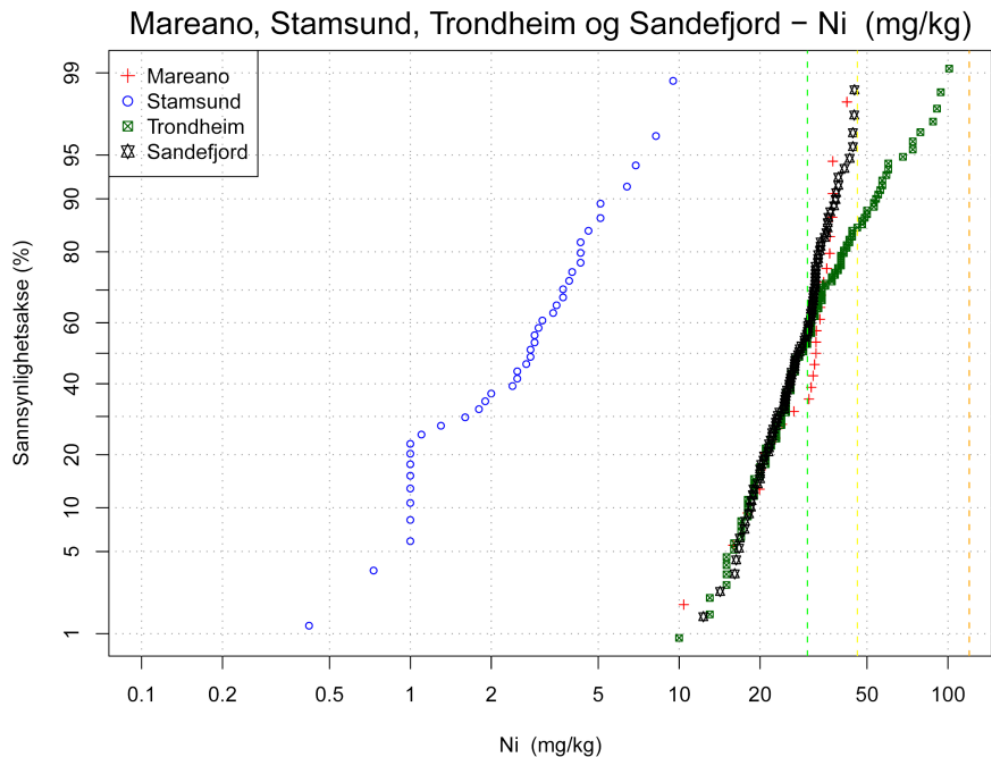
Figur 62 – Kumulativ frekvensfordeling for krom (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund, Sandefjord og Trondheim.

Kvikksølv



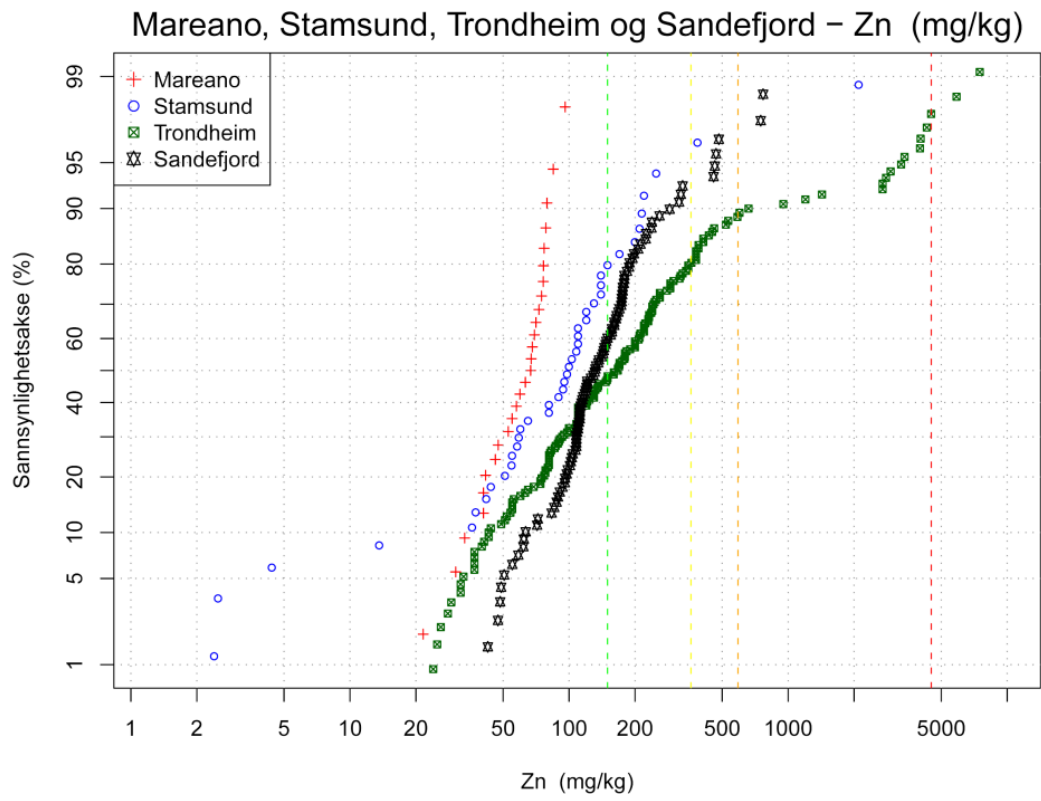
Figur 63 – Kumulativ frekvensfordeling for kvikksølv (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund, Sandefjord og Trondheim.

Nikkel



Figur 64 – Kumulativ frekvensfordeling for nikkel (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund, Sandefjord og Trondheim.

Sink

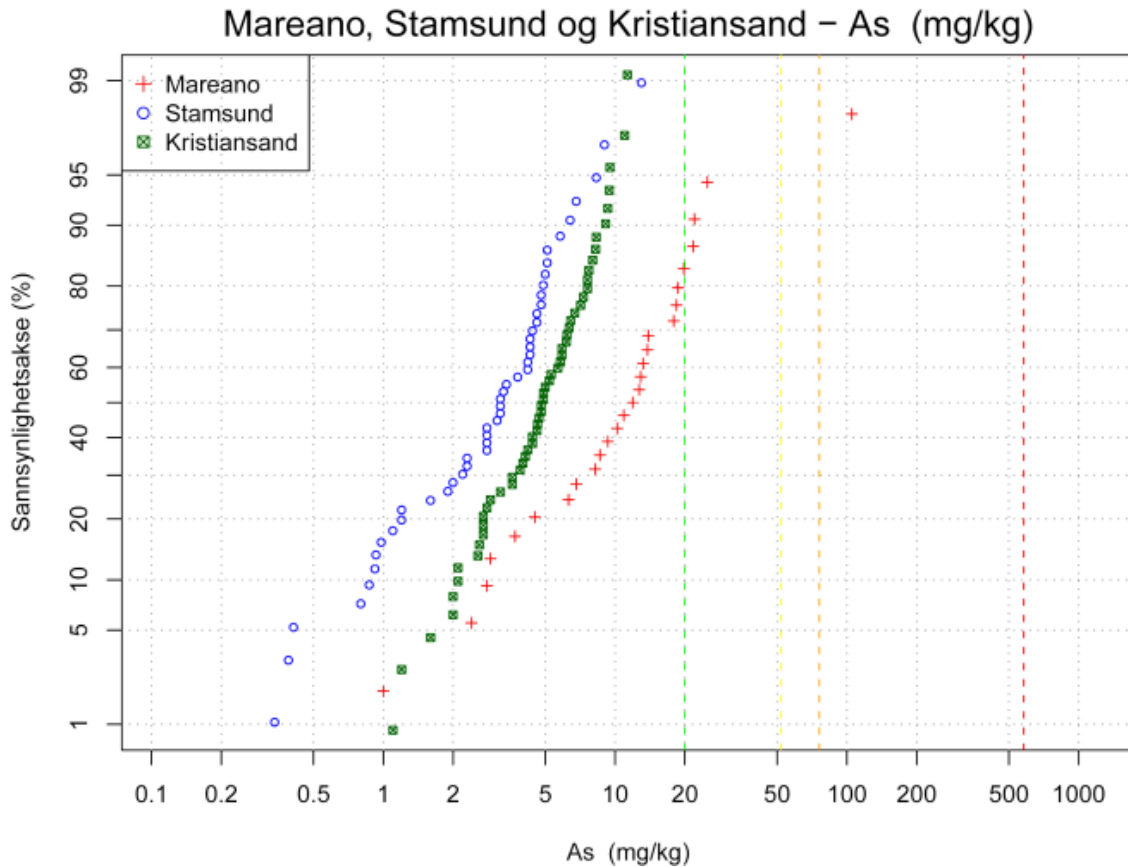


Figur 65 – Kumulativ frekvensfordeling for sink (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund, Sandefjord og Trondheim.

5.5.2 MAREANO, Kristiansand og Stamsund etter mudring

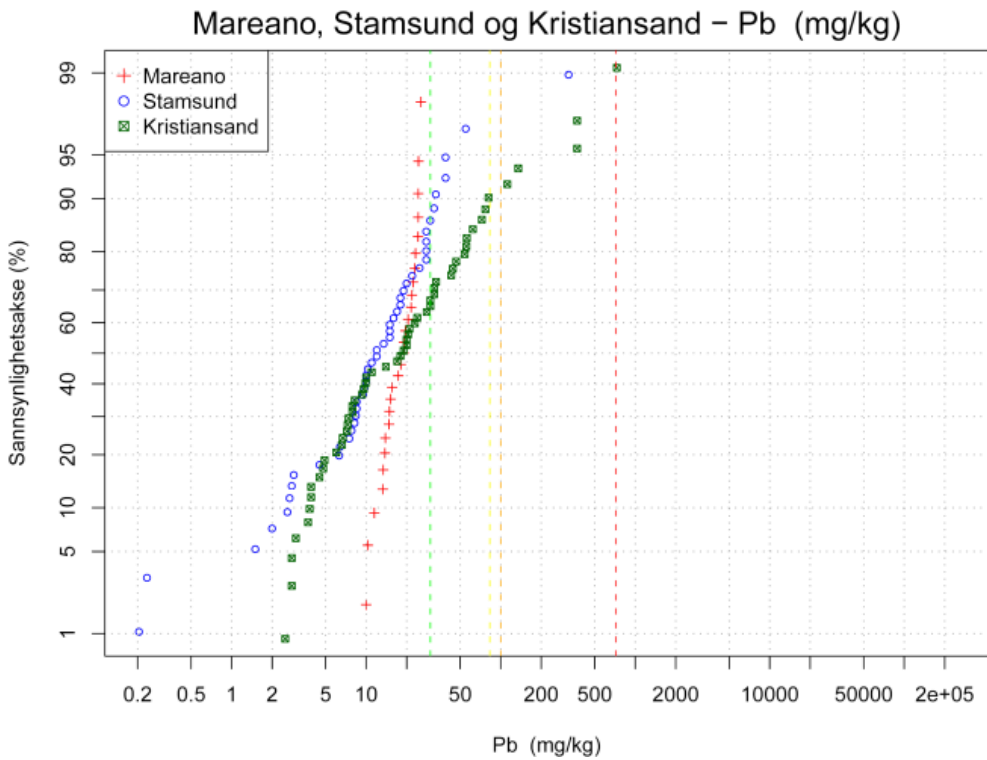
Figur 66 til Figur 73 viser kumulative frekvensfordelinger for MAREANO, Marvika og Torsvika, Kristiansand og Stamsund. Datasettene er fra etter miljøopprydding (mudring).

Arsen



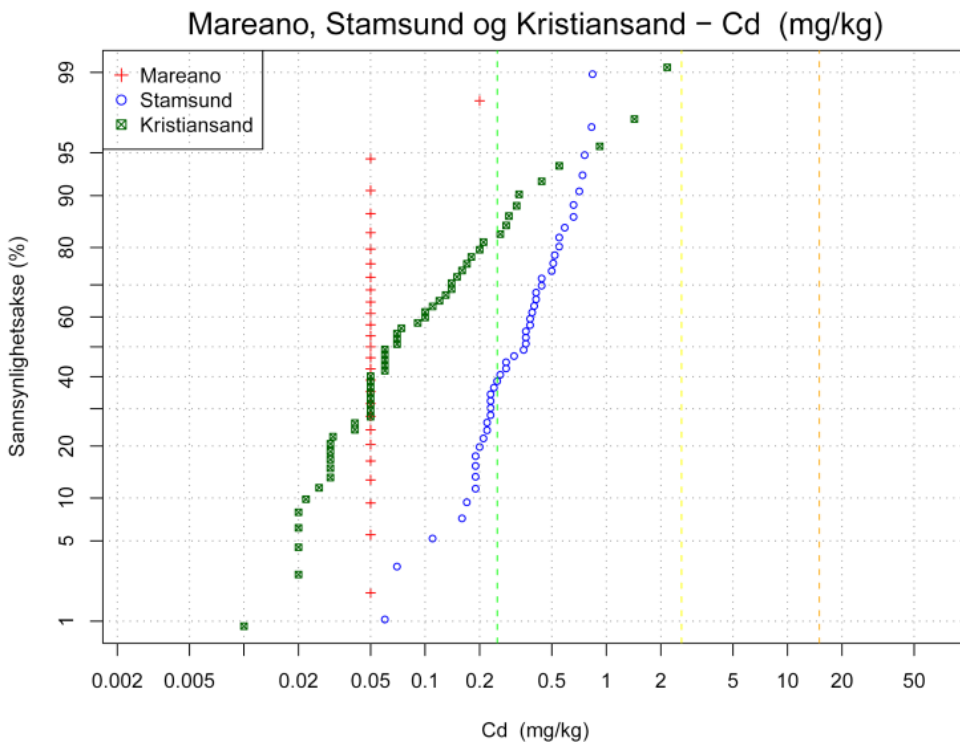
Figur 66 – Kumulativ frekvensfordeling for arsen (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund og Kristiansand.

Bly



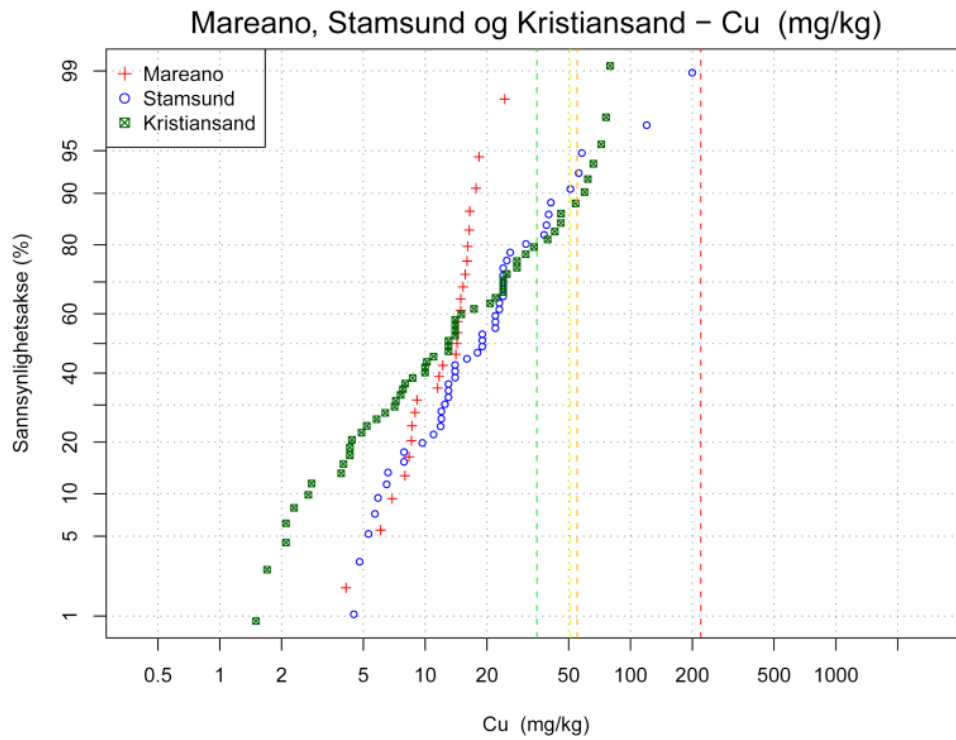
Figur 67 – Kumulativ frekvensfordeling for bly (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund og Kristiansand.

Kadmium



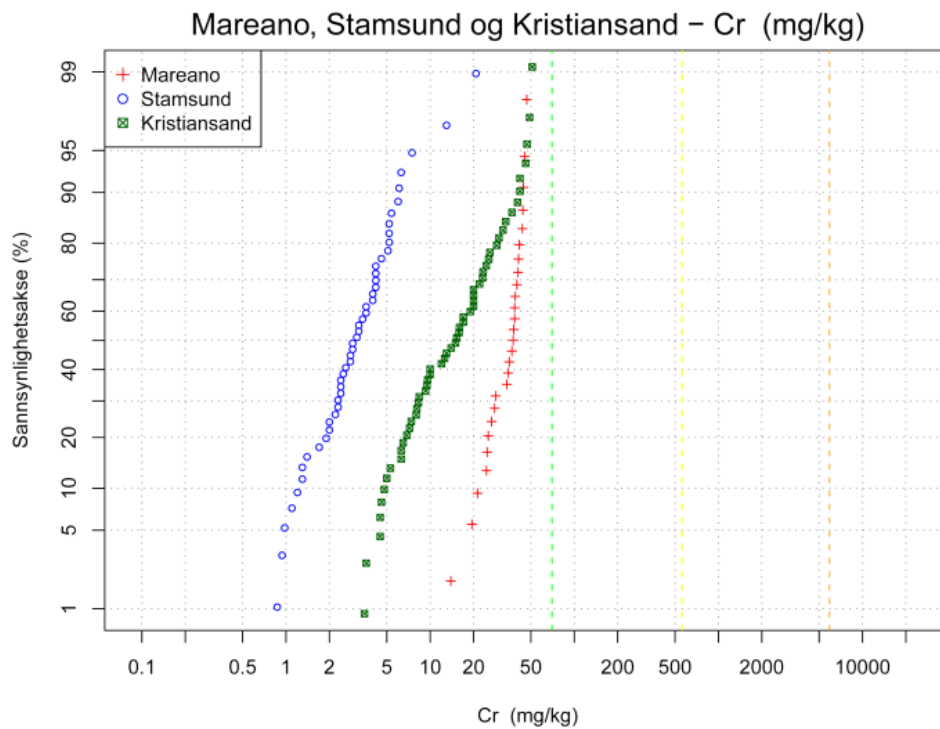
Figur 68 – Kumulativ frekvensfordeling for kadmium (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund og Kristiansand.

Kobber



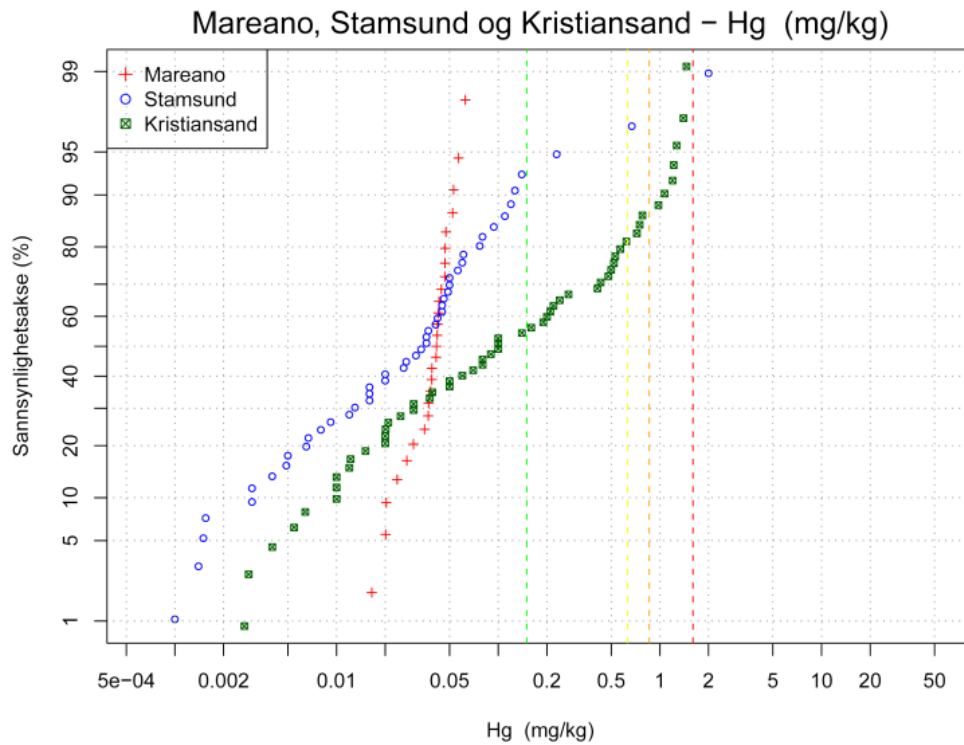
Figur 69 – Kumulativ frekvensfordeling for kobber (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund og Kristiansand.

Krom



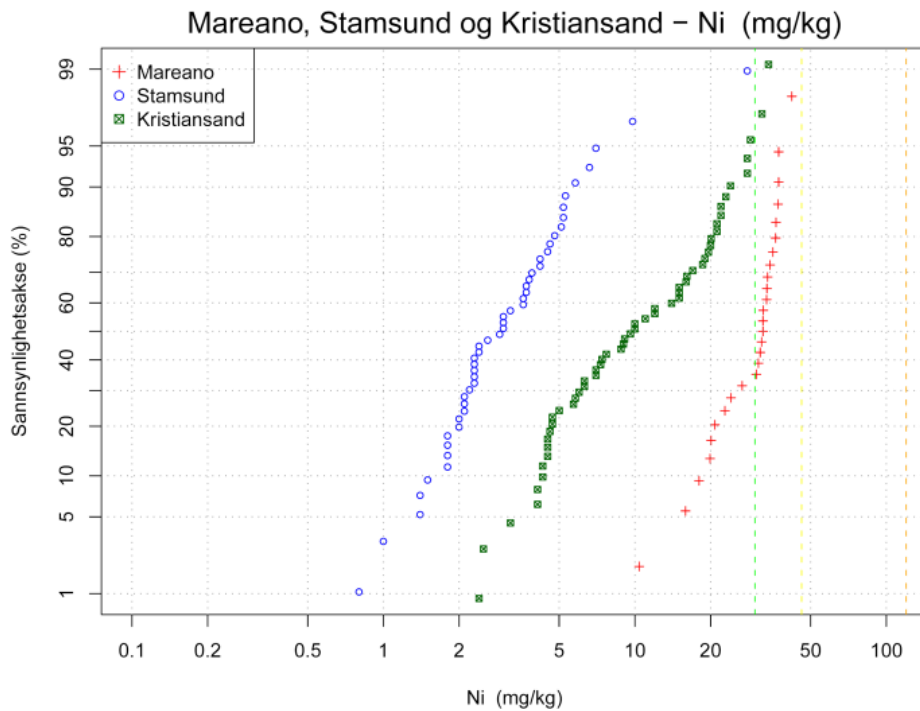
Figur 70 – Kumulativ frekvensfordeling for krom (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund og Kristiansand.

Kvikksølv



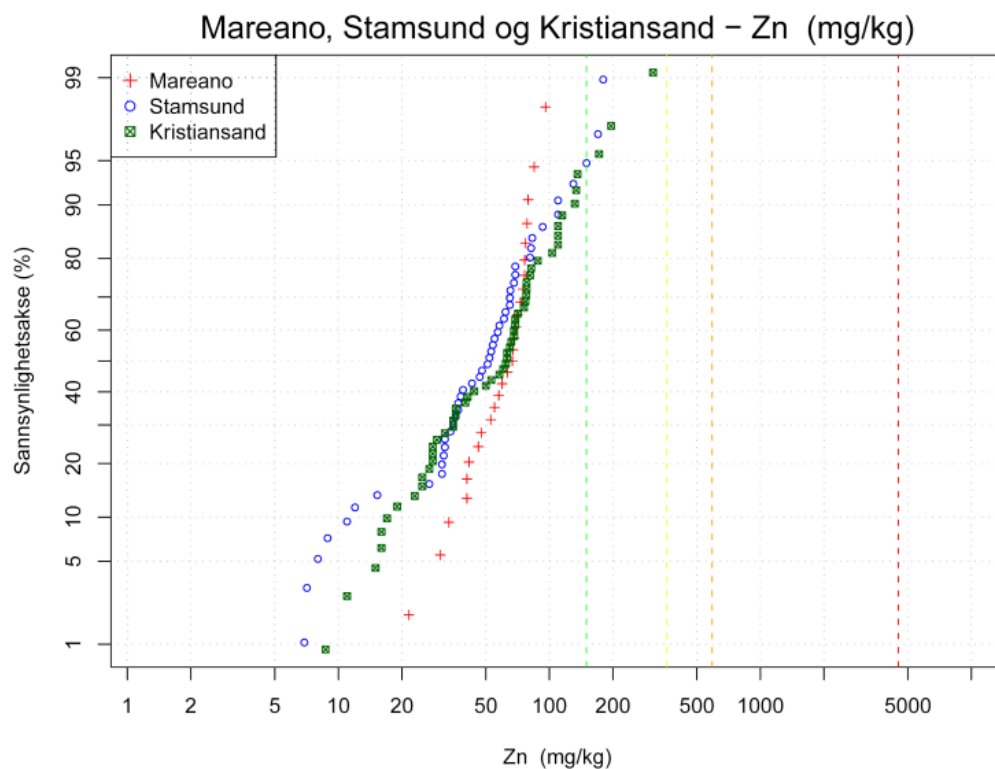
Figur 71 – Kumulativ frekvensfordeling for kvikksølv (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund og Kristiansand.

Nikkel



Figur 72 – Kumulativ frekvensfordeling for nikkel (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund og Kristiansand.

Sink

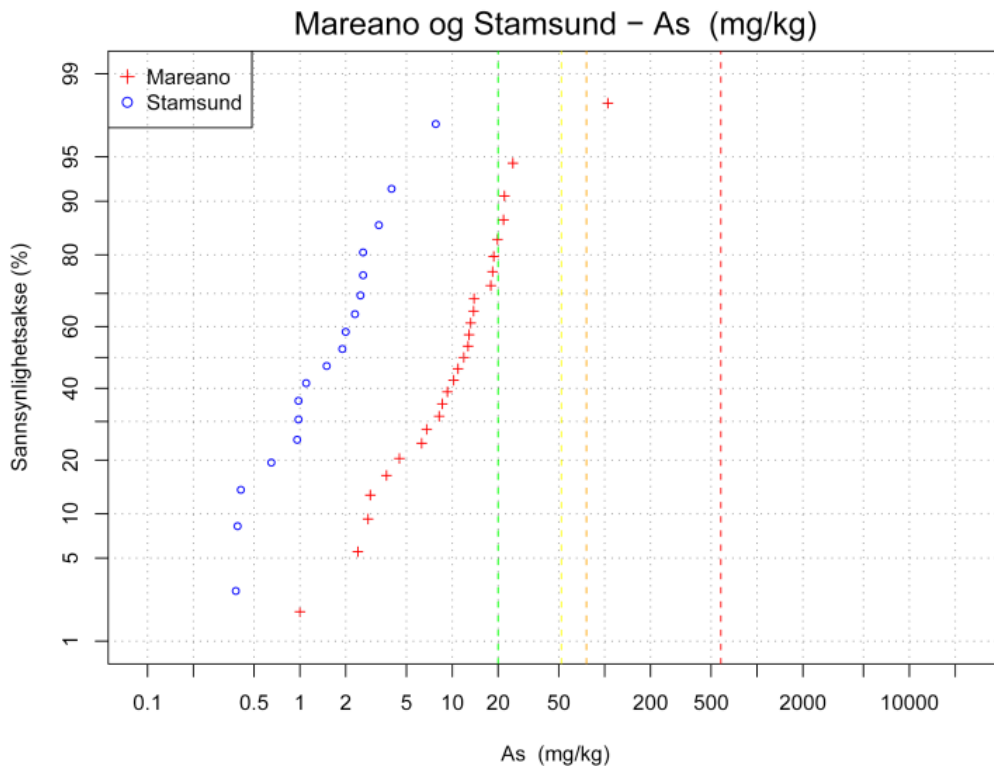


Figur 73 – Kumulativ frekvensfordeling for sink (mg/kg) fra MAREANO, Stamsund og Kristiansand.

5.5.3 MAREANO og Stamsund etter remudring

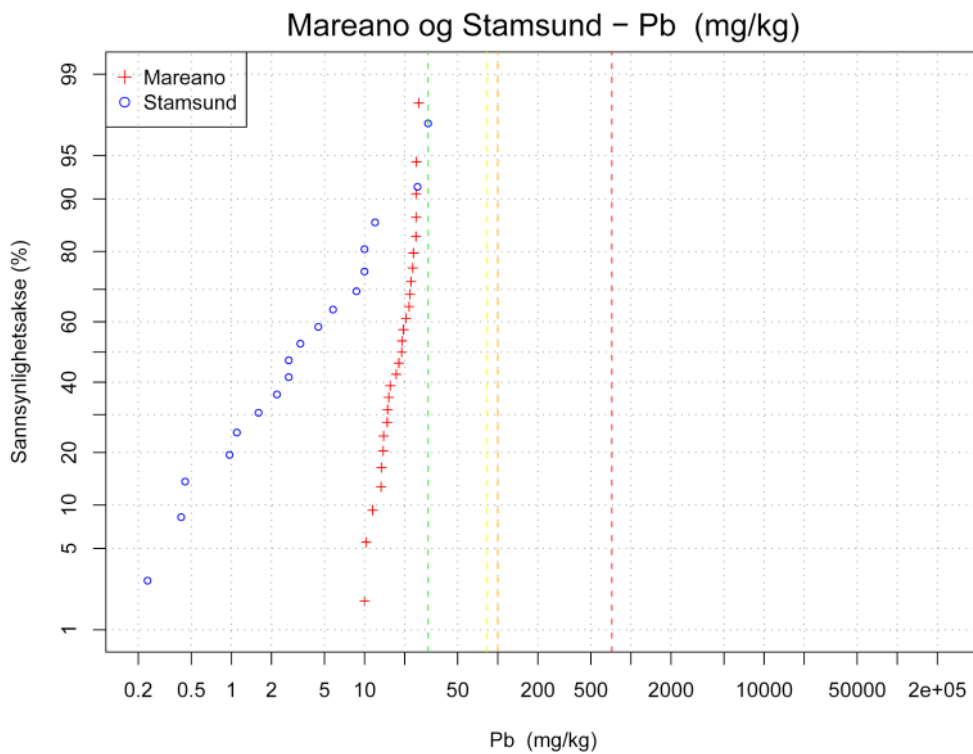
Kumulative frekvensfordelinger med datasett fra MAREANO-prosjektet og Stamsund etter remudring (Figur 74 til Figur 81). Stamsund havn gjennomførte mudring to ganger da miljøgifter under mudringsprosessen la seg i vannkolonnen for deretter å resedimentere, noe som forårsaket at miljøtilstanden ikke ble forbedret. Det ble derfor gjennomført en ny runde med mudring. Det interessante her blir å kunne sammenligne data etter remudring for å se om den kumulative frekvensfordelingskurven er mer lik kurven til data fra Barentshavet som er hentet fra MAREANO-prosjektet.

Arsen



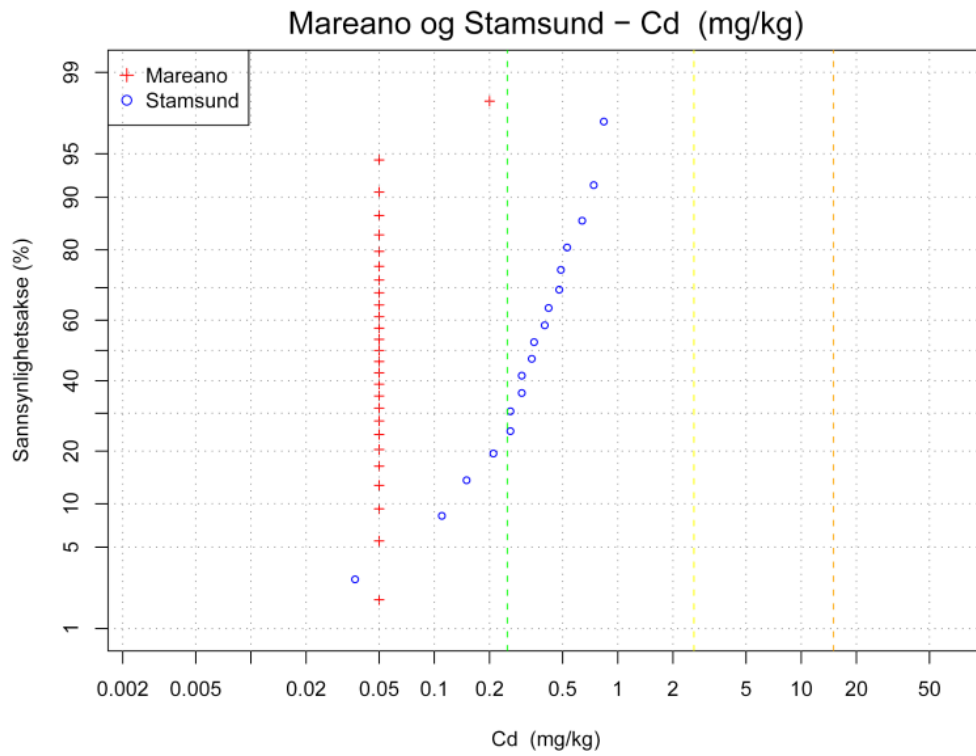
Figur 74 – Kumulativ frekvensfordeling for arsen (mg/kg) fra MAREANO og Stamsund.

Bly



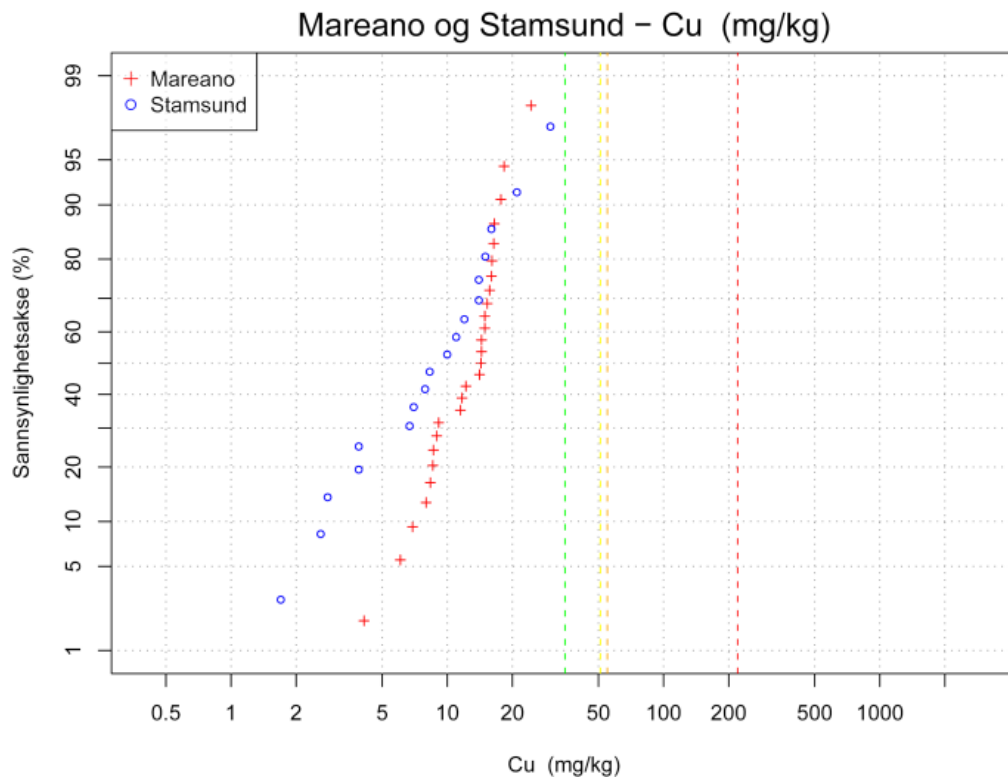
Figur 75 – Kumulativ frekvensfordeling for bly (mg/kg) fra MAREANO og Stamsund.

Kadmium



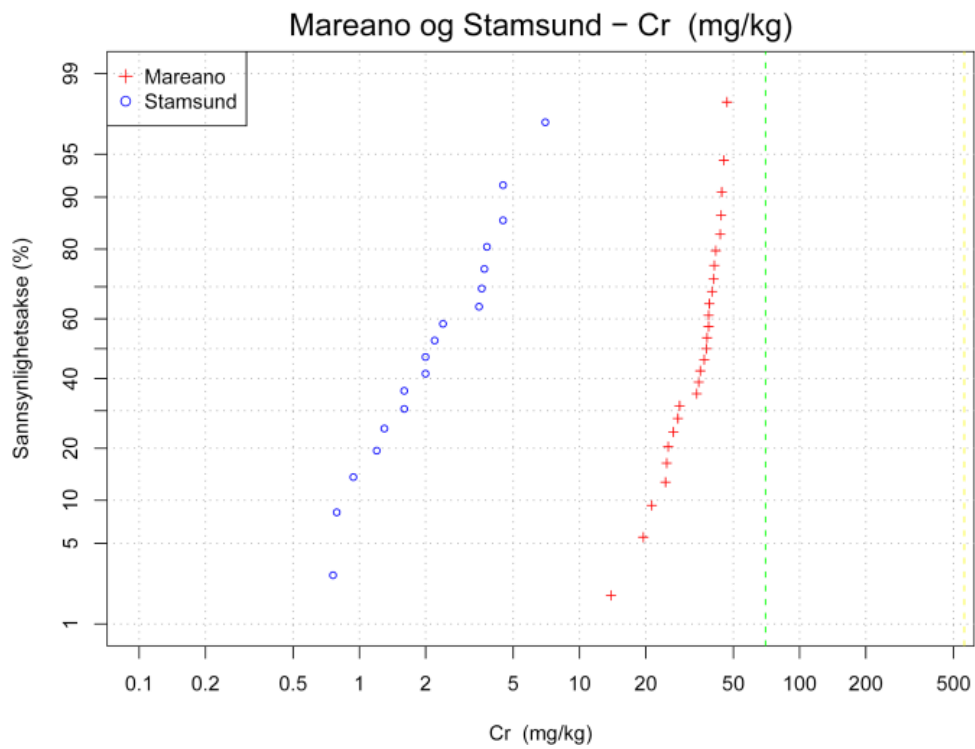
Figur 76 – Kumulativ frekvensfordeling for kadmium (mg/kg) fra MAREANO og Stamsund.

Kobber



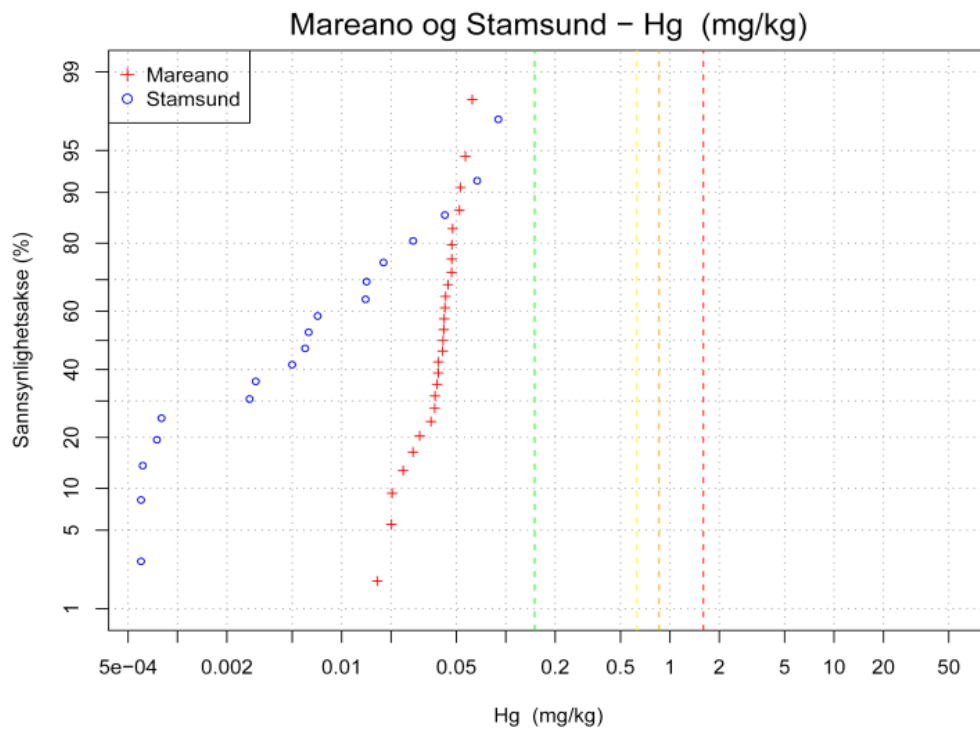
Figur 77 – Kumulativ frekvensfordeling for kobber (mg/kg) fra MAREANO og Stamsund.

Krom



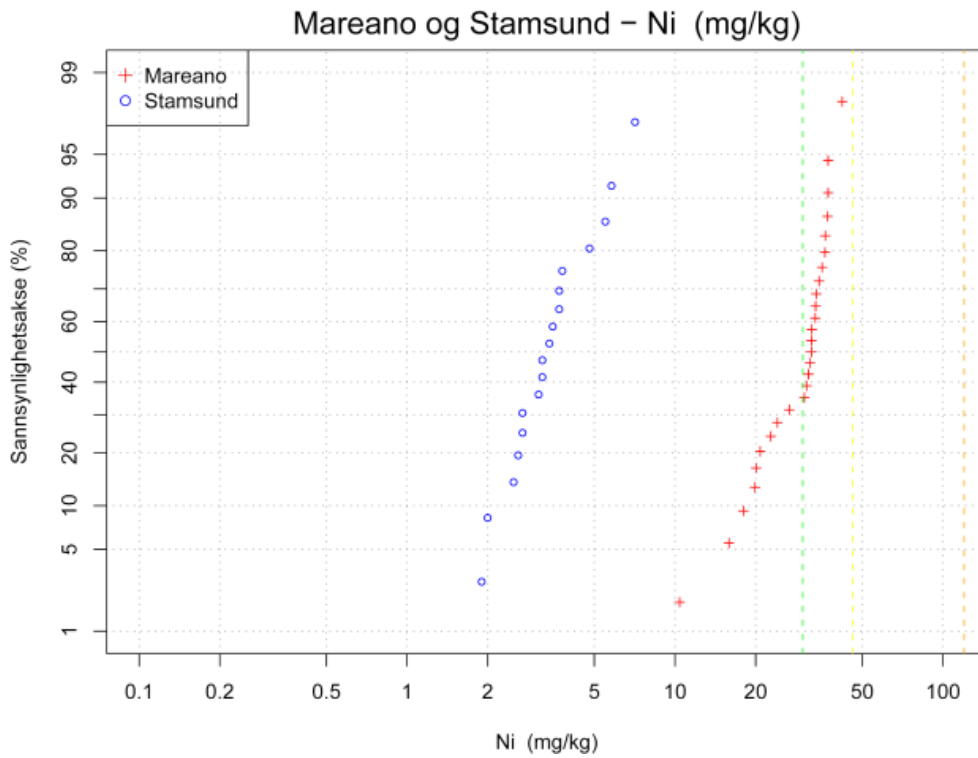
Figur 78 – Kumulativ frekvensfordeling for krom (mg/kg) fra MAREANO og Stamsund.

Kvikksølv



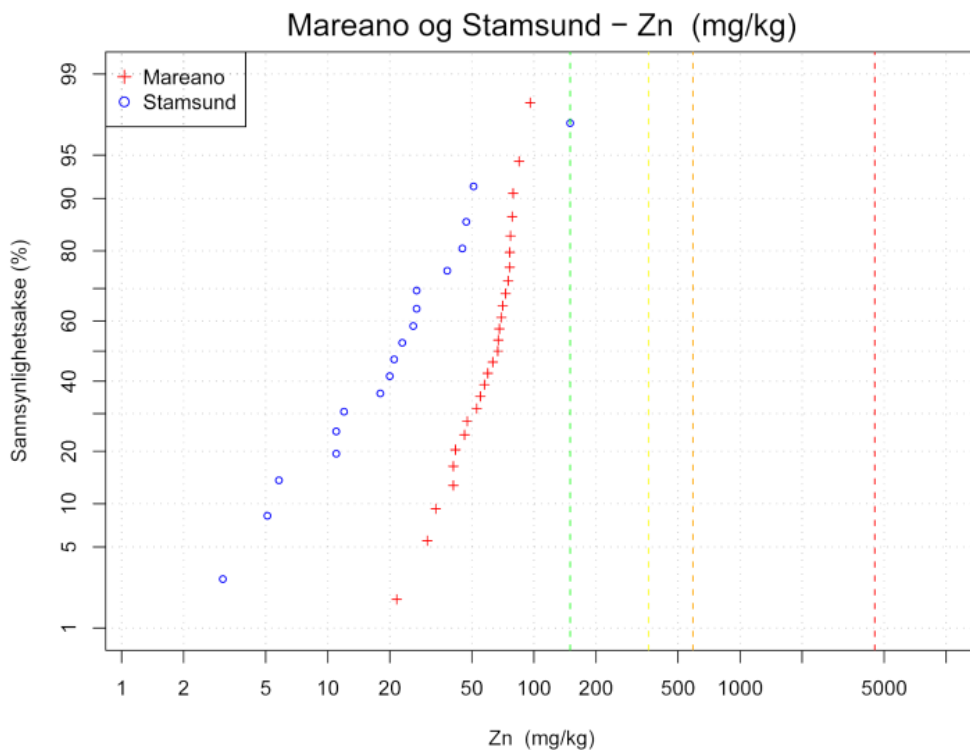
Figur 79 – Kumulativ frekvensfordeling for kvikksølv (mg/kg) fra MAREANO og Stamsund.

Nikkel



Figur 80 – Kumulativ frekvensfordeling for nikkel (mg/kg) fra MAREANO og Stamsund.

Sink



Figur 81 – Kumulativ frekvensfordeling for sink (mg/kg) fra MAREANO og Stamsund.

6. Diskusjon

Diskusjonsdelen er delt inn i fem hoveddeler der hver del tar for seg et område; Trondheim, Sandefjord, Kristiansand og Stamsund. Til slutt blir områdenes konsentrasjonsnivå og konsentrasjonsintervall vurdert opp mot hverandre med data fra Barentshavet (avsnitt 2.5) i kumulative frekvensfordelinger.

6.1 Trondheim

Det er utført en helhetlig tiltaksplan for opprydding i forurenset sjøbunn i Trondheim havn. Sedimentkonsentrasjoner fra tiltaksplanen brukes i denne oppgaven. I avsnitt 3.1 foreligger det beskrivelse av sedimentundersøkelser, areal, delområder og prøvetetthet. Diskusjon her vil basere seg på beregninger i trinn 1 i risikovurderingen, tolkning av data ved bruk av kumulativ frekvensfordeling og beregninger for spredning av miljøgifter for tre delområder i havnen. Diskusjonen vil kunne gi svar på miljøtilstanden i havnen før opprydding og hvilke spredningsrisiko ulike statistiske tilnærmelser for å dokumentere miljøtilstanden før og etter en opprydding vil gi.

6.1.1 Trinn 1 risikovurdering

I avsnitt 5.1.2 er det gjort beregninger for trinn 1 i risikovurderingen med bruk av ulike statistiske tilnærminger Tabell (10 til Tabell 21). I dette avsnittet diskuteres det endelige resultatet for hver statistisk tilnærming i form av hvilken tilstandsklasse området defineres som. Alle delområdene blir diskutert hver for seg og til slutt blir det gjort en vurdering for hele Trondheim havn.

Høvringen

I Tabell 10, avsnitt 5.1.2, vises beregninger for ulike statistiske tilnærminger basert på sedimentkonsentrasjoner i delområdet Høvringen. I området er det kadmium, kobber og de organiske forbindelsene PAH₁₆ og TBT som forekommer i ulike tilstandsklasser avhengig av hvilke statistiske tilnærminger som blir benyttet. Tabell 38 viser en oppsummering av den høyeste tilstandsklasse som er beregnet for området uten å ta hensyn til hvilke parameter.

Basert på denne konklusjonen vil aritmetisk gjennomsnitt (middelverdi) kreve trinn 2 vurdering, mens rapportering ved bruk av median vil friskmelde området.

Fagervika

I Tabell 11, avsnitt 5.1.2, vises beregnet tilstandsklasse for delområdet Fagervika. Grunnstoffene arsen, bly, kobber og sink viser til høye konsentrasjoner i området. Tabell 39 viser høyest beregnet tilstandsklasse uten å ta hensyn til parameter. Mittelverdien og medianverdien har beregninger som begge foreligger i tilstandsklasse V. Uansett statistisk tilnærming vil områder være definert som sterkt forurenset.

Ilsvika Øst

I Tabell 12, avsnitt 5.1.2, vises beregnet tilstandsklasse i delområdet Ilsvika Øst. Bly, kobber, sink, PCB₇, PAH₁₆ og TBT forekommer i høye konsentrasjonen og beregnet tilstandsklasse er IV for alle persentiler. I Tabell 40 er medianverdien og middelverdien begge beregnet til tilstandsklasse IV, uavhengig av parameter. Området er sterkt forurenset og kan ikke friskmeldes uansett statistisk tilnærming.

Ilbassenget

Tabell 13 viser beregnede tilstandsklasser i delområdet Ilbassenget. Parametere som slår ut i dette området er kobber og de organiske forbindelsene, spesielt TBT. Tabell 41 viser at den høyeste beregnede tilstandsklasse, uansett parameter, er beregnet til tilstandsklasse IV eller V. Det er notert to tilstandsklasser for hver statistisk tilnærming. Årsaken til det er at TBT konsentrasjonene er høye i området og stoffet er beregnet til tilstandsklasse IV eller V uansett statistisk parameter. For Trondheim havn ble det besluttet at TBT ikke skulle være en parameter som skulle være gjeldende for om det ble utført tiltak eller ei. Ilbassenget har høye konsentrasjoner av metaller og andre organiske forbindelser, og kan derfor ikke friskmeldes.

Tabell 38 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Høvringen i Trondheim havn.

1. Høvringen	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	IV	II	IV	III	IV	IV	V

Tabell 39 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Fagervika i Trondheim havn.

2. Fagervika	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	II	V	V	V	V	V

Tabell 40 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde IIsvika Øst i Trondheim havn.

3. IIsvika Øst	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	II	IV	IV	IV	IV	V

Tabell 41 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Ilbassenget i Trondheim havn.

4. Ilbassenget	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	IV(V)	II(IV)	IV(IV)	IV(IV)	IV(V)	IV(V)	IV(V)

Brattøra Sør

Tabell 14 viser beregnede tilstandsklasser for delområdet Brattøra Sør. Kobber og PAH₁₆ slår ut med de høyeste konsentrasjonene for området. Tabell 42 viser den endelige konklusjonen for delområdet Brattøra Sør, uavhengig av parameter. Medianverdien viser en mildere forurensningssituasjon enn beregnet middelvei (aritmetisk gjennomsnitt).

Brattøra Nord

For delområdet Brattøra Nord (Tabell 15) er det ingen av grunnstoffene eller organiske forbindelsene som foreligger i tilstandsklasser under III eller IV uansett statistisk tilnærming. PAH₁₆ og TBT slår ut som risiko for de fleste statistiske tilnærmelsene. Tabell 43 bekrefter også dette. Median foreligger i tilstandsklasse III, men i tilstandsklasse IV samlet dersom man skal ta med TBT konsentrasjonene.

Kanalen

Tabell 16 viser delområdet Kanalen. Området kan ikke friskmeldes uansett statistisk tilnærming. De organiske stoffene (for eksempel PAH₁₆) og grunnstoffet kobber foreligger i tilstandsklasse IV uansett statistisk metode. Det er målt høye kobberkonsentrasjoner. Dette gjenspeiles ved beregnede tilstandsklasser (IV). Tabell 44 viser at beregnet medianverdi og middelvei er i tilstandsklasse IV. Delområdet er forurenset og kan ikke friskmeldes uansett statistisk tilnærming.

Nidelva

Delområdet Nidelva (Tabell 17) har høye TBT-konsentrasjoner. Trondheim havn vil ikke foreta noen miljøopprydding kun basert på forurensning forårsaket av TBT-konsentrasjoner i et område, og parameterene vektlegges derfor ikke i stor grad. Kobber, PAH₁₆ og PCB₇ slår også ut med høye konsentrasjoner. Hovedkonklusjonen i Tabell 45 viser at området foreligger i tilstandsklasse III. Maksverdien er beregnet til å være i tilstandsklasse V. Målte TBT-konsentrasjoner er veldig høye i Nidelva, og foreligger i tilstandsklasse V både for beregnet middelvei og medianverdi.

Tabell 42 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Brattøra Sør i Trondheim havn.

5. Brattøra Sør	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	IV	II	IV	III	IV	IV	IV

Tabell 43 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Brattøra Nord i Trondheim havn.

6. Brattøra Nord	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	I	IV	III(IV)	IV	IV	V

Tabell 44 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Brattøra Nord i Trondheim havn.

7. kanalen	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	III	IV	IV	IV	IV	V

Tabell 45 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Nidelva i Trondheim havn.

8. Nidelva	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	II(III)	III(V)	III(V)	IV(V)	IV(V)	IV(V)

Nyhavna

Tabell 18 viser at delområdet Nyhavna er sterkt forurenset av kobber, PAH₁₆ og TBT. Det er også målt høye konsentrasjoner av bly og sink i området. Tabell 46 viser den endelige konklusjonen for hver statistisk tilnærming, uavhengig av parameter, i Nyhavna. Området foreligger i tilstandsklasse IV eller V for de fleste persentiler og middelerdi. TBT konsentrasjonen som er målt i området er høy og forekommer i tilstandsklasse V for alle persentilene.

Ladehammeren

Delområdet Ladehammeren har grunnstoff og organiske forbindelser som forekommer i tilstandsklasse IV og V (Tabell 19). Den endelige konklusjonen for Ladehammeren i Tabell 47 viser at området foreligger i tilstandsklasse III for beregnet medianverdi. Middelerdien er mer påvirket av ekstremverdier og er beregnet til tilstandsklasse IV.

Munkholmen

Tabell 20 viser beregnet tilstandsklasser i delområdet Munkholmen. Det organiske stoffet PAH₁₆ slår ut som risiko i Trinn 1 vurderingen. Beregnet medianverdi viser at området foreligger i tilstandsklasse I-III og kan friskmeldes. De andre statistiske metodene viser at området innehar en risiko når det gjelder forurensning. Tabell 48 viser at middelerdien klassifiserer området i tilstandsklasse IV, mens median og 67 persentilen viser at området foreligger i tilstandsklasse III.

Trondheim havn

Tabell 21 viser beregninger utført for hele Trondheim havn. Havnen kan ikke friskmeldes uansett statistisk tilnærming. Fra beregnet medianverdi eller aritmetisk gjennomsnittsverdi kan ikke området friskmeldes etter Trinn 1 vurdering. Avsnitt 5.1.1 (Figur 27) viser et kart over Trondheim havn der høyeste tilstandsklasse for hver prøvestasjon er farget etter Klifs tilstandsklasser. Basert på denne konklusjonen i trinn 1 er det ingen av delområdene i havnen som kan friskmeldes. De aller fleste prøvestasjonene kommer ut som tilstandsklasse V, bortsett fra prøvestasjoner som er mer perifert i havneområdet (vest for Munkholmen). En samlet vurdering er vist i Tabell 49.

Tabell 46 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Nyhavna i Trondheim havn.

9. Nyhavna	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	II	V	IV(V)	IV(V)	IV(V)	V

Tabell 47 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Ladehamneren i Trondheim havn.

10. Ladehamneren	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	II	IV	III	III	IV	V

Tabell 48 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for delområde Munkholmen i Trondheim havn.

11. Munkholmen	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	II	IV	III	III	IV	V

Tabell 49 – Høyeste målte tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for hele Trondheim havn.

Trondheim	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	I	IV/V	IV	IV	IV	V

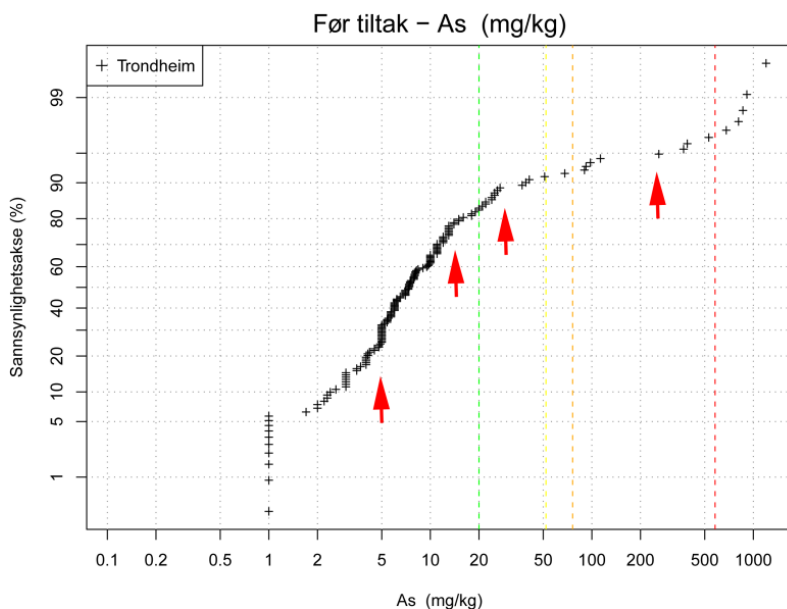
6.1.2 Kumulativ frekvensfordeling

Kumulative frekvensfordelingsplott forklarer bedre hva datasettet viser for et område og gjør datatolkningen enklere (Chang et al., 2004). Det er ikke foretatt noen områdeinndeling ved denne delen. Noen delområder i Trondheim havn har for lavt prøveantall, mindre enn 20, til at det statistiske tolkningsgrunnlaget ville vært sikkert og trygt nok (avsnitt 2.3.1). Kumulative frekvensfordelingsplott for hver parameter er satt sammen med tilhørende kart i avsnitt 5.1.2 (Figur 16 til Figur 26). Kartene er farget etter Klifs tilstandsklasser for hver prøvestasjon. Knekkpunktene i de kumulative frekvensfordelingene i dette avsnittet er markert med en rød pil for lettere å kunne vise mulig(e) populasjon(er) i havnen. En fylligere beskrivelse av kumulativ frekvensfordeling er gjengitt i avsnitt 2.4.3.

Arsen

Figur 82 viser den kumulative frekvensfordelingskurven for arsen. Kurven viser flere knekkpunkt der noen er veldig distinkte, mens andre er diffuse. Knekkpunktene befinner seg ved 20 persentilen (5 mg/kg), 80 persentil (15 mg/kg), 90 persentilen og den siste er merket av ved 95 persentilen. Det kan tyde på flere populasjoner, der én vil være naturlig (konsentrasjonsområdet som ligger mellom 20 persentilen og 80 persentilen) og de to andre er antropogent tilført området (Matschullat et al., 2000). Kurven endrer brått form ved 90 persentilen. Naturlig bidrag (geogent) og antropogent kan antakelig skilles her. 95 persentilen ligger innenfor tilstandsklasse III. Kurven viser stor spredning av arsenkonsentrasjoner i havnen (bredt konsentrasjonsintervall). Konsentrasjoner som befinner seg under deteksjonsgrensen til analysemetoden er konsentrasjoner som det er knyttet stor usikkerhet til. De første 5 persentilene blir derfor ikke tatt med i vurderingen.

De høyeste arsenkonsentrasjonene er funnet i delområdene Ilsvika og Fagervika, der en mulig kilde kan være det tidligere oppredningsverket til Killingdal Grubeselskap AS som nå er fjernet (Rambøll, 2004). Det er også i dette konsentrasjonsområdet at knekkpunktet ved 90 persentilen er. Det er også observert arsenkonsentrasjoner i Nyhavna som skiller seg ut sammenlignet med resten av havneområdet. Knekkpunktet ved 80 persentilen er rundt dette konsentrasjonsområdet. I avsnitt 5.1.2 ser man tydelig på kartet at de høye arsenkonsentrasjonene er i Fagervika og enkelte høye ved Nyhavna (Figur 16).

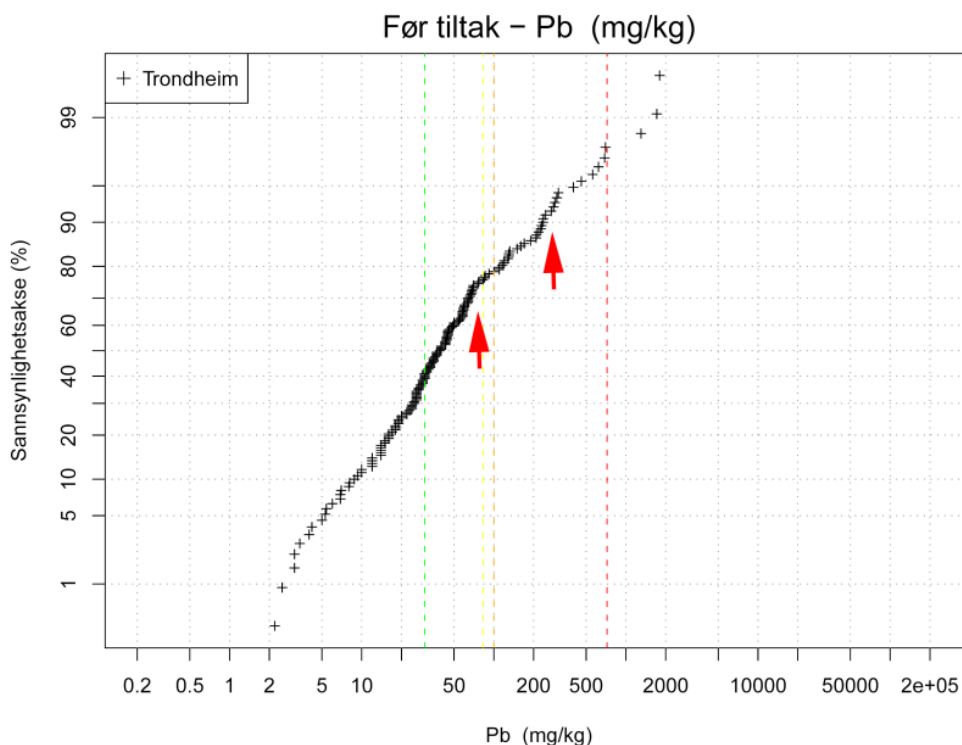


Figur 82 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for arsen (mg/kg) i Trondheim havn. Knekkpunkt i kurven er markert med rød pil.

Bly

Det kumulative frekvensfordelingsplottet for bly viser en knekk ved 70 persentil og videre en på 95 persentil (Figur 83). Konsentrasjonen til disse to knekkpunktene ligger på henholdsvis 60 mg/kg og 210 mg/kg (markert med røde piler). Det er flere diffuse knekkpunkt, mens de punktene som er nevnt er tydelige og lett å observere. Det kan tyde på at havnen har to populasjoner for bly, der det ene er naturlig (geogent) og det andre stammer fra forurensning. Tilstandsklasse III befinner seg like under 80 persentilen. De høyeste konsentrasjonene for bly er i området rundt Fagervika og Iilsvika Øst. Datasettet har et bredt konsentrasjonsintervall noe som tyder på havnen har diffuse antropogene tilførsler av bly.

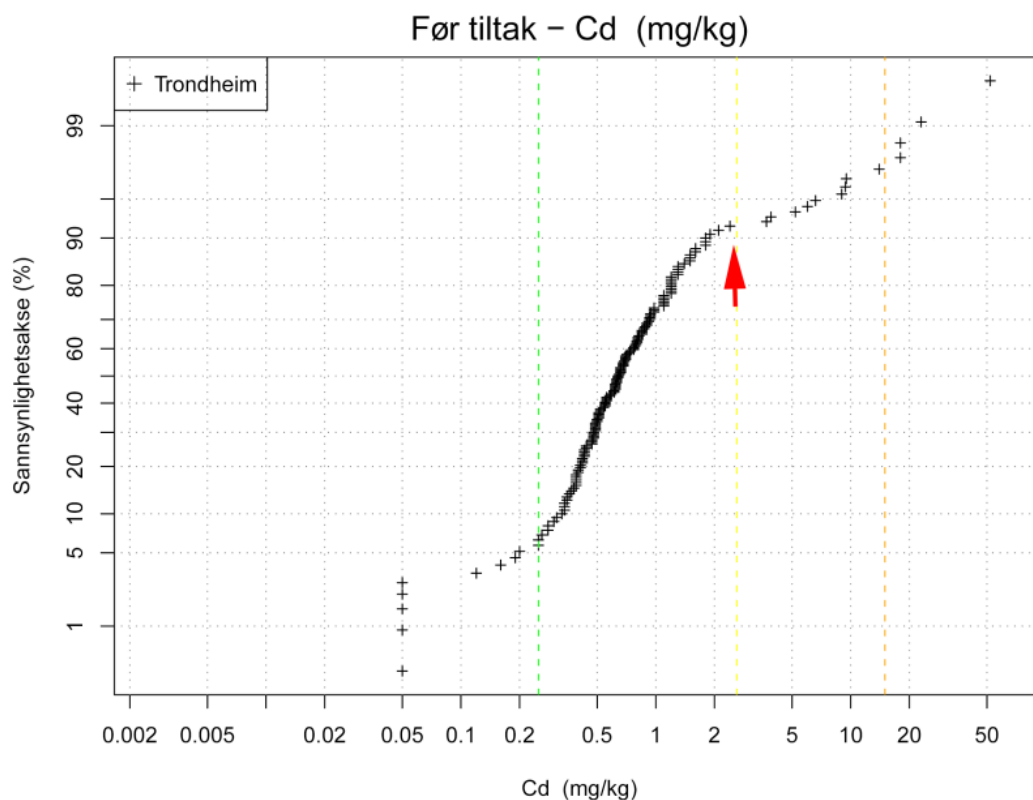
På kartet over Trondheim havn i Figur 17 under avsnitt 5.1.3 kan man se at blykonsentrasjonen er høyest i delområdene som ligger utenfor Killingdal. Høye blykonsentrasjoner er for øvrig også målt i Nyhavna. Industri, tung båtrafikk samt biltrafikk og bygge- og rivearbeid antas å være kilden til bly her (Milli, 2010).



Figur 83 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for bly (mg/kg) i Trondheim havn. Knekkpunkt i kurven er markert med rød pil.

Kadmium

Figur 84 viser det kumulative frekvensfordelingsplottet til kadmium. Den viser et knekkpunkt ved 90 persentilen (3 mg/kg). De første 5 persentilene tas ikke med i vurderingen da dataene er usikre grunnet deteksjonsgrensen til analyseteknikken. Kurven viser til flere knekkpunkt og "outliers" etter 90 persentilen. Tilstandsklasse III befinner seg helt opp ved 97 persentilen. Delområder som merker seg ut med høye konsentrasjoner av kadmium er Høvringen og Fagervika, samt Iilsvika Øst. Samme konklusjon kan dras fra kartet i Figur 18 i avsnitt 5.1.2. De høyeste konsentrasjonene er funnet i området rundt Høvringen, og tyder på at tilførselen kommer av den tidligere kilden fra Killingdal Grubeselskap AS (NGI, 2011j). Resten av havneområdet ser ut til å ha naturlige forekomster av kadmium. Datasettet har et bredt konsentrasjonsintervall noe som også indikerer at havnen kan ha en antropogen tilførsel av kadmium.



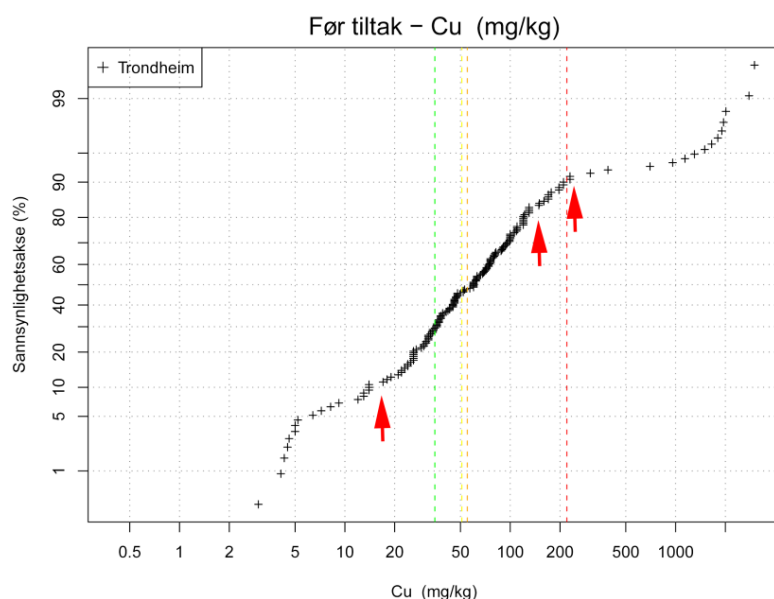
Figur 84 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for kadmium (mg/kg). Knekkpunkt i kurven er markert med rød pil.

Kobber

Av prøvetakingsstasjonene som er farget etter Klifs tilstandsklasser på kartet i avsnitt 5.1.2 ser man at de befinner seg innenfor tilstandsklasse III-V (Figur 19). Grenseverdiene for kobber i marine sediment er satt veldig lave fordi kobber er svært giftig for vannlevende organismer (Rayner-Canham og Overton, 2006).

De første 10 persentilene i det kumulative frekvensfordelingsplottet (Figur 85) er usikre data grunnet deteksjonsgrensen til analysemetoden (merket med rød pil). Første knekkpunkt er derfor satt til å være ved 85 persentilen og neste knekkpunkt er ved 90 persentilen. Dette tyder på at området har tre populasjoner hvor det ene bidraget er naturlig og de to andre er antropogent tilført havnen. Geogene konsentrasjoner av kobber forekommer helt opptil 85 persentilen.

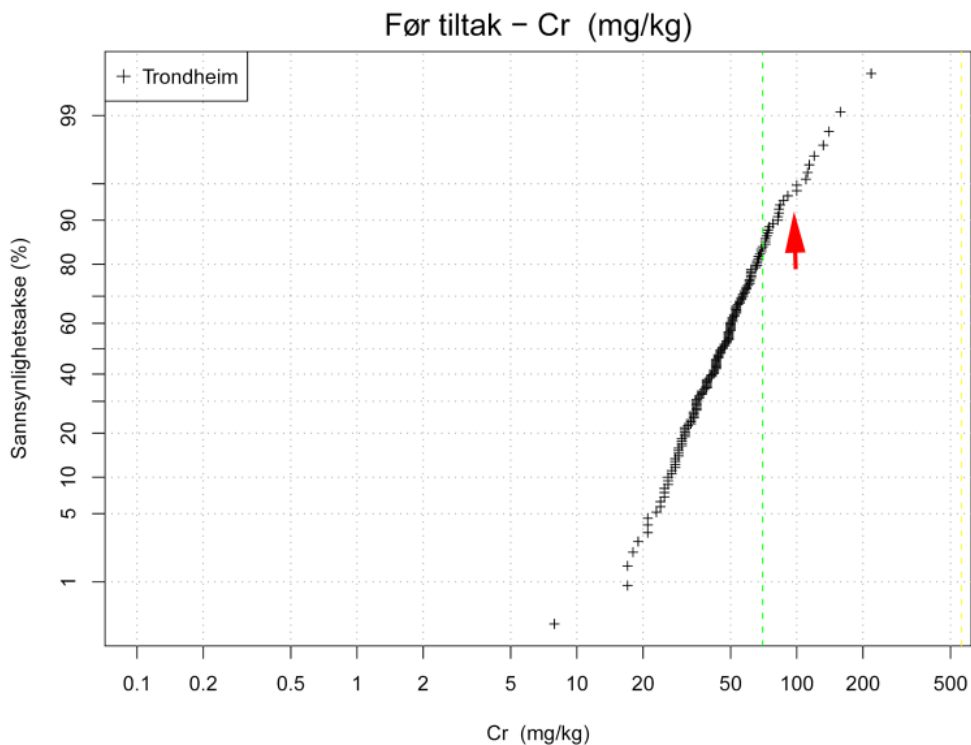
De høyeste kobberkonsentrasjonene finner man i Fagervika og Nyhavna, og stammer fra den tidligere kilden Grubeselskapet Killingdal AS. Selv om kildene på land er fjernet er de marine sedimentene i dette området sterkt påvirket av den aktiviteten og utlekkingen som foregikk. Hvilke kilder som tilfører kobber i Nyhavna er usikkert. Kilden her kan være Veolia Miljø og aktiviteter som rengjøring av båter (Milli, 2010). Tilstandsklasse III befinner seg på 50 persentilen til kobber og tilstandsklasse V oppe ved 90 persentilen. Datasettet har et bredt konsentrasjonsintervall, som indikerer at området kan ha en eller flere antropogene tilførsler av kobber. I tillegg er det kjent at området har høye kobberkonsentrasjoner i berggrunnen som også bidrar til dette.



Figur 85 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for kobber (mg/kg) i Trondheim havn. De røde pilene viser til knekkpunkt i kurven.

Krom

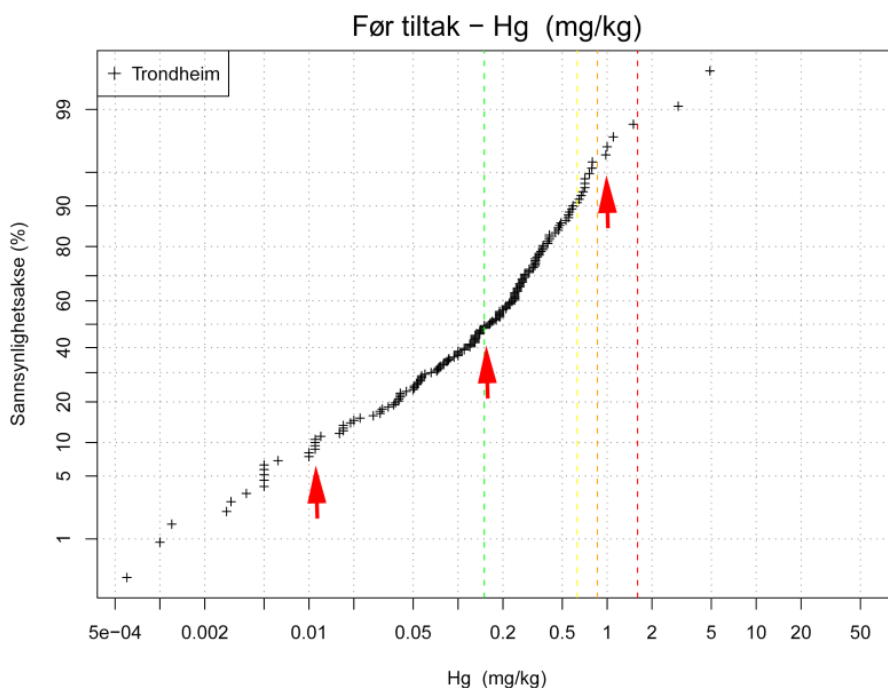
Figur 86 viser den kumulative frekvensfordelingskurven til krom i Trondheim havn. Konsentrasjonene er lave der høyeste konsentrasjon er 140 mg/kg. Kurven viser et diffust knekkpunkt ved 90 persentilen. Kartet med Klifs tilstandsklasser for krom i Figur 20 i avsnitt 5.1.2 viser at kromkonsentrasjonene forekommer som bakgrunnsnivåer (tilstandsklasse I-II) i hele havnen. Dersom man skal vurdere miljøtilstanden basert på kurven vil det være naturlig å trekke konklusjon at området har to populasjoner. Selv om datasettet har et smalt konsentrasjonsintervall kan knekkpunktet ved 95 persentilen være en indikasjon på at krom tilføres antropogent til området.



Figur 86 – Kumulativ frekvensfordeling for krom (mg/kg) i Trondheim havn. Rød pil markerer knekkpunkt/knekkpunkt i kurven.

Kvikksølv

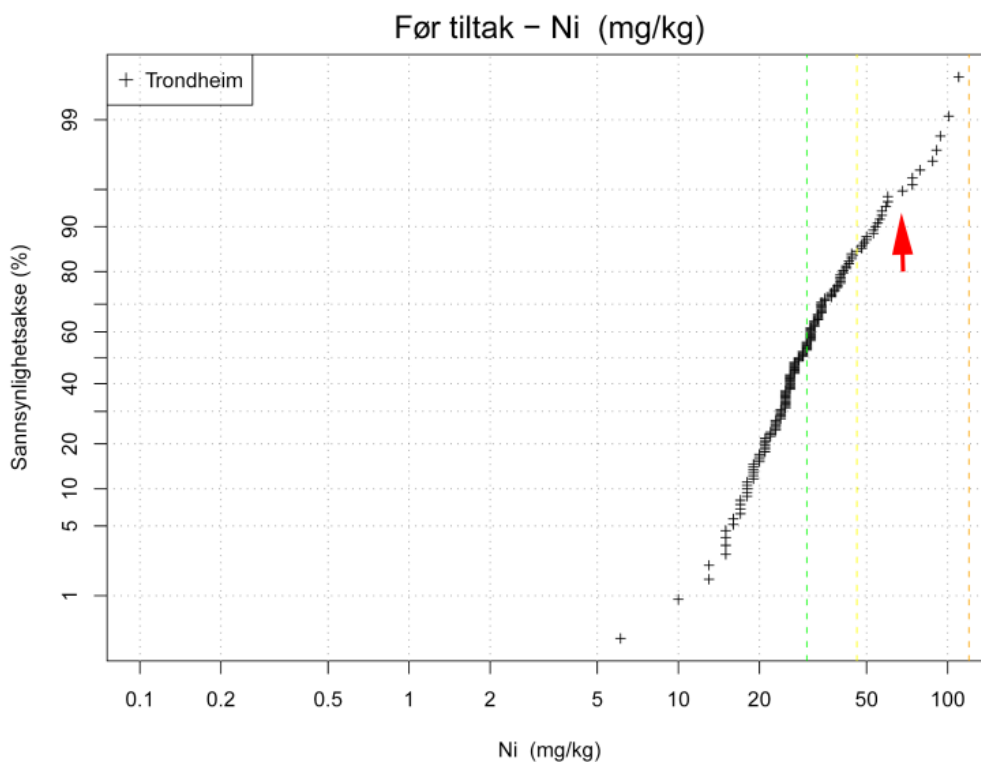
Den kumulative frekvensfordelingen for kvikksølv (Figur 87) viser at kvikksølv har et bredt konsentrasjonsintervall for området. De første 10 persentilene er det knyttet en del usikkerheter til på grunn av deteksjonsgrensen til analysemetoden. Datasettet har et bredt konsentrasjonsintervall, noe som kan tyde på at området har komplisert geologi med hensyn på kvikksølv, eller multiple prosesser som tilfører kvikksølv i området. Frekvensfordelingen viser første knekkpunkt ved 56 persentil. Et nytt knekkpunkt kan ses lenger opp ved 98 persentilen. Dette gir en indikasjon på at det kan eksistere to populasjoner i havnen. Endringene kan sees ved 0,3 mg/kg og 1 mg/kg. De høyeste konsentrasjonene er funnet ved Ilsvika øst og kanalen, og de laveste konsentrasjonene er funnet i Brattøra Nord. Kartet i Figur 21 under avsnitt 5.1.2 viser kvikksølvkonsentrasjoner farget etter Klifs tilstandsklasser. Tilstandsklasse III for kvikksølv befinner seg ved 85 persentil. Kilder til kvikksølv kan være avfallsforbrenningsanlegg, avfallsdeponi, krematorier, tannlegekontor og produkter som batteri, termometere og plantevernmidler (SFT, 2000; inkluderingsdepartementet, 2005).



Figur 87 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for kvikksølv (mg/kg) i Trondheim havn. De røde pilene demonstrerer de ulike knekkene i kurven.

Nikkel

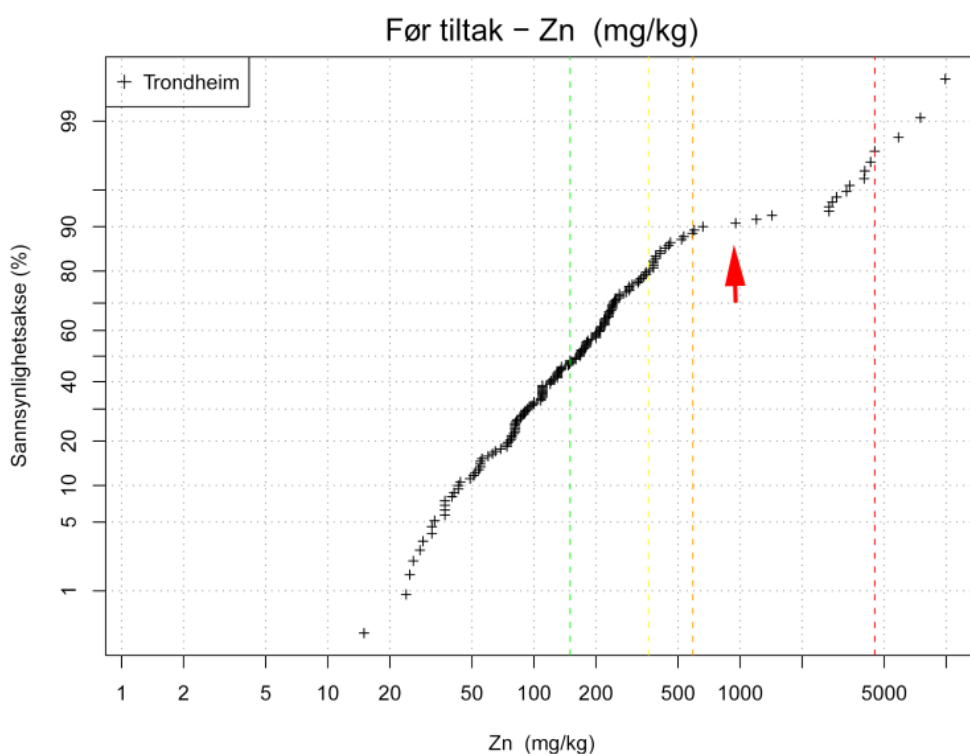
Nikkelkonsentrasjonene i havnen er lave (Figur 88). De høyeste konsentrasjonene er på 110 mg/kg og 101 mg/kg og er i delområdene Ilsvika Øst og Fagervika. Ingen av konsentrasjonene forekommer i tilstandsklasser over III. Som den kumulative frekvensfordelingskurven viser har nikkel et smalt konsentrasjonsintervall, noe som tyder på at området har lite kilder som tilfører området nikkel (lite komplisert geologi med hensyn på nikkel). Frekvensfordelingen har et knekkpunkt ved 95 persentilen som kan tyde på at havnen har to populasjoner. De første fem persentilene vil være usikre data grunnet deteksjonsgrensen til analyseteknikken.



Figur 88 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for nikkel (mg/kg). Rød pil markerer knekken i kurven.

Sink

Figur 23 i avsnitt 5.1.3 viser at sink er målt i veldig høye konsentrasjoner enkelte steder i havnen. De høyeste konsentrasjonene av grunnstoffet finner vi i Fagervika og Ilsvika Øst, og er på 9900 mg/kg og 7499 mg/kg. Tilstandsklasse III for sink er ved 80 persentilet. Frekvensfordelingskurven viser et knekkpunkt ved 95 persentilen (Figur 89). Det tyder på at det eksisterer to populasjoner av sink i havnen. Datasettet viser et bredt konsentrasjonsintervall, noe som kan tyde på at området er geologisk komplisert eller har flere diffuse antropogene kilder til sink. Det er stor sannsynlighet for at kilden i Ilsvika og Fagervika er den tidligere Killingdal Grubeselskap AS som nå er fjernet. Tilførsel av sink i Nyhavna kan være knyttet til industrien i området og båtaktiviteten som hører til der.

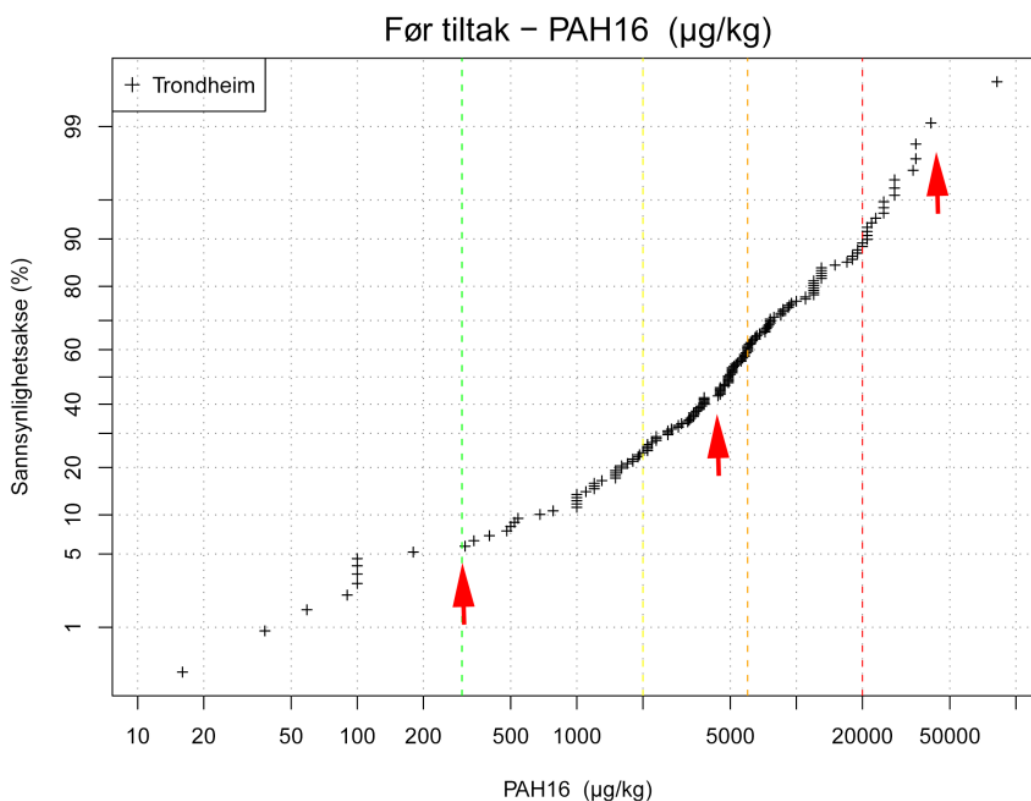


Figur 89 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for sink (mg/kg) i Trondheim havn. Rød pil markerer knekken i kurven.

PAH₁₆

De første 5 prosentene er usikre data med hensyn på deteksjonsgrensen for analysemetoden (Figur 90). Prøvepunktene avviker fra resten av kurven og de blir derfor ikke tatt med i beregningen. Som kartet viser er de høyeste konsentrasjonene av PAH₁₆ funnet i området rundt Brattøra Nord, Ilsvika og rundt Nyhavna, men det er målt høye PAH₁₆-konsentrasjoner for hele havneområdet (avsnitt 5.1.2 Figur 24). 89 persentilen er innenfor tilstandsklasse III. Konsentrasjonsintervallet til datasettet er bredt noe som tyder på at kildene til forbindelsen i havnen er mange.

De største kildene til PAH₁₆ vil være biltrafikk, slitasje av bildekk, petroleums lekkasjer og forbrenning av kull (Cornelissen et al., 2008).

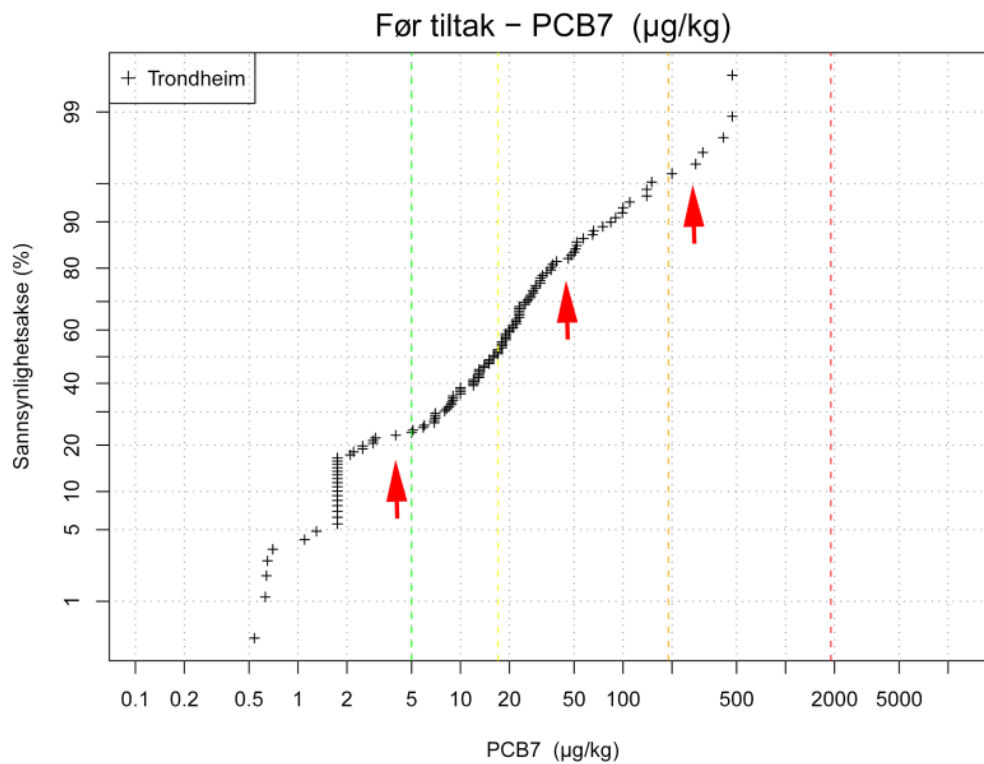


Figur 90 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for PAH₁₆ (µg/kg) i Trondheim havn. De røde pilene viser til knekkpunkt i kurven.

PCB₇

Som Figur 91 viser kan det spores en del usikkerheter i måledata for de første 20 persentilene grunnet deteksjonsgrensen for analysen (merket med rød pil). Frekvensfordelingen viser at første knekkpunkt er ved 80 persentilen (0,2 mg/kg). Tilstandsklasse III befinner seg på 88 persentilen. Som kartet i Figur 25 i avsnitt 5.1.2 viser er de høyeste konsentrasjonene funnet i området rundt Ilsvika Øst og Nyhavna. Det er mye som tyder på at det eksisterer en utlekking av PCB₇ i området. Selv om dette er en forbindelse som det ble forbudt å bruke i 1980 eksisterer den fortsatt i gamle produkter fra før den tid og fortsetter dermed å spres (Andersson et al., 2004).

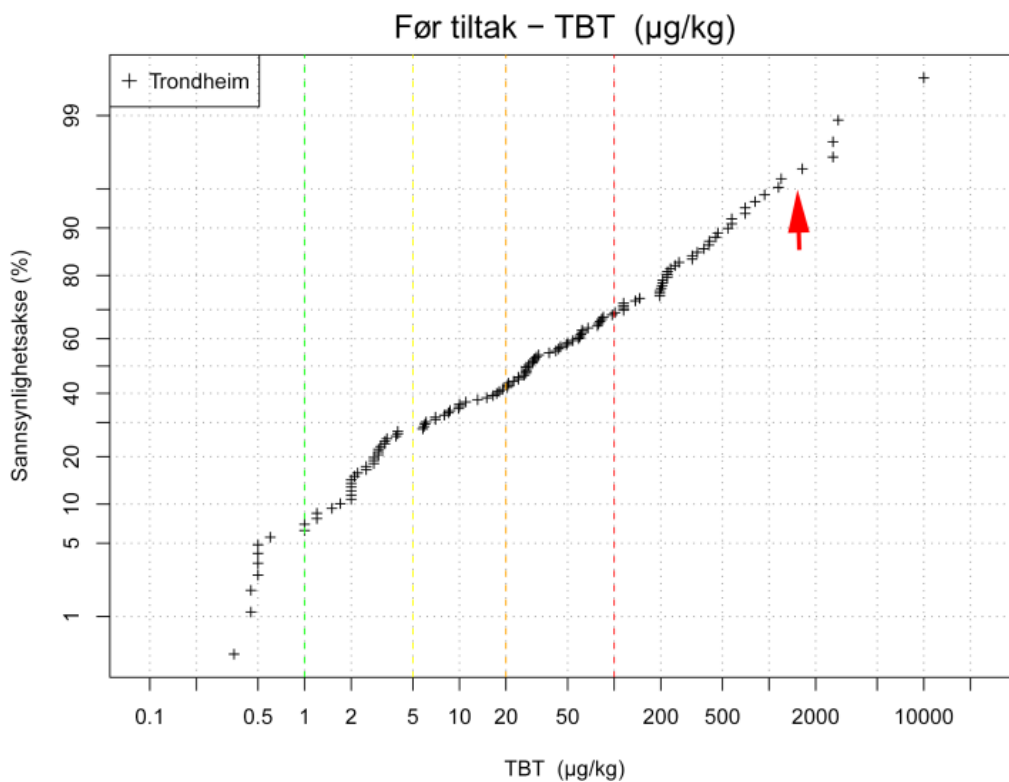
Frekvensfordelingen viser stor spredning i datasettet (bredt konsentrasjonsintervall) til den organiske forbindelsen, noe som tyder på at kildene til PCB₇ i havnen er mange.



Figur 91 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for PCB₇ (µg/kg) i Trondheim. De røde pilene viser knekkpunkt i kurven.

TBT (tributyltinn)

De første 20 persentilene er ansett for å være usikre data på grunn av deteksjonsgrensen til analysemetoden (Figur 92). Frekvensfordelingskurven viser stor spredning i TBT data (bredt konsentrasjonsintervall), der Nyhavna har de høyeste TBT konsentrasjonene (Figur 26 i avsnitt 5.1.2). Samme figur viser at tilstandsklassene for TBT varierer fra II-V gjennom hele havneområdet. Kurven viser at det bare er to populasjoner i området. Kilden til TBT kan være aktiv per i dag. Selv om dette er en forbindelse som det ble opprettet et forbud mot for 20 år siden, må man regne med å finne igjen forbindelsen i naturen mange år frem i tid (Klif, 2005).



Figur 92 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for TBT ($\mu\text{g}/\text{kg}$) i Trondheim havn. Rød pil markerer knekkpunkt i kurven.

6.1.3 Spredning av miljøgifter

I avsnitt 5.1.4 er det beregnet hvor mye av hvert enkelt grunnstoff som spres i Trondheim havn. Hvilke stedspesifikke parameter som er tatt med i denne beregningen beskrives i avsnitt 3.5 og ligger vedlagt i vedlegg C Tabell 83, Tabell 84 og Tabell 86.

Hvordan brukes risikoverktøyet i praksis

Analyseresultatene fra laboratoriene blir korrigert statistisk før de blir tatt med i risikovurderingen. Resultater fra et prøvepunkt som er fra øvre 0-2 cm sedimentdybde og 2-10 cm sedimentdybde blir vektlagt forskjellig før de legges inn i risikoverktøyet. De øvre 2 cm vektet 20 %, de neste 8 cm vektet 80 %.

For arsenprøvene NGU 5-1 og NGU 5-2 fra delområdet Fagervika blir følgende gjort:

$$\Sigma \text{ NGU 5} = (912 \text{ mg/kg} \times 0,2) + (862 \text{ mg/kg} \times 0,8) = 872 \text{ mg/kg}$$

Til sammen blir dette 872 mg/kg. Beregnet konsentrasjon for disse to arsenprøvene erstatter verdiene 912 mg/kg og 862 mg/kg i risikovurderingen.

Hvilke prøver som blir med, hva som veier tyngst i en vurdering og om de blir behandlet statistisk er del av en faglig vurdering. Ved oppdeling av slike prøveresultat er dette standarden for hvordan det blir praktisert ved NGI (personlig meddelelse Marit Moseid, NGI, 11.01.12). For prøve NGU 36-2 for samme område som dekker sedimentdybde på 0-20 cm er det besluttet at verdien ikke skal behandles, da den er i samme konsentrasjonsområde som resten av datasettet. Igjen er dette en beslutning som baserer seg på en faglig vurdering og siden antall prøver for området er lavt, er det valgt å gjøre unntak fra Klifs veileder (Klif, 2011b).

Prøver som er fra sedimentdybde 0-10 cm blir det ikke gjort noe statistisk arbeid med.

Risikoverktøyet blir derfor ikke brukt ukritisk siden det ligger en faglig vurdering bak materialet som utgjør grunnlaget (personlig meddelelse Marit Moseid, NGI, 11.01.12).

Enkelte rapporter viser til problemer med måling av porevannskonsentrasjon. Arsen slår ut med stor spredning fra sedimentet, selv om målt sedimentkonsentrasjon i området viser bakgrunnsnivå. I enkelte prosjekt har beregnet spredning av arsen derfor blitt regnet som lite representativ for forurensningssituasjonen i området, og er derfor ikke tatt med i den endelige vurderingen (NGI, 2011; DNV, 2011a).

Dersom det ikke blir målt porevannskonsentrasjon for et område kan spredning beregnes ut fra sjablongverdier (Akvaplan-NIVA, 2005). Fordelingskoeffisienten (K_d) vil da basere seg på målt sedimentkonsentrasjon og en sjablongverdi som erstatter stedsspesifikk måling av porevannskonsentrasjon for hvert enkelt metall og organisk forbindelse (beregning av fordelingskoeffisienten, K_d , er beskrevet i avsnitt 2.2.3). Dette vil gi store usikkerheter i risikoutredningen (Klif, 2007a; DNV, 2011a), men er allikevel satt opp som et alternativ dersom måling av porevann ikke lar seg utføre både av praktiske og økonomiske grunner. Bruken av sjablongverdier for å erstatte manglende data for porevannskonsentrasjon er utbredt praksis da ikke alle havneprosjekter har like store budsjett (personlig meddelelse Marianne Kvennås, NGI, 04.11.11).

NGI bruker passive prøvetakere som ligger inni diffusjonskamre som de setter ut på sjøbunnen for en mer direkte (in situ) måling av utlekking av organiske forbindelser fra et sediment. Etter bruk blir de passive prøvetakerne sendt til laboratoriet for kjemiskanalyse og NGI beregner fluks basert på dette. Samme metode for beregning av metallspredning er ønskelig, men metoden er ikke god nok til å kunne detektere spormetaller ved lave nok konsentrasjoner (personlig meddelelse Marit Moseid, NGI, 11.01.12). Risikoverktøyet er ansett for å være konservativt og spredning basert på passive prøvetakere blir derfor ansett å være mer stedsspesifikk og korrekt. Alle målinger og beregninger vil ha betydning for resultatet av risikovurderingen, men hvilke som veier tyngst i sluttvurderingen vil være basert på en faglig vurdering av området som er undersøkt (Mari Moseid, NGI, 11.01.12).

Sedimentenes redoksforhold er styrende for utlekking av miljøgifter fra sedimentene. Under anoksiske forhold vil spredningen være betydelig mindre enn det de oppgitte fordelingskoeffisientene viser. En annen faktor som spiller inn er bunnfauna (mer spredning om det er mye). Begge faktorer fører til at trinn 2 overestimerer fluksen av miljøgifter ut av anoksiske sedimenter. Kunnskap om hvorvidt sedimentene er anoksiske eller ikke er derfor viktig for tolkningen av spredningsresultatene (Klif, 2011a). Det er derfor viktig å bruke kun det øverste sedimentlaget ved beregning av spredning, siden det er her spredningsreaksjonen skjer (avsnitt 2.2.3 Figur 4 illustreres dette prinsippet).

Beregnet spredning for Nyhavna

I Nyhavna foreligger det et datasett på 43 sedimentprøver med et bredt konsentrasjonsintervall for enkelte parameter. I avsnitt 5.1.1 Tabell 18 vises det at beregnet aritmetisk gjennomsnitt ikke er forenelig med forurensningssituasjonen i området. Beregnet spredning som baserer seg på denne statistiske tilnærmelsen vil derfor også være

misvisende. Dette gjelder ikke alle målte grunnstoff eller organiske forbindelser i området. Som Tabell 22 i avsnitt 5.1.3 viser, er det en spredning som prosentvis overskrider tillatt spredning med 234 % for aritmetisk gjennomsnittsverdi for kobber, mens beregnet spredning ved bruk av median overskrider tillatt spredning med 39 %. I samme tabell er det beregnet prosentvis overskridelse av tillatt spredning dersom referansesedimentet er grenseverdien i tilstandsklasse III (blå tall i tabellen). Den prosentvise overskridelsen er halvert for de fleste parameterne. Sink utgjør ikke noen uakseptabel spredning basert på grenseverdi i tilstandsklasse III, arsen viser til en prosentvis overskridelse på 31 % for aritmetisk gjennomsnitt og 27 % for medianverdi.

Grunnstoffene viser endring i beregnet spredning ved valg av forskjellige statistiske tilnærmelser. Den mest signifikante forskjellen kan observeres for arsen og kobber i dette området (Figur 28 og Figur 29).

Beregnet spredning for Brattøra Nord

Prøvetettheten i delområdet Brattøra Nord er betraktelig lavere og har mindre spredning i data sammenlignet med data fra Nyhavna. Beregning av spredning vil derfor være mindre påvirket av det statistiske grunnlaget (avsnitt 5.1.1 Tabell 15). Området skiller seg fra de to andre områdene med lavere miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentet, og det er derfor heller ikke mye som slår ut i beregnet spredning (Tabell 23 avsnitt 5.1.3). Tabellen viser hvor mye Brattøra Nord prosentvis overskrider akseptabel spredning der røde tall representerer referansesediment i tilstandsklasse II og blå tall representerer et referansesediment i tilstandsklasse III. Arsen og kadmium (Figur 30 og Figur 31 i avsnitt 5.1.3) er parameterne som viser størst forskjell i beregnet spredning ved bruk av ulike statistiske tilnærminger for Brattøra Nord.

Beregnet spredning for IISVika Øst

I avsnitt 5.1.1 (Tabell 12) vises det at differansen mellom ulike statistiske beregninger og tilstandsklasser varierer mer for dette området enn for Brattøra Nord. Dette reflekterer også spredningsberegningen som er gjort for området. Tabell 24 i avsnitt 5.1.3 viser prosentvis hvilke parameterer som slår ut med uakseptabel spredning med ulike statistiske tilnærmelser. I IISVika Øst er det bly, kadmium, kvikksølv og sink som spres. Sink og bly er parametere som slår ut med mest spredning i området, og som også viser en mer signifikant

forskjell i endring av beregnet mengde spredning basert på forskjellige statistiske tilnærminger (Figur 32 og Figur 33).

Siden det ikke eksisterer noen internasjonale eller nasjonale kriterier/nivåer for hva som regnes som akseptabel eller uakseptabel spredning har bakgrunnsdokumentet for risikovurdering av forurenset sediment TA2803 utledet noen kriterier for hva som anses som akseptabel spredning i et område:

- Spredningen skal ikke overstige spredningen fra et sediment som akkurat tilfredsstillende grenseverdiene i Trinn 1, med mer enn x ganger.⁵
- Spredningen skal ikke forårsake at miljøgiftinnholdet i sedimentene i naboområdene overskrider grensen mellom Klifs tilstandsklasse II og III.

Bakgrunnsdokumentet for risikovurdering av forurenset sediment TA-2803 presiserer likevel at akseptabel spredning må sees i samsvar med hva som er miljømålet for området.

Trondheim havn har som måloppnåelse at utvalgte parameterer skal foreligge i tilstandsklasse III og derfor vil det være mer naturlig å se uakseptabel spredning ut fra dette kriteriet enn uakseptabel spredning basert på grenseverdien i tilstandsklasse II sediment.

Dersom uakseptabel spredning ses fra et referansesediment som er i tilstandsklasse III så vises det til lite signifikant spredning for Brattøra Nord, mens IISvika øst og Nyhavna har stor spredning av enkelte parameterer.

Disse områdene er valgt ut fordi de har forskjellige datasett og arealbruk. Beregnet spredning i delområdene belyser problematikken med hvilket statistisk grunnlag verktøyet har, og at referansesedimentet må være i samsvar med hvilke tiltaksmål som er bestemt. Det er likevel viktig å presisere at beregningene her må ses som et mål på spredning basert på forskjellige statistiske tilnærmelser, og ikke hvilke mengder som faktisk spres i disse delområdene.⁶

⁵ Trinn 1 menes her øvre grense for et tilstandsklasse II sediment

⁶ Foreliggende tiltaksplan til Trondheim havn utarbeidet av NGI baserer seg på beregninger utført ved bruk av den eldre versjonen av risikoverktøyet der parameter for oppvirvling fra skip, trasélengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, T [m], ikke var innlagt i beregning av spredning.

Kornfordeling

Kornstørrelsen har en effekt på målt metallkonsentrasjon i et område. Metallkonsentrasjoner har en tendens til å variere med kornstørrelsen, der høye metallkonsentrasjoner ofte er assosiert med finere korn (Covelli og Fontolan, 1997; Apitz et al., 2005).

Det er store usikkerheter knyttet til beregningen av spredning fra sedimentene ved bruk av risikoverktøyet (personlig meddelelse Marit Moseid, NGI, 11.01.12). Ulempen knyttet til risikoverktøyet med hensyn på spredning er i hovedsak mengde oppvirvlet sediment per anløp og målt sedimentfraksjon for delområdet som skal undersøkes. Basert på erfaringer kunne det med fordel blitt lagt inn muligheten for flere snittkonsentrasjoner for kornfordeling, for at risikovurderingen kunne blitt mer sikker og korrekt (personlig meddelelse Marit Moseid, NGI, 11.01.12). I et delområde er det flere typer kornfordeling, fra veldig fint til veldig grovt. De forskjellige kornfordelingene har forskjellige egenskaper når det gjelder spredning; veldig fint korn spres i mye større grad enn grovere korn (Krumgalz et al., 1992). Det bør derfor være tett med kornfordelingsprøver i et område som skal undersøkes. I praksis er det bare sedimenter som er grunnere enn 20 meter som spres som følge av propelloppvirvling (ligning 2 i avsnitt 2.2.3). Bakgrunnsdokumentet til Klifs veileder (Klif, 2011a) presiserer at det er store usikkerheter knyttet opp mot oppvirvling av finstoff etter en skipspassering og at det derfor anbefales at det i enkelte tilfeller gjøres direkte målinger av oppvirvlet sediment av noen utvalgte skipsanløp. I avsnitt 5.1.3 er det beregnet hvor stor mengde som spres per år ved bruk av forskjellige suspendert fraksjoner i delområdet Nyhavna (parameter F_{susp} i ligning 2 avsnitt 2.2.3). Beregningene foreligger i Tabell 25, Tabell 26 og Tabell 27. Arsen, kobber og sink er de parameterne som spres mest gjennom et år. For arsen er spredningen mindre signifikant med hensyn på forskjellige fraksjoner, mens det for sink og kobber vil ha stor innvirkning. Figur 34 viser differansen av spredning basert på forskjellige suspenderte fraksjoner for kobber (spredning basert på maks- og snitt konsentrasjon). For sink vil forskjellen i spredning mellom 1 % og 5 % suspendert fraksjon være på nærmere 18 kg/år.

6.1.5 Måloppnåelse

Siden Trondheim havn ikke har gjennomført en opprydding blir det naturlig å diskutere beslutningsgrunnlaget først, før det konkluderes med en måloppnåelse. Beregningene i avsnitt 5.1.1, 5.1.2 og 5.1.3 vil være en del av beslutningsgrunnlaget om det gjøres tiltak eller ikke, og hvilket delområde som må prioriteres først i en oppryddingsprosess.

Trinn 1 vurderingen, hvor sedimentkonsentrasjonen sammenlignes med Klifs tilstandsklasser, gir lite informasjon om hva slags data man har samlet inn. Metoden ignorerer naturlig geokjemiske forskjeller, og anomalier blir kanskje ikke oppdaget (Covelli og Fontolan, 1997). Basert på funnene under avsnitt 5.1.1 vil konklusjonen om hvilke tilstandsklasser hver enkel parameter beregnes som være avhengig av hvilken statistisk tilnærming som benyttes i vurderingen. Klassifiseringen kan derfor virke til å være litt tilfeldig (Burton, 2002). De kumulative frekvensfordelingene i avsnitt 5.1.2 gir verdifull informasjon for området som undersøkes da sedimentkonsentrasjonene i et område før opprydding ofte følger en log-normal fordeling (Bowers et al., 1996). Frekvensfordelingene viser at grunnstoffene og de organiske forbindelsene har datasett med stor spredning. Dette sammenfaller med den antakelsen at området har en geologi som er kompleks eller at området har forskjellige antropogene kilder. Det antropogene bidraget kan ofte være flere kilder og opphavet diffust (Breedveld et al., 2010). Det er ofte vanskelig å skille mellom bakgrunn og antropogent bidrag når en undersøker et område (Matschullat et al., 2000), men innenfor et lite område vil ofte grunnstoffkonsentrasjonene som foreligger geogent forekomme som relativt uniform. Dette på grunn av at de har gått gjennom like prosesser som forvitring og sedimentering (Hanson et al., 1993). I Trondheim havn kommer det godt frem fra de kumulative frekvensfordelingsplottene hvilke grunnstoff og organiske forbindelser som har blitt tilført havnen antropogent, basert på knekkpunkt i den kumulative kurven (avsnitt 5.1.2). Delområdene Nyhavna, Ilsvika Øst, Fagervika, Kanalen og Brattøra Nord skiller seg ut med høye konsentrasjoner i havnen. Det tidligere oppredningsverket til Killingdal Grubeselskap AS som nå er fjernet er nok kilden til de høye konsentrasjonene av arsen, bly, kadmium, kobber og sink (Rambøll, 2004). Nyhavna har høye konsentrasjoner av stoff som PCB₇, Pb og TBT som ofte er relatert til fiske- og båt industrien (NGU, 2005).

I avsnitt 5.1.3 ble det beregnet hvilke spredningskonsekvenser ulike statistiske metoder for å dokumentere måloppnåelse kan gi (Tabell 30). Dersom et havneområde har som måloppnåelse at 90 persentil skal være innenfor tilstandsklasse III, men at 10 persentil av datasettet kan ligge i midtre del av tilstandsklasse IV, vil spredningsrisikoen overskride tillatt spredning med 402 % og 193 % for de verste parameterne. Sammenlignet med de tre delområdene i Trondheim havn, der to av dem er sterkt forurenset kan rapportering med 90 persentil innenfor tilstandsklasse III gi uakseptabel spredning. Risikoverktøyet er konservativt for å unngå at områder som er sterkt forurenset blir friskmeldt (Klif, 2011b), men beregnet spredning etter tiltak bør vektlegges i like stor grad som det ble før tiltak.

Basert på funnene i avsnitt 5.1.1 vil bruk av aritmetisk gjennomsnitt før en opprydding for å rapportere miljøtilstanden i havneområdet i dette tilfellet være svært misvisende. Store deler av havneområdet er forurenset av forskjellige metaller og organiske forbindelser og med stor

variasjon i konsentrasjoner. Dette vanskeliggjør også det å skulle "skreddersy" en måloppnåelse for området, men de kumulative frekvensfordelingsplottene gir likevel et bedre grunnlag til å kunne sette et realistisk mål for hvilke konsentrasjoner det er mulig å oppnå etter en opprydding basert på lokale bakgrunnskonsentrasjoner. Dersom miljøtilstanden skal foreligge under tilstandsklasse III vil forskjellige persentiler for noen utvalgte parameter kunne gi en mer sikker måloppnåelse. Det ville for eksempel være riktig å kunne velge ut de parameterne som kommer verst ut og at måloppnåelse for disse rapporteres ved bruk av 90 persentilen.

6.2 Sandefjord

Det er utarbeidet en tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Sandefjordsfjorden. Undersøkelser, prøvetetthet og inndeling av delområder er beskrevet i avsnitt 3.2. I oppgaven er det gjort beregninger i trinn 1 i risikovurderingen og tolkning av kumulative frekvensfordelinger. I en risikovurdering er det viktig å få en avklaring på mulige kilder i et område og hvilke steder det vil kreve tiltak. Basert på målte sedimentkonsentrasjoner i fjorden skal det være mulig å konkretisere hvilke delområder utgjør større risiko med hensyn på kilder og forurensning enn andre, og basert på dette konkludere med en måloppnåelse som er realistisk for området.

6.2.1 Trinn 1 risikovurdering

I avsnitt 5.2.2 (Tabell 30 til Tabell 34) er det gjort beregninger ved bruk av ulike statistiske tilnærminger der beregningen er farget etter Klifs tilstandsklasser for delområdene og for hele fjorden samlet. Klifs tilstandsklasser er gjort rede for under avsnitt 2.2.2 i Figur 2.

Indre havn

Tabell 30 viser at bly, kobber, kvikksølv og TBT slår ut som de miljøgiftene som utgjør den største risikoen i området. TBT konsentrasjonene som er målt i delområdet er veldig høye og forbindelsen forekommer i Klifs tilstandsklasse V. For de andre metallene vil beregnet tilstandsklasse være avhengig av valg av statistisk metode. Tabell 50 viser den endelige konklusjonen for hver persentil og middelerverdi, uavhengig av parameter. TBT konsentrasjonen for dette området er veldig høy og forekommer i tilstandsklasse V uansett statistisk tilnærmelse (vist i parentes).

Midtre havn

Som det ses i Tabell 31 er det målt høye konsentrasjoner for bly, kobber, kvikksølv, TBT, PAH₁₆ og PCB₇ i delområdet Midtre havn. Bly er beregnet i tilstandsklasse IV uansett statistisk metode. Tabell 51 viser den høyeste tilstandsklasse for hver enkel statistisk tilnærming, uavhengig av parameter. Nærmest hele området er beregnet til tilstandsklasse V. Området kan ikke friskmeldes uansett statistisk tilnærming.

Ytre havn

Tabell 32 viser at bly, kobber, krom, kvikksølv og TBT er miljøgifter som det er store mengder av i delområdet Ytre havn. Tabell 52 viser endelig konklusjon for delområdet Ytre havn, uavhengig av parameter. Beregnet medianverdi og middelværdi er begge i tilstandsklasse IV. Området kan ikke friskmeldes uansett statistisk tilnærming.

Tabell 50 – Høyeste beregnet tilstandsklasser, uavhengig av statistisk parameter, for delområdet Indre havn i Sandefjordsfjorden.

Indre havn	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	I(II)	IV(V)	III(V)	IV(V)	IV(V)	V

Tabell 51 – Høyeste beregnet tilstandsklasser, uavhengig av parameter, for delområdet Midtre havn i Sandefjordsfjorden.

Midtre havn	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	II	V	IV(V)	V	V	V

Tabell 52 – Høyeste beregnet tilstandsklasser, uavhengig av parameter, for delområdet Ytre havn i Sandefjordsfjorden.

Ytre havn	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	I(IV)	IV(V)	IV(V)	IV(V)	V	V

Tranga

Tabell 33 viser delområdet Tranga som ligger ytterst i Sandefjordsfjorden. Det er målt høye konsentrasjoner av bly, PCB₇ og TBT i delområdet. Som det ses fra Tabell 53 er det stor forskjell på konklusjonen beregnet ved bruk av middelvei og konklusjonen fra beregnet medianverdi. Medianverdi for området er tilstandsklasse II (IV for TBT), mens middelvei er påvirket av ekstremverdier og er beregnet i tilstandsklasse V. Persentilene viser også samme tendens som medianverdi og gir midlere tilstandsklasse (III).

Sandefjordsfjorden

I Tabell 34 er beregninger utført for hele Sandefjordsfjorden samlet. I sammenligning med Tabell 30, Tabell 31, Tabell 32 og Tabell 33 er det ingen store forskjeller i beregnet tilstandsklasse for de ulike grunnstoffene eller organiske forbindelsene. Tabell 54 viser de høyeste tilstandsklassene beregnet for hver statistisk tilnærming for hele Sandefjordsfjorden, uavhengig av parameter. I avsnitt 5.2.2 Figur 46 er det et kart over Sandefjordsfjorden hvor samme konklusjon er vist. Den samlede tilstandsklassen for alle grunnstoff og organiske forbindelser er i tilstandsklasse V. Kvikksølv, bly og TBT er parameterne som det er målt høye konsentrasjoner av i fjorden.

Tabell 53 – Høyeste beregnet tilstandsklasser, uavhengig av parameter, for delområdet Tranga i Sandefjordsfjorden.

Tranga	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	I(II)	V	II(IV)	III(IV)	III(IV)	IV(V)

Tabell 54 – Høyeste beregnet tilstandsklasser, uavhengig av parameter, for hele Sandefjordsfjorden.

Sandefjord	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	I(II)	IV(V)	III(V)	IV(V)	IV(V)	IV(V)

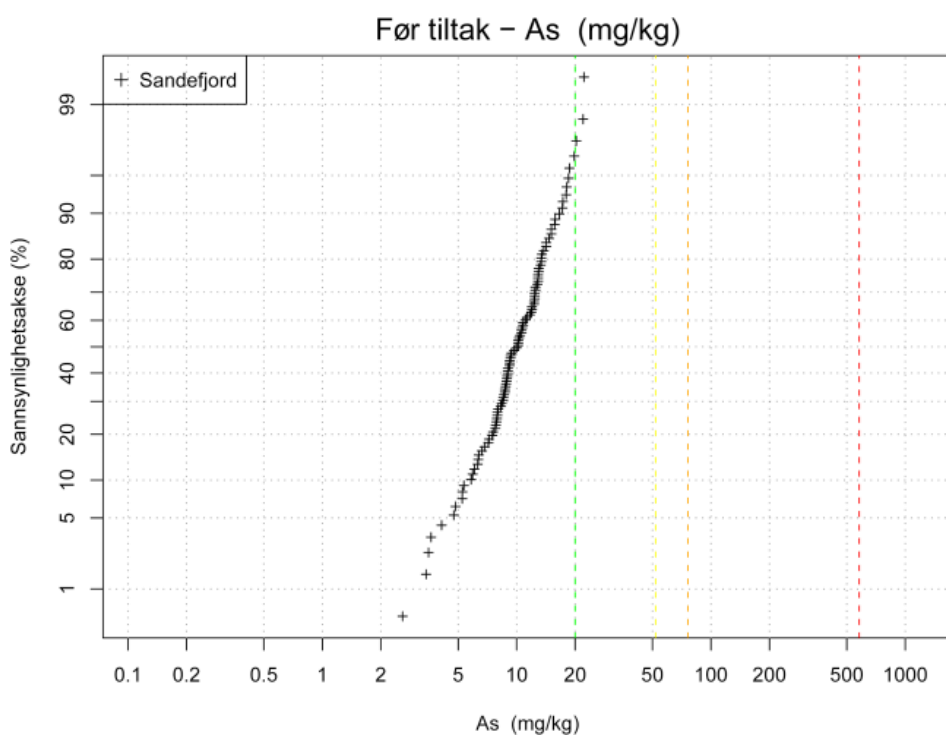
6.2.2 Kumulativ frekvensfordeling

Kumulative frekvensfordelinger er sammenstilt med kart i avsnitt 5.2.2 i resultatdelen. Kartene er farget etter Klifs tilstandsklasser i hver prøvestasjon. Kumulative frekvensfordelingsplott forklarer bedre hvilke datasett man har for et område og gjør datatolkningen enklere (Chang et al., 2004), og viktig informasjon i et område med hensyn på kilder kan tolkes utfra disse (Reimann et al., 2005). Det er ikke foretatt noen områdeinndeling ved denne delen. Noen delområder har for lavt prøveantall til at det statistiske tolkningsgrunnlaget ville vært sikkert og trygt nok. Knekkpunktene i frekvensfordelingene i dette avsnittet er markert med rød pil for lettere å kunne vise mulige populasjoner i fjorden. En fyldigere beskrivelse av kumulativ frekvensfordeling er gjengitt i avsnitt 2.4.3.

Arsen

Figur 93 viser den kumulative frekvensfordelingen til arsen. De høyeste konsentrasjonene av arsen er funnet å være i området rundt Tranga og Ytre havn. Datasettet har et smalt konsentrasjonsintervall, noe som tyder på lite kompleks geologi og lite eller ingen antropogen tilførsel av arsen i fjorden. De første 5 persentilene er de eneste punktene som avviker fra den rette linjen, men dette kan begrunnes i analysemetodens deteksjonsgrense.

Figur 35 i avsnitt 5.2.2 viser et kart over Sandefjordsfjorden merket med prøvestasjoner farget med Klifs tilstandsklasser for arsen. Som det kan ses på kartet er arsen under tilstandsklasse I og II, som er definert som bakgrunnsnivå. Ingen av områdene i fjorden skiller seg ut ved forhøyede konsentrasjoner. Det er derfor antatt at grunnstoffet foreligger geogent og ikke antropogent.



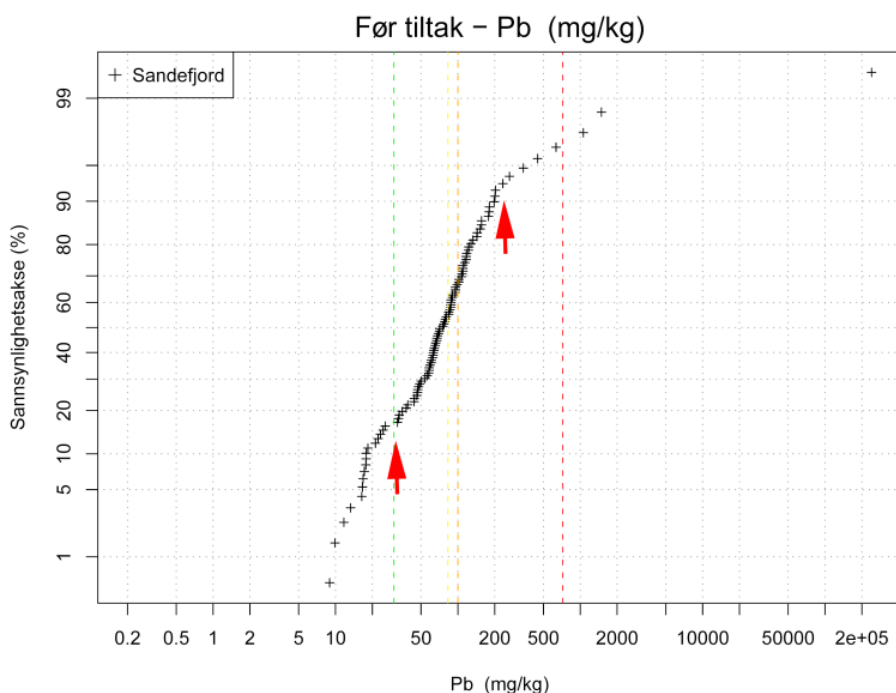
Figur 93 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for arsen (mg/kg) i Sandefjordsfjorden.

Bly

Figur 94 viser kumulative frekvensfordeling til bly. Frekvensfordelingen viser knekkpunkt ved 10 persentil og 90 persentil (merket med røde piler), noe som kan tyde på at området har to kilder til bly, der én foreligger i berggrunnen og den andre er tilført antropogent. De høyeste verdiene er funnet i delområdene Tranga, Ytre havn og Indre havn.

Målte blykonsentrasjoner er høye i fjorden. De høyeste konsentrasjonene av bly kan være antropogene bidrag. Frekvensfordelingen viser at datasettet for bly har et bredt konsentrasjonsintervall (10 mg/kg – 240 000 mg/kg), noe som igjen indikerer at fjorden har antropogene kilder av bly. Figur 36 i avsnitt 5.2.2 viser et kart med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for bly. Kartet viser at blykonsentrasjonen foreligger i tilstandsklasse IV og V rundt Ytre havn og Tranga, og tilstandsklasse IV i Midtre havn.

I Midtre havn ligger mye av industrivirksomheten i Sandefjordsfjorden og kilden til bly kan komme derfra. Bedrifter som ligger her malingsprodusenten Jotun, Oleon Scandinavia AS og Pronova BioPharma AS.

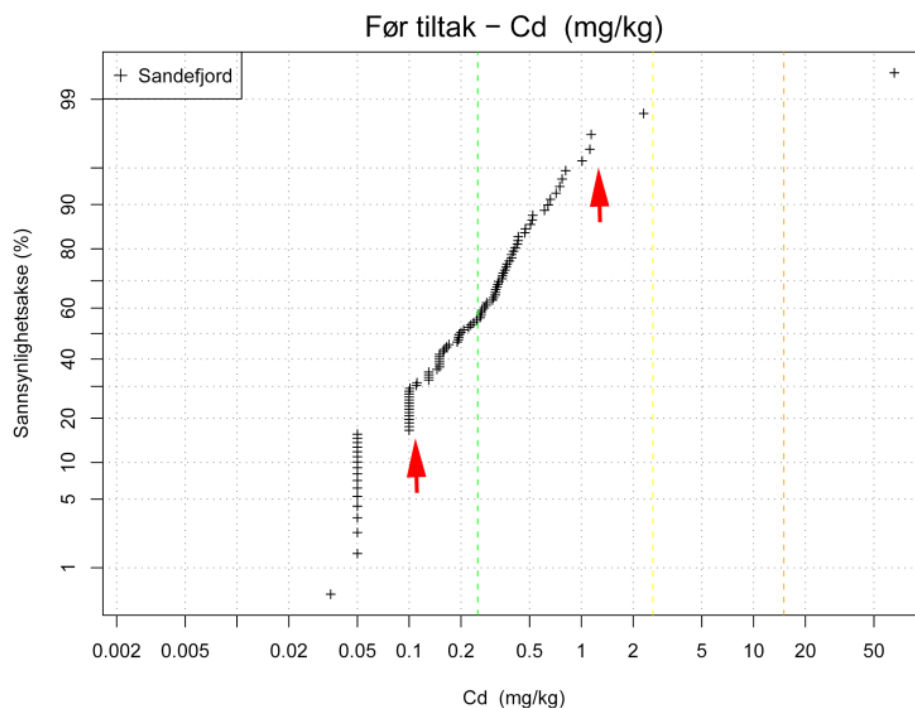


Figur 94 – Kumulativ frekvensfordeling for bly (mg/kg) i Sandefjordsfjorden. Knekkpunkt i frekvensfordelingen er merket med to røde piler.

Kadmium

Den kumulative frekvensfordelingskurven til kadmium (Figur 95) viser flere knekkpunkter i frekvensfordelingen, noe som kan tyde på flere populasjoner i fjorden (merket med røde piler). De høyeste konsentrasjonene på henholdsvis 2,3 mg/kg og 1,4 mg/kg er funnet i delområdet Indre havn. Ytre havn viser til en "outlier" på 65,7 mg/kg. Knekkpunktene er ved 30 persentil og 95 persentilen.

De første 18 persentilene er usikre på grunn av deteksjonsgrensen til analysemetoden. De vertikale linjene i plottet viser til tilstandsklassegrensene og kadmium ligger innenfor tilstandsklasse I og II, bortsett fra ett punkt som foreligger i tilstandsklasse IV. Samme konklusjon kan også dras fra Figur 37 i avsnitt 5.2.2, der alle prøvestasjonene er farget etter Klifs tilstandsklasser for kadmium og alle stasjoner forekommer enten i tilstandsklasse I eller II (bakgrunnsnivå).

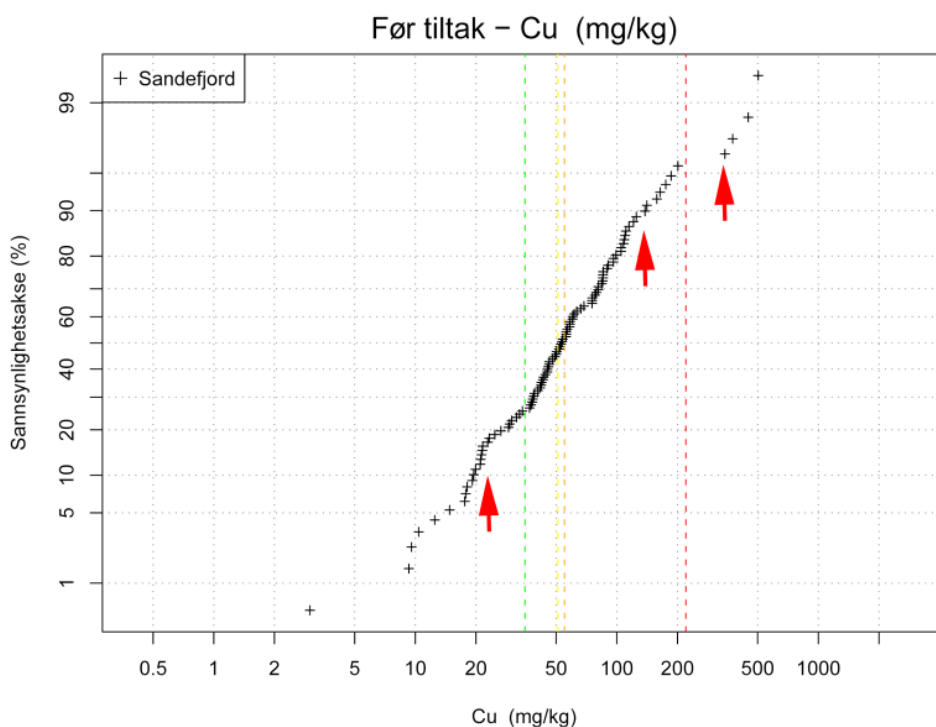


Figur 95 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for Cd (mg/kg) i Sandefjordsfjorden. Knekkpunkt i frekvensfordelingen er merket med røde piler.

Kobber

Figur 96 viser kumulative frekvensfordeling for kobber i Sandefjordsfjorden. De høyeste verdiene for kobber som er målt ligger i Midtre havn, Ytre havn og Indre havn med henholdsvis 503 mg/k, 449 mg/kg og 344 mg/kg. Kurven viser knekkpunkter som er observert ved 15, 90 og 96 persentilene. De første 10 persentilene er usikre data med hensyn på deteksjonsgrensen til analyseteknikken. Kobber forekommer i forskjellige tilstandsklasser i fjorden, men i delområdene Midtre havn og Ytre havn er det målt kobberkonsentrasjoner helt opp til klasse V (Figur 38 avsnitt 5.2.2).

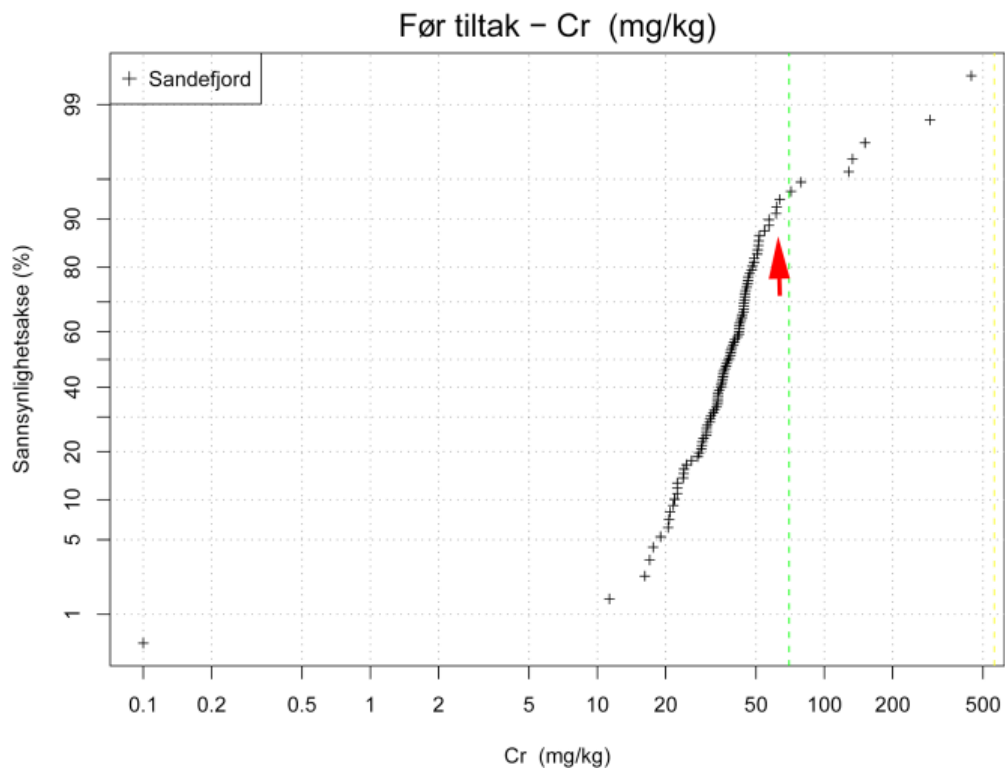
Som nevnt tidligere er mye av industrien i fjorden plassert i Midtre havn, og Ytre havn grenser til dette delområdet. Tilførselen av kobber kan komme fra noen av disse anleggene. Høye konsentrasjoner av kobber kan også kommer fra båter der grunnstoffet brukes som en komponent i bunnstoff og maling for å hindre uønsket vekst av dyr og planter på båt og fiskeriredskaper (NGU, 2005).



Figur 96 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for kobber (mg/kg) i Sandefjordsfjorden. Knekkpunktene i kurven er merket med røde piler.

Krom

Figur 97 viser kumulative frekvensfordeling til krom. Frekvensfordelingen til krom er uniform opp til 90 persentil (merket med rød pil), noe som indikerer at fjorden har to populasjoner av krom enten i berggrunnen eller en diffus antropogenkilde. De høyeste konsentrasjonene er funnet å være rundt Tranga og Ytre havn. Krom er målt til å være i tilstandsklassene I eller II i hele fjorden (Figur 39 avsnitt 5.2.2). Der tilstandsklasse II kun er målt i delområdet Ytre havn. Grunnet usikkerheter knyttet til deteksjonsgrensen vil ikke de 5 persentilene være med i vurderingen.

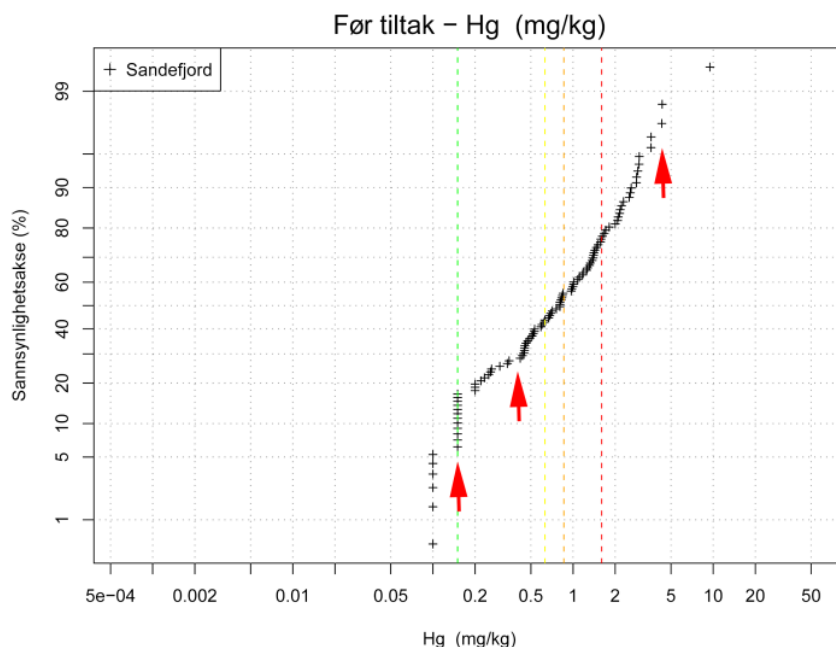


Figur 97 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for krom (mg/kg) i Sandefjordsfjorden. Knekkpunktet i frekvensfordelingen er markert med rød pil.

Kvikksølv

Den kumulative frekvensfordeling for kvikksølv (Figur 98) viser tre distinkte knekkpunkt i kurven. Det er antatt at de første 20 persentilene er usikre på grunn av deteksjonsgrensen til analyseteknikken (merket med rød pil). Kurven ser litt merkelig ut, men forklaringen kan ligge i analysemetoden til grunnstoffet. Samme mønster er observert for kumulative frekvensfordeling til kvikksølv i Trondheim havn (Figur 21). Første knekkpunkt er observert ved 25 persentilen og den neste er ved 95 persentilen. De høyeste verdiene av kvikksølv er observert i området Indre havn og Midtre havn (Figur 40 avsnitt 5.2.2). Knekkpunktene er markert med røde piler i frekvensfordelingen.

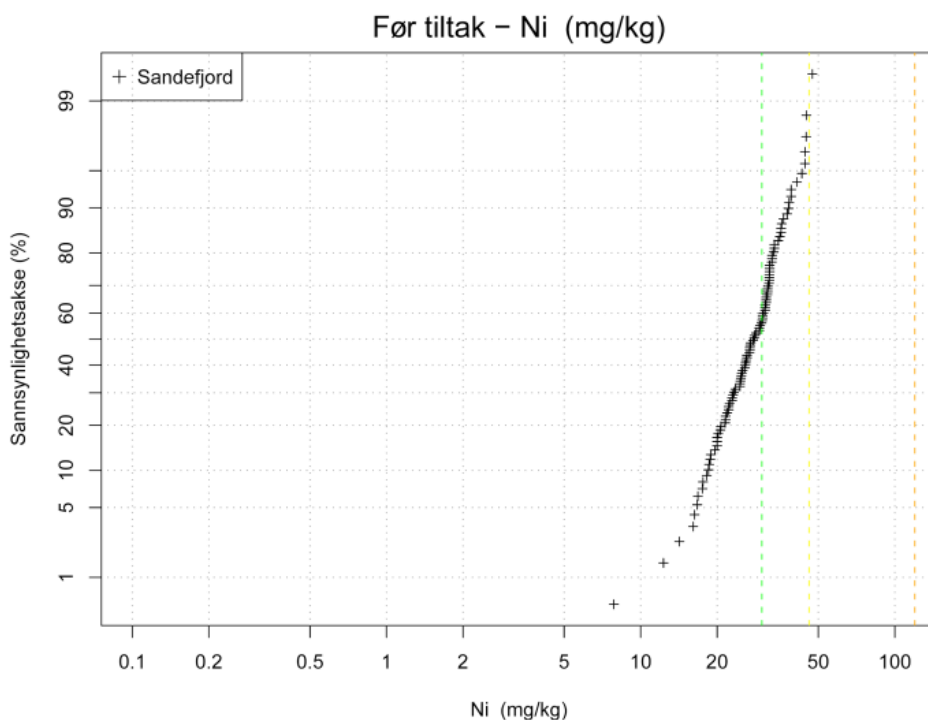
DNV har ingen god forklaring på de høye kvikksølvkonsentrasjonene som er målt for Sandefjordsfjorden (DNV, 2011a), og heller ikke ved gjennomgang av industrihistorien i området. De høye kvikksølvkonsentrasjonene er funnet ved områder der malingsprodusenten Jotun har fabrikk. Og dette kan være kilden til de høye kvikksølvkonsentrasjonene i området, da kvikksølv tidligere ble benyttet i maling. Kvikksølv ble forbudt i interiørmaling i 1990. Inntil da var maling den tredje største produktgruppen der kvikksølv ble benyttet (Buraas, 2011). Selv om kvikksølv ikke lenger brukes i maling per i dag kan kvikksølv ligge i sedimentene fra den tiden de ble benyttet i produksjon av maling (Gagnon et al., 1997).



Figur 98 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for kvikksølv (mg/kg) i Sandefjordsfjorden. Knekkpunkt i frekvensfordelingen er markert med røde piler.

Nikkel

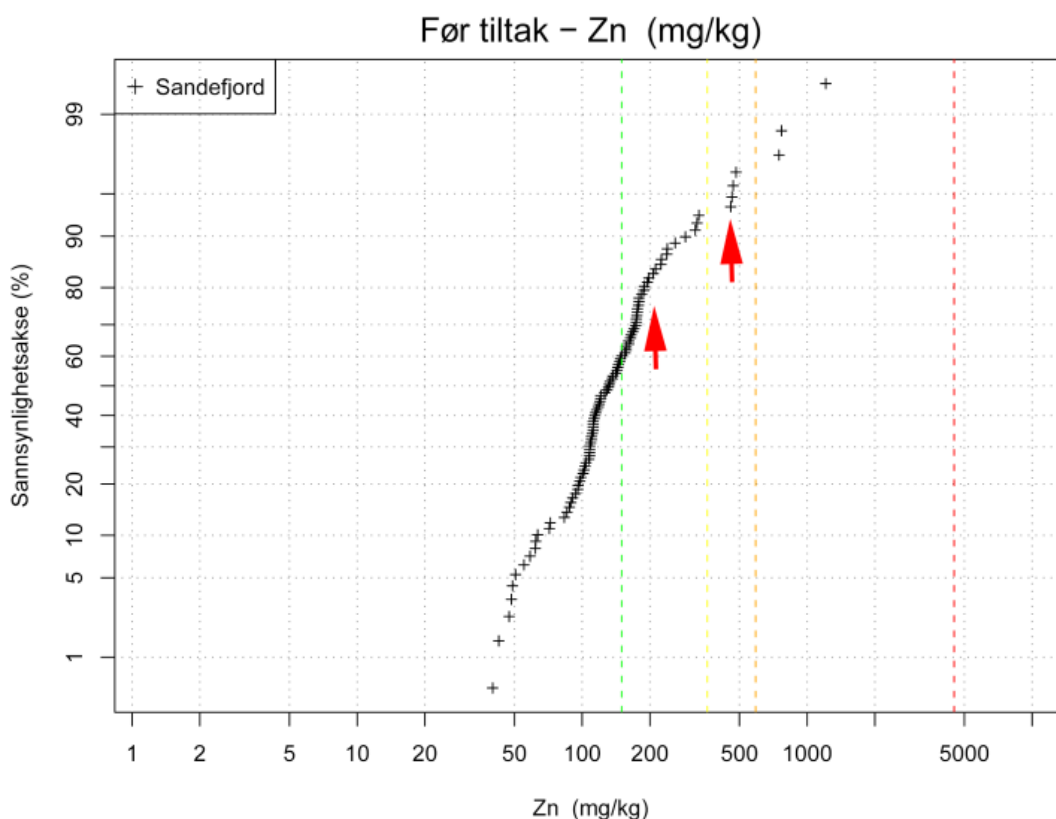
Figur 99 viser kumulativ frekvensfordeling til målte nikkelkonsentrasjoner i Sandefjordsfjorden. Kurven er veldig uniform og viser bare noen få knekkpunkt som er veldig diffuse. Frekvensfordelingen har antydninger til knekkpunkt rundt 50 persentil og 83 persentilen. De høyeste konsentrasjonene i fjorden er på henholdsvis 47,4 mg/kg og 44,8 mg/kg og er funnet i delområdet Indre havn (avsnitt 5.2.2 Figur 41). Nikkelkonsentrasjonen som er målt i området kan være naturlig og ikke antropogent. Kurven i Figur 99 viser at datasettet har et smalt konsentrasjonsintervall og at ingen distinkte knekkpunkt i frekvensfordelingen indikerer at det ikke er noen tilførsel av antropogent nikkel i fjorden. Tabell 54 i avsnitt 5.2.1 viser at nikkel er målt i Klifs tilstandsklasse I og II i hele fjorden. Ingen rød pil i kurven demonstrerer at nikkelkonsentrasjonen for dette området kommer fra bare én populasjon.



Figur 99 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for nikkel (mg/kg) i Sandefjordsfjorden.

Sink

Frekvensfordelingen til sink viser mange tydelige knekkpunkt (Figur 100). Knekkpunktene er observert ved 85 persentil og 90 persentil. Lengre opp på kurven er det en del "outliers" som er fra delområdene Ytre havn og Indre havn. De fleste sinkverdier i fjorden ligger innenfor tilstandsklasse III. Figur 42 under avsnitt 5.2.2 viser kart over Sandefjordsfjorden med prøvestasjoner som er farget etter Klifs tilstandsklasser for sink. Området rundt Midtre havn og Ytre havn stikker seg ut med tilstandsklasse IV. Som nevnt tidligere er Midtre havn et område med mye industri og Ytre havn grenser til det området. Kilden til den økte sinkkonsentrasjonen i Ytre havn kan derfor komme fra industriaktiviteter som befinner seg i delområdet Midtre havn.



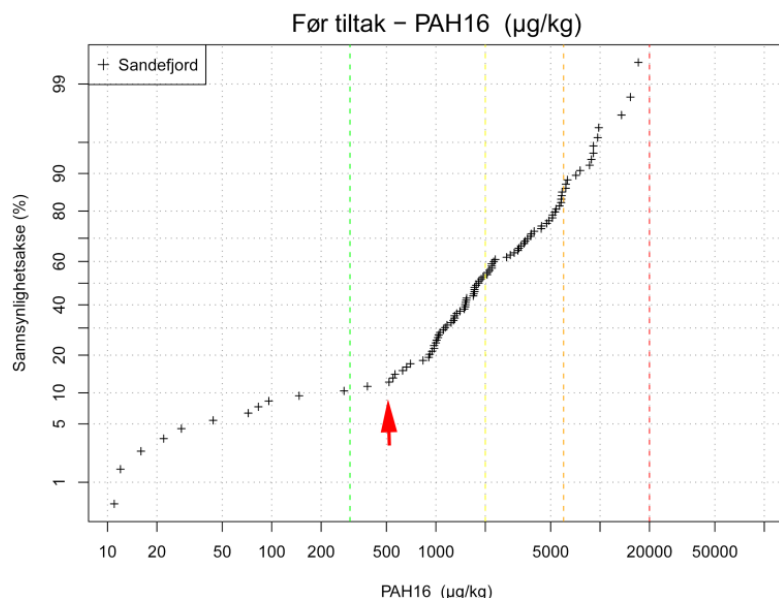
Figur 100 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for sink (mg/kg) i Sandefjordsfjorden. Knekkpunkt i frekvensfordelingen er merket med rød pil.

PAH₁₆

Frekvensfordelingen viser flere tydelige knekkpunkt som kan tyde på flere populasjoner i fjorden. På grunn av usikkerheter knyttet til deteksjonsgrensen til analyseteknikken vil de første 10 persentilene ikke være regnet som pålitelig data.

PAH₁₆ konsentrasjonene er gjennomgående veldig høye i hele fjorden, de høyeste konsentrasjonene er funnet i delområdet Indre havn (avsnitt 5.2.2 Figur 43). Kilder til PAH₁₆ er ofte drivstoff, fyring og ufullstendig forbrenning (Thorsen et al., 2004). Indre havn ligger nært trafikkert område og det kan være forklaringen på de høye PAH₁₆ konsentrasjonene. PAH₁₆ ender opp i det marine miljø via veier som kloakkutslipp, by- og industri avrenninger og nedbør (Cornelissen et al., 2008).

Som det kan ses på Figur 101 har datasettet et bredt konsentrasjonsintervall (150 µg/kg - 20 000 µg/kg). Oleon Scandinavia AS har sin virksomhet her og de produserer oljer, fett og fettsyreprodukter og estere og kosmetikkråstoff. Bedriften har tre utslippspunkter i Sandefjordsfjorden på 15 m dyp, der det ene utslippspunktet deles med Pronova BioPharma AS. Utslippene består av organisk materiale, fettstoffer og nikkel. Utslipp til luft stammer fra bedriftens fyringsanlegg. Det er utslippsgrenser for organisk materiale og fettstoffer, men ikke nikkel. ProNova BioPharma produksjonen fører til utslipp til sjø som består av organisk materiale, fettstoff og nitrogen (Klif, 2003).

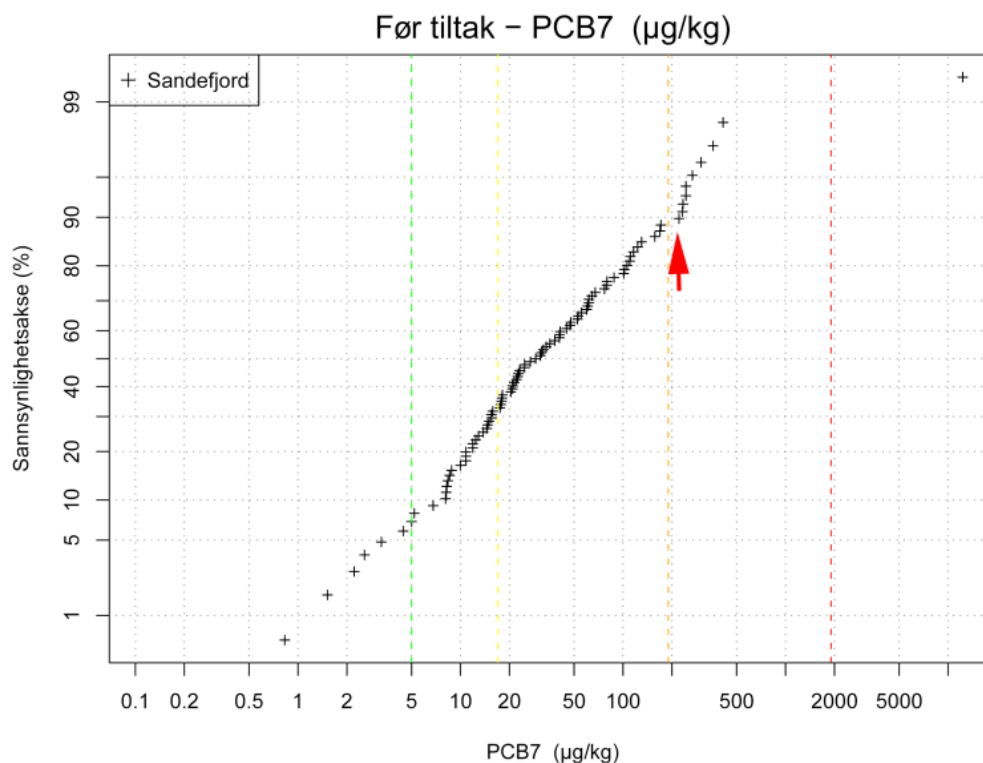


Figur 101 – Kumulativ frekvensfordeling for PAH₁₆ (µg/kg) i Sandefjordsfjorden. Knekkpunkt i frekvensfordelingen er merket med rød pil.

PCB₇

Figur 102 viser at målte PCB₇-konsentrasjoner i fjorden er på likt nivå med målte PAH₁₆. De høyeste konsentrasjonene er funnet i delområdet Indre havn. Én "outlier" på henholdsvis 12300 µg/kg er funnet i delområdet Tranga. Knekkpunktet i frekvensfordelingen er litt diffuse og vanskelig å fastslå, men det er likevel tydelig at det kan eksistere flere populasjoner i området basert på den store spredningen i dataen. Spesielt ved 90 persentilen (merket med rød pil) kan det observeres en trend som viker fra resten av datasettet.

Målte PCB₇-konsentrasjoner er under tilstandsklassene III-IV, der de høyeste konsentrasjonene er målt i delområdene Ytre havn og Midtre havn (Figur 44 avsnitt 5.2.2). De høyeste konsentrasjonene er målt i delområdet Midtre havn der malingsfabrikken Jotun har sin virksomhet. PCB ble tidligere brukt som tilsatsmiddel i skipsmaling og norske malingsprodusenter har alle benyttet PCB. PCB utgjorde så mye som 10 % av tørr maling (SFT, 1998).

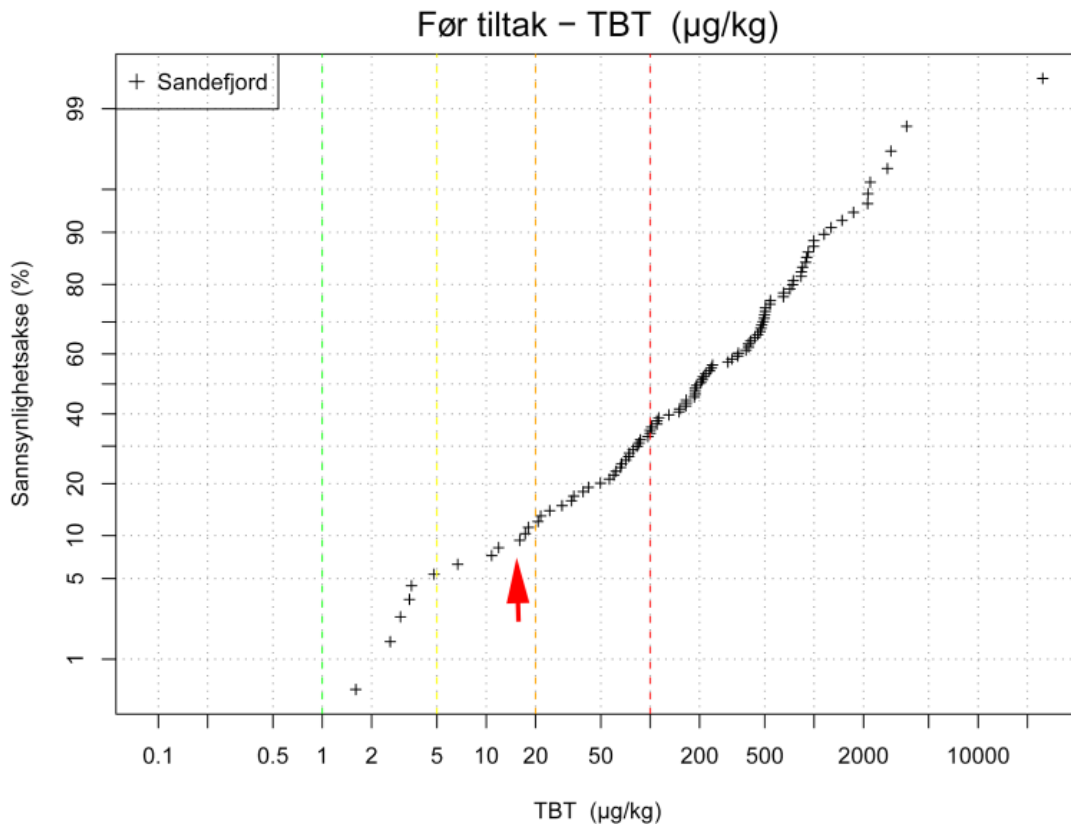


Figur 102 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for PCB₇ (µg/kg) i Sandefjordsfjorden. Knekkpunkt i frekvensfordelingen er merket med rød pil.

TBT (tributyltinn)

Kumulativ frekvensfordeling for TBT i Figur 103 viser at det er målt høye konsentrasjoner av forbindelsen. De høyeste TBT konsentrasjonene er funnet i delområdene Ytre havn, Indre havn og Midtre havn. Ytre havn viser til en "outlier" på 24800 µg/kg. Det kan spores en del usikkerheter knyttet til deteksjonsgrensen til analyseteknikken helt opp til 10 persentilen.

TBT konsentrasjonene i hele fjorden er veldig høye (Figur 45 avsnitt 5.2.2). Utlekking fra skip og bruk av grohemmende maling på båter er regnet som den mest typiske kilden til denne organiske forbindelsen, men den er også funnet i mange pesticider som brukes i landbruk og i treimpregnering (Cornelissen et al., 2008). Indre havn skiller seg ut med de laveste konsentrasjonene.



Figur 103 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for TBT (µg/kg) i Sandefjordsfjorden. Knekkpunkt i frekvensfordelingen er merket med rød pil.

6.2.3 Måloppnåelse

Trinn 1 vurderingen i avsnitt 5.2.1 viser at bruk av aritmetisk gjennomsnitt for å dokumentere miljøtilstanden kan gi feil konklusjon. Metoden har svakheter med at den altfor lett lar seg påvirke av ekstremverdier. Hvilken statistisk tilnærming man velger må være basert på hvilke data som foreligger etter en undersøkelse. Spredning i data, antall prøver og inndeling av delområder er faktorer som vil være avgjørende for hvilken tilnærming som er riktig å bruke.

I avsnitt 5.2.2 er samme data brukt i kumulative frekvensfordelinger og det er laget kart med prøvestasjoner farget etter Klifs tilstandsklasser for alle parametere. Sammen er disse to verktøyene verdifull når man skal gjøre en risikovurdering i et område (Reimann et al., 2005). En gitt statistisk tilnærming for å dokumentere miljøtilstanden sier lite om konsentrasjonsintervallet og man risikerer å miste verdifull informasjon som kan brukes for å avgrense geografisk delområder som utgjør en miljørisiko og områder som kan friskmeldes med hensyn på kilder.

Kumulativ frekvensfordeling er en grafisk statistisk metode som viser fordelingen av et grunnstoff og som gjør det mulig å vurdere om prøvene som er tatt har opphav fra flere kilder (Bølviken, 1973). Frekvensfordelingene i avsnitt 6.2.2 viser at et knekkpunkt i kurven vil være et skille mellom to ulike kilder til grunnstoffet. Samme fremgangsmåte er gjort for Trondheim havn i avsnitt 6.1.5.

Den grafiske statistiske modellen viser at datasettet for de ulike grunnstoffene og organiske forbindelsene har stor spredning i konsentrasjoner og at kildene er mange og diffuse. Måloppnåelsen bør være basert på knekkpunkter i frekvensfordelingen der forskjellige parameterer kan dokumenteres med forskjellige persentiler etter en opprydding. Dette vil gi en mer sikker måloppnåelse som er basert på stedsspesifikke observasjoner.

6.3 Kristiansand

I områdene Marvika og Torsvika i Kristiansand har det blitt ryddet opp i sjøbunnen. Datasettet er fra undersøkelser etter oppryddingen.

6.3.1 Trinn 1 risikovurdering

I avsnitt 5.3.1 er det gjort beregninger for trinn 1 i risikovurderingen ved bruk av ulike statistiske tilnærminger etter utført tiltak (Tabell 35 til Tabell 37). I dette avsnittet diskuteres den endelige konklusjonen for hver statistisk tilnærming for å se om måloppnåelsen for området er oppnådd. Måloppnåelsen til Marvika og Torsvika er beskrevet i avsnitt 3.3. Alle delområdene blir diskutert hver for seg og tilslutt blir det gjort en vurdering for Marvika og Torsvika samlet.

Torsvika

Tabell 35 (avsnitt 5.3.1) viser de statistiske beregningene for Torsvika. De som skiller seg ut med høye tilstandsklasser er kobber og PCB₇. Kobber har enkelte høye konsentrasjoner og trekker derfor opp gjennomsnittsverdien (middelverdien) for området. PCB₇ er beregnet i tilstandsklasse III. På grunn av PCB₇ vil området fortsatt være definert som tilstandsklasse III, som er moderat tilstand. Tabell 55 viser høyst beregnet tilstandsklasse, uavhengig av parameter.

Marvika

Tabell 36 viser beregnet tilstandsklasser for området Marvika. Bly og PAH₁₆ har høy maksimumsverdi og trekker derfor opp gjennomsnittsverdien (middelverdien) for målte konsentrasjoner i området. Makskonsentrasjonene til kvikksølv og kobber ligger under tilstandsklasse IV. Tabell 56 viser den endelige konklusjonen for Marvika, uavhengig av parameter.

Marvika og Torsvika samlet

Beregnete tilstandsklasser for Marvika og Torsvika er samlet i avsnitt 5.3.2 (Tabell 37). Kobber, PAH₁₆, PCB₇ og kvikksølv viser at området fortsatt er forurenset. Tabell 57 viser høyest beregnet tilstandsklasse, uavhengig av parameter. Middelveiden er i tilstandsklasse III, mens median er i tilstandsklasse II.

Tabell 55 – Høyeste beregnet tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for området Torsvika.

Torsvika	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	IV	II	III	III	III	III	IV

Tabell 56 – Høyeste beregnet tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for området Marvika.

Marvika	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	I	III	II	III	III	IV

Tabell 57 – Høyeste beregnet tilstandsklasse, uavhengig av parameter, for Marvika og Torsvika samlet.

Marvika Torsvika	Max	Min	Middel	Median	67 % til	75 % til	90 % til
Tilstandsklasser	V	I	III	II	III	III	IV

Antall prøver er for lavt til at aritmetisk gjennomsnitt kan brukes for å dokumentere måloppnåelse. Noen konsentrasjoner trekker opp gjennomsnittsverdien slik at beregnet tilstandsklasse er strengere enn for beregnet medianverdi. De forskjellige statistiske beregninger viser likevel at måloppnåelsen i Marvika og Torsvika er oppnådd.

6.3.2 Kumulativ frekvensfordeling

Kumulative frekvensfordelingsplott er vist med kart i avsnitt 5.3.3. Kartene er farget etter Klifs tilstandsklasser for hver prøvestasjon for alle parameterne. Knekkpunkt i frekvensfordelingene er markert med rød pil i dette avsnittet for lettere å vise tilstedeværelsen av mulige populasjon(er) i havnen. Selv om det i avsnitt 6.3.1 ble konkludert med at Marvika og Torsvika har oppnådd måloppnåelsen vil det fortsatt være interessant å tolke grafisk miljøtilstanden ved bruk av kumulative frekvensfordelingsplott.

I vedlegg B ligger de kumulative frekvensfordelingsplottene til arsen og sink (Figur 123 og Figur 124). Ingen distinkte knekkpunkt i kurvene og smalt konsentrasjonsintervall tyder på at de foreligger geogent.

Bly

Frekvensfordelingen til bly er vist i Figur 105. 90 persentilen til bly ligger på ca. 100 mg/kg (tilstandsklasse IV). Kurven har to knekkpunkt (merket med rød pil) som indikerer at området har flere populasjoner av grunnstoffet (Bølviken, 1973). De fem første persentilene er regnet for å være usikre data på grunn av deteksjonsgrensen til analyseteknikken. Det første knekkpunktet er ved 15 persentilen (innenfor tilstandsklasse I) og det andre knekkpunktet er ved nesten samme konsentrasjon som 90 persentilen (tilstandsklasse IV). Kurven viser "outliers" øverst der høyeste konsentrasjonspunkt er 730 mg/kg (tilstandsklasse V), som kan stamme fra en antropogenkilde. Kartet i avsnitt 5.3.2 Figur 48 viser at prøvestasjoner i Marvika skiller seg ut med høye blykonsentrasjoner.

Kadmium

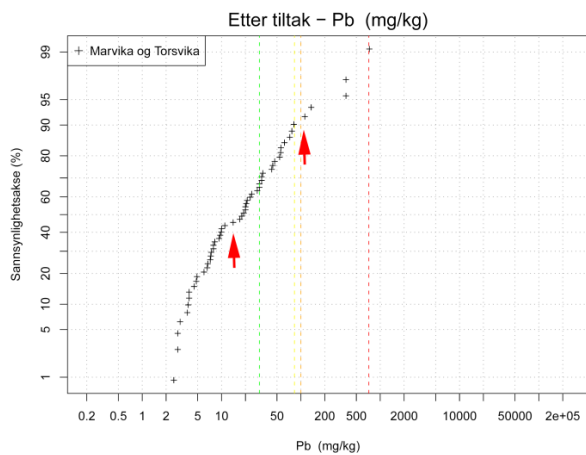
Kadmium har et bredt konsentrasjonsintervall, men med konsentrasjoner som er i tilstandsklasse II og lavere (Figur 104). De første 10-15 persentilene er regnet for å være usikre data grunnet deteksjonsgrensen til analyseteknikken. Det første knekkpunktet (merket med rød pil) er ved 60 persentilen (0,1 mg/kg), og det andre knekkpunktet (merket med rød pil) er ca. ved 90 persentilen. Begge knekkpunktene er innenfor tilstandsklasse III. Det foreligger en del "outliers" i datasettet og disse kan nok forklares med antropogen tilførsel selv om høyeste konsentrasjonspunkt ikke er høyere enn 2,2 mg/kg. De fleste prøvestasjoner forekommer i tilstandsklasse I eller II (avsnitt 5.3.2 Figur 49).

Kobber

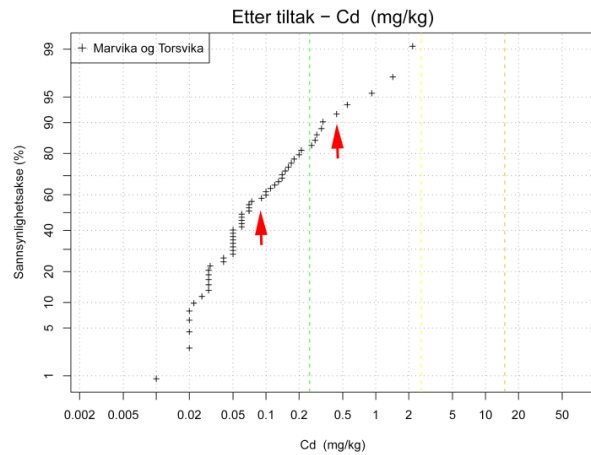
Konsentrasjonsintervallet til kobber i Marvika og Torsvika er bredt (Figur 106). De første 5 persentilene vil ikke være regnet som sikre data på grunn av deteksjonsgrensen til analyseteknikken. Det er observert et knekkpunkt ved 85 persentilen (55 mg/kg) som er innenfor tilstandsklasse IV. Knekkpunktet indikerer at det kan være to populasjoner i området (Bølviken, 1973). I avsnitt 5.3.2 Figur 50 viser kartet at de høye kobberkonsentrasjonene er i Torsvika.

Krom

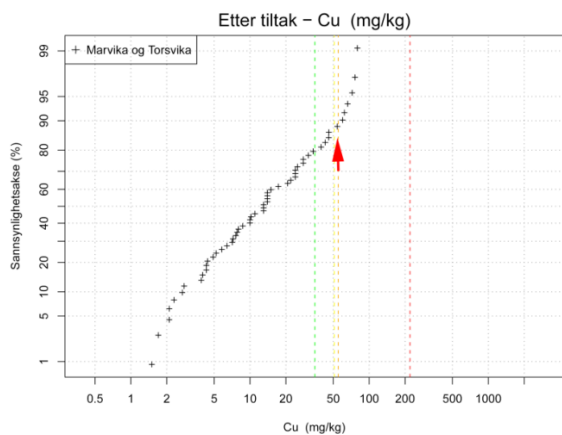
Kromkonsentrasjonene i Marvika og Torsvika er lave (Figur 107). De første persentilene er regnet som usikre på grunn av deteksjonsgrensen til analyseteknikken (Reimann, 2008). Det er observert et knekkpunkt ved 90 persentilen (50 mg/kg). Knekkpunktet viser at det kan være en tilstedeværelse av flere populasjoner i området. Knekkpunktet ligger innenfor tilstandsklasse I. Kart over Marvika og Torsvika (avsnitt 5.3.2 Figur 51).



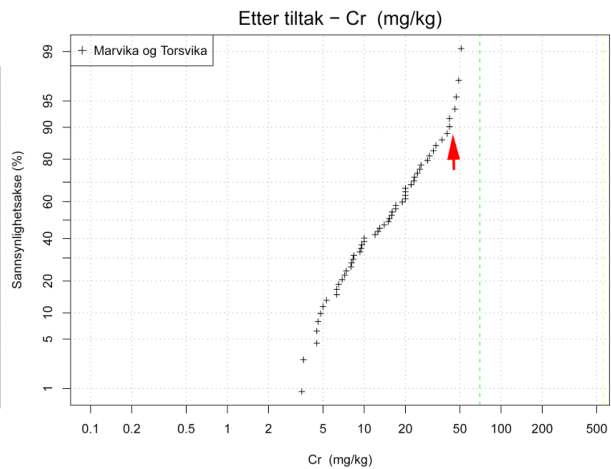
Figur 104 – Kumulativ frekvensfordelingsplott for kadmium (mg/kg) i Kristiansand. De røde pilene markerer knekkpunkt i kurven.



Figur 105 – Kumulativ frekvensfordeling for bly (mg/kg) i Kristiansand. De røde pilene markerer knekkpunkt i kurven.



Figur 106 – Kumulativ frekvensfordeling for kobber (mg/kg) i Kristiansand. Rød pil markerer knekkpunkt i kurven.



Figur 107 – Kumulativ frekvensfordeling for krom (mg/kg). Rød pil markerer knekkpunkt i kurven.

Kvikksølv

Mye tyder på at kvikksølv fortsatt forekommer antropogent (Figur 108). Konsentrasjonsintervallet til kvikksølv er bredt. Forklaringen kan være at området tidligere har hatt stor antropogen tilførsel av grunnstoffet og at mye av forurensningen fortsatt ligger igjen i sedimentene. De første 10 persentilene vil være usikre på grunn av deteksjonsgrensen til analyseteknikken. Det er observert et distinkt knekkpunkt i kurven (merket med rød pil) ca. ved 70 persentilen (0,3 mg/kg). Det høyeste konsentrasjonspunktet er på 1,47 mg/kg (tilstandsklasse IV). Kartet i Figur 52 (avsnitt 5.3.2) viser at kvikksølv forekommer i høye konsentrasjoner i hele området, men er mest signifikant i Torsvika.

Nikkel

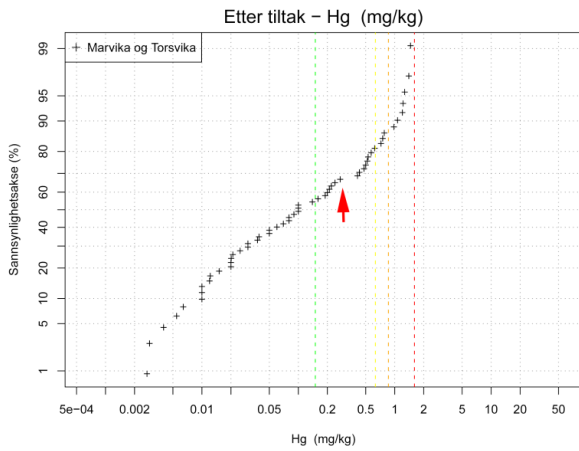
Målte nikkelkonsentrasjoner for området er innenfor tilstandsklasse II (Figur 109). De første fem persentilene vil være usikre pga. deteksjonsgrensen til analysemetoden (Reimann, 2008). Det er observert to knekkpunkt i grafen der det første knekkpunktet er ved 20 persentilen (ca.6 mg/kg), og det andre knekkpunktet er ved 70 persentilen (ca.19 mg/kg). Nikkel er beregnet som bakgrunnsnivå etter Klifs tilstandsklasser i hele området (avsnitt 5.3.2 Figur 53).

PAH₁₆

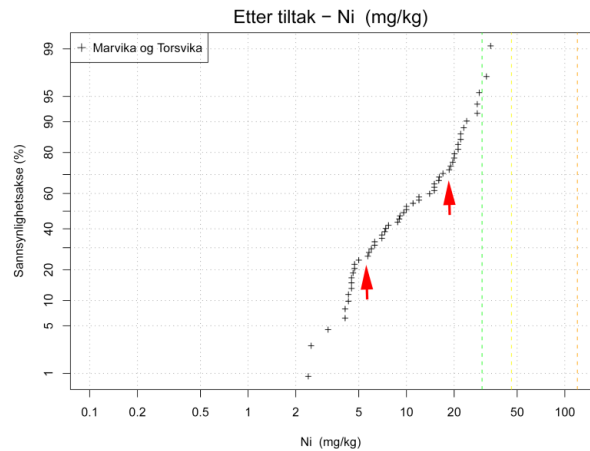
Konsentrasjonsintervallet til PAH₁₆ er veldig bredt (Figur 110). Samme PAH₁₆ trend er observert for de andre havnene og peker på at de antropogene kildene til den organiske forbindelsen er mange og diffuse (SFT, 2009c). Det er observert to knekkpunkt der det første er ved ca. 42 persentilen (ca.700 µg/kg), som ligger i tilstandsklasse II. Det andre knekkpunktet ligger ved 85 persentilen (ca.3000 µg/kg), som er i tilstandsklasse III. Det høyeste konsentrasjonspunktet for området er på 42800 µg/kg (tilstandsklasse V). Det kan konkluderes med at området fortsatt er forurenset med PAH₁₆ (Figur 55 avsnitt 5.3.2).

PCB₇

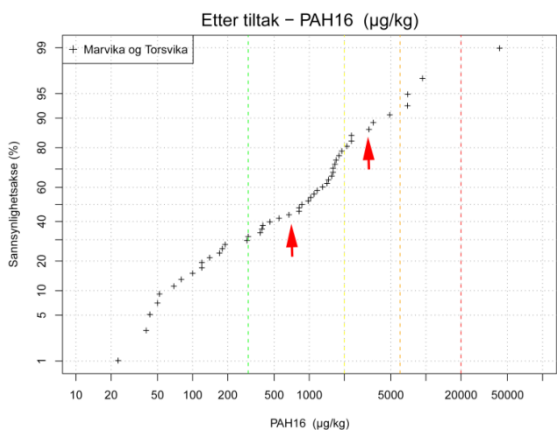
Målte PCB₇-konsentrasjoner i havnen er innenfor tilstandsklasse III. De første 20 persentilene regnes som usikre pga. deteksjonsgrensen til analyseteknikken. Det er observert et knekkpunkt ved 50 persentilen (>10 µg/kg) som indikerer at det er flere kilder til PCB₇ i Marvika og Torsvika. Høyeste PCB₇-konsentrasjon i området er ved 99 persentilen og er på 139 µg/kg (tilstandsklasse III). Kart over Marvika og Torsvika i avsnitt 5.3.2 Figur 56 viser at PCB₇ er i Klifs tilstandsklasse III i hele havnen.



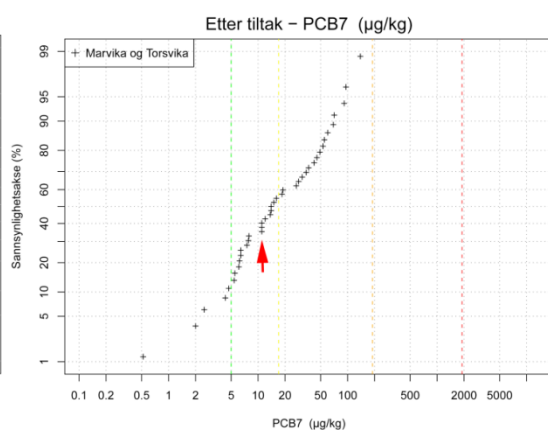
Figur 108 – Kumulativ frekvensfordeling for kvikksølv (mg/kg) i Kristiansand. Rød pil markerer knekkpunkt i kurven.



Figur 109 – Kumulativ frekvensfordeling for nikkel (mg/kg) i Kristiansand. De røde pilene markerer knekkpunkt i kurven.



Figur 110 – Kumulativ frekvensfordeling for PAH₁₆ (µg/kg) i Kristiansand. De røde pilene demonstrerer knekkpunkt i kurven.



Figur 111 – Kumulativ frekvensfordeling for PCB₇ (µg/kg) i Kristiansand. Rød pil viser til knekkpunkt i kurven.

6.3.3 Måloppnåelse

Basert på funnene i de kumulative frekvensfordelingsplottene foreligger det spor etter forurensning selv etter en opprydding. De fleste parametrene har konsentrasjoner som er lave, men kurvene viser tydelig at enkelte parametre foreligger antropogent. Selv om Kristiansand har oppnådd måloppnåelsen statistisk sett kommer det tydelig frem av disse kurvene (Figur 11, Figur 110, Figur 108 og Figur 105), at det ikke er ryddet til bakgrunnsnivå (PCB₇, PAH₁₆, kvikksølv og bly).

Klifs veileder for risikovurdering var under utarbeidelse under oppryddingen i Kristiansand, og erfaringer fra prosjektet ble brukt som materiale i veilederen (SFT, 2002; SFT, 2002b; SFT, 2004). Videre bruk av området (regulering) var uklart under prosessen, og er det fremdeles. Forsvaret som var ansvarlig for prosjektet mudret derfor til at det ble "rent nok" i henhold til tiltakskravet. Området er i dag overlatt til kommunen som kan bruke det til nær sagt hva som helst (personlig meddelelse, Solvår Reiten, Fylkesmann i Vest-Agder, 25.10.11). Det er riktignok tilførsler av miljøgifter til området også i dag, for eksempel overvann og fra Prestebekken, og det har blitt nevnt til kommunen at de må sørge for en konsekvensutredning ved den videre reguleringen av området. Eventuelt også sedimentanalyser og risikovurdering: Dersom det for eksempel skal bli småbåthavn og badestrand der, så kan det være aktuelt å se nærmere på tilførsler av miljøgifter og spredning (personlig meddelelse, Solvår Reiten, Fylkesmann i Vest-Agder, 25.10.11).

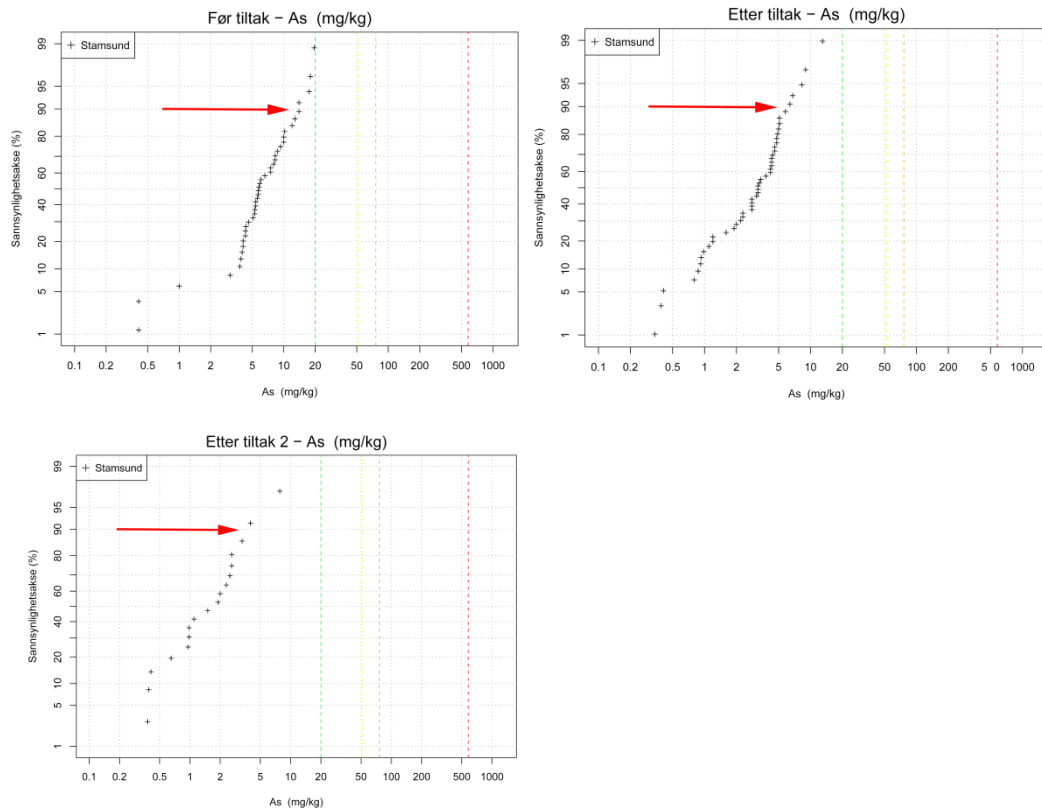
6.4 Stamsund

I vedlegg B Figur 125 til Figur 157 foreligger de kumulative frekvensfordelingsplottene i større format. Tiltaks mål og undersøkelser i havnen er beskrevet i avsnitt 3.4. Plottene er navngitt med «før tiltak», «etter tiltak» (etter mudring) og «tiltak 2» (etter remudring).

Det er tegnet inn røde piler på plottene som markerer 90 persentilen i grafen. I enkelte oppryddingsprosjekter for forurenset sjøbunn er det bestemt at måloppnåelsen skal være rapportert med bruk av 90 persentilen for utvalgte parameter og at verdien skal foreligge under tilstandsklasse III. 90 persentilen er markert i grafene for å se hvilke tilstandsklasse og konsentrasjonsnivå parameterne ligger på etter en opprydding. Vil rapportering av 90 persentilen etter opprydding representere bakgrunnsnivå?

6.4.1 Kumulativ frekvensfordeling

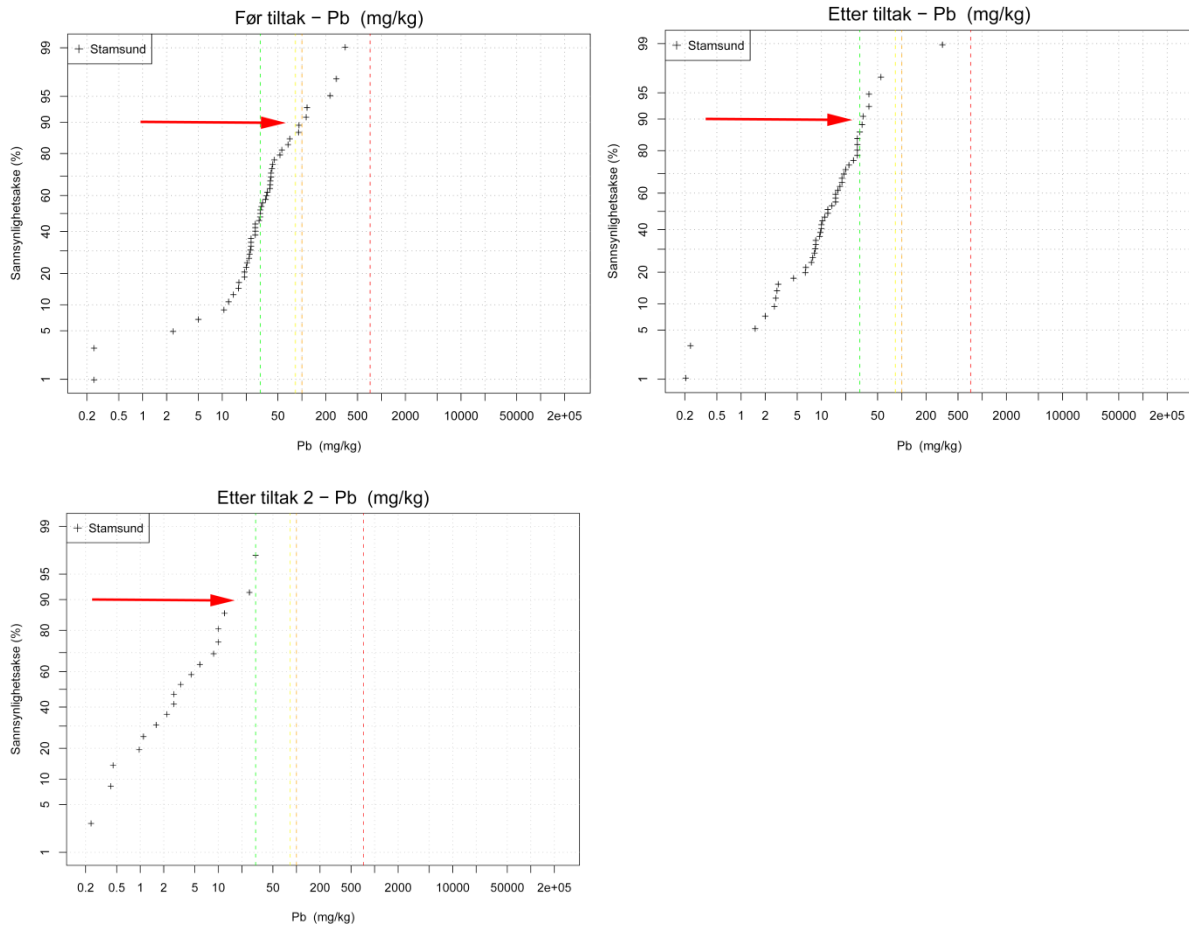
Arsen



Figur 112 – Kumulative frekvensfordelingsplott for arsen (mg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre: Før mudring, etter mudring og remudring.

Arsenkonsentrasjonene i området er regnet som lave (bakgrunnsnivå) i risikovurderingen før tiltak, og konsentrasjonene kan forklares mer utfra geologi enn antropogen tilførsel. De første 10 persentilene er regnet som usikre på grunn av deteksjonsgrensen til analysemetoden og er derfor ikke tatt med i datatolkningen for området. Figur 112 viser frekvensfordelingene, og 90 persentilen er markert med en rød pil. Målte maksimumskonsentrasjoner etter remudring er halvert.

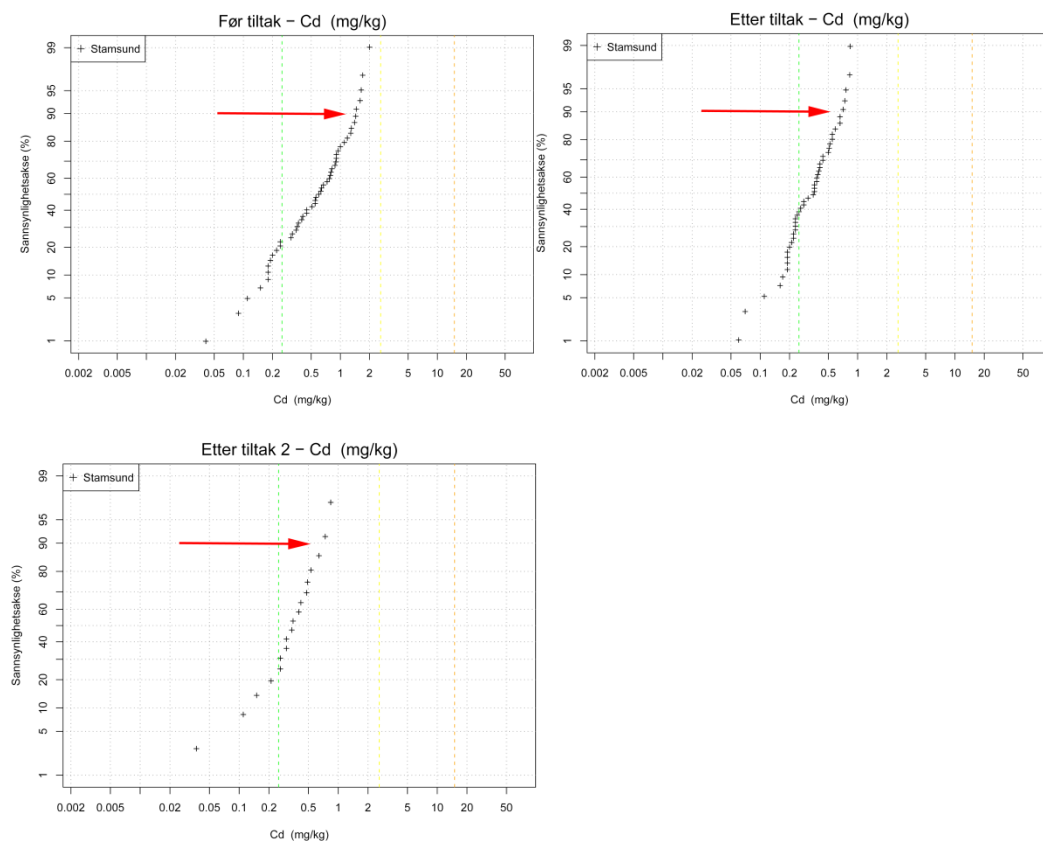
Bly



Figur 113 – Kumulative frekvensfordelingsplott for bly (mg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

90 persentilen for bly før tiltak ligger på 100 mg/kg (Klifs tilstandsklasse III). I Figur 113 er persentilen merket med en rød pil for alle frekvensfordelingene. Etter mudring (tiltak) ligger 90 persentilen på 30 mg/kg (Klifs tilstandsklasse I), og er lite endret etter remudring («Etter tiltak 2»). Maksimumskonsentrasjon etter mudring er høyere enn før mudring. Konsentrasjonspunktet på 320 mg/kg («Etter tiltak») følger ikke resten av kurven og er regnet som en “outlier” i datasettet.

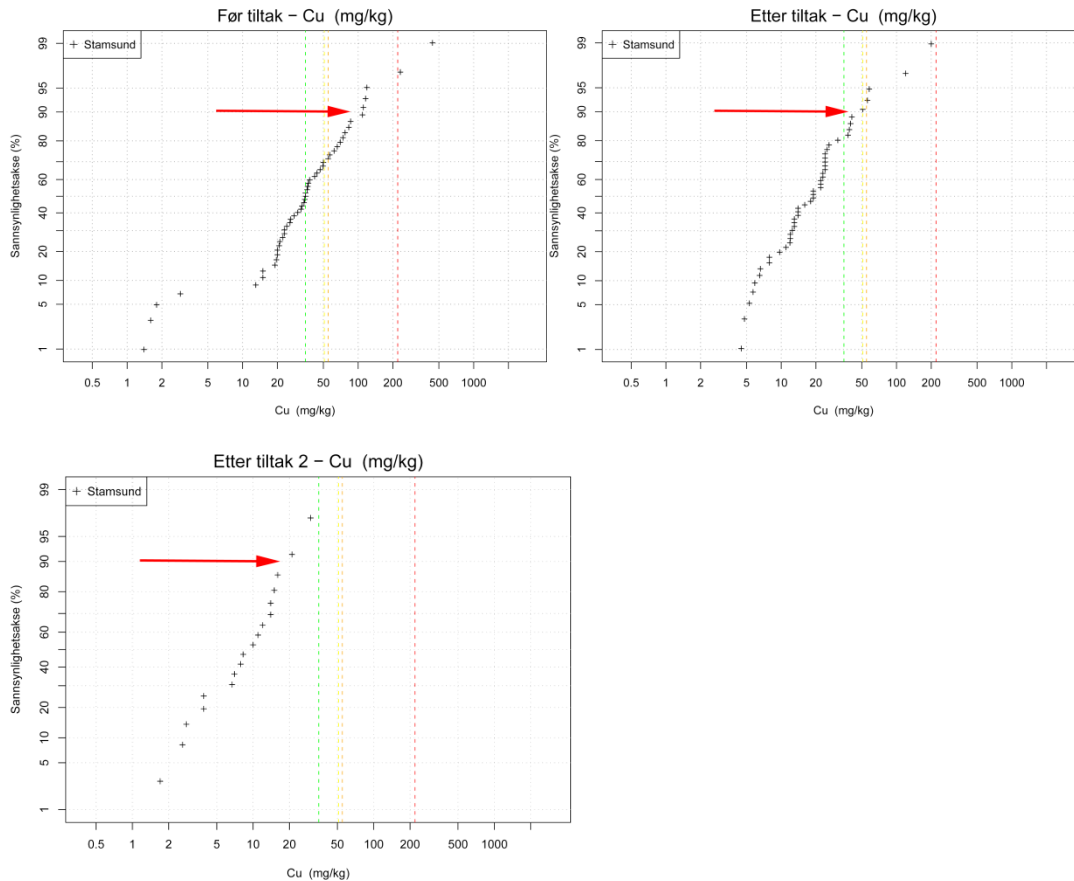
Kadmium



Figur 114 – Kumulative frekvensfordelingsplott for kadmium (mg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

Målte kadmiumkonsentrasjoner i området er lave. Kurven har få knekkpunkt, og en eventuell antropogen tilførsel i området er diffus (Figur 114). De første 10 persentilene regnes som usikre grunnet deteksjonsgrensen til analysemetoden. 90 persentilen ligger på 1,5 mg/kg som er i Klifs tilstandsklasse II. Kadmium foreligger i tilstandsklasse II både før tiltak og etter remudring.

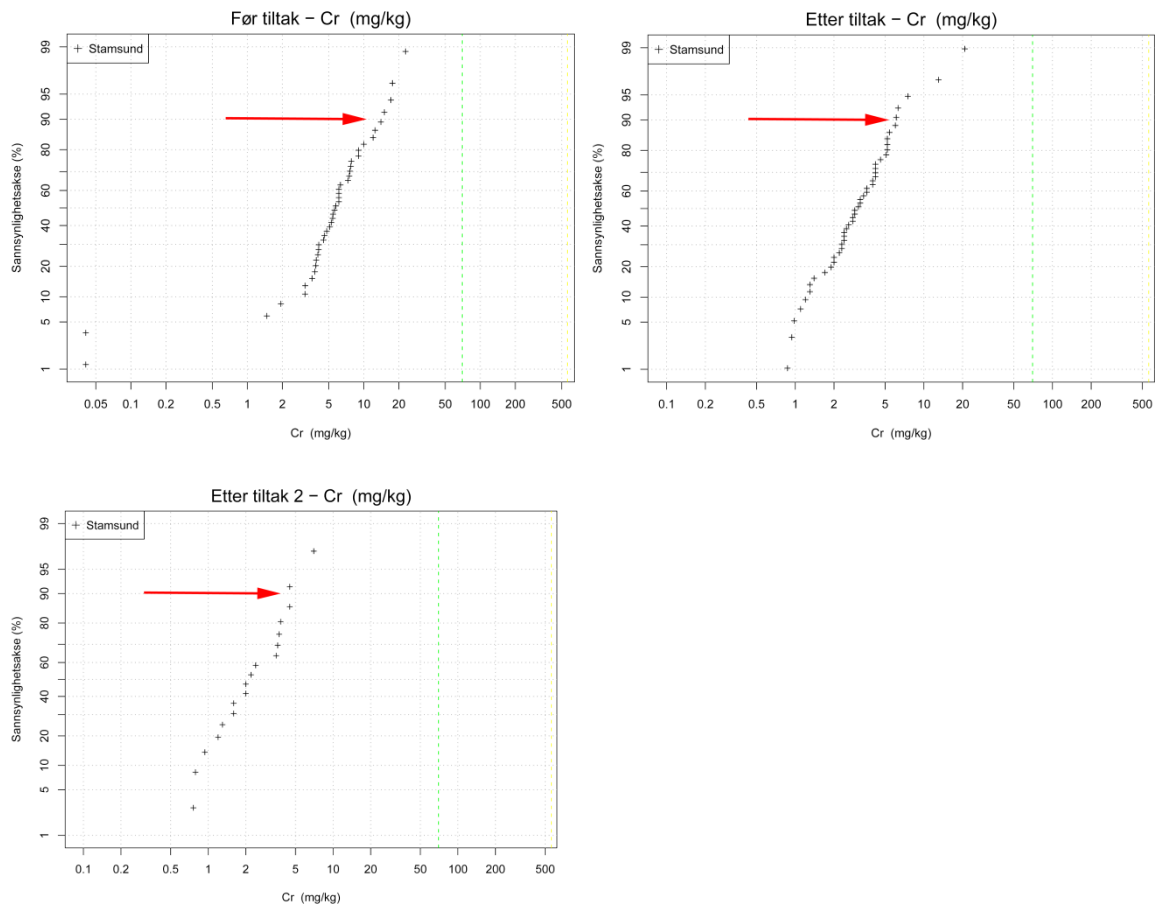
Kobber



Figur 115 – Kumulative frekvensfordelingsplott for kobber (mg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

Figur 115 viser kumulative frekvensfordelinger for kobber. Kobberkonsentrasjonene som er målt før tiltak er høy (tilstandsklasse V). 90 persentilen ligger over 100 mg/kg (tilstandsklasse IV), og knekkpunktet i kurven ligger også i samme konsentrasjonsområde. Etter tiltak (mudring) ligger 90 persentilen under 50 mg/kg (tilstandsklasse II). Det er fire prøver som ligger over 90 persentilen der høyeste konsentrasjonspunkt er 200 mg/kg (tilstandsklasse IV). Etter remudring foreligger alle prøvepunkt under tilstandsklasse I.

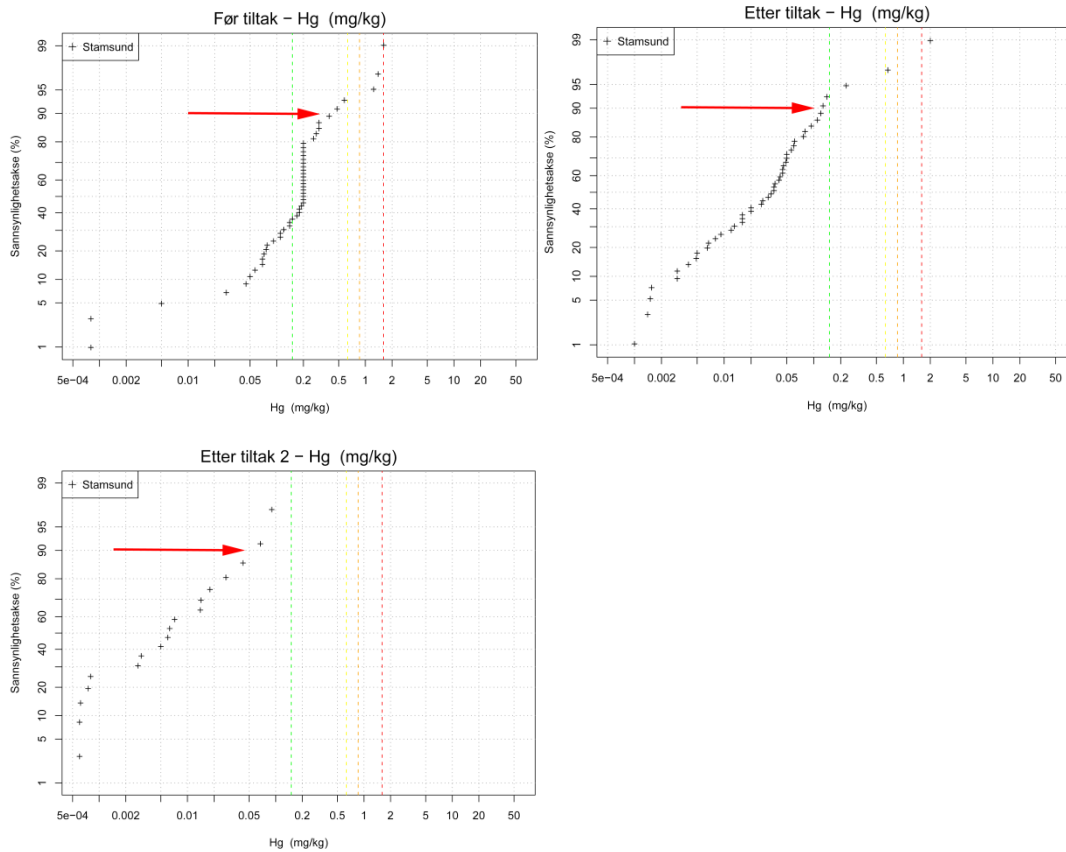
Krom



Figur 116 – Kumulative frekvensfordelingsplott for krom (mg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

Kurven til krom før tiltak har ingen distinkte knekkpunkt og alle konsentrasjoner foreligger i tilstandsklasse I (Figur 116). Kurvens form endres lite etter tiltakene, men krom ble målt i lavere konsentrasjoner for hver operasjon.

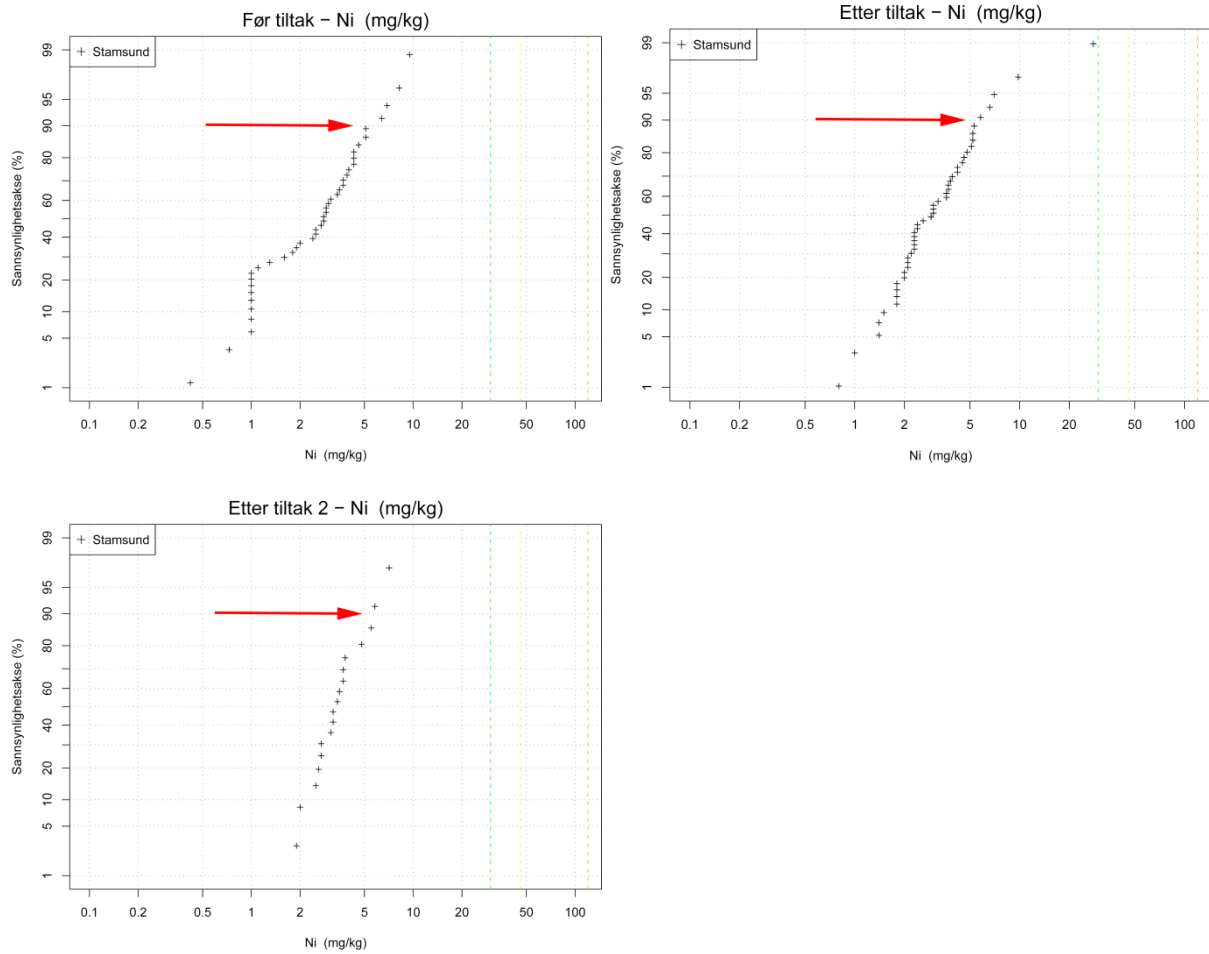
Kvikksølv



Figur 117 – Kumulative frekvensfordelingsplott for kvikksølv (mg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

90 persentilen til kvikksølv ligger ca. på 0,4 mg/kg (tilstandsklasse II) før tiltak (Figur 117). De første 10 persentilene er regnet som usikre data på grunn av deteksjonsgrensen til analyseteknikken. Før tiltak er det målt høye kvikksølvkonsentrasjoner (tilstandsklasse V). Etter tiltak er maksimumskonsentrasjonen høyere enn før tiltak, men punktet følger ikke kurven og kan regnes som en “outlier”. 90 persentilen er mindre enn 0,3 mg/kg (tilstandsklasse II). Etter remudring ligger alle målte konsentrasjoner i tilstandsklasse I.

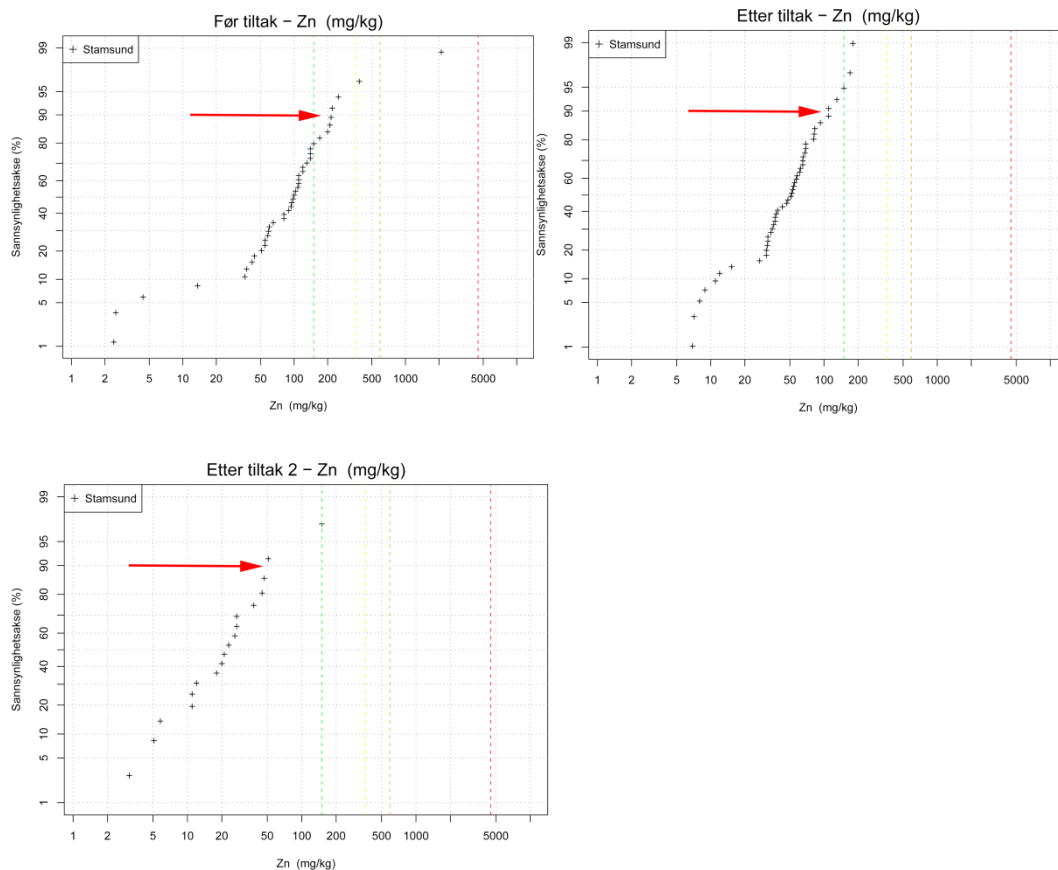
Nikkel



Figur 118– Kumulative frekvensfordelingsplott for nikkel (mg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

90 persentilen ligger på 5 mg/kg (tilstandsklasse I) før tiltak, etter mudring og remudring (Figur 118). Kurven har ingen distinkte knekkpunkt og mye tyder på at nikkel foreligger geogent.

Sink

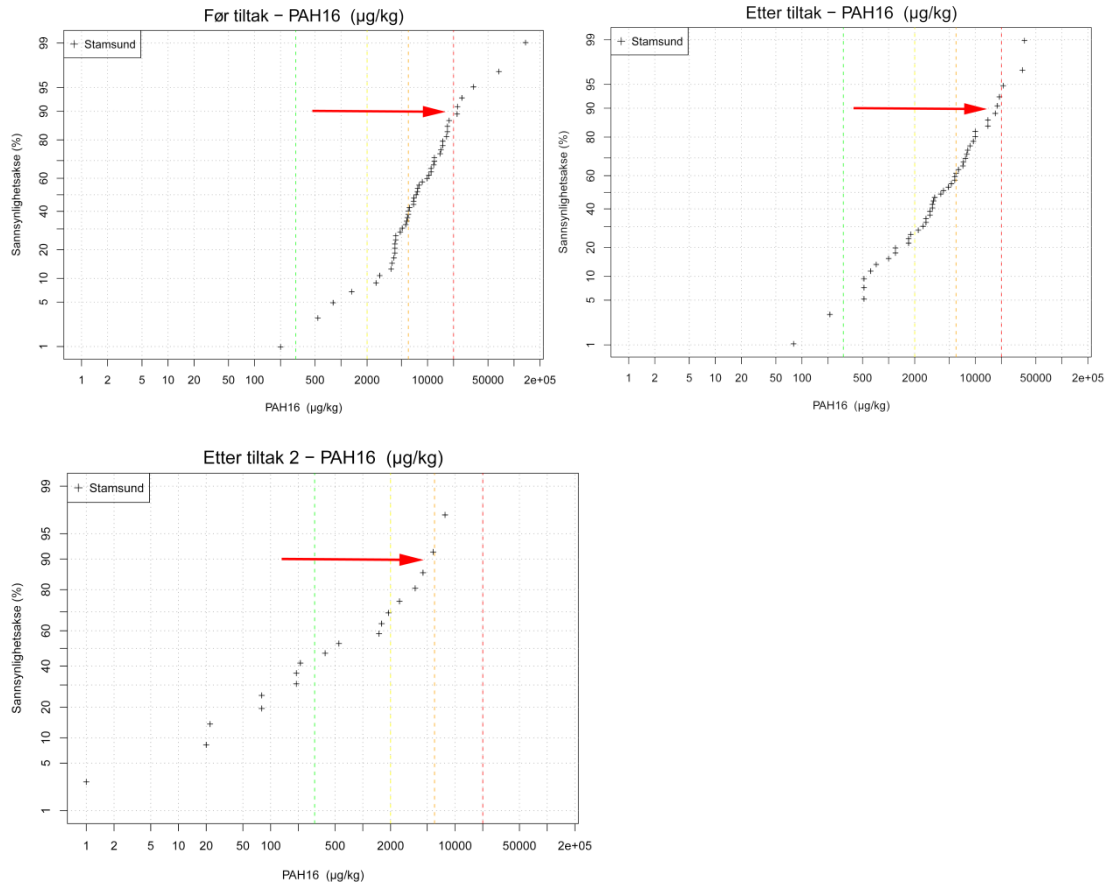


Figur 119 – Kumulative frekvensfordelingsplott for sink (mg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

Figur 119 viser at 90 persentilen ligger ca. på 200 mg/kg (tilstandsklasse II) før tiltak. Det er målt noen høye sinkkonsentrasjoner, men det er bare noen få punkt som er målt i tilstandsklasse III-IV før tiltak. Etter tiltak ligger 90 persentilen på ca. 100 mg/kg (tilstandsklasse I) og 50 mg/kg etter remudring.

Mye tyder på at sinkforekomsten i området er geogen, men at enkelte konsentrasjoner kan stamme fra diffuse antropogene kilder.

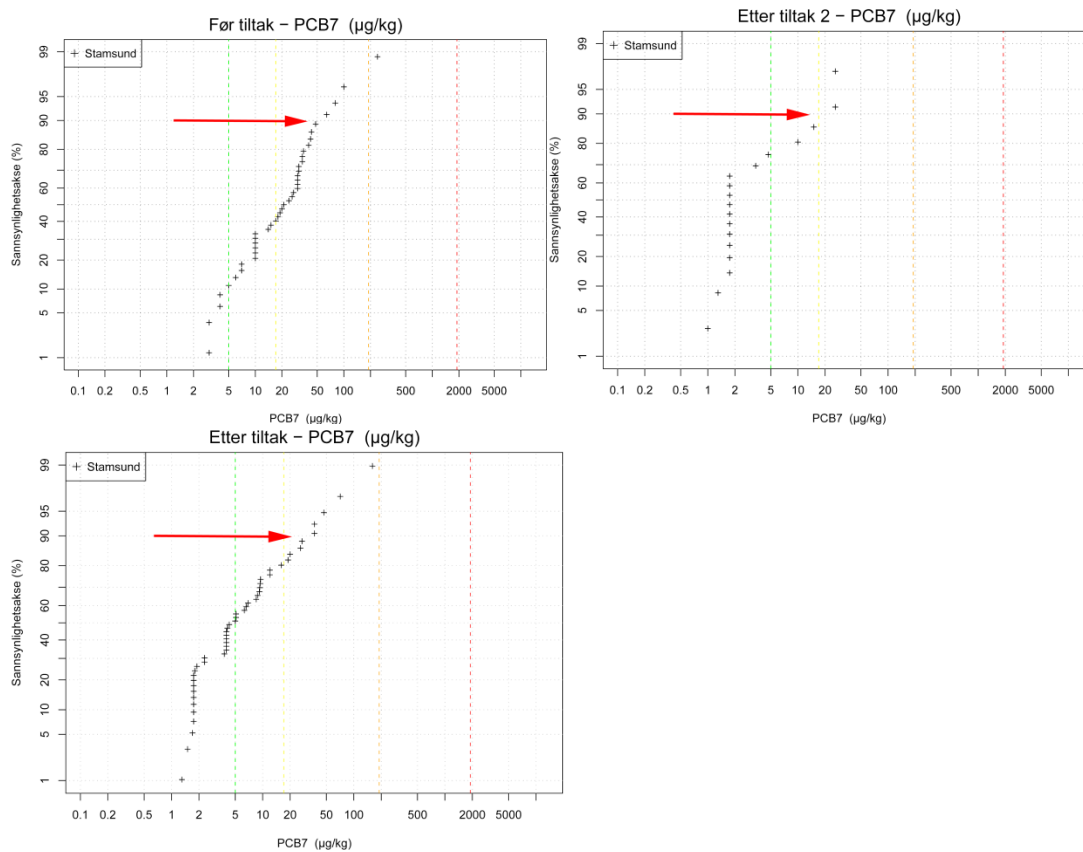
PAH₁₆



Figur 120 – Kumulative frekvensfordelingsplott for PAH₁₆ (µg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

Området er sterkt forurenset av PAH₁₆ (Figur 120). 90 persentilen ligger på 20 000 µg/kg (tilstandsklasse V). Etter tiltak ligger 90 persentilen på ca.1800 µg/kg (tilstandsklasse IV), noe som fortsatt er regnet til å være altfor høyt. Etter remudring er 90 persentilen på 6000 µg/kg (tilstandsklasse III).

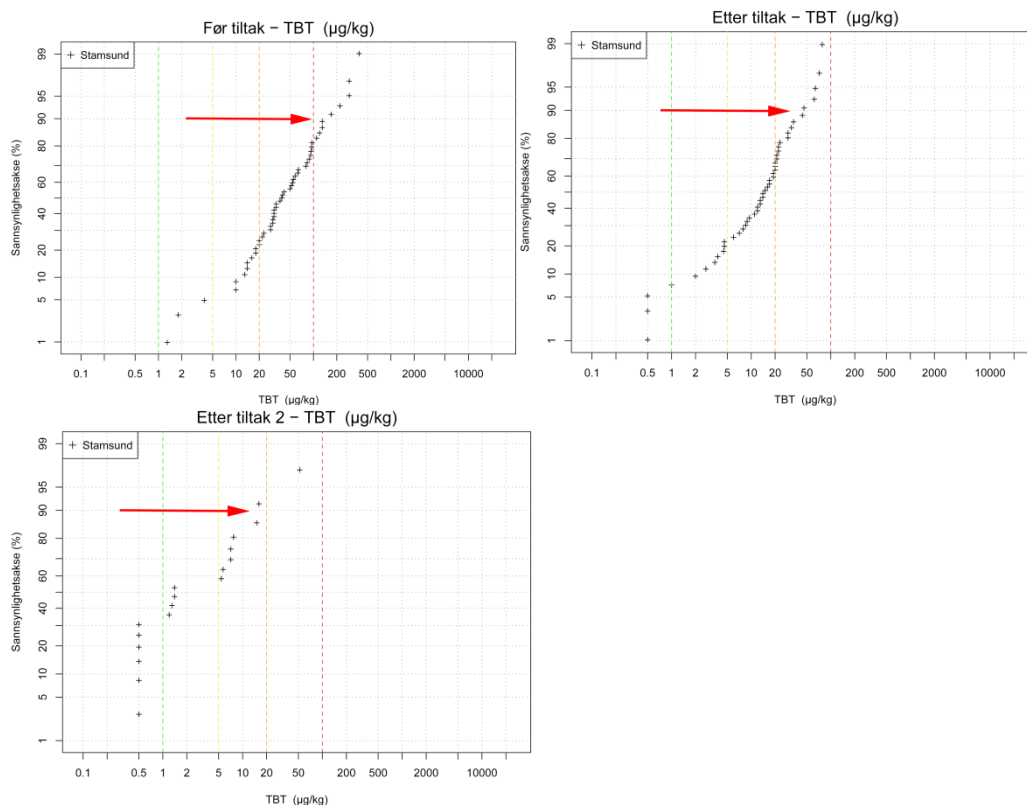
PCB₇



Figur 121 – Kumulative frekvensfordelingsplott for PCB₇ (µg/kg) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

I Figur 121 ser man at maksimumskonsentrasjon for PCB₇ før mudring er på 240 µg/kg (tilstandsklasse IV), mens 90 persentilen ligger på 50 µg/kg (tilstandsklasse III). Etter mudring er det ingen konsentrasjonspunkt som overstiger tilstandsklasse III, og 90 persentilen ligger i samme tilstandsklasse.

TBT (Tributyltinn)



Figur 122 – Kumulative frekvensfordelingsplott for TBT ($\mu\text{g}/\text{kg}$) målt i Stamsund havn. Fra øverst til venstre er før mudring, etter mudring og remudring.

Målte TBT-konsentrasjoner før mudring er høye og de verste konsentrasjonene ligger i tilstandsklasse V (Figur 122). 90 persentilen ligger på ca. 180 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tilstandsklasse V). Etter mudring ligger 90 persentilen på 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tilstandsklasse IV), noe som regnes som altfor høyt. Etter remudring er målt maksimumskonsentrasjon på 52 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tilstandsklasse IV), og 90 persentilen ligger på <20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tilstandsklasse III).

6.4.2 Måloppnåelse

Stamsund havn har gjennomført to omganger med mudring for å oppfylle måloppnåelsen (tiltaksmål for Stamsund havn foreligger i avsnitt 3.4). 90 persentilen er merket av med rød pil i frekvensfordelingene fordi mye kan tyde på at det er en måloppnåelse som er forenelig med bakgrunnsnivå etter miljøtiltak. Etter førstegangsmudring er det bare noen få prøvepunkt som viser konsentrasjoner som er høyere enn denne persentilen. Prøvetettheten burde vært høyere for å sikre at "outliers" over 90 persentilen ikke representerer større deler av havnen. Stamsund havn har benyttet to forskjellige laboratorier for analyser før mudring og etter mudring, og den nye dokumenterte miljøtilstanden er da mindre pålitelig.

Diskusjon

Prøvetettheten etter remudring er også altfor lav sammenlignet med sedimentundersøkelsene før mudring og etter mudring.

6.5 MAREANO

Under avsnitt 5.5 foreligger de kumulative frekvensfordelingene der utvalgt data fra Barentshavet som er samlet inn gjennom MAREANO-prosjektet er sammenlignet med Trondheim, Sandefjord, Kristiansand og Stamsund. Sammenligningen gjøres med forsiktighet da områdene ikke har analyseresultater fra samme laboratorium (avsnitt 2.3.2 gir en fylligere beskrivelse om problematikken rundt forskjellige analyseteknikker og deteksjonsgrenser).

Hensikten med sammenligningen er å belyse hvor forskjellig et område er fra et annet med hensyn på forurensningskilder og berggrunn. I en vurdering av grunnstoffforurensning i marine sediment kreves ofte kunnskap om bakgrunnsnivåer som kan brukes som referansepunkt i sammenligning mot målte verdier (Abraham og Parker, 2008). I Trondheim havn ble det blant annet tatt prøver for vise sedimentologisk overgang i sedimentet mellom menneskelig aktivitet (antropogent) og bakgrunn (geogent). Pilotprosjektet viste at man måtte ta ut lengre kjerner enn 70 cm enkelte steder for å se et skille mellom antropogent og naturlig (NGU, 2000).

Havner som har data fra etter mudring er også sammenlignet med data fra Barentshavet. Det finnes utallige utredninger og undersøkelser som prøver å tallfeste effekten av mudring med hensyn på miljøet (Wang og Feng, 2007; Torres et al., 2009). Ved å bruke en grafisk statistisk metode kan man se om datagrunnlaget etter mudring i større grad vil ligne data fra Barentshavet.

6.5.1 MAREANO, Trondheim, Sandefjord og Stamsund før mudring

Under avsnitt 5.5.1 foreligger de kumulative frekvensfordelingsplottene for Trondheim, Sandefjord og Stamsund (Figur 58 til Figur 65). Det er naturlig å sette disse sammen i samme plott siden havnene har datasett før opprydding og har blitt vurdert som kraftig forurenset av enkelte metall og organiske forbindelser.

Arsen

Arsenkonsentrasjonene for hvert enkelt område (Figur 58) viser at kurven fra datasettet til MAREANO har konsentrasjoner innenfor et snevert konsentrasjonsintervall. Kurvene til Sandefjord, Trondheim og Stamsund viser ulikheter sammenlignet med hverandre. Trondheim viser en spredning i konsentrasjoner for arsen, med arsenkonsentrasjoner som er

spredt over et veldig bredt konsentrasjonsintervall og en kumulativ frekvensfordelingskurve med mange knekkpunkt. Sandefjord viser lite spredning i datasettet, og mye kan tyde på at forekomsten av arsen i området er naturlig og ikke antropogent. Stamsund har arsenkonsentrasjoner innenfor det samme konsentrasjonsintervallet som Sandefjord. Ved sammenligning av disse fire områdene er det lett å se at arsenkonsentrasjonen målt i Trondheim havn foreligger antropogent på grunn av et bredt konsentrasjonsintervall og flere knekkpunkt i kurven, sammenlignet med de andre områdene.

Bly

Blykonsentrasjonen for MAREANO (Figur 59) viser en rett kurve (lite spredning i data) uten noen distinkte knekkpunkt. Dette indikerer at forekomsten av bly i dette området er naturlig. Kurvene for Sandefjord, Stamsund og Trondheim viser en helt annen trend. Her er kurvene spredt over et bredt konsentrasjonsintervall og alle viser knekkpunkt øverst i kurven noe som tyder på én eller flere antropogene kilder i området. Blykonsentrasjonene i Trondheim havn og Sandefjord er målt til å være høyere enn Stamsund, men alle tre har tydelig tilstedeværelse av antropogene blykilder.

Kadmium

Kadmiumkonsentrasjonene for de fire områdene viser helt forskjellige trender (Figur 60). MAREANO viser en helt rett kurve (lite spredning i data). Det er observert usikkerheter med hensyn på deteksjonsgrensen til analyseteknikken helt opptil 15 persentilen og data innenfor den persentilen regnes derfor ikke med i vurderingen for området. Ett punkt helt øverst i kurven for MAREANO avviker fra resten av prøvepunktene. Punktet trenger nødvendigvis ikke å bety noe for vurderingen av området, siden det kun dreier seg om ett punkt. Trondheim har de høyeste kadmiumkonsentrasjonene, og har også den kurven med mest spredning i datasettet. Sandefjord har lavere konsentrasjoner av kadmium, men også her kan det ses at det kan foreligge et antropogent bidrag i området. Stamsund har også en kurve som sprer seg over et bredt konsentrasjonsintervall og som har flere knekkpunkt.

Kobber

Den kumulative frekvensfordelingen for kobber (Figur 61) viser også at det er forskjell i forekomst av kobber for områdene. MAREANO viser på samme måte som for kadmium et snevrere konsentrasjonsintervall enn for de andre fire byene. Trondheim har de høyeste konsentrasjonene for kobber, og stor spredning i data. Selv om Sandefjord har lavere kobberkonsentrasjoner er det mye som tyder på at også dette området får tilført kobber fra antropogene kilder. Stamsund og Sandefjord har relativt lik konsentrasjon og form på kurven.

Krom

Kromkonsentrasjonen for de fire områdene ser ut for å være tilnærmet like (Figur 62). MAREANO har en noe rettere kurve enn de andre (mindre spredning i data), men hverken i Sandefjord, Stamsund eller Trondheim er det målt høye kromkonsentrasjoner. Stamsund er det området med lavest kromkonsentrasjon. Trondheim sin kurve er helt rett og det er vanskelig å spore noen knekkpunkt, mens Sandefjord har en del knekkpunkt helt øverst i kurven. Man kan konkludere med at ingen av områdene har tilførsel av antropogent krom og at områdene er tilnærmet rene med hensyn på krom.

Kvikksølv

De kumulative frekvensfordelingskurvene for kvikksølv er veldig ulik (Figur 63). MAREANO har, foruten de første 10 persentilene, en helt rett kurve (lite spredning i data). Trondheim og Sandefjord har begge stor spredning i data og det er målt høye kvikksølvkonsentrasjoner. Stamsund havn kurven har et mer distinkt skille mellom antropogent og naturlig. Sandefjord er det området som har flest datapunkt med høye konsentrasjoner. Det kan konkluderes ut fra dette at både Trondheim, Stamsund og Sandefjord har tilførsel av antropogent kvikksølv.

Nikkel

Nikkelkonsentrasjonen for alle områdene ser ut for å være veldig tilnærmet lik (Figur 64), bortsett fra Stamsund som har de laveste nikkelkonsentrasjonene i denne sammenheng. Nikkel ser ikke ut til å være et forurensningsproblem hverken i Sandefjord eller i Trondheim. Trondheim har noe høyere konsentrasjon enn Sandefjord, men begge kurvene er uten knekkpunkt og befinner seg innenfor et snevert konsentrasjonsintervall.

Sink

Sink vet man er et kjent problem i Trondheim (Rambøll, 2004). Høye sinkkonsentrasjoner er et mindre problem i Sandefjord, men også for det metallet kan det observeres at Sandefjord har en helt annen kurve enn MAREANO (Figur 65). Sinkkonsentrasjonene som er målt i Stamsund havn har likere datasett til MAREANO enn Sandefjord og Trondheim. Det er tydelig at de sinkkonsentrasjonene som er målt i Barentshavet eksisterer som bakgrunn, mens for Trondheim er majoriteten av sink i området tilført antropogent. Man kan også se store forskjeller på Trondheim og Sandefjord. Sink er ikke et forurensningsproblem i Sandefjord eller i Stamsund i like stor grad som for Trondheim.

6.5.2 MAREANO, Kristiansand og Stamsund etter mudring

Kristiansand og Stamsund har ryddet opp i sine havner ved hjelp av mudring. Det er derfor naturlig å skulle sammenligne disse to havneområdene med data fra Barentshavet for å se om de kumulative frekvensfordelingskurver er mer lik hverandre, sammenlignet med havner som ikke har gjennomført en miljøopprydding.

I avsnitt 5.5.2 (Figur 66 til Figur 73) foreligger de kumulative frekvensfordelingsplottene for Kristiansand, Stamsund etter mudring og data fra Barentshavet.

Arsen

Arsenkonsentrasjonen for alle områdene er tilnærmet lik (Figur 66). Kurvene er ulike med tanke på knekkpunkt og mønster, men holder seg innenfor det samme konsentrasjonsintervallet som er smalt og lavt. Ingenting tyder på at det eksisterer noen tilførsel av arsen i noen av områdene. MAREANO er det området med høyest arsenkonsentrasjon.

Bly

Blykonsentrasjonene for Marvika og Torsvika samlet har de høyeste blykonsentrasjonene og mye tyder på at bly fortsatt foreligger antropogent, selv etter mudring (Figur 67). MAREANO viser en rett strek som i motsetning til de andre er innenfor et smalt konsentrasjonsintervall og som ikke har noen tydelige knekkpunkt. Dette indikerer at forekomstene av bly i Barentshavet området foreligger naturlig og ikke antropogent. Kurven til Stamsund havn har samme form som Marvika og Torsvika, men ved lavere konsentrasjoner. Kurven viser større spredning i data enn data hentet fra Barentshavet.

Kadmium

Kadmiumkonsentrasjonen til MAREANO er vist som en rett strek i plottet, bortsett fra ett punkt helt øverst (Figur 68). De andre områdene viser spredte konsentrasjoner, der Kristiansand skiller seg ut med de høyeste kadmiumkonsentrasjonene av dem alle. Her vises det tydelig at kadmium forekommer som naturlig i Barentshavet, mens data fra Stamsund og Marvika/Torsvika indikerer at de fortsatt har tilstedeværelse av antropogent kadmium i området. Stamsund havn har en mer uniform kurve enn Kristiansand.

Kobber

Figur 69 viser at Stamsund har et noe bredere og høyere konsentrasjonsintervall enn de to andre. Kurvene til alle er brede, men Kristiansand og Stamsund har flere knekkpunkt i sine kurver enn MAREANO, og det kan tyde på at de områdene har fått tilført antropogent kobber.

Krom

Figur 70 viser at kromkonsentrasjonen for alle områdene er innenfor et snevert intervall. Stamsund har de laveste kromkonsentrasjonene, men har samme form på kurven som Kristiansand med knekkpunkter øverst. Kromkonsentrasjonen målt for MAREANO er innenfor et snevert konsentrasjonsintervall (lite spredning i data).

Kvikksølv

Ved sammenligning med MAREANO vises det at de kumulative frekvensfordelingsgrafene for Stamsund og Kristiansand ikke har kvikksølv som foreligger naturlig (Figur 71). MAREANO viser til lave konsentrasjoner og kurven er helt rett. De første 10 persentilene kan forklares av deteksjonsgrensen til analyseteknikken og er derfor regnet som usikre data. Stamsund og Kristiansand har veldig brede konsentrasjonsintervall og flere knekkpunkter i kurven.

Nikkel

Figur 72 viser at nikkel ikke ser ut for å være et forurensningsproblem for noen av områdene. De kumulative frekvensfordelingsplottene for Stamsund og Kristiansand ligner veldig på MAREANO kurven.

Sink

Figur 73 viser samme trend som for nikkel. Kristiansand og Stamsund er i nesten det samme konsentrasjonsområdet som MAREANO og kurvene ligner hverandre.

6.5.3 MAREANO og Stamsund etter remudring

Stamsund har gjennomført en remudring av området siden metallkonsentrasjonene etter første mudring ikke var av tilfredsstillende kvalitet i henhold til måloppnåelsen. Ved å sammenligne data fra Stamsund havn etter remudring med data fra Barentshavet etter en ny runde med mudring er det interessant å se hvordan konsentrasjonsnivået til Stamsund havn ligger etter en så omfattende opprydding.

I avsnitt 5.5.3 (Figur 74 til Figur 81) foreligger kumulative frekvensfordelingsplott for Stamsund etter remudring og fra Barentshavet (MAREANO-prosjektet).

Arsen

Arsenkonsentrasjonene i begge områdene er lave, der Stamsund havn har lav arsenkonsentrasjon i sedimentet. Kurvene ligner mer på hverandre nå i forhold til knekkpunkter og konsentrasjonsintervall (Figur 74).

Bly

Bly i Stamsund havn viser tegn til å foreligge antropogent, men etter opprydding er blykonsentrasjonen målt i lavere konsentrasjoner. Kurven til MAREANO er uniform og lite tyder på at området har noen geologi som er komplisert med hensyn på bly (Figur 75).

Kadmium

Kadmiumkonsentrasjonene i Barentshavet viser lite spredning i data, mens det er spredning i kadmiumkonsentrasjonene fra Stamsund havn selv etter remudring (Figur 76).

Kobber

Kobberkonsentrasjonen til begge områdene ligner veldig og kurvene har også samme form og knekkpunkter (Figur 77).

Krom

Kromkonsentrasjonsintervallet til både Stamsund havn og området i Barentshavet har lite spredning og kurvene er like (Figur 78).

Kvikksølv

Kvikksølvkonsentrasjonene i Stamsund foreligger antropogent og kurven gjenspeiler dette med hensyn på knekkpunkter og spredning i data. MAREANO er innenfor et snevert konsentrasjonsområde og kurven har bare knekker øverst på kurven. De laveste konsentrasjonene er regnet som upålitelige grunnet deteksjonsgrensen til analyseteknikken (Figur 79).

Nikkel

Nikkelkonsentrasjonen målt i Stamsund havn etter remudring ser ut for å stamme fra nikkel som forekommer naturlig i området (Figur 80).

Sink

Kurven til Stamsund havn har flere knekkpunkter. Selv om grunnstoffet forekommer i lave konsentrasjoner kan det ha vært tilført antropogent. Barentshavet har lave konsentrasjoner og lite spredning i data sammenlignet med Stamsund (Figur 81).

6.6 Miljøundersøkelser og risikovurdering av sjøbunn

Sammenligning av data fra forskjellige havner understreker hvor viktig det er med stedsspesifikke vurderinger for et område. Forskjellige lokasjoner vil være ulik med hensyn på arealstørrelse, forurensningskilder og berggrunn. I en risikovurdering vil denne informasjonen være veldig viktig (Stevenson, 2001; Apitz et al., 2005; Bruun, 2005). Marine sedimenter fra forskjellige plasser vil ha forskjellig kjemisk sammensetning og de organiske forbindelsene og grunnstoffene vil være ujevnt fordelt i sedimentene som følge av kildekontroll og utfasing av industriell aktivitet oppgjennom årene (NGI, 2009a).

Trinn 1 vurderingene som er gjort for Trondheim og Sandefjord viser begge hvor mye informasjon man kan få fra sedimentkonsentrasjoner dersom datatolkningen gjøres ved bruk av en grafisk statistisk metode som kumulativ frekvensfordeling. Mye informasjon går tapt i trinn 1 dersom ikke datatolkningen av innsamlet data i området som har blitt undersøkt er av tilstrekkelig god kvalitet. Ved bruk av kumulativ frekvensfordeling er det lettere å gjøre grafiske avgrensninger og tiltak basert på kilder i området, samt skille disse områdene fra områder hvor tiltak ikke er nødvendig.

I en risikovurdering vil valg av prøvetakingsutstyr, prøvetetthet og kjemisk analyse påvirke resultatet (Chang et al., 2004). Veileder for forurenset sjøbunn (Klif, 2011a) beskriver standarder for prøvetakingsmetoder som har blitt fulgt i alle områdene i denne oppgaven (beskrivelser fra veileder foreligger i avsnitt 2.4.1). For de valgte områdene er prøvetettheten god nok til at innsamlete data kan bli tolket ved bruk av kumulativ frekvensfordeling.

For å bedre kunne dokumentere oppnådd tiltaks mål bør prøvetettheten etter tiltak være høyere enn hva som er tilfellet for de diskuterte områdene. Kristiansand og Stamsund har enkeltprøver som har høy konsentrasjon og det er vanskelig å anslå om disse er "outliers"

eller faktisk representerer en forurensning som kan bli et problem i framtiden. Partikler spres særlig med grabbmudring og risikoen for akutt forurensning kan være større under tiltaksprosessen i et område enn om det får være i fred. Det er derfor det søkes Klif om tillatelse til tiltak, da det i praksis søkes om tillatelse til å forurense for å senere få en total forbedring (personlig meddelelse, Silje Salomonsen 22.05.12).

I slike miljøundersøkelser er det essensielt å benytte samme laboratorium og de samme, veletablerte analysemetodene til før- og etter undersøkelsene. Alle områdene i oppgaven, med unntak av Stamsund, har benyttet samme laboratorium og prøvene er analysert innenfor samme tidsrom. Stamsund har brukt samme laboratorium som resten av områdene for analyse av prøvene tatt før tiltak og etter remudring, mens prøveresultatene etter første runde med mudring er rapportert fra et annet laboratorium.

I risikovurderingen skal det ifølge Veilederen (Klif, 2011a) bare benyttes prøver fra 0-2 cm, 2-10 cm eller 0-10 cm sedimentdybde. Siden konsentrasjonen av et metall eller organisk forbindelse kan variere med sedimentdybde, er det besluttet at bare det biologiske aktive laget (de øverste 10 cm av sedimentet) skal brukes i risikovurderingen. De fleste risikovurderingsundersøkelser har liten prøvemengde på grunn av stramt budsjett og praksisen blir derfor at man bruker de prøvene man har til rådighet. For Trondheim havn vil det si at prøver ned til 20 cm sedimentdybde er benyttet i risikovurderingen fordi antall prøver ideelt sett burde vært høyere (personlig meddelelse Marit Moseid, NGI, 11.01.12). I oppgaven er de statistiske beregninger basert på sedimentprøver etter hva som beskrives i Veilederen (Klif, 2011b) for at vurderingen skal bli mest mulig korrekt. Sedimentprøver som er dypere enn 10 cm i sedimentsjiktet kan gi feil konklusjon og er mindre relevant i risikovurderingen. Dette fordi dypere lag i sedimentet er mindre biotilgjengelig og ikke påvirket av spredningsprosesser til overliggende vann (Figur 4 i avsnitt 2.2.3).

7. Konklusjon og videre arbeid

Det har vært en utfordring å finne prosjekter med godt nok datagrunnlag for å besvare om forskjellige statistiske tilnærmelser vil ha viktige miljøkonsekvenser. Enkelte prosjekt har altfor lav prøvetetthet for å dokumentere miljøtilstanden, i tillegg til at sedimentprøvene som er samlet inn er fra forskjellige år med analyseresultater som stammer fra forskjellige laboratorier. Oppryddingen i Marvika og Torsvika dokumenterte viktigheten av valg av samme laboratorium og samme analyseteknikk for å kunne sammenligne miljøtilstand før og etter en opprydding (avsnitt 3.3.1). Dersom ikke samme prøveteknikk, laboratorieanalyse (og samme laboratorium) benyttes kan en ikke med stor nok sikkerhet dokumentere at det utførte tiltaket har vært en suksess. En generell konklusjon som gjelder for alle prosjekter som har blitt undersøkt er at grunnlaget for risikovurderingen bør ha høyere prøvetetthet. Dette kan begrense oppryddingen og lettere peke ut antropogene kilder. En geografisk avgrensning er viktig for at det ikke blir foretatt unødvendig opprydding og videre spredning av forurensning. Unødvendig opprydding i områder som ikke er forurenset kan forårsake spredning av miljøgifter i områder som i utgangspunktet ikke utgjør en risiko med hensyn på spredning av miljøgifter. Miljøgifter som ligger dypt i sedimentlaget vil ikke være biotilgjengelig og vil heller ikke være påvirket av spredningsmekanismer, siden forholdene generelt er mer stabile (se avsnitt 2.2.3).

I trinn 1 i risikovurderingen av et område vil kumulativ frekvensfordeling gi mye informasjon om prøvene som er tatt har opphav i flere kilder. Forskjellige kilder kan være enten naturlig eller antropogen. Sandefjord og Trondheim viser at kumulativ frekvensfordeling egner seg godt til å kunne spore kilder og endringer i geokjemien i et område, og videre prioritere hvilke delområder som det må gjøres tiltak i basert på knekkpunkt i kurven. Mye informasjon går tapt dersom det kun skal velges en statistisk tilnærming og sammenligne sedimentkonsentrasjon med Klifs tilstandsklasser for å avgjøre om området utgjør en risiko for miljøet.

Stamsund belyser hvordan den kumulative frekvensfordelingen kan benyttes for å sette en realistisk måloppnåelse for et område. Og likeså hvor vanskelig det er å forutse hvilke konsentrasjonsnivåer man har etter en opprydding. Oppryddingsteknikkene som benyttes i dag er under utvikling og ingen av dem er optimale. Under mudring vil det skje en spredning av miljøgifter som vanskeliggjør det å oppnå miljømålet ytterligere. Miljøgiftene ligger i vannkolonnen før de resedimenterer oppå det "nye sedimentlaget" og ny opprydding må gjennomføres for å forsikre seg at miljøtilstanden øverst i sedimentet er god nok. Oppryddingen i Marvika og Torsvika i Kristiansand har vært en del av et pilotprosjekt der nye teknikker for fjerning av forurenset sjøbunn har blitt brukt. Metoden gir mindre spredning enn

vanlig mudring og sugemudring, men det vil fortsatt være fare for spredning av miljøgifter under prosessen. Det kan derfor være like miljøskadelig at det gjøres tiltak i områder som ikke er forurensset som feilaktig friskmelding av områder som er forurensset.

Ved bruk av risikoverktøyet vil det være nødvendig å tilpasse det statistiske grunnlaget som danner basis for beregning av spredning. Beregnet spredning for tre delområder i Trondheim viser at valg av statistisk tilnærming vil påvirke mengde beregnet spredning. Spredning basert på aritmetisk gjennomsnitt vil alt for lett påvirkes av ekstremverdier og er lite forenlig med miljøtilstanden i området. Akseptabel spredning må også være definert ut fra tiltaksnivået til området som skal undersøkes. For Trondheim havn vil akseptabel spredning basert på tilstandsklasse III være mer riktig enn tilstandsklasse II da tiltaksnivået i havnen er tilstandsklasse III. I oppgaven er det beregnet spredning basert på to hypotetiske tiltaksmaal med et hypotetisk datasett. Beregningene ble sammenlignet med beregnet spredning for Nyhavna som er ansett for å være sterkt forurensset. Enkelte parametre (kadmium og arsen) hadde samme spredningsnivå som de verste parametrene i Nyhavna (arsen og kobber), men det er vanskelig å avgjøre om spredning for disse to tiltaksmålene er uakseptabel. Risikoverktøyet er konservativt for å unngå at områder som er sterkt forurensset blir friskmeldt, men beregnet spredning etter tiltak bør vektlegges i like stor grad som det ble før tiltak.

Data fra MAREANO-prosjektet viser grafisk hvordan miljøet i norske havner har blitt påvirket av industri og annen virksomhet. Selv om konsentrasjonene er lave kan man fortsatt se at det pågår en diffus antropogen tilførsel i området som ikke kan forklares utfra geologi. Det er en gjennomgående trend at kurvene til MAREANO har et smalt konsentrasjonsintervall, mens de ulike havnene har konsentrasjonsintervall som er brede med knekkpunkt i frekvensfordelingen; knekkpunkt er en stor indikasjon på at det er ulike typer kilder i området. Frekvensfordelingen illustrerer også godt hvor forskjellig et område er fra et annet med hensyn på forurensningskilder og berggrunn, og at dette vanskeliggjør risikovurderingen ytterligere med hensyn på å skille naturlig bakgrunn fra antropogene kilder. Dette understreker også viktigheten over at Klifs tilstandsklasser ikke må brukes ukritisk.

8. Litteraturliste

- Abraham, G. og Parker, R. (2008). "Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand." Environmental Monitoring and Assessment **136**(1): 227-238.
- Akvaplan-NIVA (2005). Forebygging og sanering av miljøgiftforurensning i Tromsø havneområde og Tromsøysund.
- Andersson, M., Ottesen, R. T. og Volden, T. (2004). "Building materials as a source of PCB pollution in Bergen, Norway." Science of The Total Environment **325**(1-3): 139-144.
- Apitz, S. E., Davis, J. W., Finkelstein, K., Hohreiter, D. W., Hoke, R., Jensen, R. H., Jersak, J., Kirtay, V. J., Mack, E. E., Magar, V. S., Moore, D., Reible, D. og Stahl, R. G. (2005). "Assessing and managing contaminated sediments: Part II, evaluating risk and monitoring sediment remedy effectiveness." Integrated Environmental Assessment and Management **1**(1): e1-e14.
- Bowers, T. S., Shifrin, N. S. og Murphy, B. L. (1996). "Statistical Approach to Meeting Soil Cleanup Goals." Environmental Science & Technology **30**(5): 1437-1444.
- Breedveld, G. (2008). "Sediment and dredged material treatment." Journal of Soils and Sediments **8**(4): 210-211.
- Breedveld, G., Skei, J. og Hauge, A. (2010). "Contaminants in Norwegian fjord sediments: industrial history or future source?" Journal of Soils and Sediments **10**(2): 151-154.
- Bridges, T. S., Apitz, S. E., Evison, L., Keckler, K., Logan, M., Nadeau, S. og Wenning, R. J. (2006). "Risk-Based Decision Making to Manage Contaminated Sediments." Integrated Environmental Assessment and Management **2**(1): 51-58.
- Bruun, P. (2005). Dredging of Coastal Environments
- Encyclopedia of Coastal Science. M. L. Schwartz, Springer Netherlands: 390-395.
- Buhl-Mortensen, L., Hodnesdal, H. og Thorsnes, T. (2010). Til bunns i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten: ny kunnskap fra MAREANO for økosystembasert forvaltning. [Trondheim], Norges geologiske undersøkelse.
- Buraas, I. K. (2011). Antimon, arsen, barium, bly, jern, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink, tinn, titan i interiørmaling Master, NTNU.
- Burton, J. G. A. (2002). "Sediment quality criteria in use around the world." Limnology **3**(2): 65-76.
- Bølviken, B. (1973). Statistisk beskrivelse av geokjemiske data. Trondheim, Universitetsforl.
- Chang, Y. H., Scrimshaw, M. D. og Lester, J. N. (2004). "Quantifying uncertainties in the assessment of sediment quality: Statistical criteria and guidelines for sediment quality assessments." Environmental Technology **25**(2): 247-259.
- Cornelissen, G., Pettersen, A., Nesse, E., Eek, E., Helland, A. og Breedveld, G. D. (2008). "The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbour sediments near two Norwegian cities." Marine Pollution Bulletin **56**(3): 565-573.
- Covelli, S. og Fontolan, G. (1997). "Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines." Environmental Geology **30**(1): 34-45.
- Di Toro, M. (2001). Sediment flux modeling. New York, Wiley-Interscience.
- DNV (2009e). Undersøkelse av propelloppvirvling og risikovurdering av sediment utenfor Pronova BioPharma Norge AS og Oleon Scandinavia AS.
- DNV (2011a). Tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Sandefjordsfjorden. Rapport nr. 12NT2ZH-3
- DNV (2011b). Revidert tiltaksplan for forurensete sedimenter - Kristiansandsfjorden.
- Frank, P. og Ottoboni, M. A. (2011). The dose makes the poison: a plain-language guide to toxicology. Hoboken, N.J., John Wiley & Sons.
- Fukue, M., Nakamura, T., Kato, Y. og Yamasaki, S. (1999). "Degree of pollution for marine sediments." Engineering Geology **53**(2): 131-137.

- Gagnon, C., Pelletier, É. og Mucci, A. (1997). "Behaviour of anthropogenic mercury in coastal marine sediments." *Marine Chemistry* **59**(1–2): 159-176.
- Green, N. W. og Knutzen, J. (2003). "Organohalogenes and metals in marine fish and mussels and some relationships to biological variables at reference localities in Norway." *Marine Pollution Bulletin* **46**(3): 362-374.
- Grujter, J. J., Bierkens, M. F. P., Brus, D. J. og Knotters, M. (2006). *Sampling for Natural Resource Monitoring*. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Hanson, P. J., Evans, D. W., Colby, D. R. og Zdanowicz, V. S. (1993). "Assessment of elemental contamination in estuarine and coastal environments based on geochemical and statistical modeling of sediments." *Marine Environmental Research* **36**(4): 237-266.
- Havforskningsintstuttet (2007). Concentrations of petroleum hydrocarbons in sediments and seawater from the Barents and Norwegian Seas 2003-2005.
- Havforskningsintstuttet (2011). Undersøkelser av hydrokarboner i sedimenter fra MAREANO-området 2006-2009.
- Hawkes, H. E. og Webb, J. S. (1962). *Geochemistry in mineral exploration*. New York, Harper & Row.
- Howarth, R. J. (1983). *Statistics and data analysis in geochemical prospecting*. Amsterdam, Elsevier.
- Inkluderingsdepartementet, A.-o. (2005). Eksponering for kvikksølv hos tannhelsepersonell og forekomst av mulige seneffekter. .
- Jartun, M., Ottesen, R. T., Steinnes, E. og Volden, T. (2008). "Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps." *Science of The Total Environment* **396**(2–3): 147-163.
- Klif. (2003). "Oleon Scandinavia AS, Sandefjord. Søknad om ny utslippstillatelse fra Oleon Scandinavia A.S i Sandefjord." Lest 10.11, 2011, fra <http://www.klif.no/Aktuelt/Horinger-og-kunngjoringer/2003/Oleon-Scandinavia-AS-Sandefjord/>.
- Klif (2005). Naturlig nedbrytning og biotilgjengelighet av tinnorganiske forbindelser i marine sedimenter TA2091.
- Klif (2007a). TA 2231 - Bakgrunnsdokument til veileder TA2229 og TA2230.
- Klif (2007b). TA2229 -Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter.
- Klif. (2008a). "Nye grenseverdier for miljøgifter i sjøvann og sjøbunn." fra http://www.klif.no/artikkel_42319.aspx.
- Klif (2011a). TA2803 - Bakgrunnsdokumenter til veiledere for risikovurdering
- Klif (2011b). TA2802 - Veileder - Risikovurdering av sediment
- Klif (2011c). TA2850 - Veiledere for forurenset sjøbunn
- Klif. (2011d). "Fylkesvise tiltaksplaner." Lest 29.08, 2011, fra http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter_vann/Miljogifter_marint/Forurenset-sjobunn/Fylkesvise-tiltaksplaner/.
- Klif. (2012). "Opprydding i prioriterte områder." fra <http://www.klif.no/no/Tema/Forurenset-sjobunn/Prioriterte-omrader/>.
- Krumgalz, B. S., Fainshtein, G. og Cohen, A. (1992). "Grain size effect on anthropogenic trace metal and organic matter distribution in marine sediments." *Science of The Total Environment* **116**(1–2): 15-30.
- Lichtfouse, E., Schwarzbauer, J. og Robert, D. (2012). *Environmental Chemistry for a Sustainable World: Volume 1: Nanotechnology and Health Risk*. Dordrecht, Springer Science+Business Media B.V.
- Løvås, G. G. (2004). *Statistikk for universiteter og høyskoler*. Oslo, Universitetsforl.
- MAREANO. "Bunnsedimenter kornstørrelse " Lest 01.05, 2012, fra <http://www.mareano.no/tema/bunnsedimenter>
- Matschullat, J., Ottenstein, R. og Reimann, C. (2000). "Geochemical background – can we calculate it?" *Environmental Geology* **39**(9): 990-1000.
- Miljøverndepartementet (2002). Rent og rikt hav Miljøverndepartementet. Stortinget.

- Milli, G. K. (2010). Mulige aktive forurensningskilder i havneområdet i Trondheim. Master, NTNU.
- Multiconsult (2011). Miljøopprydding Marvika, sjø. Sluttrapport. Rapport nr. 411326-5-3
- Myers, J. C. (1997). Geostatistical error management : quantifying uncertainty for environmental sampling and mapping. New York, Van Nostrand Reinhold.
- NGI (2008a). Tildekking av forurenset sediment med leire i Oslo havn -Kvalitet på ny sjøbunn etter tiltak. Rapport nr. 20071396-2.
- NGI (2008e). Stability of contaminated sediments NGI's strategic Institute Program 2003-2008. Rapport nr. 20031020-4.
- NGI (2009a). Overvåking av forurensning ved mudring og deponering - Ny sjøbunn etter tiltak i Pipervika. Rapport nr. 20051785-62. Oslo Havn, NGI: 25.
- NGI (2009f). Stamsund havn. Miljøundersøkelse. Rapport nr. 20081662-1_rev1.
- NGI (2009h). Stamsund havn. Søknad om tillatelse til mudring og deponering av masser fra Stamsund havn. Rapport nr.20081662_rev1.
- NGI (2010). Helhetlig tiltaksrapport for Trondheims havnebasseng. Datarapport. Rapport nr. 20081794-00-39-R.
- NGI (2011a). Trondheim havn. Helhetlig tiltaksplan for Trondheim havnebasseng.
- NGI (2011b). Trondheim havn. Helhetlig tiltaksplan for Trondheim havnebasseng. . Delrapport 1B: Risikovurdering
- NGI (2011d). Stamsund havn. Miljøundersøkelse. Mudring og deponering av forurensete sedimenter -Sluttrapport. Rapport nr. 20081662-3.
- NGI (2011j). Helhetlig tiltaksplan. Opprydding i forurenset sjøbunn i Trondheim havnebasseng. Delrapport 4: Tiltaksplan. Rapport nr. 20081794-00-62-R.
- NGU (2000). Forurenset grunn og sedimenter i Trondheim kommune: Datarapport. Rapport nr. 2000.115
- NGU (2005). Miljøtilstanden ved opplagsplasser og pussesteder ved 11 småbåthavner i Trøndelag. Rapport nr. 2005.012.
- NGU (2005). Skredkartlegging langs kystsonen i Trondheimsområdet, datagrunnlag og morfologi. Rapport nr. 2005.054 NGU.
- NGU (2006). Sediment composition and heavy metal distribution in Barents Sea surface samples: Results from Institute of Marine Research 2003 and 2004 cruises. Rapport nr. 2006.067.
- NGU. (2009). "Ny forståelse av sjøbunnsstabilitet i Trondheim havn " Lest 15.04, 2012, fra <http://www.ngu.no/no/Aktuelt/2009/Ny-forstaelse-av-sjobunnsstabilitet-i-Trondheim-havn/>.
- Peterman, R. M. og Gonigle, M. M. (1992). "Statistical power analysis and the precautionary principle." Marine Pollution Bulletin **24**(5): 231-234.
- Rambøll (2004). Killingdal gruber, tipp -Miljøtekniske undersøkelser -Datarapport. Rapport nr. 640373A-R02.
- Rambøll (2009a). Risikovurdering av spredning av miljøgifter, Sandefjord Havn. Rapport nr.o-10900096/aheosl.
- Rambøll (2009b). Miljøkontroll etter mudring i Bjørvika -Bistand ved opprydding av sedimenter. Rapport nr. 1060036: 166.
- Rayner-Canham, G. og Overton, T. (2006). Descriptive inorganic chemistry. New York, Freeman.
- Reimann, C. (2008). Statistical data analysis explained: applied environmental statistics with R. Chichester, Wiley.
- Reimann, C., Filzmoser, P. og Garrett, R. G. (2005). "Background and threshold: critical comparison of methods of determination." Science of The Total Environment **346**(1-3): 1-16.
- Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R. G. og Dutter, R. (2008). Introduction. Statistical Data Analysis Explained, John Wiley & Sons, Ltd: 1-11.
- Reimann, C. og Garrett, R. G. (2005). "Geochemical background—concept and reality." Science of The Total Environment **350**(1-3): 12-27.

- Saloranta, T. M., Ruus, A. og Borgå, K. (2011). "Identification of the most influential factors in the Norwegian guidelines for risk assessment of dispersion of contaminants from sediments." Integrated Environmental Assessment and Management **7**(4): 657-667.
- Santschi, P., Höhener, P., Benoit, G. og Buchholtz-ten Brink, M. (1990). "Chemical processes at the sediment-water interface." Marine Chemistry **30**(0): 269-315.
- Schaanning, M., Harman, C. og Staalstrøm, A. (2011). "Release of dissolved trace metals and organic contaminants during deep water disposal of contaminated sediments from Oslo harbour, Norway." Journal of Soils and Sediments **11**(8): 1477-1489.
- SFT (1998). PCB i bygningsmaterialer. SFT rapport 98:09.
- SFT (2000). Miljøgifter i norske fjorder Ambisjonsnivåer og strategi for arbeidet med forurenset sjøbunn. SFT-rapport 1774/2000.
- SFT (2000). Miljøgifter i norske fjorder: Ambisjonsnivåer og strategi for arbeidet med forurenset sjøbunn.
- SFT (2002). Oppvirvling og spredning av forurenset sediment på grunn av skipstrafikk. Litteraturstudium og feltundersøkelser i Kristiansand havn TA1869/2002.
- SFT (2002b). Risikovurderinger knyttet til forurensete sedimenter med fokus på Kristiansandsfjorden TA1864/2002.
- SFT (2004). Veileder for håndtering av forurensete sedimenter TA1979/2004.
- SFT (2009c). PAH-forurensning av sjøbunn. En oversikt over kunnskapsstatus. TA2583.
- Stevenson, A. G. (2001). "Metal concentrations in marine sediments around Scotland: a baseline for environmental studies." Continental Shelf Research **21**(8-10): 879-897.
- Thorsen, W. A., Cope, W. G. og Shea, D. (2004). "Bioavailability of PAHs: Effects of Soot Carbon and PAH Source." Environmental Science & Technology **38**(7): 2029-2037.
- Torres, R., Abessa, D., Santos, F., Maranhão, L., Davanzo, M., do Nascimento, M. og Mozeto, A. (2009). "Effects of dredging operations on sediment quality: contaminant mobilization in dredged sediments from the Port of Santos, SP, Brazil." Journal of Soils and Sediments **9**(5): 420-432.
- Trondheimhavn (2011). Tiltak mot forurensete sedimenter
- Wang, X. Y. og Feng, J. (2007). "Assessment of the Effectiveness of Environmental Dredging in South Lake, China." Environmental Management **40**(2): 314-322.
- Økland, T. (2005). Kostholdsråd i Norske havner og fjorder. En gjennomgang av kostholdsråd i norske havner og fjorder fra 1960-tallet til i dag. Rapport utarbeidet av Bergfald & Co as på vegne av Mattilsynet, med Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (SFT) som samarbeidende etater. .

VEDLEGG

Vedlegg A: Resultater fra marine sedimenter for Trondheim havn, Sandefjordsfjorden, Kristiansand, Stamsund havn og MAREANO-prosjektetII

Vedlegg B: Kumulative frekvensfordelingsplott for Kristiansand og Stamsund havn.....XXX

Vedlegg C: Stedsspesifikke målinger for Trondheim havn som er benyttet ved beregning av spredning.....XLVIII

Vedlegg D: CD med geokjemiske kart over Trondheim havn, Sandefjordsfjorden og Marvika og Torsvika, Kristiansand

Vedlegg A: Resultater fra marine sedimenter fra Trondheim havn, Sandefjordsfjorden, Kristiansand, Stamsund og MAREANO-prosjektet.

Tabell 58 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Høvringen, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T101	0-10	Høvringen	3,5	5,3	0,39	14	21	0,0028	16	40	0,1	0,00175	2,8
T102	0-10	Høvringen	10	29	0,77	48	53	0,12	33	130	1,6	0,00064	1,2
T103	0-10	Høvringen	20	40	0,78	60	62	0,21	38	170	2,9	0,0013	2,1
T104	0-10	Høvringen	4	8,1	0,19	12	7,9	0,011	6,1	33	8,7	0,00175	101
T105	0-10	Høvringen	9	45	0,36	33	19	0,027	13	110	15	0,021	26,9
T106	0-10	Høvringen	260	160	3,9	390	82	0,19	55	1200	1,1	0,00175	1,7
T107	0-10	Høvringen	9,8	59	0,81	60	30	0,34	17	110	13	0,022	18,1
NGU 38-1	0-2	Høvringen	39	92	52	149	40	0,71	25	533	2		24
NGU 38-4	50-250	Høvringen	4	7	0,44	15	37	0,005	26	40	0,1		

Vedlegg

Tabell 59 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Ilabassenget, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T118	0-10	Ilabassenget	13	43	0,9	63	43	0,25	31	170	3,6	0,084	20,4
T119	0-10	Ilabassenget	5	290	0,68	24	21	0,017	17	110	5,8	0,016	49,1
T120	0-10	Ilabassenget	25	64	1,5	120	55	0,47	37	300	1,2	0,023	31,4
T121	0-10	Ilabassenget	12	44	0,93	76	53	0,24	37	190	4,9	0,017	247
NGU 30-1	0-2	Ilabassenget	11	128	0,85	60	31	0,67	25	208	4,9	0,09	146
NGU 30-4	0-95	Ilabassenget	8	46	0,93	45	26	0,33	21	195	2,6	0,019	
NGU 31-A1	0-2	Ilabassenget	6	25	0,61	26	26	0,011	23	81	1,8		
NGU 31-1B	0-2	Ilabassenget	12	54	0,73	62	31	0,072	25	167	4,5	0,018	
NGU 31-4	0-36	Ilabassenget	3	21	0,57	17	25	0,054	20	73	3,2		

Vedlegg

Tabell 60 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Fagervika/Ilsvika Nord, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T108	0-10	Fagervika/Ilsvika nord	14	17	0,41	37	17	0,022	10	81	1,5	0,00175	15
T109	0-10	Fagervika/Ilsvika nord	390	460	5,2	700	82	0,4	41	2700	3,8	0,0088	2,2
T110	0-10	Fagervika/Ilsvika nord	370	560	6	960	83	0,53	41	3400	2,7	0,015	1,5
T111	0-10	Fagervika/Ilsvika nord	680	700	9,4	1300	84	0,56	40	4300	1,5	0,0069	2,8
T112	0-10	Fagervika/Ilsvika nord	810	620	9	1800	57	0,45	33	4000	1,3	0,0025	3,9
T113	0-10	Fagervika/Ilsvika nord	1200	1800	23	3000	74	0,79	34	9900	2,1	0,00063	9,9
T114	0-10	Fagervika/Ilsvika nord	530	690	9,5	1500	62	0,59	32	4500	22	0,039	3,3
NGU 5-1	0-2	Fagervika/Ilsvika nord	912	1300	14	2016	43	0,4	25	5871	3,4		
NGU 5-2	2--10	Fagervika/Ilsvika nord	862	1713	18	1904	52	0,47	18	7499	2,1		
NGU 5-3	30-40	Fagervika/Ilsvika nord	59	219	3,3	313	45	0,092	32	1204	8,8		
NGU 5-4	0-63	Fagervika/Ilsvika nord	283	731	7,7	702	55	0,2	35	3212	0,8		
NGU 36-2	0-20	Fagervika/Ilsvika nord	67	85	1,4	172	18	0,02	15	547	1,8	0,011	
NGU 36-3	97-108	Fagervika/Ilsvika nord	3	2,5	0,42	17	37	0,31	29	34	0,1		
NGU 37-1	0--2	Fagervika/Ilsvika nord	41	209	18	1653	112	0,19	101	4027	0,1		0,5
NGU 37-4	0-137	Fagervika/Ilsvika nord	920	2965	185	8360	4	3,6	12	1	0,1		

Vedlegg

Tabell 61 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet IISsvika Øst, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T115	0-10	IISsvika ost	18	230	1,3	100	43	0,48	74	660	7,6	0,018	16,5
T116	0-10	IISsvika ost	26	400	6,6	130	43	4,9	34	2800	6,8	0,00175	3,4
T117		IISsvika ost											
NGU 32-1	0-2	IISsvika ost	92	308	3,7	305	39	0,24	27	1428	3,5	0,31	27
NGU 32-2	0-13	IISsvika ost	18	131	1,7	102	34	0,49	22	409	8,1	0,039	
NGU 32-3	20-45	IISsvika ost	3	7	0,52	7	21	0,005	19	42	4,2	0,13	
NGU 33-1	0-2	IISsvika ost	27	227	1,5	177	60	0,28	50	587	12	0,017	
NGU 33-4	0-87	IISsvika ost	46	460	2,4	285	68	1	34	1278	32	0,023	
NGU 34-1	0-2	IISsvika ost	22	116	1,1	109	33	0,11	29	362	3,2	0,47	78
NGU 34-4	0-41	IISsvika ost	20	138	1,4	101	34	0,15	25	466	3,8	4,1	
NGU 35-1	0-2	IISsvika ost	51	236	1,4	197	55	0,41	26	951	28	0,47	
NGU 35-4	0-95	IISsvika ost	63	364	4	370	35	0,79	21	1596	22	4,1	
101 MC	4--6	IISsvika ost	1	4	0,05	5	23	0,01	18	24	0,059		2,5
102 MC	0-2	IISsvika ost	24	210	1,2	150	69	1	60	520	5,7	0,031	61
102 MC	4--6	IISsvika ost	13	150	0,8	100	44	0,35	53	350	4,5	0,036	45
102 MC	22-30	IISsvika ost	1	4	0,05	12	27	0,005	27	26	0,01		2,5
133 MC	3--5	IISsvika ost	6	50	0,9	46	34	0,25	68	200	3,8	0,031	38
134 MC	0-2	IISsvika ost	13	120	0,7	88	72	0,36	110	330	4,4	0,022	19
134 MC	4--6	IISsvika ost	1	14	0,2	13	46	0,02	57	49	0,18		2,5
134 VC	15-30	IISsvika ost	1	1,5	0,05	5	25	0,005	19	22	0,004		2,5
ny 1A	4--21	IISsvika ost	310	625	12	1196	67	1	46	2521	11,81	0,064	7
ny 4A	5--21	IISsvika ost	347	565	12	954	71	1,3	47	2414	3,91	0,017	4
ny 5A	7--30	IISsvika ost	72	352	5	387	65	1,6	48	1530	8,28	0,026	22
ny 6A	4--15	IISsvika ost	249	458	9	717	62	1,2	45	2022	4,88	0,02	8

Vedlegg

Tabell 62 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Brattøra Sør, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T122	0-10	Brattøra sør	37	83	1,5	130	42	0,3	28	390	3,4	0,14	29,7
T123	0-10	Brattøra sør	13	110	0,43	25	28	0,03	19	74	7,3	0,0011	3
T124	0-10	Brattøra sør	2,2	32	0,28	4,5	21	0,0038	15	25	0,038	0,00175	0,45
T125	0-10	Brattøra sør	68	130	1,6	170	49	0,24	31	450	6	0,027	59
T126	0-10	Brattøra sør	2,6	4,2	0,26	4,1	24	0,0062	17	32	0,52	0,00175	6,1
T127	0-10	Brattøra sør	9,5	29	0,49	45	31	0,12	21	98	18	0,0021	0,45
T128	0-10	Brattøra sør	20	300	1,2	71	41	0,2	27	600	9,3	0,019	3,3
T129	0-10	Brattøra sør	5,5	8,8	0,39	9,2	29	0,016	19	37	2,2	0,00175	3,1
T130	0-10	Brattøra sør	19	170	1,1	99	58	0,33	38	260	20	0,009	26,2
T131	0-10	Brattøra sør	24	67	0,87	81	59	0,65	34	220	5,1	0,013	8,7
NGU 22-1	0-2	Brattøra sør	2	7	0,4	5	18	0,005	13	37	0,5		0,5
NGU 22-4	0-120	Brattøra sør	1	2,5	0,43	13	25	0,005	20	21	0,1		
NGU 39-1	0-2	Brattøra sør	6	6	0,52	197	25	0,005	20	93	0,09		
NGU 39-4	0-105	Brattøra sør	2	2,5	0,43	8	23	0,005	17	20	0,1		

Vedlegg

Tabell 63 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Brattøra Nord, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T132 0-10	0-10	Brattøra nord	15	130	1,1	130	72	0,55	42	260	19	0,052	30,6
T133 0-10	0-10	Brattøra nord	4,5	26	0,51	29	35	0,24	25	78	12	0,023	5,8
T134 0-10	0-10	Brattøra nord	3,7	18	0,35	14	30	0,041	21	43	5	0,012	30
T135 0-10	0-10	Brattøra nord	5	10	0,38	18	29	0,051	18	55	2,6	0,0085	17,4
T136 0-10	0-10	Brattøra nord	4	14	0,39	19	33	0,038	22	82	6,6	0,016	22,4
T137 0-10	0-10	Brattøra nord	10	27	0,61	46	57	0,13	34	120	21	0,027	32,5
T138 0-10	0-10	Brattøra nord	7,3	26	0,47	36	43	0,19	27	110	7,4	0,02	5,9
T139 0-10	0-10	Brattøra nord	4,8	30	0,68	38	100	0,23	32	87	25	0,0082	13,1
T140 0-10	0-10	Brattøra nord	6,2	30	0,49	37	42	0,15	27	130	5,6	0,029	8,5
T141 0-10	0-10	Brattøra nord	7,5	70	0,55	43	50	0,15	31	110	6,1	0,052	50
T142 0-10	0-10	Brattøra nord	3	5,4	0,28	7,2	34	0,012	23	37	0,54	0,00054	20,7
T143 0-10	0-10	Brattøra nord	1,7	3,1	0,25	5,2	24	0,011	15	29	0,31	0,00175	1,2
TK 176 0-10	0-10	Brattøra nord	8,4	6,9	0,41	14	35	0,03	21	43	25	0,004	85,1
TK 176 20-30	20-30	Brattøra nord	9,1	30	0,79	34	40	0,18	24	100	31	0,044	14,3
TK 177 0-10	0-10	Brattøra nord	5,4	120	0,58	32	50	0,087	31	89	35	0,021	67,7
TK 177 20-27	20-27	Brattøra nord	8,6	39	0,82	27	62	0,17	24	98	99	0,018	2
TK 178 0-10	0-10	Brattøra nord	6	24	0,4	26	140	0,017	26	41	82	0,00175	2,8
TK 178 20-30	20-30	Brattøra nord	4,8	23	0,5	35	130	0,019	24	60	450	0,0175	1,7
TK 179 0-10	0-10	Brattøra nord	1	2,2	0,37	6,4	27	0,0012	20	26	0,016	0,00175	0,35
TK 179 20-30	20-30	Brattøra nord	2,2	2,9	0,37	11	31	0,0066	22	29	0,43	0,005	0,4
TK 180 0-10	0-10	Brattøra nord	4,1	9,3	0,5	22	35	0,034	23	54	1	0,00175	43,7
TK 180 20-30	20-30	Brattøra nord	3,8	5,6	0,47	19	32	0,013	23	35	0,34	0,079	2,9
TK 181 0-10	0-10	Brattøra nord	15	60	1,3	93	67	1,1	44	220	7,9	0,0059	20,5
TK 181 20-30	20-30	Brattøra nord	11	72	1,4	66	62	0,85	41	200	26	0,031	0,35
NGU 23-1	0-2	Brattøra nord	11	110	0,65	63	34	0,1	24	149	13		

Vedlegg

NGU 23-2	0-55	Brattora nord	2	18	0,56	18	24	0,49	18	58	0,15		
NGU 23-3	70-96	Brattora nord	1	2,5	0,46	12	32	0,005	23	29	3,2	0,004	292
NGU 24-1	0-2	Brattora nord	5	14	0,48	46	35	0,041	24	52	1,7	0,031	
NGU 24-4	0-119	Brattora nord	4	39	0,76	31	32	0,19	22	129	23		
NGU 25-1	0-2	Brattora nord	2	5	0,43	13	39	0,005	27	28	0,4		
NGU 25-4	0-40	Brattora nord	0,5	2,5	0,01	16	31	0,005	22	22	0,1		
NGU 26-1	0-2	Brattora nord	4	22	0,5	32	32	0,55	29	81	19	0,007	467
NGU 27-1	0-2	Brattora nord	3	25	0,51	34	37	0,05	26	90	3,7		
NGU 28-1	0-2	Brattora nord	1	2,5	0,39	3	17	0,005	15	15	0,1		2
NGU 28-4	0-71	Brattora nord	0,5	2,5	0,01	1	20	0,005	15	15	0,1		

Vedlegg

Tabell 64 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Kanalen, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T144	0-10	Kanalen	18	100	1,6	110	120	0,13	91	260	4,7	0,00065	7
T145	0-10	Kanalen	13	60	1,2	91	83	0,63	49	220	35	0,15	62
T146	0-10	Kanalen	14	63	1,2	96	87	0,98	57	240	5,2	0,023	79
NGU 4-1	0-2	Kanalen	10	66	1,1	82	49	1,5	35	212	17	0,075	
NGU 4-2	2--10	Kanalen	10	69	1,2	95	51	3	34	246	4,5	0,036	
NGU 4-3	30-40	Kanalen	20	191	1,6	91	42	1,8	43	440	89	0,24	
NGU 4-4	60-70	Kanalen	7	100	3,6	68	46	0,22	31	365	19	0,27	
NGU 4-5	0-70	Kanalen	12	96	1,4	76	41	3,4	35	390	10	0,055	70
NGU 17-1	0-2	Kanalen	5	19	0,62	41	38	0,08	29	86	3,3	0,015	
NGU 17-4	0-117	Kanalen	4	59	0,9	43	42	0,33	30	155	10	1,2	
NGU 18-1	0-2	Kanalen	5	15	0,56	35	39	0,08	29	78	2,1		27
NGU 18-4	0-106	Kanalen	4	70	1	62	43	1	32	213	9	0,065	
NGU 19-1	0-2	Kanalen	7	30	0,66	63	47	0,18	33	121	3,8	0,003	
NGU 19-2	0-30	Kanalen	10	112	1,5	80	51	1,2	36	322	4,5	0,06	
NGU 19-3	140-182	Kanalen	1	2,5	0,45	19	24	0,005	21	20	0,1		
NGU 20-1	0-2	Kanalen	11	45	0,88	80	50	0,76	35	243	6,2	0,007	81
NGU 20-4	0-105	Kanalen	2	2,5	0,47	10	23	0,04	20	30	0,7		
NGU 21-1	0-2	Kanalen	10	56	0,85	79	50	0,49	32	175	8,7	0,037	
NGU 21-2	0-50	Kanalen	7	74	1,3	55	56	0,63	34	225	12	0,019	
NGU 21-3	140-163	Kanalen	1	2,5	0,43	10	18	0,005	19	13	0,1		
NGU 29-1	0-2	Kanalen	8	246	0,66	48	27	0,58	19	124	21	0,006	
NGU 29-4	0-48	Kanalen	11	129	1,1	62	32	0,47	22	262	15	0,032	

Vedlegg

Tabell 65 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Nidelva, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T147	0-10	Nidelva	16	40	1,8	130	110	0,35	74	290	11	0,057	11
T148	0-10	Nidelva	13	44	1,3	90	91	0,28	59	210	5,6	0,028	115
T149	0-10	Nidelva	4,1	58	0,52	30	39	0,057	25	110	5,4	0,019	60
T150	0-10	Nidelva	10	24	0,98	66	70	0,13	48	160	5,3	0,032	54
T151	0-10	Nidelva	7,5	22	0,98	52	62	0,094	50	130	6	0,2	204
T152	0-10	Nidelva	12	59	1,8	100	78	0,17	54	280	25	0,034	83
T153	0-10	Nidelva	7,4	19	0,63	45	49	0,1	31	100	3	0,012	411
T154	0-10	Nidelva	7,6	190	0,8	72	65	0,12	46	150	4,9	0,018	197
TK 183	0-10	Nidelva	6	50	1,2	69	62	0,28	39	220	5,9	0,048	42
TK 183	20-30	Nidelva	5,5	41	1,1	58	53	0,29	34	190	4,4	0,074	22
TK 184	0-10	Nidelva	4,2	30	0,62	34	44	0,073	31	80	1,8	0,0088	62
TK 184	70-80	Nidelva	3,8	12	0,48	25	46	0,1	28	70	3	0,0033	0,35
TK 185	0-10	Nidelva	7,9	23	0,98	76	68	0,1	53	160	2,6	0,014	231
TK 185	90-100	Nidelva	3	8	0,51	17	31	0,046	21	51	1,6	0,0041	14
TK 186	0-10	Nidelva	6,2	18	0,59	32	43	0,037	30	200	1,5	0,013	97
TK 182	0-10	Nidelva	9,7	77	1,2	81	62	0,27	39	210	12	0,065	201
TK 182	30-40	Nidelva	8,4	72	1,1	63	61	0,37	42	170	50	0,06	0,4
TK 182	100-110	Nidelva	7,1	61	0,97	50	46	0,13	33	100	28	0,03	1
NGU 3-1	0-2	Nidelva	8	18	0,55	17	30	0,04	23	55	2,3		
NGU 3-2	2--10	Nidelva	3	24	0,55	23	28	0,06	21	75	5,1		
NGU 3-3	30-40	Nidelva	6	50	0,93	40	46	0,64	30	193	4,7	0,11	
NGU 3-4	60-70	Nidelva	9	34	1	36	40	0,3	27	174	5,2	0,07	
NGU 3-5	0-70	Nidelva	3	42	0,88	38	39	0,28	28	142	3,4	0,025	30
NGU 12-1	0-2	Nidelva	5	12	0,56	31	34	0,011	26	74	2,1		
NGU 12-2	0-93	Nidelva	6	36	0,88	40	39	0,42	27	155	3,6	0,043	

Vedlegg

NGU 12-3	103-127	Nidelva	3	2,5	0,44	14	30	0,005	25	29	0,08		
NGU 13-1	0-2	Nidelva	5	26	0,56	38	39	0,14	30	81	3,6	0,008	137
NGU 13-2	0-30	Nidelva	4	32	0,87	45	41	0,16	31	141	3,7	0,15	
NGU 13-3	40-162	Nidelva	4	2,5	0,41	12	32	0,005	25	26	0,1		
NGU 14-1	0-2	Nidelva	3	12	0,51	27	26	0,054	21	56	1,6	0,005	
NGU 14-4	0-20	Nidelva	6	44	0,68	48	37	0,15	31	129	2,8	0,022	
NGU 16-1	0-2	Nidelva	7	76	0,51	26	28	0,041	22	60	1,2		409
NGU 16-2	0-94	Nidelva	5	47	0,51	27	26	0,1	22	68	1,4		
NGU 16-3	109-128	Nidelva	4	2,5	0,44	18	41	0,005	31	36	0,1		

Vedlegg

Tabell 66 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Nyhavna, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T155	0-10	Nyhavna	21	86	1,9	160	100	0,086	60	460	11	0,017	1150
T156	0-10	Nyhavna	10	39	0,92	99	61	0,19	34	250	28	0,05	262
T157	0-10	Nyhavna	3,5	12	0,43	26	31	0,11	19	91	28	0,026	27
TK187	0-10	Nyhavna	13	55	1,3	120	73	0,41	40	350	9,5	0,11	936
TK187	30-40	Nyhavna	23	190	3,6	270	160	1,9	74	1400	49	0,93	677
TK188	0-10	Nyhavna	11	49	1,2	100	61	0,003	33	320	10	0,14	574
TK188	90-100	Nyhavna	40	350	5,4	560	130	0,007	84	1000	170	1,5	13
TK189	0-10	Nyhavna	6,2	16	0,79	36	58	0,001	40	83	41	0,00175	2
TK189	20-30	Nyhavna	5,3	14	0,7	28	51	0,001	35	69	50	0,00175	0,4
TK190	0-10	Nyhavna	2,3	6,9	0,34	8,2	26	0,0006	15	44	13	0,012	453
TK190	40-45	Nyhavna	24	440	3	240	82	0,004	60	1000	90	0,91	16
NGU 2-1	0-2	Nyhavna	3	40	0,82	52	36	0,066	22	223	34	0,023	1200
NGU 2-2	2--10	Nyhavna	3	34	0,77	32	31	0,045	19	169	12	0,013	
NGU 2-3	30-40	Nyhavna	7	6	0,42	5	19	0,005	15	14	0,1		
NGU 2-4	60-70	Nyhavna	2	2,5	0,42	6	22	0,005	18	16	0,1		
NGU 2-5	0-70	Nyhavna	0,5	9	0,44	7	17	0,005	14	23	0,4		
NGU 7--1	0-2	Nyhavna	5	132	1,1	106	45	0,41	30	342	18	0,015	574
NGU 7-4	0-118	Nyhavna	5	202	1,1	115	48	0,43	35	475	250	0,19	
NGU 8-1	0-2	Nyhavna	5	46	0,68	47	33	0,26	21	167	12	0,029	
NGU 8-4	0-107	Nyhavna	2	2,5	0,42	15	49	0,005	35	46	0,1		
NGU 9-1	0-2	Nyhavna	7	44	0,93	75	43	0,32	25	237	7,5	0,028	1643
NGU 9-2	0-67	Nyhavna	11	149	2	168	73	2,3	38	1110	37	0,41	
NGU 9-3	77-177	Nyhavna	2	2,5	0,42	19	38	0,005	27	36	0,1		
NGU 10-1	0-2	Nyhavna	4	26	0,66	39	28	0,084	20	180	4,9		
NGU 10-2	0-76	Nyhavna	3	14	0,55	31	33	0,04	24	102	2,1	0,01	

Vedlegg

NGU 10-3	86-130	Nyhavna	2	2,5	0,43	16	26	0,005	21	21	0,1		
501	0-2	Nyhavna	7,9	68	0,64	210	53	0,3	27	380	7,2		2590
502	0-2	Nyhavna	7,9	68	0,64	210	53	0,3	27	380	7,2		2590
504	0-2	Nyhavna	5,4	58	0,42	230	35	0,14	18	380	2,3		206
505	0-2	Nyhavna	8,1	64	0,94	170	66	0,71	31	410	8,5	0,0029	319
506	0-2	Nyhavna	8,1	64	0,94	170	66	0,71	31	410	8,5	0,0029	319
507	0-1	Nyhavna	5,4										221
508	0-2	Nyhavna	6,5	58	0,42	230	35	0,14	18	380	2,3		206
509	0-2	Nyhavna	6,5	45	0,62	120	48	0,37	25	290	6		702
510	0-2	Nyhavna		45	0,62	120	48	0,37	25	290	6		702
511	0-2	Nyhavna											813
512	0-1	Nyhavna	5,7										344
513	0-2	Nyhavna	5,7	33	0,48	120	51	0,27	26	240	4,5		544
514	0-2	Nyhavna	5,7	33	0,48	120	51	0,27	26	240	4,5		220
515	0-2	Nyhavna	7,4	35	0,44	110	56	0,26	28	230	6,5		115
516	0-1	Nyhavna											197
517	0-2	Nyhavna	5	28	0,34	76	45	0,21	23	108	7,6	0,0051	220
518	0-2	Nyhavna	7,4	35	0,44	110	56	0,26	26	230	6,5		115
519	0-2	Nyhavna	5,7	43	0,47	74	49	0,33	26	200	13	0,023	115
520	0-2	Nyhavna	5,7	43	0,47	74	49	0,33	26	200	13	0,023	197
521	0-2	Nyhavna	5	28	0,34	76	45	0,21	23	108	7,6	0,051	8
Snøtipp	0-10	Nyhavna	2,6	12	0,18	34,9	52,4	0,18	37	101	1,112	0,001	9100
TRV G7	0-10	Nyhavna	113	237	1,8	1950	158	0,24	88	2700	1,93	0,007	2800
TRV G8	0-10	Nyhavna	90	272	2,4	1140	132	0,25	79	3280	2,9	0,025	380
TRV G9	0-10	Nyhavna	11	36	0,33	122	74	0,22	40	232	4,71	0,019	10000
TRV G10	0-10	Nyhavna	98	283	2,1	2780	218	0,24	94	2940	3,25	0,009	
601	overflate	Nyhavna	1	26	0,05	60	54	0,796	42	135	1	0,01	
602	overflate	Nyhavna	1	33	0,05	53	35	0,141	27	435		0,01	

Vedlegg

603	overflate	Nyhavna	3	37	0,31	43	47	0,221	24	232	12	0,046
604 T	overflate	Nyhavna	1	31	0,16	37	59	0,329	24	136	1	0,02
604 B	overflate	Nyhavna	1	20	0,05	62	41	0,163	48	136	1	0,01
605 T	overflate	Nyhavna	1	26	0,12	60	42	0,165	43	132	5,1	0,025
605 B	overflate	Nyhavna	1	14	0,05	72	44	0,0759	56	183	1	0,01
606	overflate	Nyhavna	6	218	0,48	89	114	0,372	32	390	5,8	0,414
607	overflate	Nyhavna	4	48	0,35	46	75	0,328	26	323	3,4	0,099

Tabell 67 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Ladehammeren, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T1158	0-10	Ladehammeren	4,5	15	0,49	26	36	0,056	25	69	4,9	0,019	10
T160	0-10	Ladehammeren	5	10	0,69	34	66	0,056	44	77	21	0,1	7
T161	0-10	Ladehammeren	11	37	1,1	68	67	0,031	40	180	23	0,066	24
T162	0-10	Ladehammeren	2,4	3,4	0,3	4,6	25	0,01	17	32	1,9	0,0022	2
T163	0-10	Ladehammeren	4,9	14	0,39	26	37	0,1	24	63	5,1	0,012	3
T164	0-10	Ladehammeren	5,2	12	0,49	22	37	0,057	24	65	6,3	0,022	3
T165	0-10	Ladehammeren	4,8	20	0,54	31	49	0,13	30	81	3,8	0,0069	2
T166	0-10	Ladehammeren											
NGU 6-1	0-10	Ladehammeren	5	16	0,43	21	29	0,017	19	55	1,2		6
NGU 6-4	0-10	Ladehammeren	6	8	0,42	24	50	0,005	34	51	0,1		

Vedlegg

Tabell 68 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Munkholmen, Trondheim havn. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg.

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
T167	0-10	Munkholmen	7,3	37	0,63	47	52	0,053	28	150	20	0,28	4
T168	0-10	Munkholmen	8,2	35	0,71	42	46	0,19	30	110	12	0,009	2
T169	0-10	Munkholmen	2,3	3,1	0,25	4,3	25	0,019	16	37	0,48	0,00175	0,5
T170	0-10	Munkholmen	11	31	0,63	45	53	0,13	30	120	1,5	0,0025	0,6
T171	0-10	Munkholmen	25	29	0,85	48	61	0,074	37	130	0,78	0,0007	0,5
T172	0-10	Munkholmen	7	27	0,66	30	39	0,18	25	110	21	0,014	4
T173	0-10	Munkholmen	12	19	0,74	39	72	0,051	43	100	0,68	0,00175	1
T174	0-10	Munkholmen	11	16	0,81	38	69	0,04	44	95	0,34	0,00175	2
T175	0-10	Munkholmen	22	70	0,7	70	50	0,69	31	180	9,2	0,018	28
NGU 40-1	0-2	Munkholmen	7	85	0,7	36	29	0,15	21	147	3,8	0,013	1
NGU 40-2	0-20	Munkholmen	4	27	0,48	28	49	0,072	19	66	3,2	0,001	
NGU 40 -3	50-147	Munkholmen	4	7	0,42	23	39	0,005	28	46	0,1		
NGU 41-2	0-2	Munkholmen	12	58	0,49	57	30	0,13	20	179	2,6	0,013	10

Vedlegg

Tabell 69 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Indre havn, Sandefjordsfjorden. Konsentrasjonene er oppgitt i mg/kg for alle metallene og µg/kg for de organiske forbindelsene (DNV, 2011a).

Id	kommune	Dybde fra	Dybde til	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16 (µg/kg)	PCB7 (µg/kg)	TBT (µg/kg)
N3	Sandefjord	0	1	Indre havn	9,98	44,1	0,193	56,1	42,1	0,682	32,8	136	947	10,8	165
N3	Sandefjord	1	10	Indre havn	4,75	24,5	0,165	21,6	19	0,262	14,2	63,4	3610	12,9	208
N4	Sandefjord	0	1	Indre havn	8,38	23,3	0,1	24,8	51,7	0,15	44,3	112	44		18,1
N4	Sandefjord	1	2	Indre havn	6,84	16,6	0,05	21	42,9	0,15	38,2	95,7			10,8
N4	Sandefjord	2	5	Indre havn	7,92	16,4	0,1	19,5	46,1	0,15	38,4	93,4	22	88	17,3
N4	Sandefjord	5	10	Indre havn	7,5	17,7	0,1	22,9	50,9	0,15	44,3	102	11		3,4
N5	Sandefjord	0	1	Indre havn	6,39	35,1	0,207	38,7	29	0,622	22,2	108	1510	15,5	151
N5	Sandefjord	1	10	Indre havn	7,16	84,2	0,413	49,3	31,3	0,807	22,2	147	2190	40,6	188
N6	Sandefjord	0	1	Indre havn	8,52	47	0,19	43	34	0,45	26	109	2051		
N6	Sandefjord	1	10	Indre havn	8,55	47,7	0,195	42,1	33,5	0,451	25,7	108	2190	22,1	236
N7	Sandefjord	0	1	Indre havn	8,29	18,4	0,1	23,3	57	0,15	47,4	112			3
N7	Sandefjord	0	10	Indre havn	7,96	17,8	0,15	21,5	50,6	0,15	44,8	108	83		2,6
N8	Sandefjord	0	1	Indre havn	8,78	50,1	0,228	56,8	35,2	0,462	26,9	132	1540	33,7	218
N8	Sandefjord	1	10	Indre havn	8,62	56,1	0,332	58,5	35,6	0,806	27,7	143	2700	76,9	315
N9	Sandefjord	1	10	Indre havn	8,71	58,3	0,15	121	29,4	0,693	23,3	112	15300	67,5	435
N9	Sandefjord	0	10	Indre havn	6,63	90,5	0,158	3	26	0,6	20	96	5400		
N10	Sandefjord	0	1	Indre havn	8,92	17,2	0,1	18,1	37,6	0,15	33,6	83,3	72	0,83	21,5
N10	Sandefjord	1	10	Indre havn	12,5	17,8	0,05	19,9	46,2	0,15	43,1	103	12		6,7
N11	Sandefjord	0	1	Indre havn	10,2	57,8	0,316	68,7	36,9	0,629	31,6	157	2300	6,8	166
N11	Sandefjord	1	2	Indre havn	8,96	67,4	0,393	81	33,9	1,01	32,1	161	3300	17,9	496
N11	Sandefjord	2	5	Indre havn	9,21	95,6	0,518	105	35	1,58	28	195	5320	413	345
N11	Sandefjord	5	10	Indre havn	11,9	181	1,14	109	39,7	2,97	32,1	318	7570	47,2	499
N12	Sandefjord	0	1	Indre havn	11,1	178	0,473	115	38,6	2,56	30,2	225	5870	244	888
N12	Sandefjord	1	10	Indre havn	19,8	634	2,3	376	51,2	9,49	39,1	769	17100	358	3670
N13	Sandefjord	0	1	Indre havn	9,02	11,7	0,05	10,4	22,5	0,15	18,2	47,4	663		24,4

Vedlegg

N13	Sandefjord	1	2	Indre havn	7,88	13,3	0,05	9,29	24,1	0,15	18,8	48,5	96	8,24	1,6
N13	Sandefjord	2	5	Indre havn	8,04	8,96	0,05	14,8	20,5	0,15	16,8	42,6			11,9
N13	Sandefjord	5	10	Indre havn	7,82	9,91	0,05	9,58	24,7	0,1	20,2	50,6	147	10,8	3,5

Tabell 70 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Midtre havn, Sandefjordsfjorden. Konsentrasjonene er oppgitt i mg/kg for alle metallene og µg/kg for de organiske forbindelsene (DNV, 2011a).

Id	kommune	Dybde fra	Dybde til	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16 (µg/kg)	PCB7 (µg/kg)	TBT (µg/kg)
N14	Sandefjord	0	1	Midtre havn	10,2	87,8	0,262	99,1	38	1,25	33,6	174	4400	123	740
N14	Sandefjord	1	2	Midtre havn	9,22	87,4	0,247	96,2	34	1,39	28,1	165	3810	171	996
N14	Sandefjord	2	5	Midtre havn	11,7	122	0,346	164	39,1	2,1	29,9	198	6190	232	2200
N14	Sandefjord	5	10	Midtre havn	15,8	233	0,811	503	43,3	4,33	35,3	330	13500	267	1480
N15	Sandefjord	0	1	Midtre havn	8,71	76,9	0,237	84,2	37,1	1,18	30,1	148	3000	64,3	994
N15	Sandefjord	1	10	Midtre havn	12,9	152	0,661	186	49,1	1,57	39,1	259	8850	244	2120
N16	Sandefjord	0	1	Midtre havn	9,31	80,3	0,273	85,4	34,4	1,17	29,3	168	3970	169	835
N16	Sandefjord	1	10	Midtre havn	13,3	156	0,61	125	44,5	2,52	36,5	239	5800	101	1270
N17	Sandefjord	0	1	Midtre havn	8,88	108	0,425	79,1	30,3	2,15	22,9	175	5140	111	474
N17	Sandefjord	1	10	Midtre havn	10,8	143	0,522	96,3	33,8	3,61	24,6	212	9820	157	490
N18	Sandefjord	0	1	Midtre havn	6,06	62,3	0,194	45,2	23,9	0,998	18,6	97,6	4380	106	230
N18	Sandefjord	1	2	Midtre havn	7,97	95,6	0,282	58,6	30,3	1,37	22,9	469	1720	102	166
N18	Sandefjord	2	5	Midtre havn	13	198	0,749	111	28,7	4,3	26,2	238	6330	234	411
N18	Sandefjord	5	10	Midtre havn	13,8	156	0,366	89,5	30,5	3,6	18,9	161	3160	53	240
N19	Sandefjord	0	1	Midtre havn	11,3	118	0,258	80,9	43,4	1,51	31,7	176	4880	130	468
N19	Sandefjord	1	10	Midtre havn	17,3	264	1,01	158	63,6	2,83	44,9	483	9110	302	851
N20	Sandefjord	0	1	Midtre havn	2,59	22,3	0,05	21,1	11,3	0,475	7,85	49	627	15	113
N20	Sandefjord	1	10	Midtre havn	10,7	110	0,305	90,6	46,9	1,47	32,2	184	1820	55,4	902
N21	Sandefjord	0	1	Midtre havn	3,42	33,2	0,035	17,8	17,6	0,453	16,1	55,1	1720	52,5	33,1
N21	Sandefjord	1	2	Midtre havn	6,35	63,8	0,17	29	21,6	1,11	24,6	89,1	3780	21,4	87,3
N21	Sandefjord	2	5	Midtre havn	5,25	65,9	0,264	30,1	22,5	1,08	28,5	104	1340	35,5	85,4

Vedlegg

N21	Sandefjord	5	10	Midtre havn	3,63	79	0,101	19,2	16,2	0,67	16,7	61,9	1280	11,9	39
-----	------------	---	----	-------------	------	----	-------	------	------	------	------	------	------	------	----

Tabell 71 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Ytre havn, Sandefjordsfjorden. Konsentrasjonene er oppgitt i mg/kg for alle metallene og µg/kg for de organiske forbindelsene (DNV, 2011a).

Id	kommune	Dybde fra	Dybde til	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16 (µg/kg)	PCB7 (µg/kg)	TBT (µg/kg)
N22	Sandefjord	0	1	Ytre havn	14,2	98,7	0,1	66,3	47,9	1,41	32,2	144	1040	17,7	384
N22	Sandefjord	1	2	Ytre havn	10,4	110	0,15	75,4	54,5	1,4	34,8	170	1940	31,5	505
N22	Sandefjord	2	5	Ytre havn	12	123	0,1	85	61,6	1,67	41,2	189	1530	29	541
N22	Sandefjord	5	10	Ytre havn	12,3	117	0,221	85,4	57	1,71	35,7	179	2250	61,6	504
N23	Sandefjord	0	1	Ytre havn	9,22	60,7	0,05	39	31,4	0,97	21,6	90,8	1010	15,5	192
N23	Sandefjord	1	10	Ytre havn	13,4	102	0,261	75,6	49	2,17	33,4	157	1720	47,7	538
N24	Sandefjord	0	1	Ytre havn	10,6	67,2	0,1	58,3	42,2	0,805	25,2	107	1110	20,4	188
N24	Sandefjord	1	10	Ytre havn	13	107	0,318	61,5	48,2	1,33	35,7	164	1890	41,1	188
N25	Sandefjord	0	1	Ytre havn	10,3	180	0,309	75,4	40,4	2	25,9	176	5120	45	102
N25	Sandefjord	1	2	Ytre havn	9,03	128	0,352	108	31,7	2,22	21,9	207	8630	110	1150
N25	Sandefjord	2	5	Ytre havn	9,32	133	0,382	55,9	28,9	2,08	23,1	174	7130	60,6	398
N25	Sandefjord	5	10	Ytre havn	7,57	201	0,317	29,4	22,5	1,81	20,7	150	3440	14,7	20,7
N26	Sandefjord	0	1	Ytre havn	9,72	78,1	0,1	52,2	36	2,84	25,7	115	1510	20,9	342
N26	Sandefjord	1	10	Ytre havn	10,8	87,7	0,324	52,9	40	1,31	26,8	131	2840	59,8	479
N27	Sandefjord	0	1	Ytre havn	5,26	32,1	0,05	17,6	20,9	0,435	19,6	58,7	564	4,45	49,7
N27	Sandefjord	1	10	Ytre havn	5,83	43,8	0,145	21,3	21,9	0,491	20,6	71,5	975	24,8	34,2
N28	Sandefjord	0	1	Ytre havn	9,41	48,8	0,713	138	35,4	0,25	26,2	179	519	8,18	712
N28	Sandefjord	1	10	Ytre havn	6,31	32,7	0,404	63,3	30,2	0,258	21,6	126	700	17,5	2940
N29	Sandefjord	0	1	Ytre havn	12,4	448	0,47	201	36,5	1,27	29,3	324	3500	40,7	2800
N29	Sandefjord	1	10	Ytre havn	18,1	1060	1,12	110	51,4	2,9	37,7	750	5660	116	1740
N30	Sandefjord	0	1	Ytre havn	12,4	102	65,7	56,1	0,1	2,29	30,9	141	1700	79,7	650
N30	Sandefjord	1	10	Ytre havn	12,9	117	0,429	85,6	71,3	1,62	32,2	173	5840	79,5	921
N31	Sandefjord	0	1	Ytre havn	7,77	39	0,1	31,8	38,8	0,2	26,9	101	548	3,26	78,8

Vedlegg

N31	Sandefjord	1	2	Ytre havn	5,94	37,8	0,64	41,6	44,2	0,2	21,5	110	5790	8,1	204
N31	Sandefjord	2	5	Ytre havn	5,35	60,6	0,773	51,7	61,3	0,2	22,4	112	918	10,8	453
N31	Sandefjord	5	10	Ytre havn	4,11	25,5	0,507	46,2	32,4	0,15	17,6	72,1	835	12,4	298
N32	Sandefjord	0	1	Ytre havn	3,52	16,8	0,05	12,5	17	0,1	12,3	40	276	2,57	56,4
N32	Sandefjord	1	10	Ytre havn	4,85	21,2	0,111	38	20,7	0,233	16,3	62,2	383	8,37	74,6
N33	Sandefjord	0	1	Ytre havn	18,5	343	0,1	344	24	0,532	24,8	1210	1760	23,1	2130
N33	Sandefjord	1	10	Ytre havn	7,22	95	0,348	449	28,1	0,446	20	463	4730	38	24800
N34	Sandefjord	0	1	Ytre havn	13,5	84,1	0,1	53,9	128	1,01	27	137	1830	22,7	398
N34	Sandefjord	1	10	Ytre havn	15,1	110	0,43	77,9	292	1,43	35,9	188	16	1,52	747
N35	Sandefjord	0	1	Ytre havn	15,1	86,1	0,2	60,4	133	0,832	32,9	145	1520	31	186
N35	Sandefjord	1	10	Ytre havn	12,8	89,9	0,394	60,3	151	0,821	29,5	155	1060	24,8	651
N36	Sandefjord	0	1	Ytre havn	12,3	203	0,327	175	27,7	2,96	17,5	288	9110	32,3	833
N36	Sandefjord	1	10	Ytre havn	8,83	144	0,28	37,5	44,7	0,76	30,9	133	2060	15,8	211

Tabell 72 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i delområdet Tranga, Sandefjordsfjorden. Konsentrasjonene er oppgitt i mg/kg for alle metallene og µg/kg for de organiske forbindelsene (DNV, 2011a).

Id	kommune	Dybde fra	Dybde til	Lokalitet	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16 (µg/kg)	PCB7 (µg/kg)	TBT (µg/kg)
N37	Sandefjord	0	1	Tranga	22	1490	0,36	141	78,9	2,6	20	457	6180	221	100
N37	Sandefjord	1	10	Tranga	20,3	114	0,15	105	35,8	0,98	24,9	224	28,2	12300	150
N38	Sandefjord	0	1	Tranga	12	68,2	0,05	43,3	38,7	0,53	27,1	108	9670	61,6	67
N38	Sandefjord	1	10	Tranga	10,6	58,3	0,05	40,6	35,9	0,59	24,7	98,7	1690	18,1	66
N39	Sandefjord	0	1	Tranga	15,7	70,8	0,16	50,3	44,7	0,51	31,5	120	3200	18	130
N39	Sandefjord	1	10	Tranga	12,5	75,2	0,05	53,5	45,9	0,84	32	129	2120	22,5	110
N40	Sandefjord	0	1	Tranga	17,2	64,2	0,15	45,2	42,4	0,34	30,4	114	1400	5,2	100
N40	Sandefjord	1	10	Tranga	12,9	69,6	0,13	50	45,5	0,71	32,1	121	1170	20,9	110
N41	Sandefjord	0	1	Tranga	14,2	46,2	0,11	32,9	32,8	0,3	23,6	87,8	1490	10	60

Vedlegg

N41	Sandefjord	1	10	Tranga	10,2	46,8	0,05	34	33,9	0,22	25	85,6	1140	11,9	62
N42	Sandefjord	0	1	Tranga	18	62,7	0,1	42,3	42,2	0,1	30,2	111	1300	5	97
N42	Sandefjord	1	10	Tranga	13,4	71,1	0,05	46,2	45	0,85	30,9	119	1300	26,9	71
N43	Sandefjord	0	1	Tranga	18,7	63	0,13	44,3	44,1	0,1	31,2	116	2190	13,8	74
N43	Sandefjord	1	10	Tranga	12,4	65,4	0,13	45,7	44,2	0,42	31,2	118	1240	14,5	83
N44	Sandefjord	0	1	Tranga	22,2	53,9	0,05	38,3	42	0,35	31,6	113	1030	8,82	42
N44	Sandefjord	1	10	Tranga	14,7	59,2	0,15	48	44,2	0,52	32,9	121	905	8,57	29
N46	Sandefjord	0	1	Tranga	16,6	240000	0,37	36,9	444	0,1	18,5	178	1000		16
N46	Sandefjord	1	10	Tranga	9,01	88	0,13	26,6	41,4	0,1	31,2	110	975	2,22	4,8

Tabell 73 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i Torsvika og Marvika, Kristiansand. Prøvetakingen er utført av Multiconsult etter mudring. Konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg (Multiconsult, 2011).

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	Ar	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7
G	0-10	Torsvika	4,8	9,9	0,091	13	19	0,0249	14	63		
G	0-10	Torsvika	4,8	3,9	0,2	4,3	8,4	0,0064	5,8	23	52	5,4
G	0-10	Torsvika	2,56	20	0,28	45,9	40,4	0,1	21,2	103	393	
G	0-10	Torsvika	5,9	17	0,26	14	17	0,004	15	77		96
G	0-10	Torsvika	3,6	77	0,92	76	42	0,411	34	310	1300	19
G	0-10	Torsvika	7,3	20	0,44	24	26	0,012	20	110	380	
B	0-10	Marvika	1,2	4,5	0,05	28	22	0,05	9,6	81		
A	0-10	Marvika	9,1	56	0,18	62	46	0,72	28	136	866	34,5
B	0-10	Marvika	4,91	44,2	1,43	39,5	33,4	1,22	18,6	75,8		2,5
B	0-10	Marvika	4,9	23	0,05	28	32	0,14	19	69	293	91,6
A	0-10	Marvika	6,44	46,7	0,33	72	49	0,62	24	132	1660	
B	0-10	Marvika	11	54	0,16	54	47	1,2	28	134	1460	
B	0-10	Marvika	6,7	30	0,15	24	20	0,22	11	68	69	7,8

Vedlegg

B	0-10	Marvika	5,3	30	0,05	24	37	0,21	22	78		70,9
A	0-10	Marvika	8,24	81,5	0,17	59,8	15,3	0,98	10	88,1	1560	
B	0-10	Marvika	11,3	112	0,29	79,6	51,1	1,46	32	172	6950	53,1
B	0-10	Marvika	9,5	135	0,21	66	42	1,4	23	196	9350	36,7
B	0-10	Marvika	7,1	32	0,1	25	29	0,48	16	78	1420	6,4
C	0-10	Marvika	6,16	33,1	0,05	20,7	23,1	0,1	16,1	62,2		
C	0-10	Marvika	5,81	55,6	0,05	33,9	23,3	0,53	20,1	68,7	3250	31,1
C	0-10	Marvika	4,63	42,9	0,05	30,9	25,5	0,75	19,6	60,4		
C	0-10	Marvika	7,6	14	0,55	15	20	0,0209	17	68	23	0,52
C	0-10	Marvika	7,7	9,3	0,14	7,2	13	0,03	8,8	32	120	
C	0-10	Marvika	3,89	20,5	0,05	10,2	8,08	0,1	7	29,3		45,4
C	0-10	Marvika	6,34	62	0,12	45,8	15,9	1,07	28,8	77,7	6980	

Tabell 74 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i Torsvika og Marvika, Kristiansand. Prøvetakingen er utført av Multiconsult etter mudring. Konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg (Multiconsult, 2011).

Prøve Id	Dybde (cm)	Lokalitet	Ar	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7
D	0-10	Marvika	4,7	7,4	0,07	14	20	0,00269	15	66		
D	0-10	Marvika	8,3	4,8	0,074	7,8	14	0,00286	9	41		
F	0-10	Marvika	4,1	370	0,14	10	4,5	0,19	5	65	980	4,3
F	0-10	Marvika	2,6	32	0,03	2,8	4,6	0,06	4,1	28	460	
F	0-10	Marvika	3,6	6,6	0,02	1,7	3,5	0,03	2,5	11	50	
F	0-10	Marvika	1,1	2,5	0,01	2,1	3,6	0,01	2,4	8,7	140	
F	0-10	Marvika	2	2,8	0,02	2,1	6,3	0,05	4,5	16		11
F	0-10	Marvika	2,8	7,2	0,06	13	7,2	0,09	6,3	27	2100	11
F	0-10	Marvika	4,6	24	0,041	10	9,3	0,5	7,7	50	1600	14
F	0-10	Marvika	4,4	7,3	0,031	13	20	0,00546	15	71	120	
F	0-10	Marvika	4,2	8,2	0,022	8	10	0,0377	7,4	36	1800	12
D	0-10	Marvika	7,6	19	0,11	14	17	0,272	12	82		7,9

Vedlegg

E	0-10	Marvika	6,2	21	0,06	7,6	7,4	0,16	4,7	36	2300	2
E	0-10	Marvika	2,7	4,9	0,03	1,5	4,8	0,02	3,2	16	170	
F	0-10	Marvika	2,7	370	0,07	5,8	12	0,08	6	40	4900	5,5
F	0-10	Marvika	2	18	0,03	2,7	6,5	0,24	4,5	28	1100	60
F	0-10	Marvika	2,1	6,7	0,06	4,9	9,5	0,2	4,3	53		11
F	0-10	Marvika	2,1	7,9	0,041	14	16	0,0201	12	63	43	
F	0-10	Marvika	5	9,6	0,05	22	30	0,0122	22	110	400	
F	0-10	Marvika	5,2	2,8	0,06	4	8	0,01	5,7	25	180	
D	0-10	Marvika	9,3	6	0,32	8,7	15	0,0151	10	44	1600	
F	0-10	Marvika	8	3,8	0,06	4,4	9,6	0,01	7,3	28		14
F	0-10	Marvika	2,9	730	0,13	11	5	0,43	4,6	110		4,7
F	0-10	Marvika	4,4	10	0,02	3,9	6,9	0,08	4,7	25	40	6,2
F	0-10	Marvika	3,2	3,9	0,03	4,3	6,3	0,07	4,5	17	190	
F	0-10	Marvika	5,9	11	0,07	7,1	8,3	0,57	6,3	35	2300	42,3
F	0-10	Marvika	5,66	28,2	2,17	17,3	12,6	0,52	9,1	58	3540	69,3
F	0-10	Marvika	9,44	72,5	0,1	42,8	24,5	0,78	21,2	115		6,4
F	0-10	Marvika	2,7	3,7	0,02	2,3	5,3	0,02	4,3	15	80	
F	0-10	Marvika	1,6	3	0,03	6,4	4,5	1,27	4,1	19	300	6,1
F	0-10	Marvika	4	7,9	0,026	5,2	10	0,0391	7	35	550	

Vedlegg

Tabell 75 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i Stamsund havn før mudring. Prøvetakingen er utført av Multiconsult og NGI før mudring. Konsentrasjoner er oppgitt i mg/k, bortsett fra TBT som er oppgitt i µg/kg (NGI, 2011d).

Prove id	Dybde (cm)	Lokalitet	Ar	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16	PCB7	TBT
MP3	0-10	Indre havn	5,72	21,7	0,4	36,6	5,75	0,2	2,4	95,2	4840	3	37
MP4		Indre havn	5,09	23	0,24	36,2	5,44	0,2	1,9	120	1330		63
MP11		Indre havn	8,28	36,9	0,63	46,9	7,72	0,2	2,5	150	5860	4	31
ST20		Indre havn	3,07	5	0,15	22,2	3,13	0,2	1	36,1	540		130
ST22		Indre havn	4,1	13,8	0,45	24,1	3,87	0,2	1,3	130	810		14
ST24		Indre havn	3,8	10,5	0,22	27,9	3,14	0,2	1	58	4200		22
ST25		Indre havn	4,35	16,2	0,24	20,7	4,03	0,2	1	41,9	4090	7	18
MP14		Innseilingen	6,07	30,1	0,45	32,6	17,1	0,2	3,1	89,6	17800		14
MP13		Innseilingen	4,31	20	0,36	25,7	22,8	0,2	4,6	54,7	6970		18
ST32		Innseilingen	5,26	42,1	0,19	34,5	4,59	0,2	1	51	5760	240	23
ST35		Innseilingen	8,71	40,2	0,41	73,8	6,1	0,2	1,1	103	16600	10	16
ST36		Innseilingen	12,8	26	0,51	56,7	5,26	0,2	1	110	7650	30	10
ST37		Innseilingen	19,6	70,4	1,44	116	12,5	0,2	4,3	215	17000	80	28
ST39		Innseilingen	10,2	20,5	0,11	1,8	1,47	0,2	1	13,6	136000		1,3
MP40	0-10	Innseilingen	1	2,4	0,2	2,89	1,94	0,2	1	4,4	200		1,8
ST27		Skjaeret	9,34	39,7	0,55	49,6	7,31	0,2	1,6	108	6910		39
ST28		Skjaeret	17,5	90,7	1,18	232	17,6	0,3	5,1	386	22200	20	120
ST29		Skjaeret	4,08	22,6	0,18	19,6	4,09	0,2	1	37,5	2540		13
ST1	0-2	Multic(2003)		23	0,37	15		0,28			6900	10	30
ST1	0-10	Multic(2003)		19	0,35	15		0,3			11000	10	50
ST2	0-2	Multic(2003)		227	1,64	119		1,24			14300	30	290
ST2	topp	Multic(2003)		113	1,46	111		1,39			11800	30	130

Vedlegg

ST2	0-12	Multic(2003)		92	1,28	109		1,61			10400	30	80
ST3	0-2	Multic(2003)		43	0,32	20		0,58			6000	10	40
ST3	0-12	Multic(2003)		32	0,31	21		0,48			6000	10	30
ST5b	0-2	Multic(2003)		271	0,18	86		0,18			34000	10	20
ST5b	0-7	Multic(2003)		116	0,18	55		0,18			67000	100	20
ST41		Supplerende	18	350	0,77	440	15	0,005	9,5	2100	25000	34	390
25		Supplerende	0,41	0,245	0,089	1,6	0,041	0,0008	0,42	2,4	6200	5	10
26		Supplerende	5,4	26	0,82	32	5,6	0,076	3,7	81	3800	31	55
27		Supplerende	5,8	19	0,55	23	3,9	0,078	1,8	60	7700	17	31
28		Supplerende	4,6	30	0,64	20	4,1	0,069	2,7	65	4200	42	28
29		Supplerende	12	56	1,7	66	12	0,19	8,2	210	15000	35	95
30		Supplerende	5,7	30	0,79	37	6,1	0,39	3,4	94	7400	64	58
31		Supplerende	7,5	36	0,91	42	6,1	0,14	2,9	110	12000	24	64
32		Supplerende	4	22	0,56	26	4,8	0,057	2,9	59	5600	7	31
33		Supplerende	14	53	1,6	77	10	0,26	3,9	220	17000	48	220
34		Supplerende	5,4	26	0,73	35	5,1	0,072	2,8	98	8700	21	93
35		Supplerende	5,9	26	0,8	34	4,5	0,12	2	100	22000	34	96
36		Supplerende	10	41	1,1	70	7,8	0,17	3,7	140	14000	15	290
37		Supplerende	10	45	1,3	62	9	0,14	3,5	200	12000	40	110
38		Supplerende	14	67	2	83	14	0,2	6,9	250	11000	43	170
39		Supplerende	8,3	40	1,4	50	9	0,11	6,4	170	15000	26	92
40		Supplerende	8	41	0,95	38	7,6	0,11	5,1	120	4300	19	83
41		Supplerende	4,3	12	0,6	13	3,6	0,045	2,5	44	4300	6	52
42		Supplerende	3,9	16	0,67	19	3,8	0,027	2,8	55	2800	4	33
43		Supplerende	0,41	0,245	0,041	1,4	0,041	0,0008	0,73	2,5	8000	3	3,9
44		Supplerende	5,3	23	0,88	23	5,4	0,05	4,3	81	3900	14	88
45		Supplerende	7,5	35	1	44	7,5	0,15	4,3	140	9900	27	33
45B		Supplerende	6,6	29	0,9	35	6,1	0,092	4	110	4200	31	42
45C		Supplerende	5,6	31	0,91	30	6,3	0,069	3	140	5100	18	54

Tabell 76 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i Stamsund havn etter mudring. Prøvetakingen er utført av NGI etter mudring. Konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg, bortsett fra PAH₁₆, PCB₇ og TBT som er oppgitt i µg/kg (NGI, 2011d).

Prøve id	Dybde (cm)	Lokalitet	Ar	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16 (µg/kg)	PCB7 (µg/kg)	TBT (µg/kg)
K5		Delomraade 1	2,8	8,5	0,25	6,5	2,8	0,0067	1,8	32	2700	4	46
K6		Delomraade 1	3,3	6,3	0,36	9,7	3,6	0,016	2,3	38	1000	1,3	62
K7		Delomraade 1	4,8	15	0,59	25	5,2	0,037	3,6	83	5300	5	72
K8		Delomraade 1	4,3	7,5	0,51	12	4,2	0,027	3	48	1800	1,7	22
K4		Delomraade 1	2	10,3	0,17	12,5	20,8	0,004	6,6	46,8	19000	4,3	15
K1		Delomraade 1	1,6	2,6	0,11	5,7	1,3	0,003	1	31,6	1700	4	14
K2		Delomraade 1	3,1	13,5	0,74	11,9	3,2	0,003	1,8	65,4	4900	12	32
K3		Delomraade 1	1,1	4,5	0,07	5,3	0,94	0,001	0,8	15,3	720	4	6
K9		Delomraade 1	6,8	39	0,83	39	7,5	0,094	4,2	150	7300	19	34
K10		Delomraade 1	0,8	2	0,28	4,5	1,1	0,013	1,4	53	210	4	2
K11		Delomraade 1	4,4	11	0,5	24	3,2	0,041	2,3	69	9500	6,3	17
K12		Delomraade 1	2,8	9,7	0,41	13	3,1	0,036	2,4	36	4000	5,1	12
K13		Delomraade 2	3,2	33	0,31	26	2,3	0,016	2,1	51	5800	4	8,5
K14		Delomraade 2	2,8	10	0,36	16	2,4	0,049	2,1	43	3200	9,2	12
K15		Delomraade 2	2,3	7,8	0,23	58	2,2	0,0092	1,8	35	520	1,75	2,7
K16		Delomraade 2	4,3	19	0,21	14	4	0,012	2,2	37	1700	6,6	20
K17		Delomraade 2	9	320	0,55	120	6,3	2	7	180	10000	47	20
K18		Delomraade 2	13	55	0,44	19	2,6	0,045	2,4	57	6400	8,5	78
K19		Delomraade 2	3,8	32	0,38	38	5,4	0,14	2,3	68	17000	37	7,1
K20		Delomraade 2	0,92	9,5	0,23	13	2	0,031	2	31	7700	4	8,9
K21		Delomraade 2	0,41	2,8	0,35	14	1,4	0,0065	1,4	12	620	1,75	1
K22		Delomraade 2	1,2	8,5	0,23	11	1,7	0,016	1,5	27	35000	71	4,6
K22A		Delomraade 2	4,3	22	0,52	24	4,2	0,061	3,9	52	7200	16	64
K46		Delomraade 2	0,39	0,235	0,19	4,8	0,87	0,00155	2,1	8	1200	1,75	0,5

Vedlegg

K47		Delomraade 2	4,2	18	0,66	24	3,4	0,0422	3,2	65	10000	27	17
K48		Delomraade 2	4,6	15	0,71	22	4,6	0,0461	4,2	58	5800	9,3	20
K49		Delomraade 2	4,2	17	0,76	23	4,2	0,0563	3,7	55	3200	9,4	19
K50		Delomraade 2	3,2	15	0,55	22	3,6	0,0334	5,1	62	4300	5,1	19
K51		Delomraade 2	2,8	20	0,41	51	2,3	0,671	3	61	8700	160	29
K52		Delomraade 2	5,1	28	0,84	56	5,2	0,0769	3,8	130	18000	26	21
K53		Delomraade 2	1,9	2,7	0,19	5,9	1,2	0,00489	1,8	8,9	2700	8,8	7,9
P41		Delomraade 3	4,8	28	0,38	24	4,2	0,11	28	110	8200	37	13
P43		Delomraade 3	4,9	12	0,19	200	2,9	0,06	2,6	82	6000	4,1	13
P45		Delomraade 3	2,3	16	0,2	24	1,9	0,036	5,3	93	21000	20	21
P49		Delomraade 3	5	25	0,39	41	5,1	0,12	4,5	170	37000	9,5	44
K67		Delomraade 3	0,34	0,205	0,28	6,6	0,98	0,0014	2,3	6,9	520	1,75	3,8
K68		Delomraade 3	4,6	1,5	0,66	7,9	2,5	0,0015	4,6	7,1	80	1,75	0,5
P109		Delomraade 3	2,2	39	0,22	19	2,9	0,05	3,6	37	14000	3,8	16
K57		Delomraade 3	1,2	8,4	0,23	22	2	0,02	5,8	31	2200	1,75	0,5
FB1		Delomraade 3	0,93	2,9	0,06	7,9	1,3	0,005	3	11	520	1,75	3,5
FB2		Delomraade 3	3,2	12	0,24	18	2,8	0,008	2,9	65	8000	2,3	11
P111		Delomraade 4	5,8	30	0,4	40	5,2	0,23	5,2	110	14000	6,9	22
P118		Delomraade 4	0,87	6,4	0,16	12	13	0,02	3,7	39	3000	12	4,5
P132		Delomraade 4	6,4	28	0,36	23	6	0,127	5,2	69	3300	2,3	23
P135		Delomraade 4	5,1	18	0,22	19	4	0,045	4,8	54	3400	1,5	14
P136		Delomraade 4	0,98	8,2	0,19	14	2,4	0,026	2,3	32	1200	1,75	4,6
P148		Delomraade 4	3,4	10	0,26	13	2,4	0,05	2	34	2500	1,8	9,5
P222		Delomraade 4	8,3	28	0,44	31	6,1	0,08	9,8	81	3000	1,9	29

Vedlegg

Tabell 77 – Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i Stamsund havn etter remudring. Prøvetakingen er utført av NGI etter remudring. Konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg, bortsett fra PAH₁₆, PCB₇ og TBT som er oppgitt i µg/kg (NGI, 2011d).

Prøve id	Dybde (cm)	Lokalitet	Ar	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH16 (µg/kg)	PCB7 (µg/kg)	TBT (µg/kg)
ST4x		Delomraade 1	1,5	0,97	0,11	3,9	3,6	0,00275	3,1	23	190	1,75	1,3
K72		Delomraade 1	4	10	0,84	14	4,5	0,018	3,8	47	550	1	15
ST12		Delomraade 1	0,98	0,45	0,037	2,6	2,2	0,000615	2	12	190	1,75	1,2
K70		Delomraade 1	0,98	1,1	0,42	1,7	1,6	0,006	2,7	11	80	1,75	0,5
K71		Delomraade 1	2,5	2,2	0,64	3,9	3,7	0,0006	3,2	20	22	1,75	1,4
K73		Delomraade 1	2	2,7	0,74	2,8	4,5	0,0063	4,8	18	80	1,75	0,5
K69		Delomraade 1	2,3	3,3	0,48	6,7	2	0,005	3,4	21	1600	1,75	1,4
K58		Delomraade 2	0,39	0,235	0,26	11	1,3	0,0008	7,1	3,1	20	1,75	0,5
K59		Delomraade 2	0,65	0,42	0,35	7	0,79	0,0006	3,7	11	1	1,75	0,5
K60		Delomraade 2	0,96	25	0,4	14	1,2	0,014	5,8	38	2500	26	5,7
K61		Delomraade 2	1,1	10	0,53	21	2	0,067	3,5	27	3700	10	5,4
K62		Delomraade 2	0,38	1,6	0,3	7,9	0,94	0,00075	2,6	5,8	390	1,75	0,5
K64		Delomraade 2	0,41	2,7	0,34	8,3	0,76	0,003	3,7	5,1	210	1,75	0,5
St41x		Delomraade 3	7,8	30	0,49	30	7	0,0902	5,5	150	4500	15	52
ST43x		Delomraade 3	2,6	4,5	0,15	10	1,6	0,00715	1,9	27	1900	26	7,1
ST49x		Delomraade 3	3,3	5,8	0,3	16	3,8	0,0273	3,2	51	5800	3,4	7,7
ST109x		Delomraade 3	1,9	12	0,21	12	2,4	0,0142	2,5	26	1500	1,3	7,1
ST111x		Delomraade 4	2,6	8,7	0,26	15	3,5	0,0426	2,7	45	7800	4,7	16

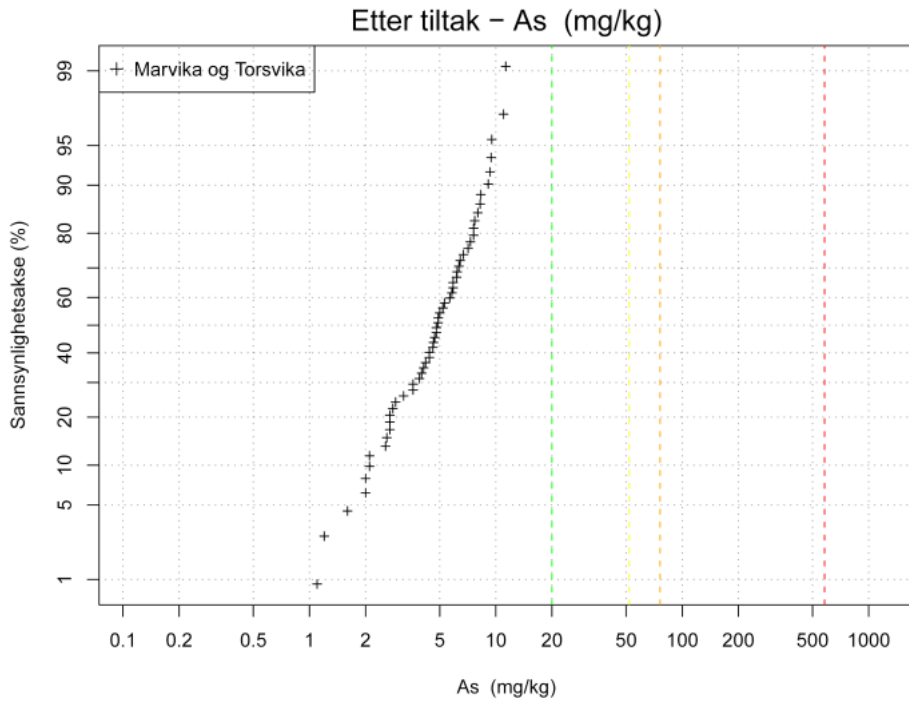
Tabell 78 - Konsentrasjoner for metaller og organiske forbindelser analysert for marine sediment i Barentshavet hentet fra MAREANO-prosjektet. Konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg (NGU, 2006).

Sted	Prøvemerket	Lokalitet	Batch	Adresse	As	Hg	Cu	Pb	Ni	Cr	Cd	Zn
Barentshavet	R0625BX000	625	2003	HI2003209	12,7	0,047	14,40	24,3	31,9	37,7	0,05	70,6
Barentshavet	R0627BX000	627	2003	HI2003209	3,7	0,024	8,58	14,8	20,8	25,3	0,05	41,6
Barentshavet	R0629BX000	629	2003	HI2003209	4,5	0,035	11,50	19,1	31,5	34,1	0,05	57,5
Barentshavet	R0631BX000	631	2003	HI2003209	9,3	0,052	16,40	23,0	36,4	41,6	0,05	77,0
Barentshavet	R0633BX000	633	2003	HI2003209	21,7	0,041	9,12	18,1	26,7	28,5	0,05	52,8
Barentshavet	R0635BX000	635	2003	HI2003209	11,9	0,037	14,90	17,3	31,0	34,8	0,05	63,2
Barentshavet	R0639BX000	639	2003	HI2003209	18,7	0,042	18,30	24,4	37,3	44,0	0,05	79,3
Barentshavet	R0643BX000	643	2003	HI2003209	6,8	0,047	17,70	21,9	36,3	45,3	0,05	78,4
Barentshavet	R0645BX000	645	2003	HI2003209	25,0	0,048	14,10	19,6	32,3	41,0	0,05	66,8
Barentshavet	R0647BX000	647	2003	HI2003209	13,8	0,039	14,90	21,6	32,4	38,6	0,05	67,2
Barentshavet	R0649BX000	649	2003	HI2003209	22,0	0,042	15,30	25,5	33,5	40,0	0,05	74,9
Barentshavet	R0651BX000	651	2003	HI2003209	18,4	0,043	15,70	24,4	34,5	38,9	0,05	72,9
Barentshavet	R0653BX000	653	2003	HI2003209	8,6	0,042	16,50	19,0	37,3	43,6	0,05	76,3
Barentshavet	R0655BX000	655	2003	HI2003209	10,2	0,047	14,30	22,3	33,4	38,0	0,05	69,5
Barentshavet	R0657BX000	657	2003	HI2003209	6,3	0,020	6,91	11,5	18,0	21,3	0,05	33,4
Barentshavet	R0659BX000	659	2003	HI2003209	2,4	0,020	6,07	13,3	15,9	19,5	0,05	30,4
Barentshavet	R0661BX000	661	2003	HI2003209	2,9	0,030	11,70	13,9	30,4	35,4	0,05	55,0
Barentshavet	R0663BX000	663	2003	HI2003209	1,0	0,017	4,12	10,0	10,4	13,9	0,05	21,6
Barentshavet	R0665BX000	665	2003	HI2003209	2,8	0,027	8,35	13,8	20,1	24,9	0,05	40,7
Barentshavet	R0667BX000	667	2003	HI2003209	10,9	0,037	8,94	15,6	24,1	28,0	0,05	47,5
Barentshavet	R0669BX000	669	2003	HI2003209	8,2	0,044	14,40	20,5	32,3	38,6	0,05	68,0
Barentshavet	R0671BX000	671	2003	HI2003209	12,9	0,043	16,00	24,5	37,1	44,3	0,05	76,4
Barentshavet	R0673BX000	673	2003	HI2003209	19,8	0,063	7,98	10,3	22,8	26,7	0,05	46,1
Barentshavet	R0675BX000	675	2003	HI2003209	17,9	0,038	12,20	15,2	33,7	36,9	0,05	59,7
Barentshavet	R0677BX000	677	2003	HI2003209	13,9	0,053	24,40	14,9	42,1	46,8	0,20	96,0

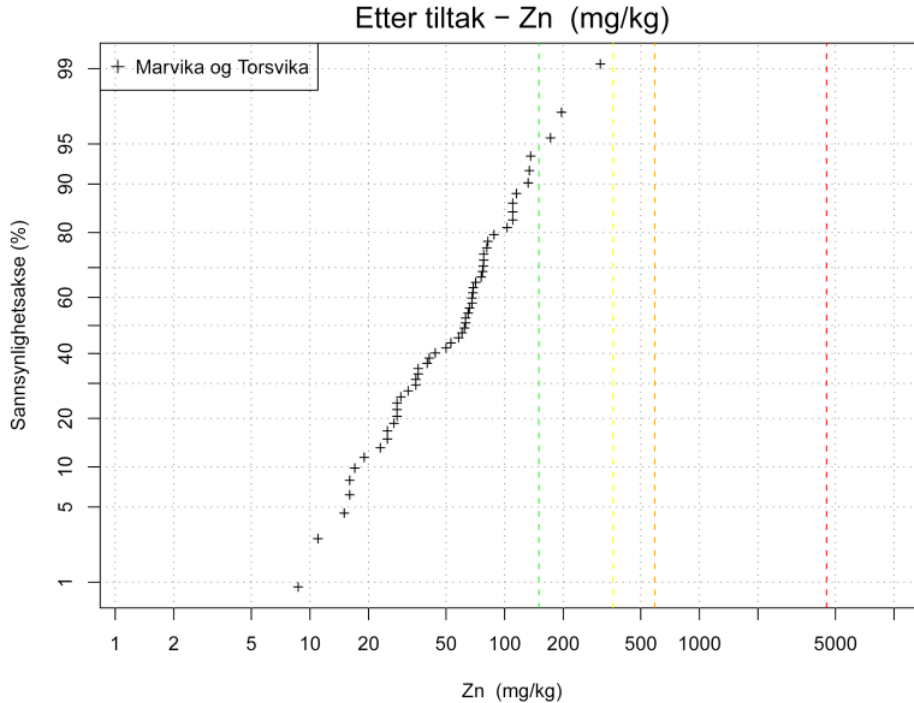
Vedlegg

Barentshavet	R0679BX000	679	2003	HI2003209	105,0	0,057	16,10	23,3	35,4	40,7	0,05	84,7
Barentshavet	R0681BX000	681	2003	HI2003209	13,2	0,039	8,63	13,4	19,9	24,6	0,05	40,7

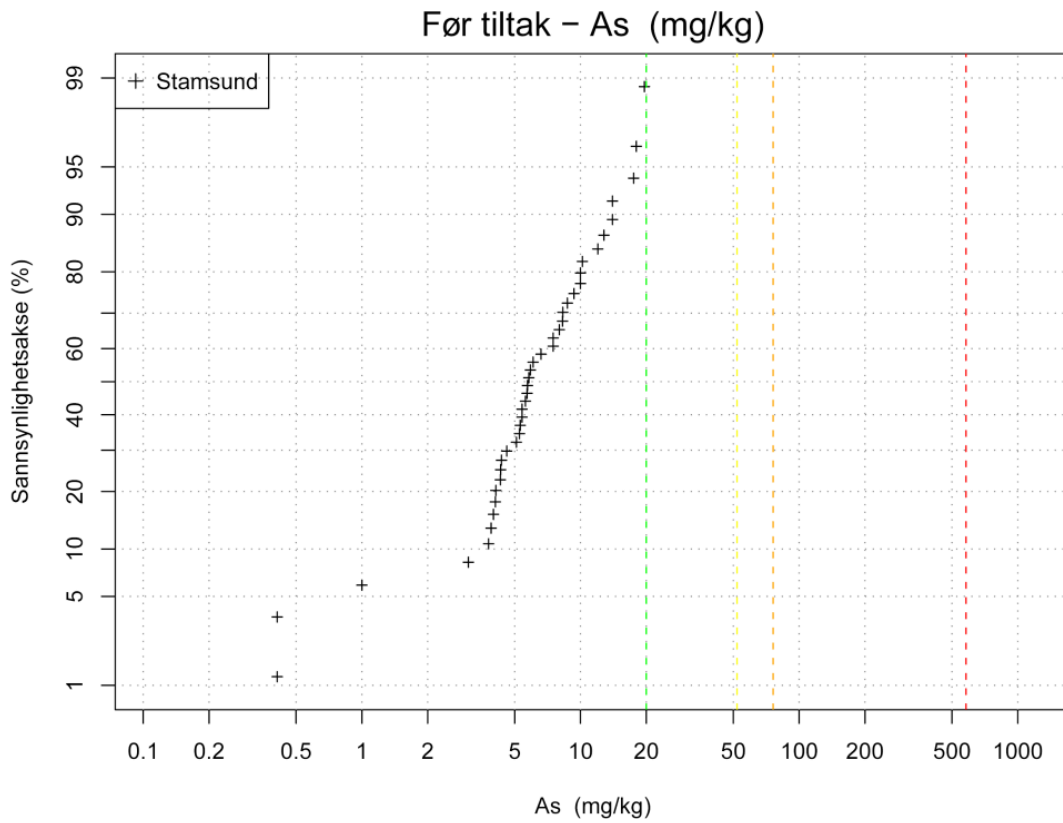
Vedlegg B: Kumulative frekvensfordelingsplott



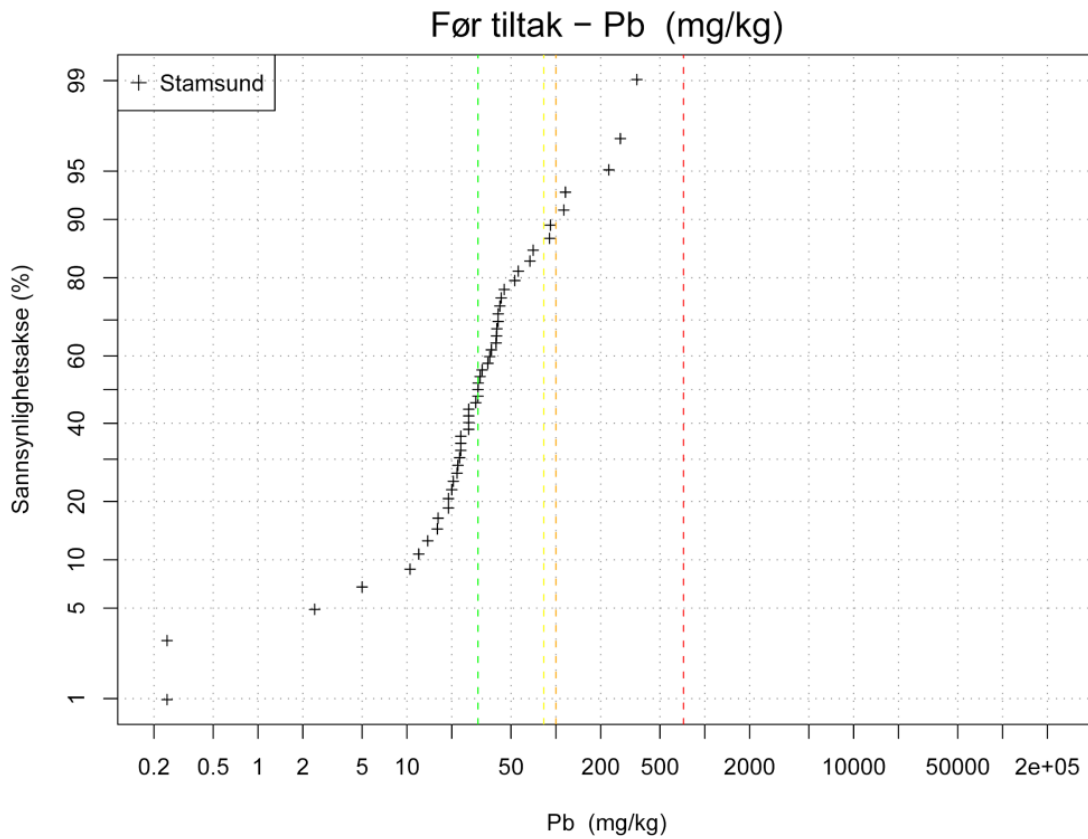
Figur 123 – Kumulativ frekvensfordeling for arsen (mg/kg) i Kristiansand etter mudring.



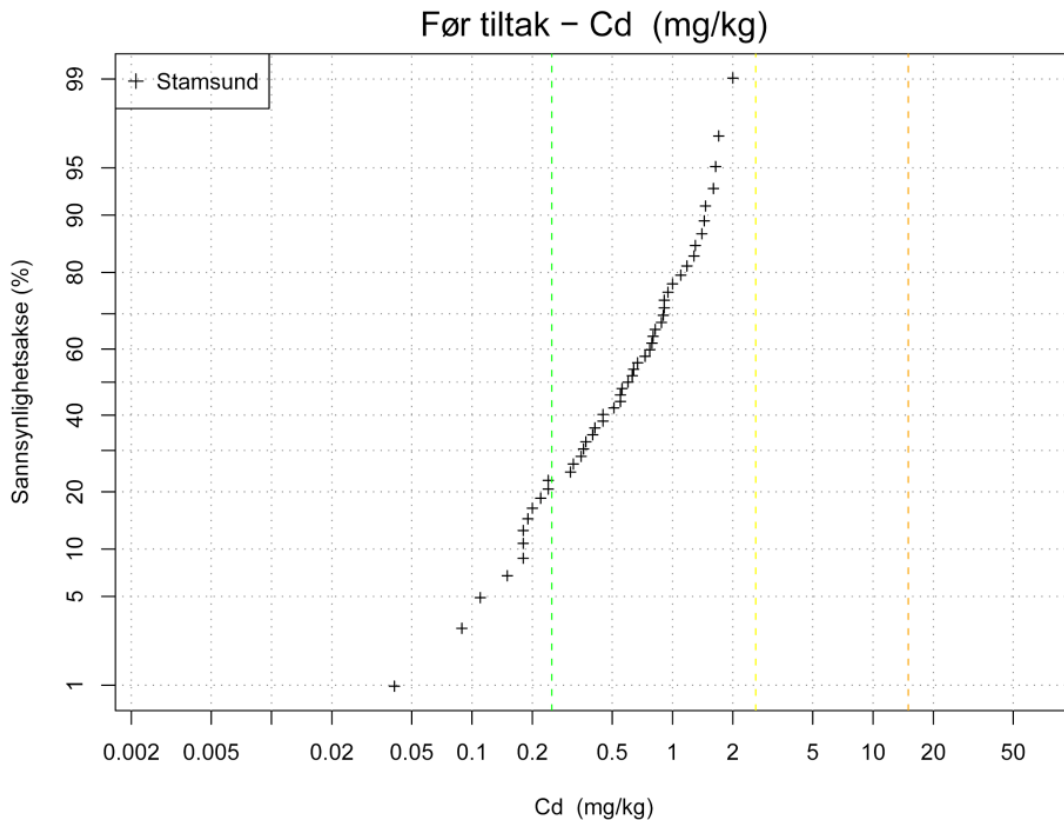
Figur 124 – Kumulativ frekvensfordeling for sink (mg/kg) i Kristiansand etter mudring.



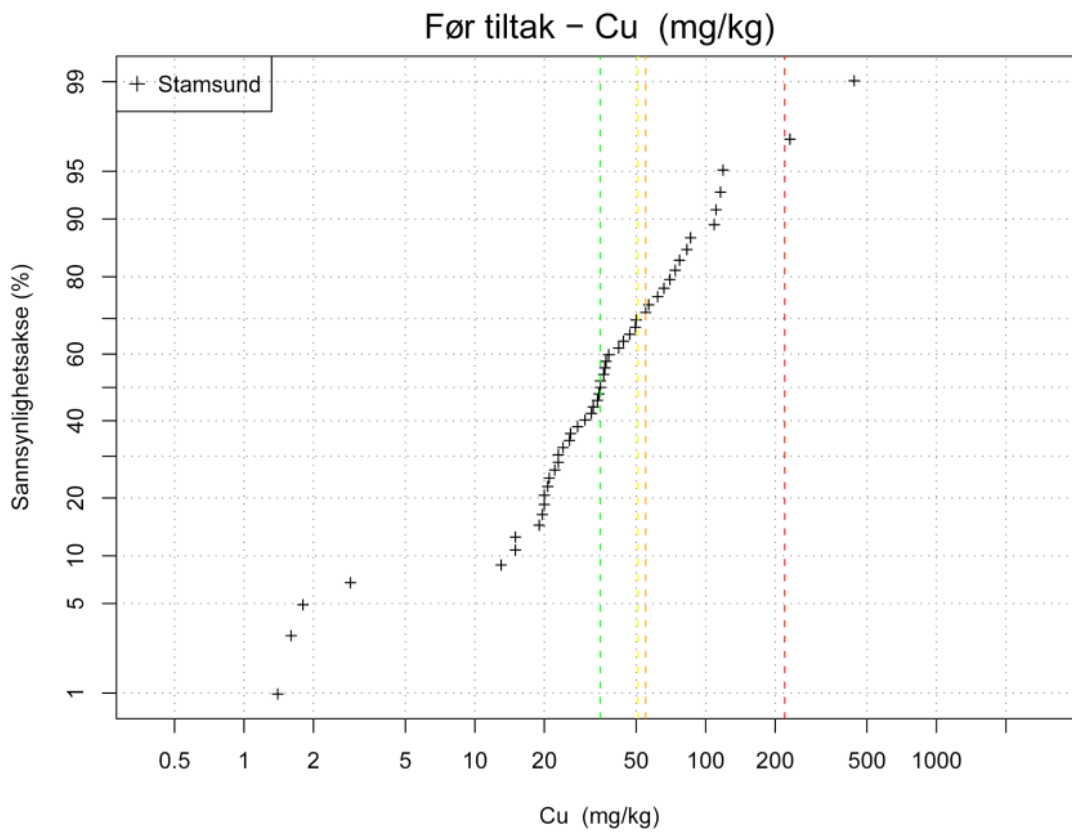
Figur 125– Kumulativ frekvensfordeling for arsen (mg/kg) før mudring i Stamsund havn.



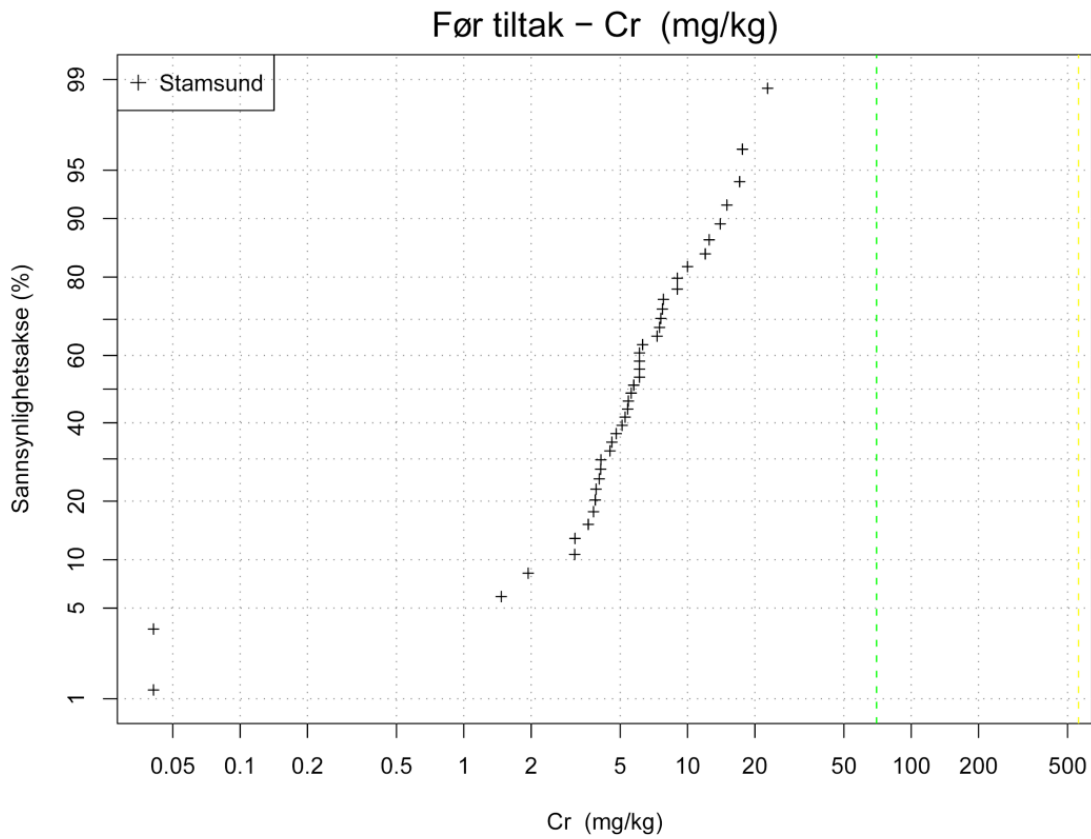
Figur 126 – Kumulativ frekvensfordeling for bly (mg/kg) før mudring i Stamsund havn.



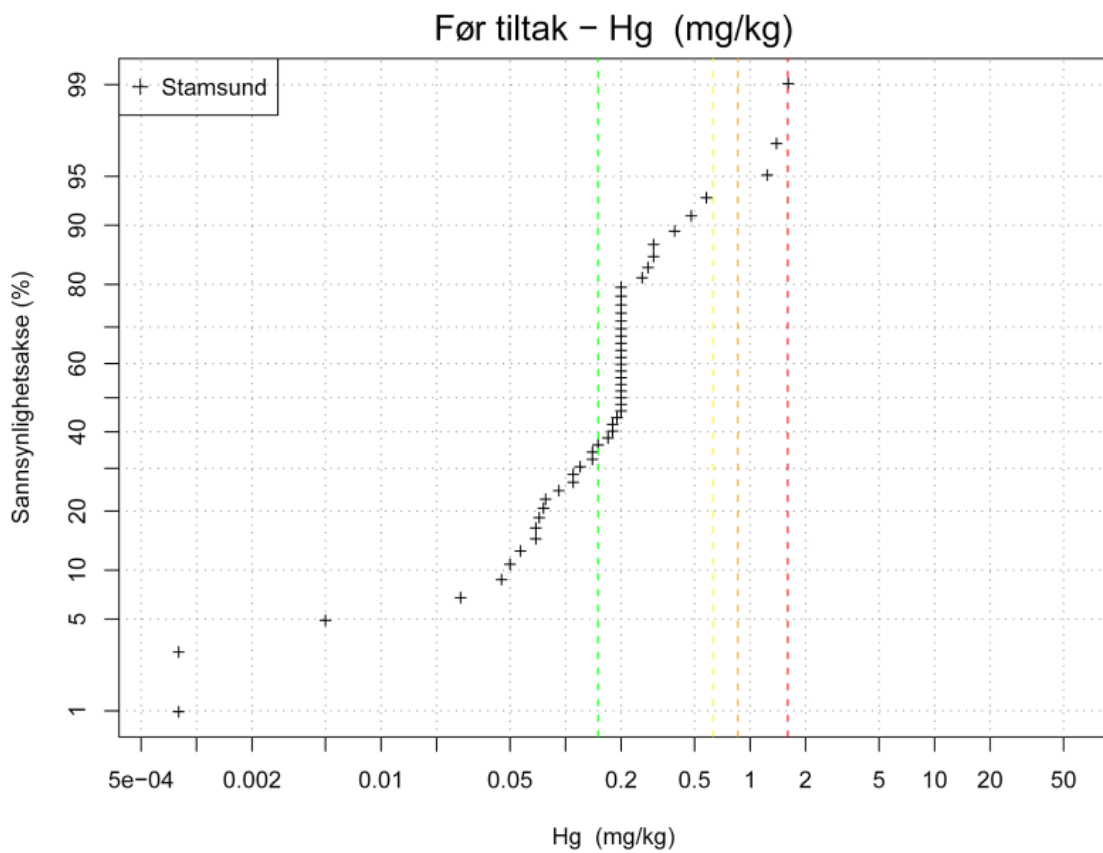
Figur 127 – Kumulativ frekvensfordeling for kadmium (mg/kg) før mudring i Stamsund havn.



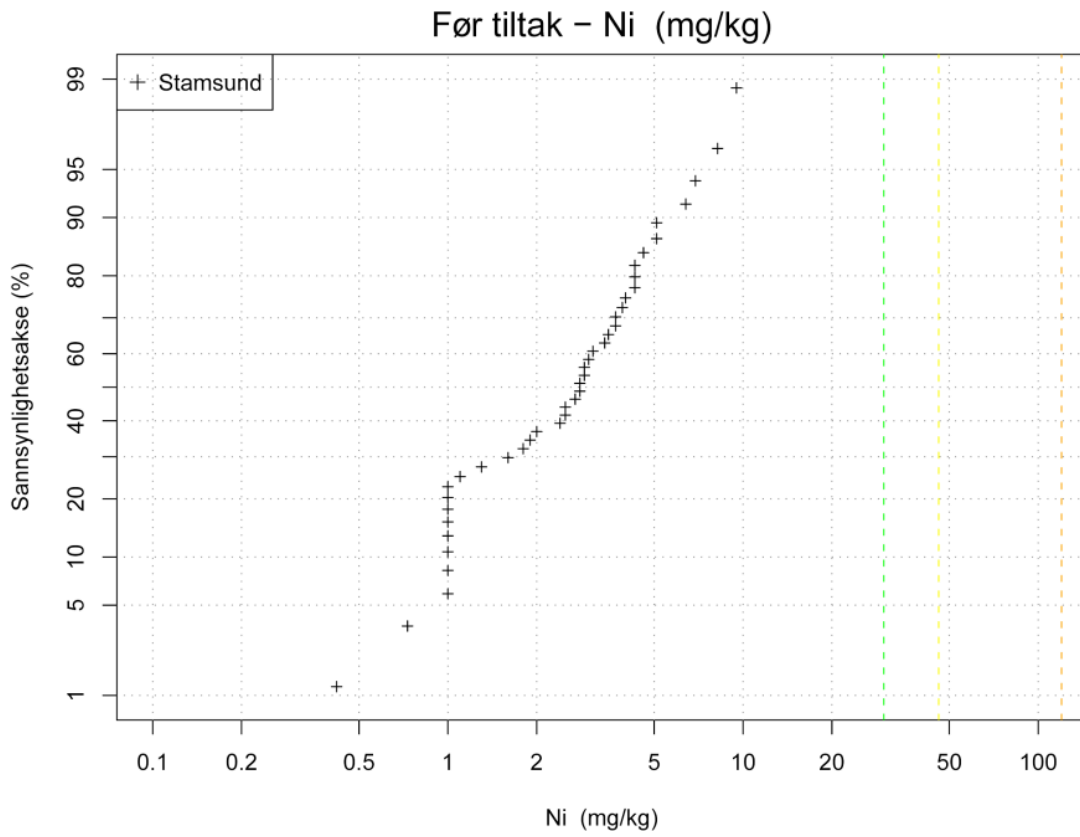
Figur 128 – Kumulativ frekvensfordeling for kobber (mg/kg) før mudring i Stamsund havn.



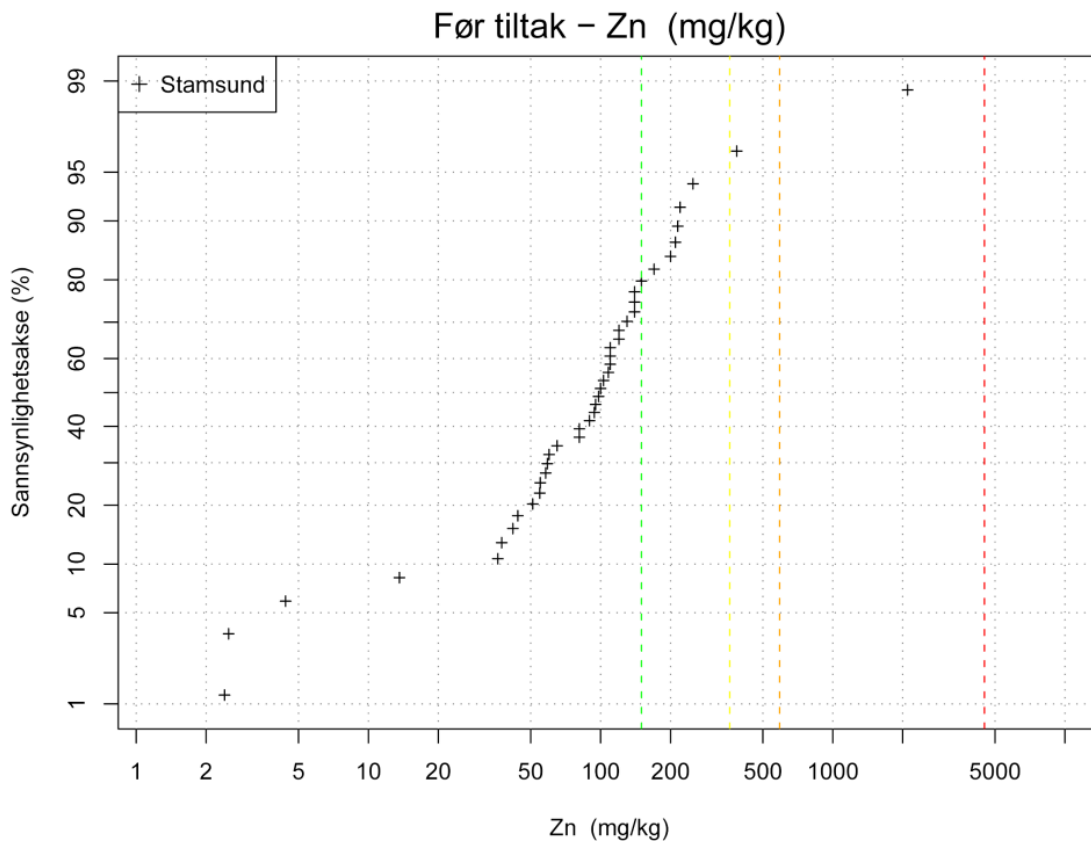
Figur 129 – Kumulativ frekvensfordeling for krom (mg/kg) før mudring i Stamsund havn.



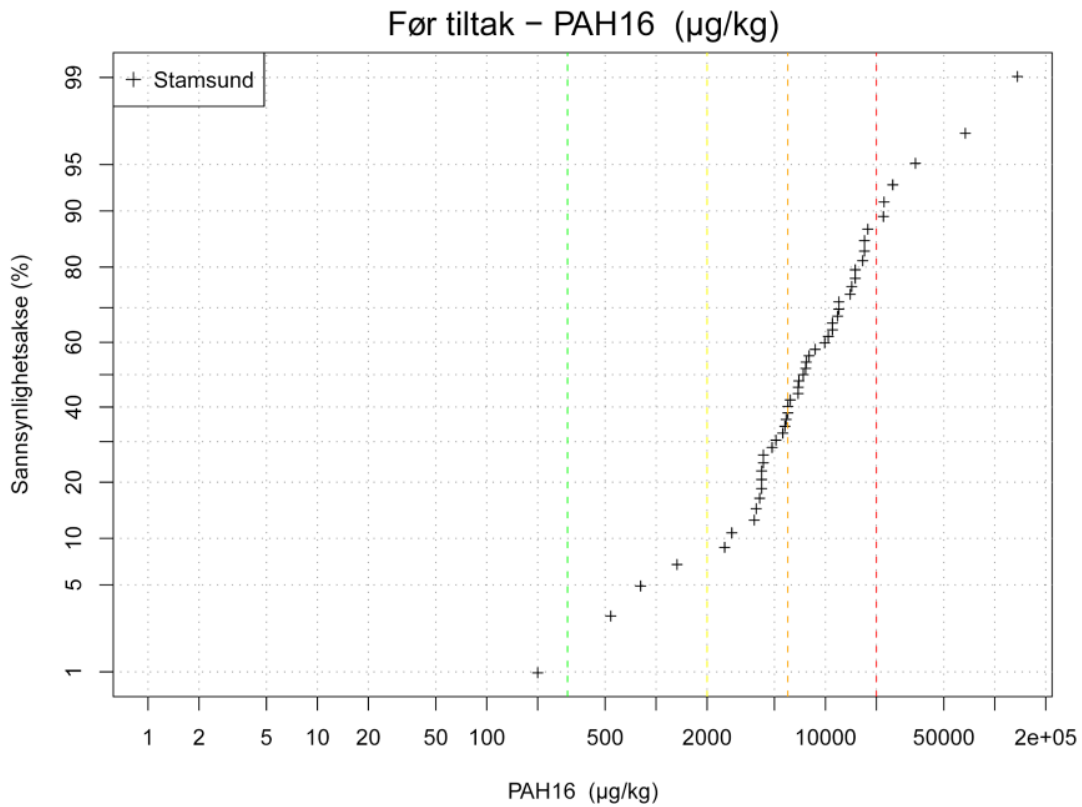
Figur 130 – Kumulativ frekvensfordeling for kvikksølv (mg/kg) før mudring i Stamsund havn.



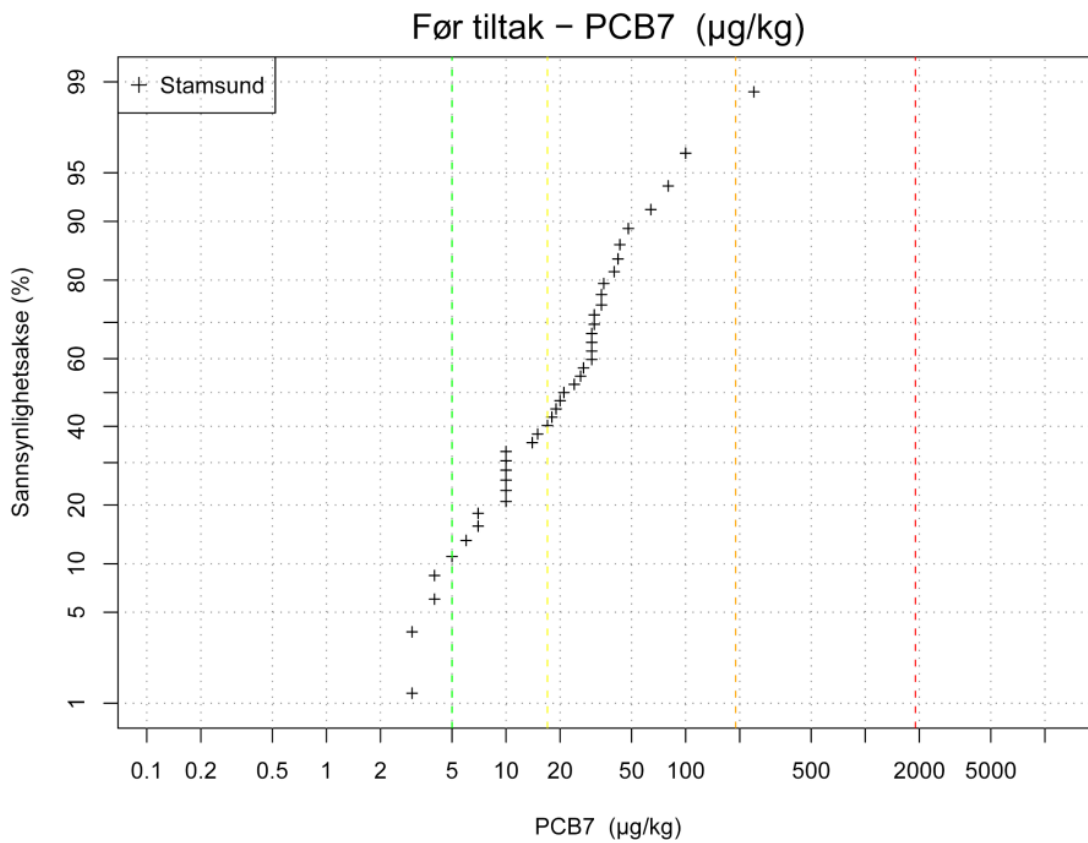
Figur 131 – Kumulativ frekvensfordeling for nikkel (mg/kg) før mudring i Stamsund havn.



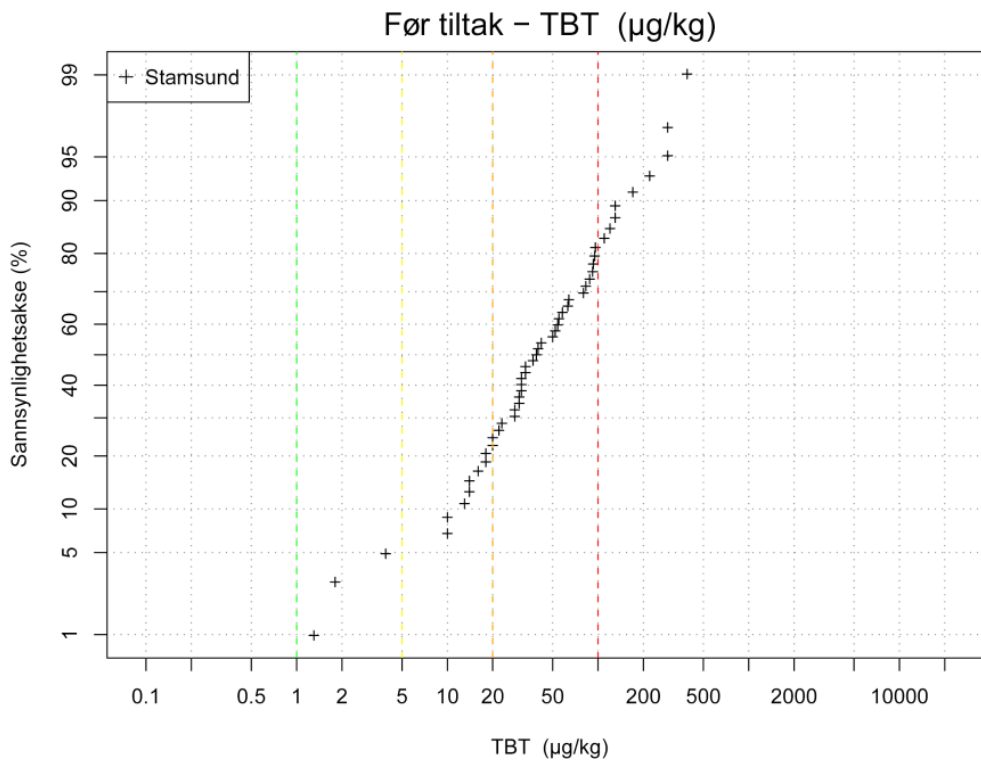
Figur 132 – Kumulativ frekvensfordeling for sink (mg/kg) før mudring i Stamsund havn.



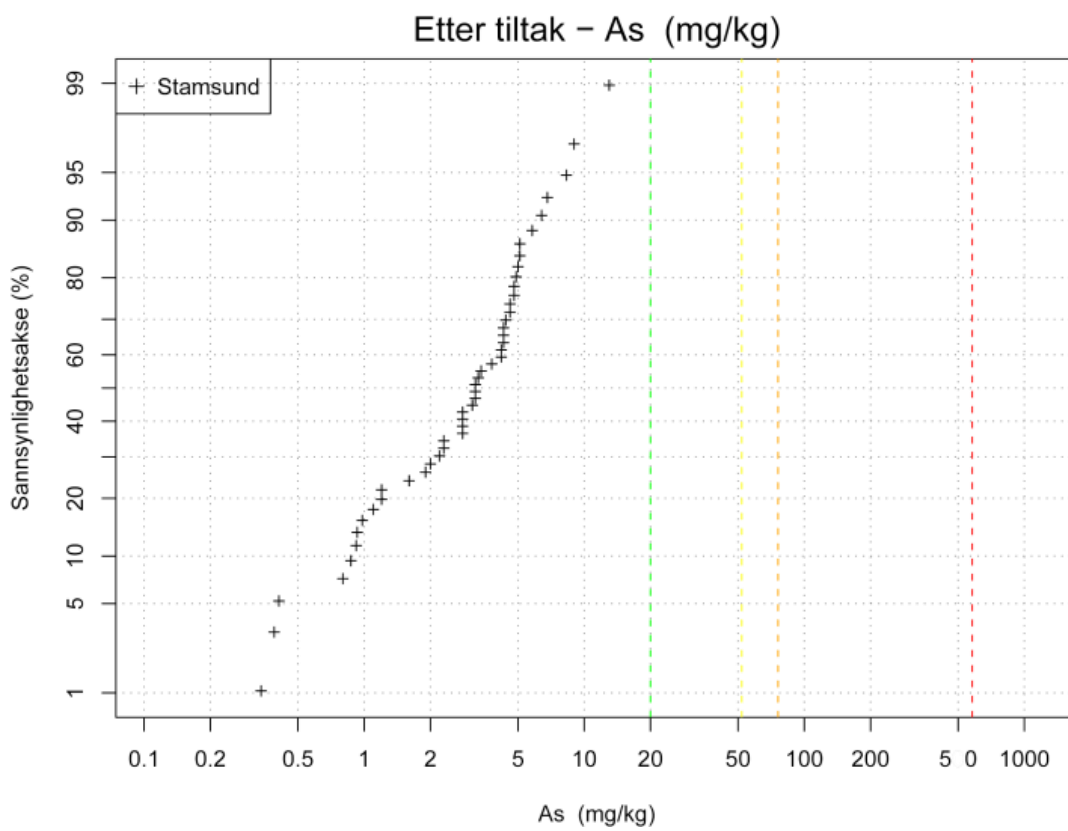
Figur 133 – Kumulativ frekvensfordeling for PAH₁₆ (µg/kg) før mudring i Stamsund havn.



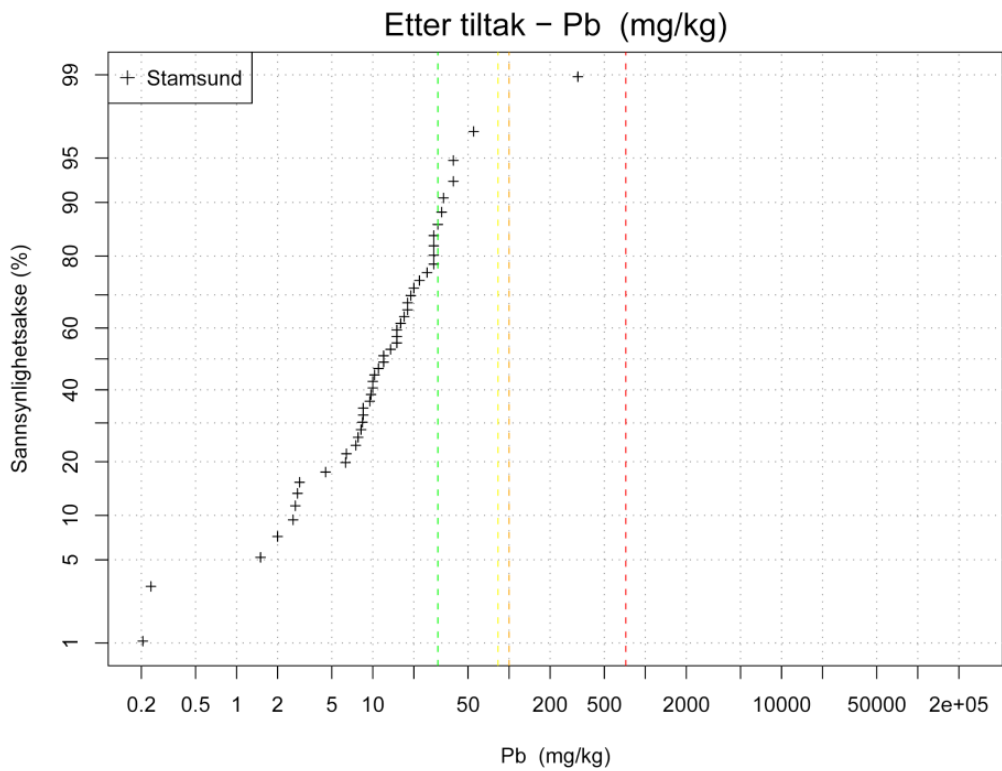
Figur 134 – Kumulativ frekvensfordeling for PCB₇ (µg/kg) før mudring i Stamsund havn.



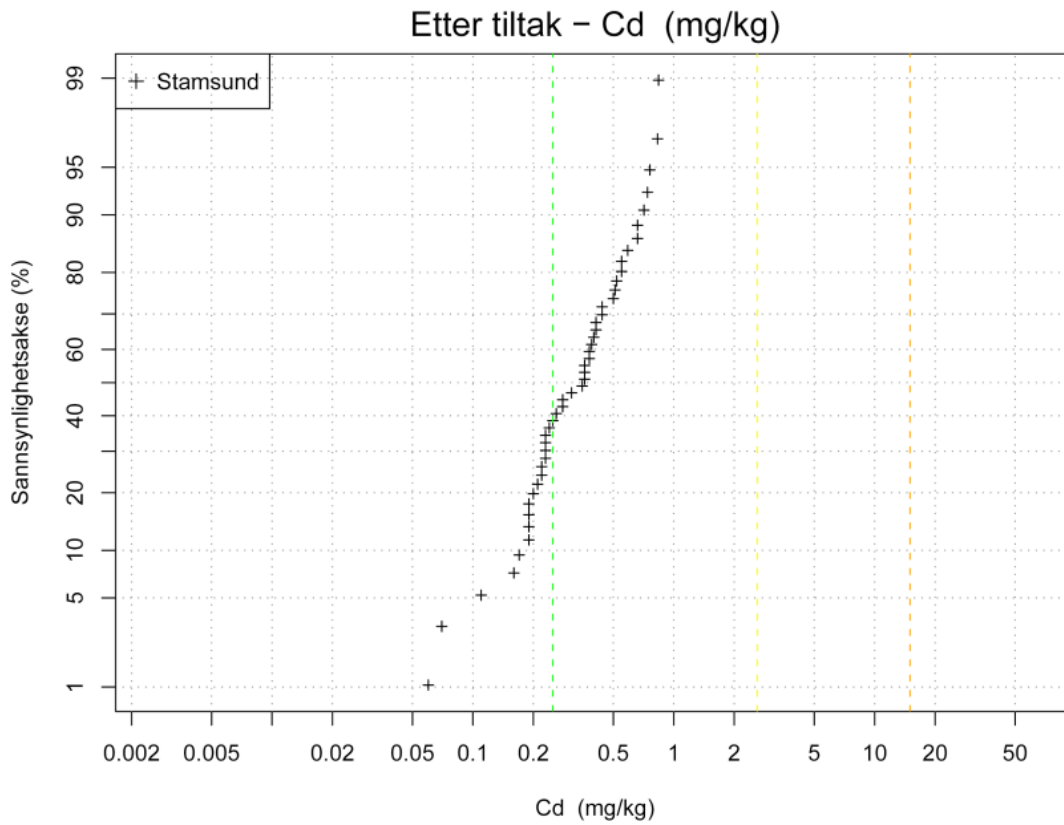
Figur 135 – Kumulativ frekvensfordeling for TBT ($\mu\text{g}/\text{kg}$) før mudring i Stamsund havn.



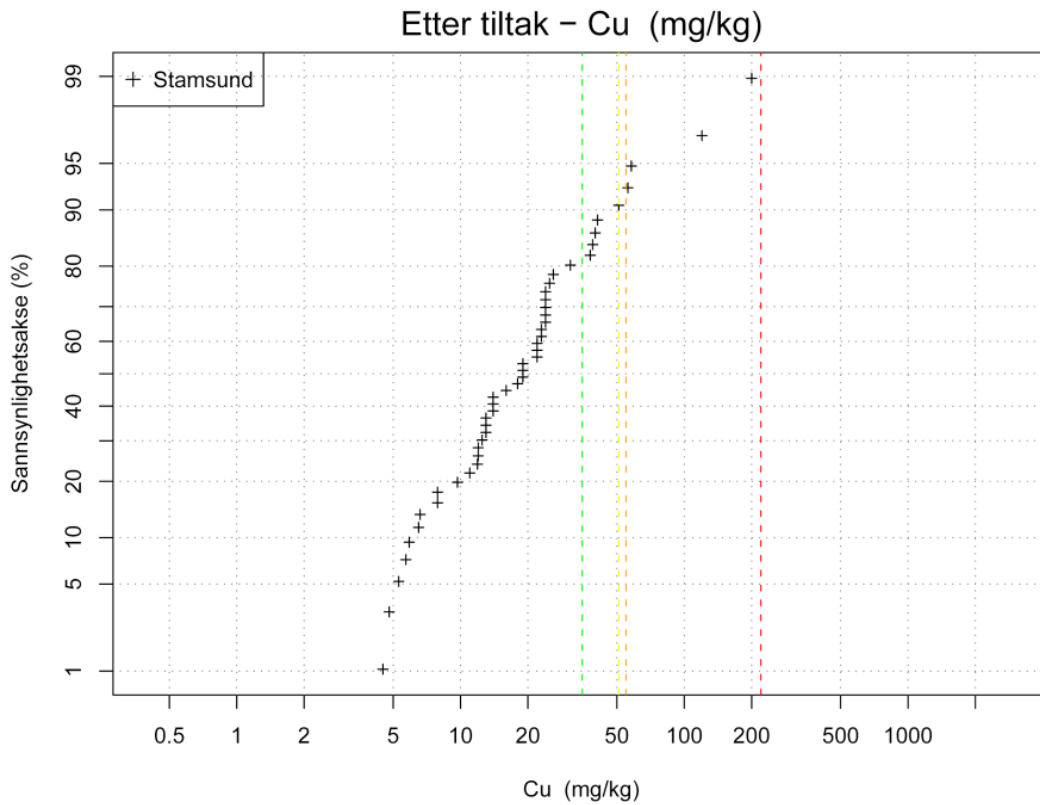
Figur 136 – Kumulativ frekvensfordeling for arsen (mg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



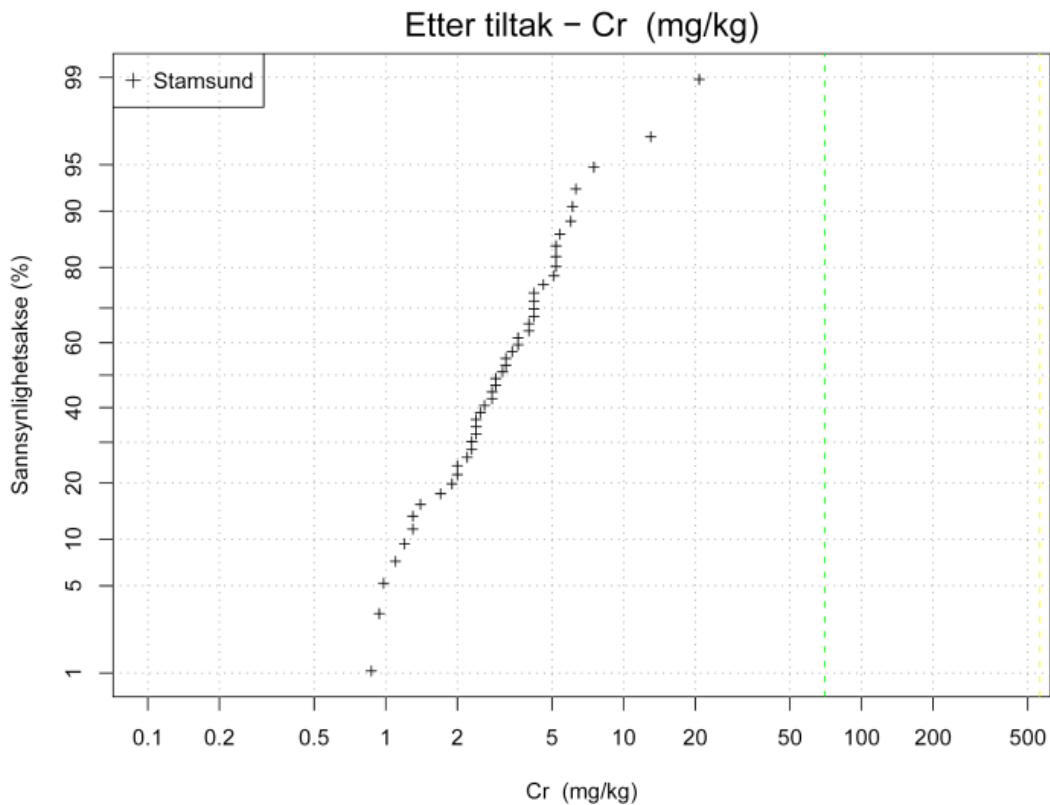
Figur 137 – Kumulativ frekvensfordeling for bly (mg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



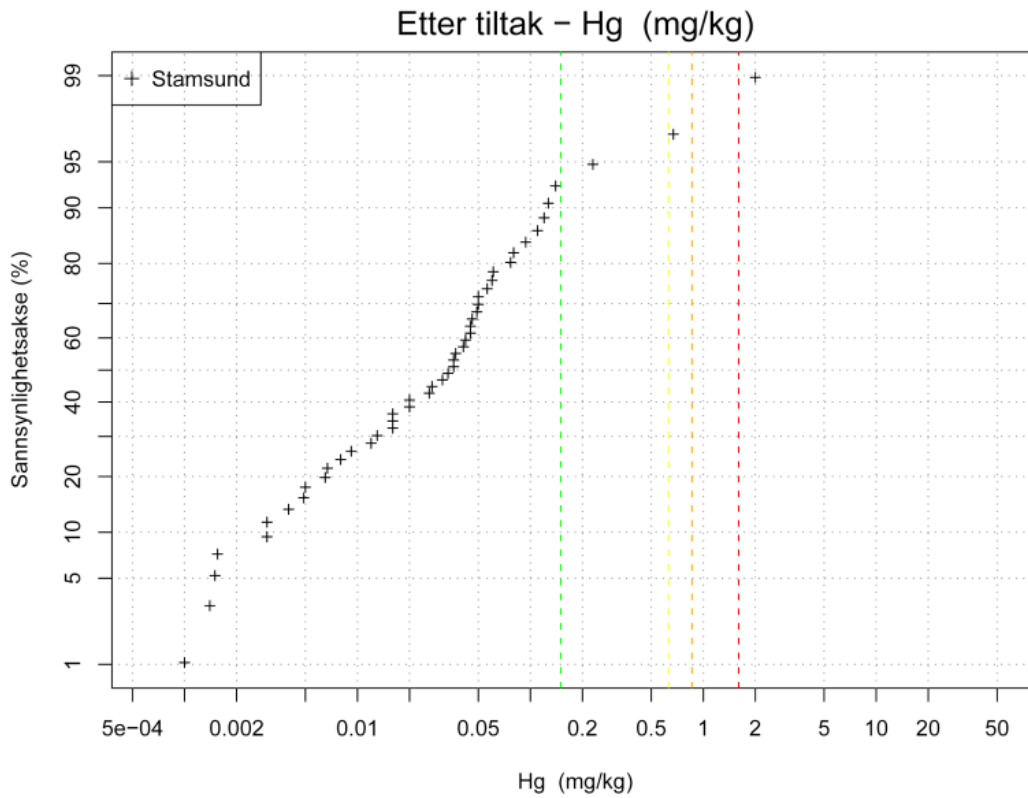
Figur 138 – Kumulativ frekvensfordeling for kadmium (mg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



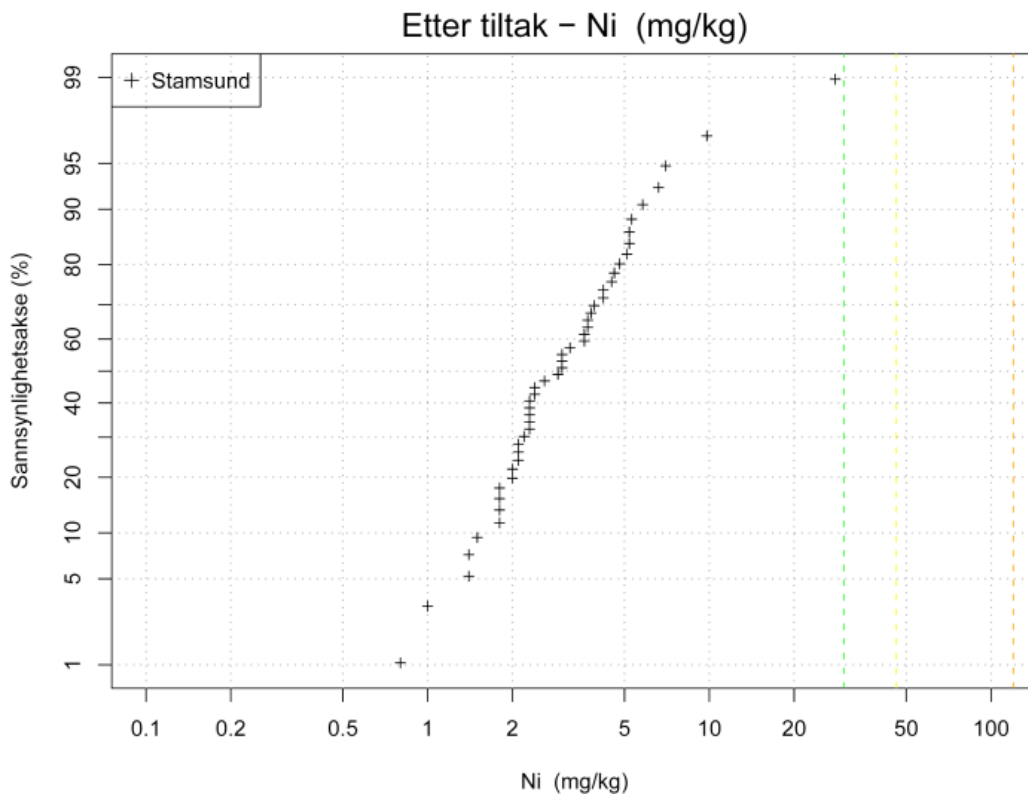
Figur 139 – Kumulativ frekvensfordeling for kobber (mg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



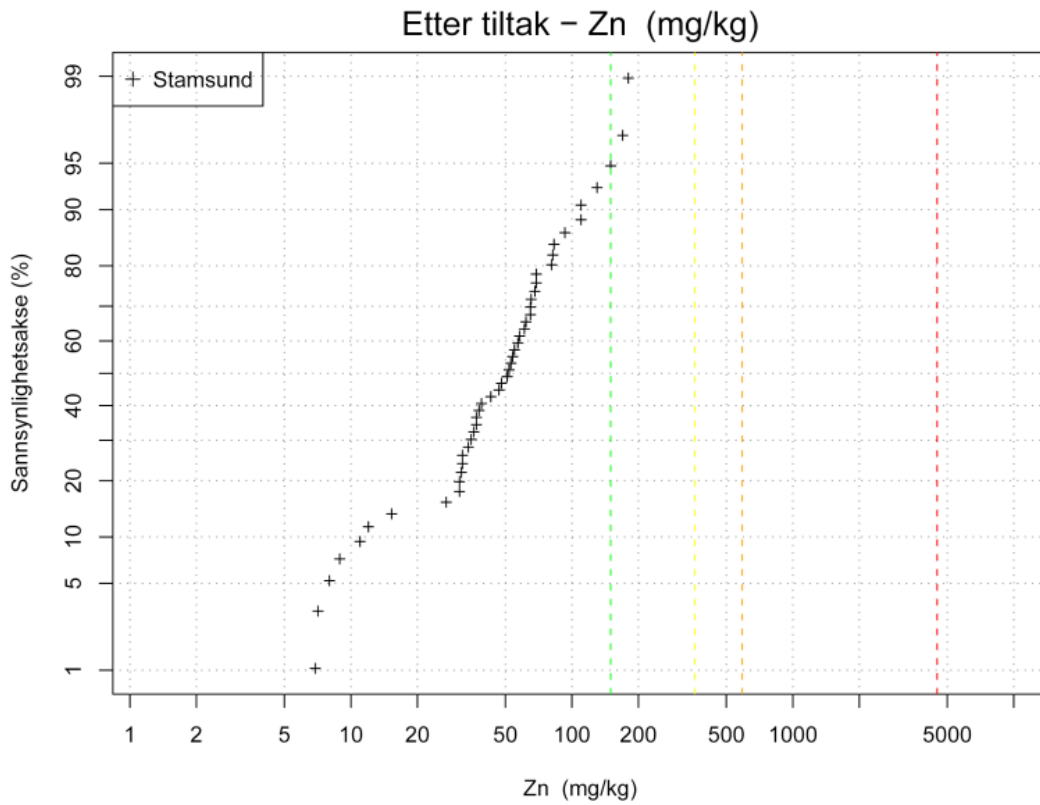
Figur 140 – Kumulativ frekvensfordeling for krom (mg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



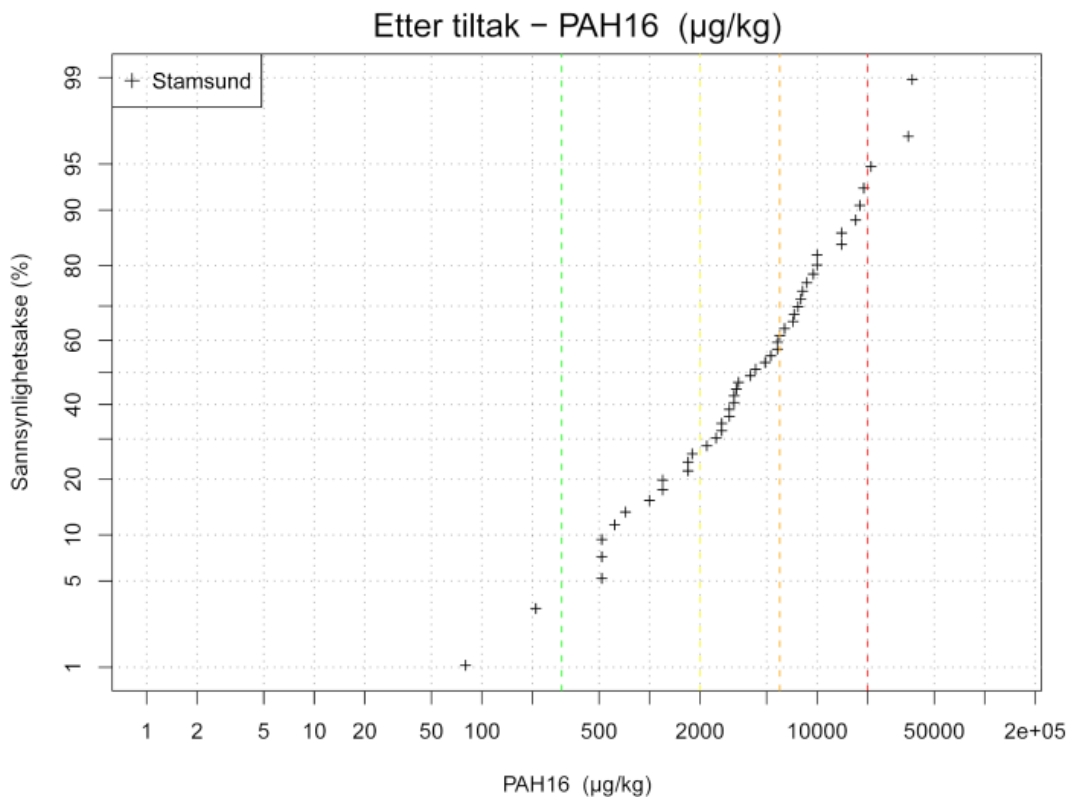
Figur 141 – Kumulativ frekvensfordeling for kvikksølv (mg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



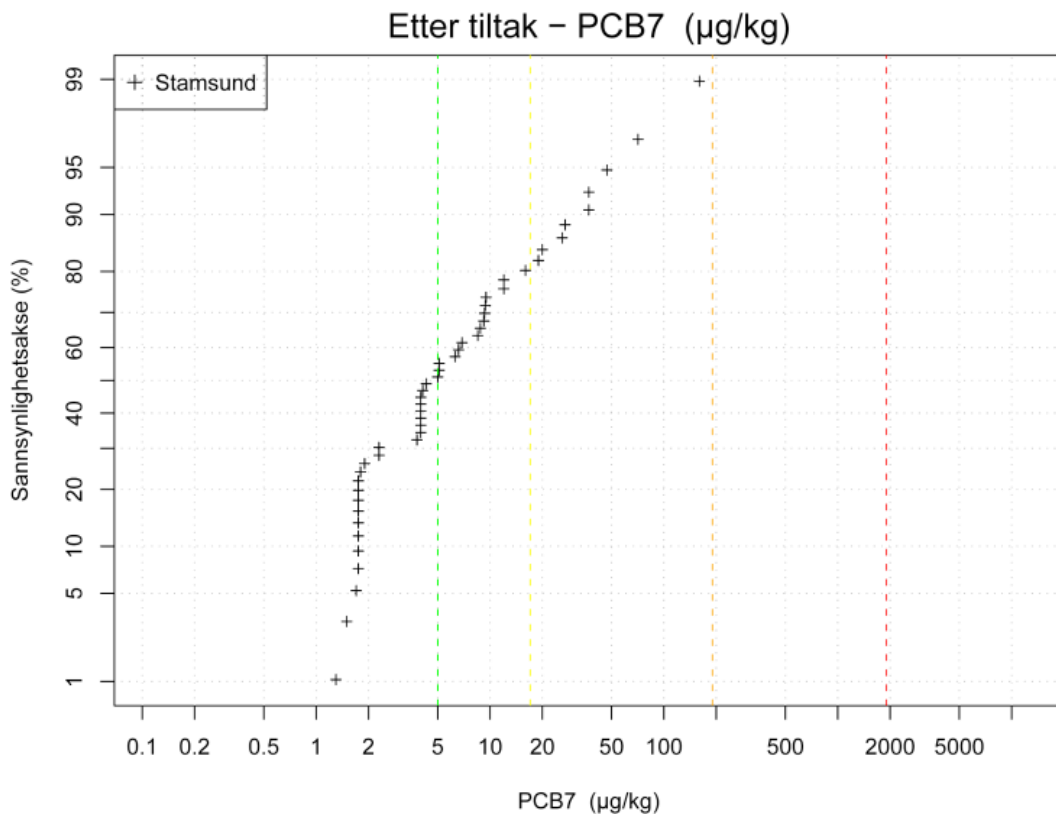
Figur 142 - Kumulativ frekvensfordeling for nikkell (mg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



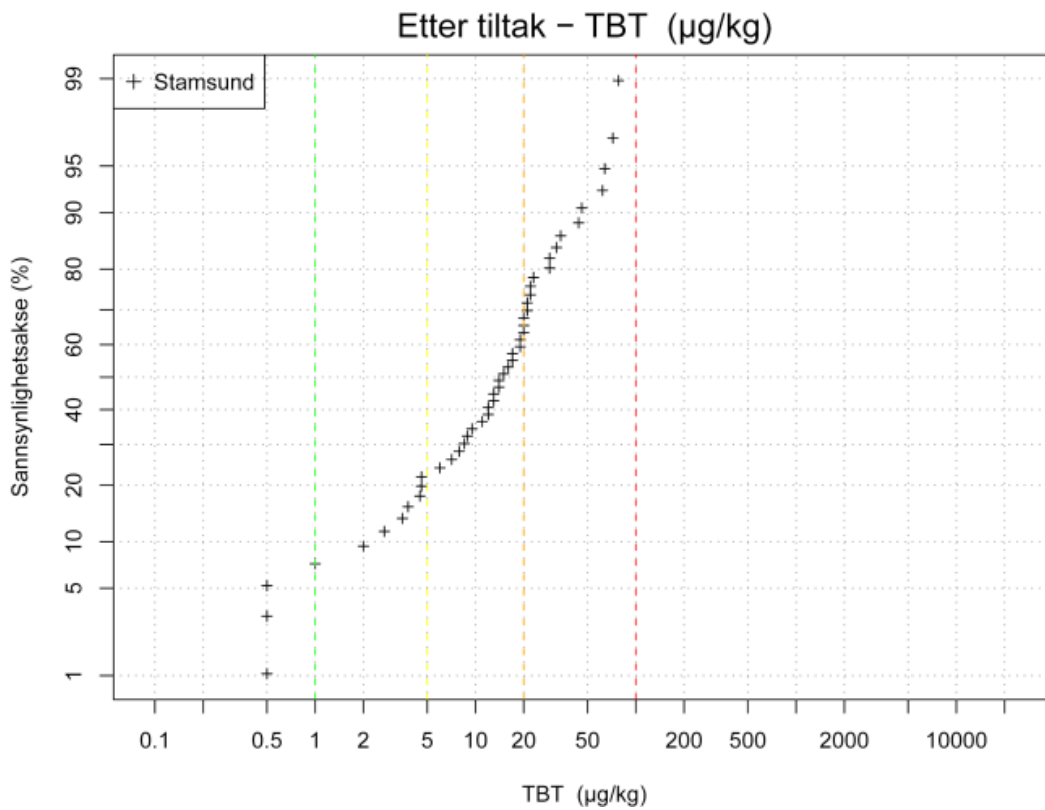
Figur 143 – Kumulativ frekvensfordeling for sink (mg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



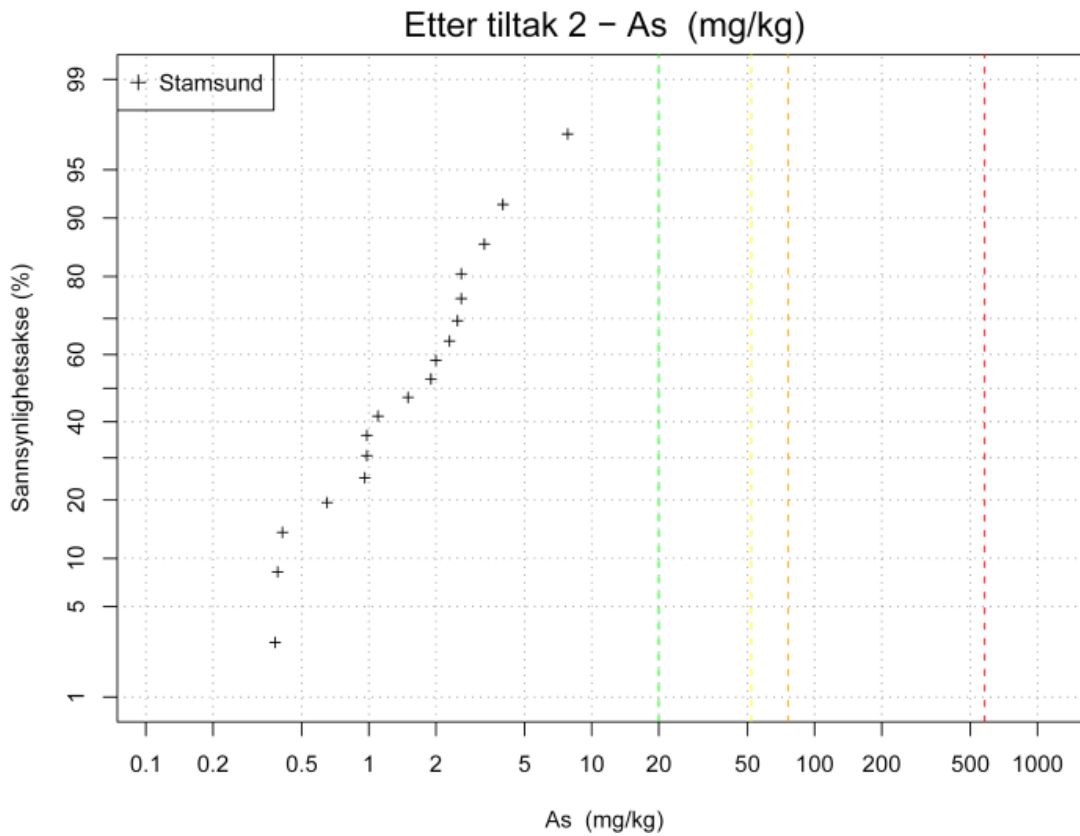
Figur 144 – Kumulativ frekvensfordeling for PAH₁₆ (µg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



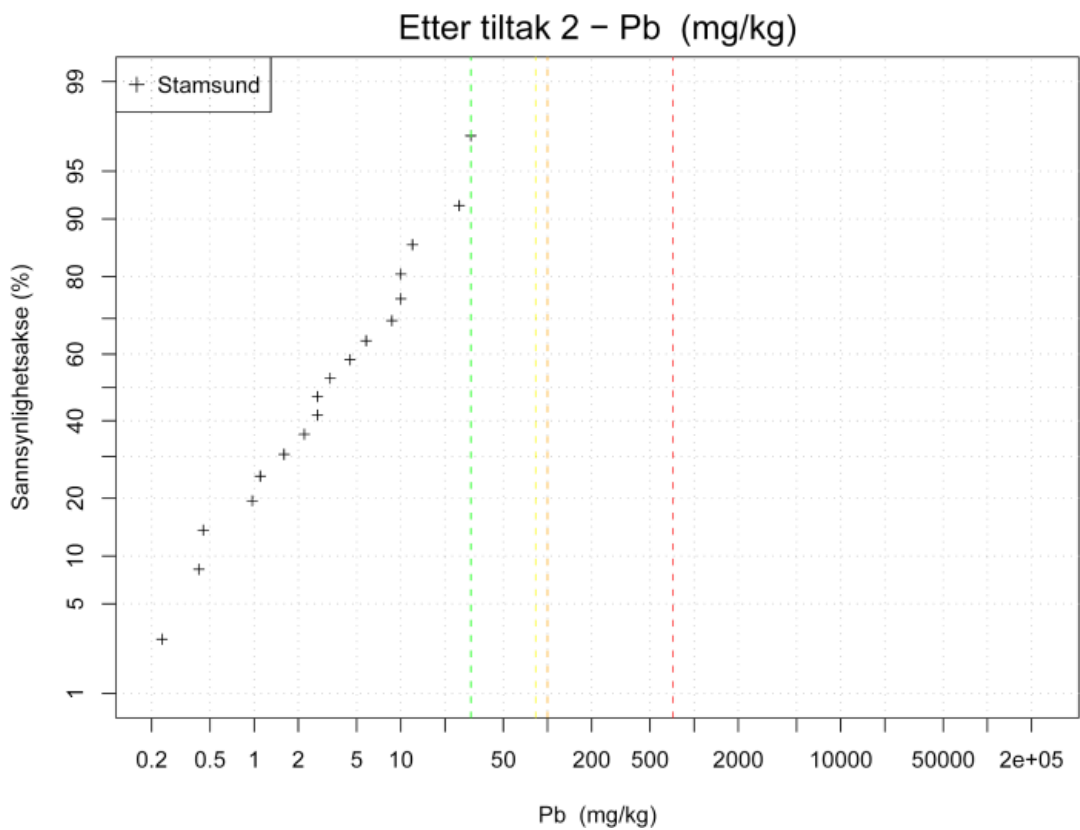
Figur 145 – Kumulativ frekvensfordeling for PCB₇ (µg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



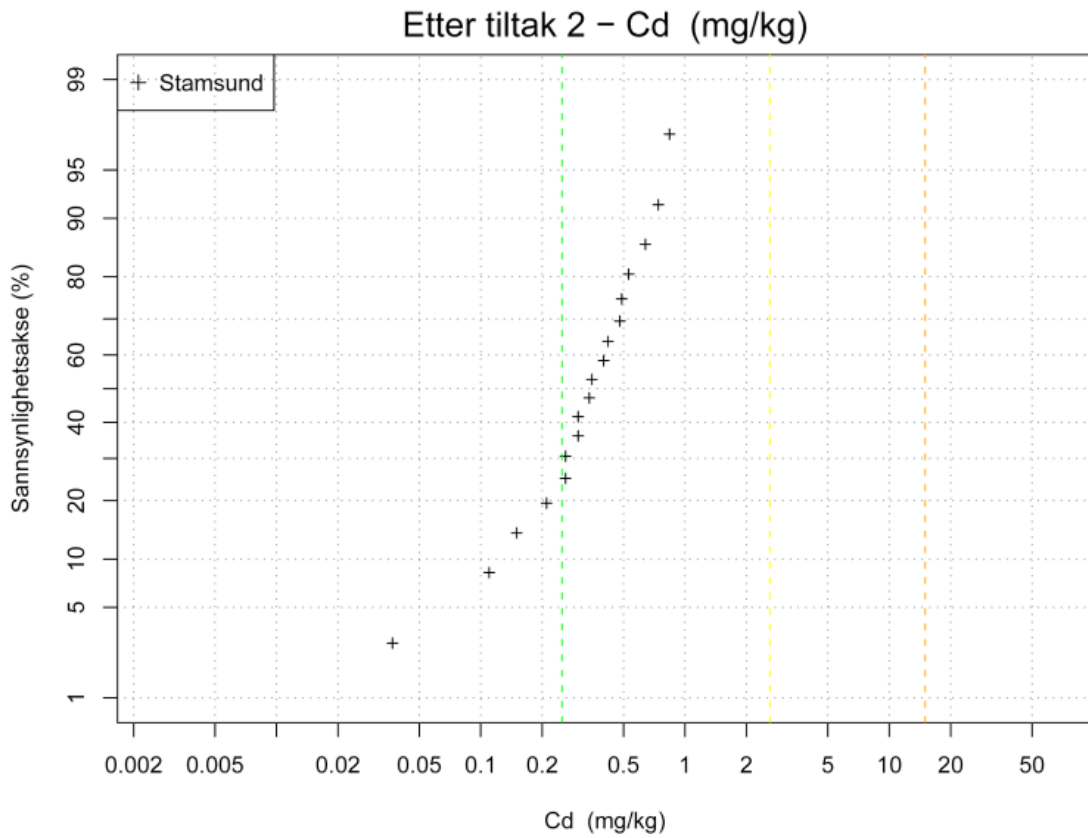
Figur 146 – Kumulativ frekvensfordeling for TBT (µg/kg) etter førstegangsmudring i Stamsund havn.



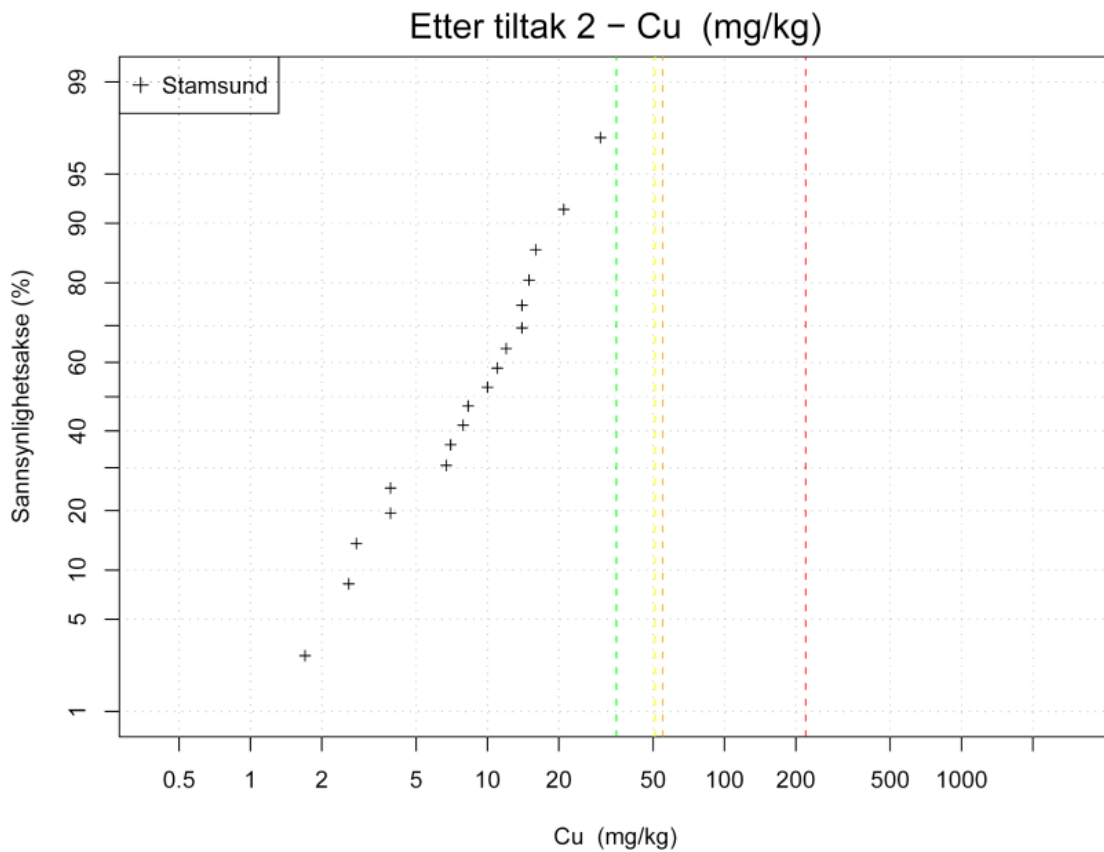
Figur 147 – Kumulativ frekvensfordeling for arsen (mg/kg) remudring i Stamsund havn.



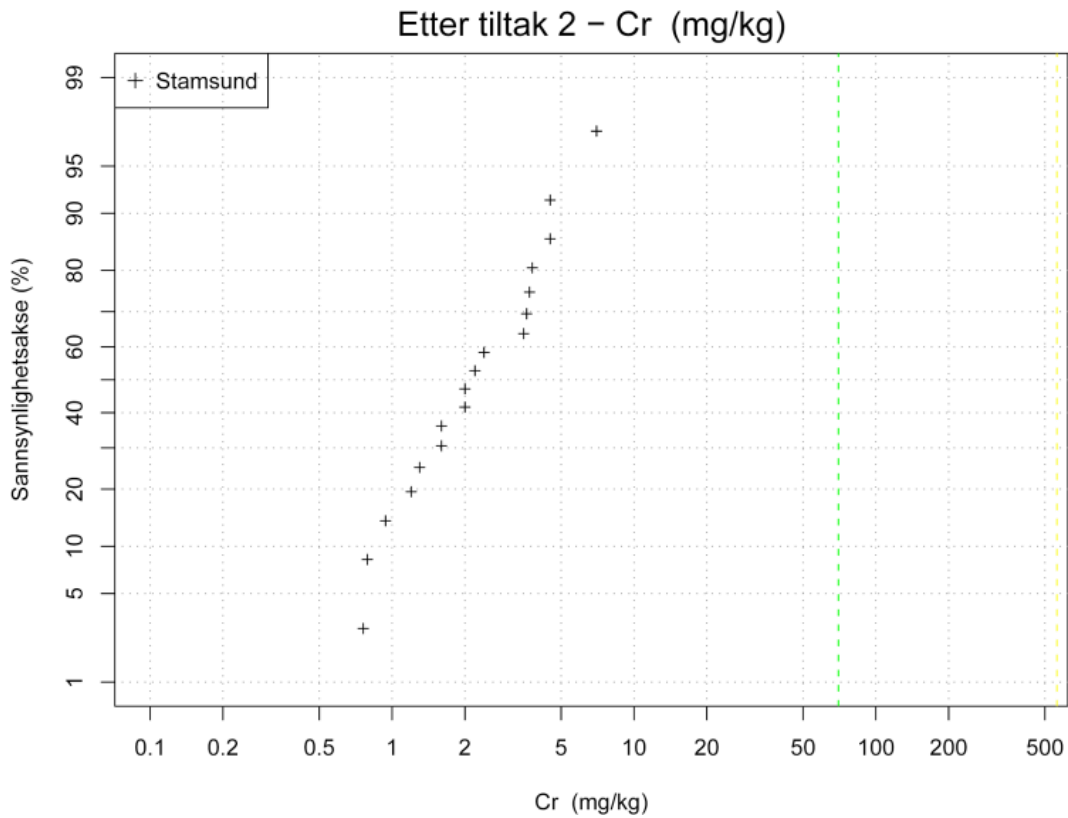
Figur 148 – Kumulativ frekvensfordeling for bly (mg/kg) remudring i Stamsund havn.



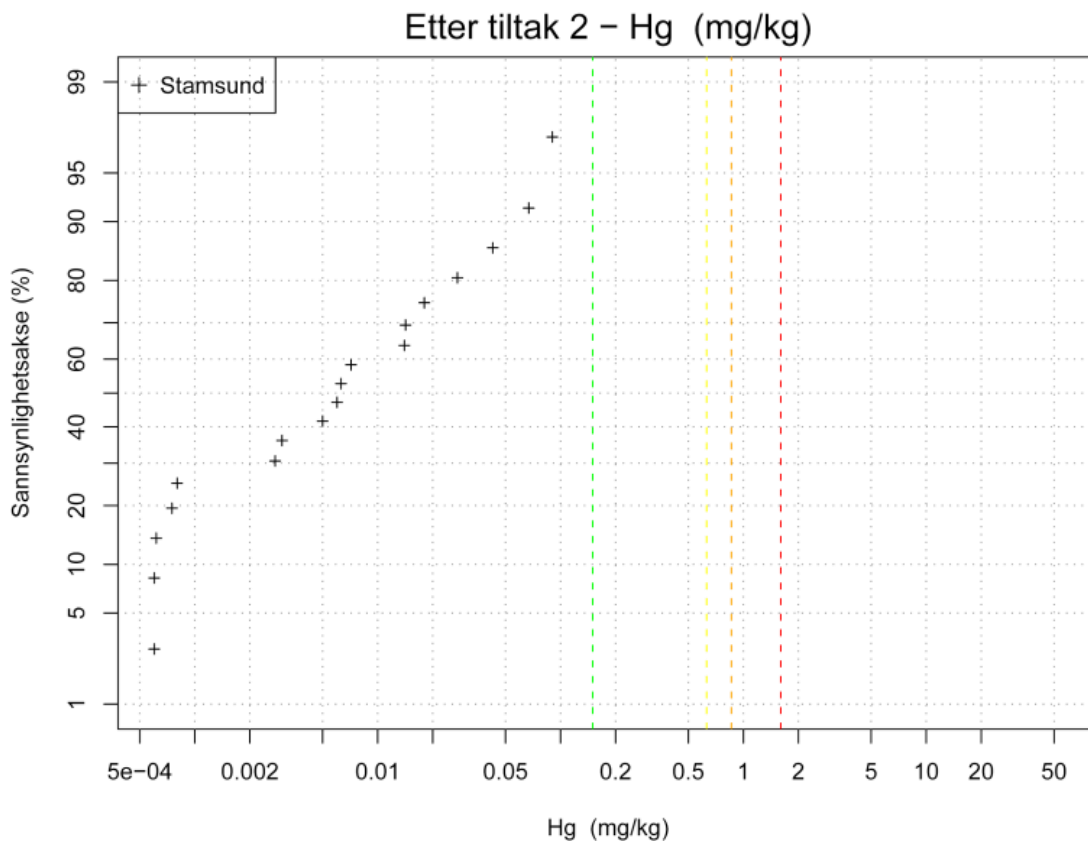
Figur 149 – Kumulativ frekvensfordeling for kadmium (mg/kg) etter remudring i Stamsund havn.



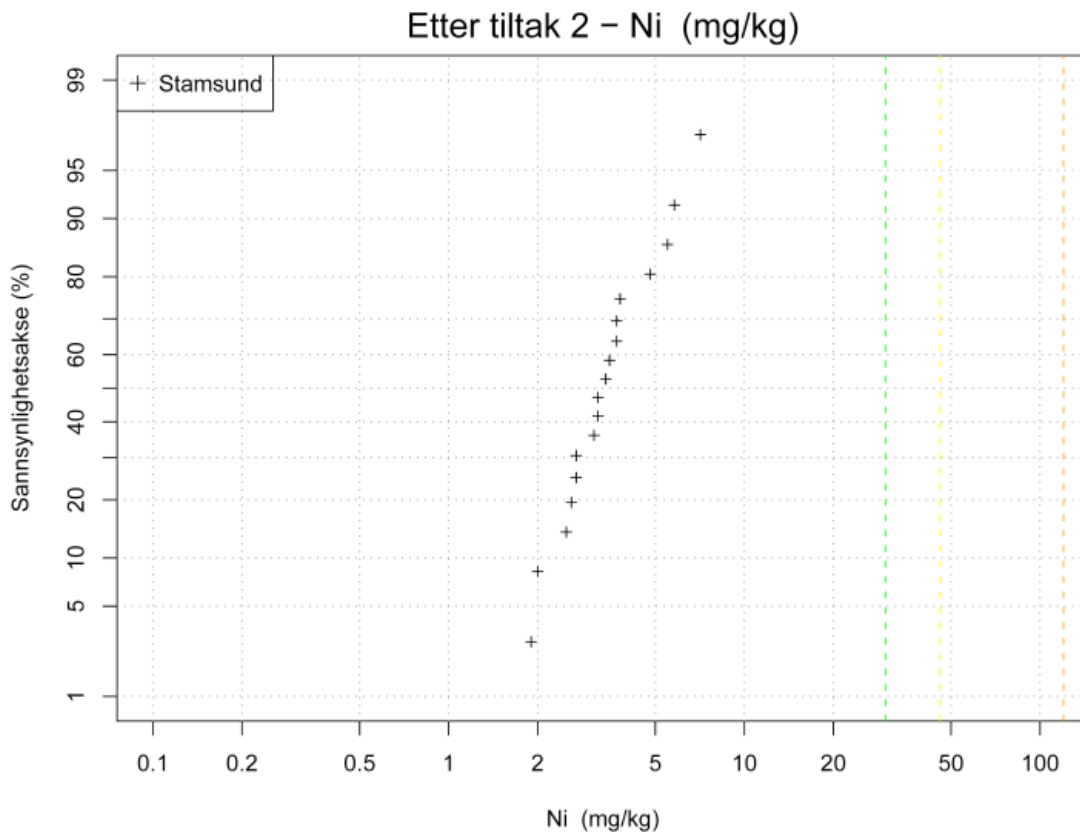
Figur 150 – Kumulativ frekvensfordeling for kobber (mg/kg) etter remudring i Stamsund havn.



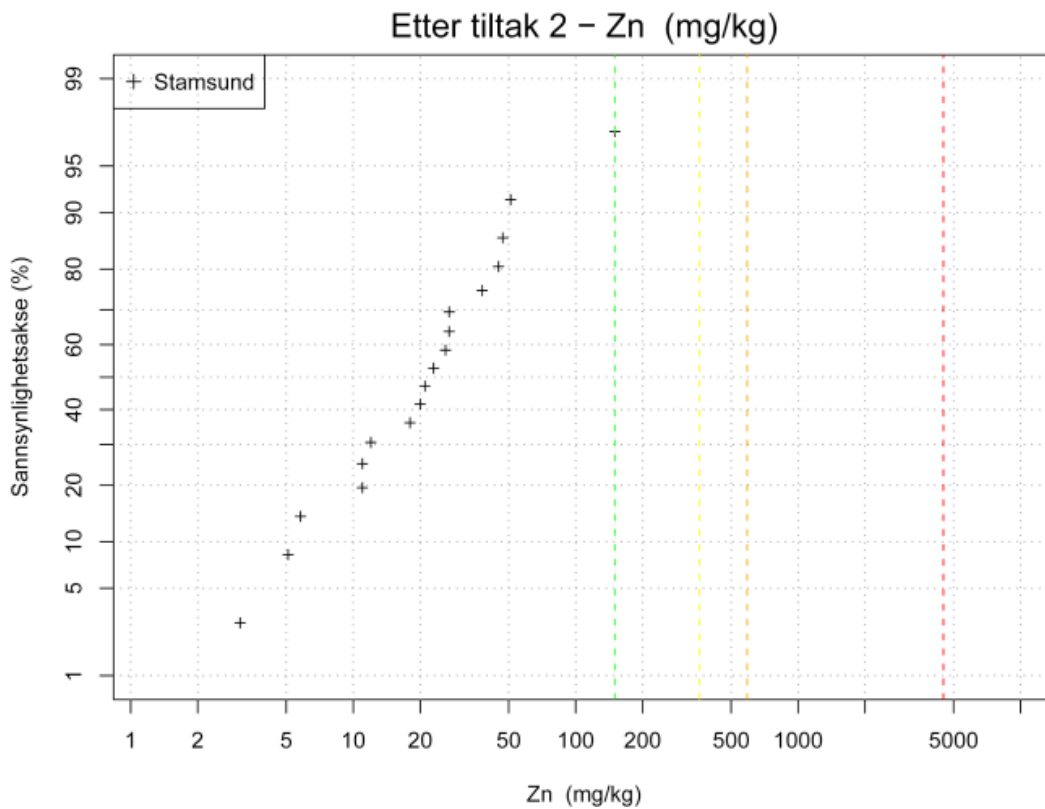
Figur 151 – Kumulativ frekvensfordeling for krom (mg/kg) etter remudring i Stamsund havn.



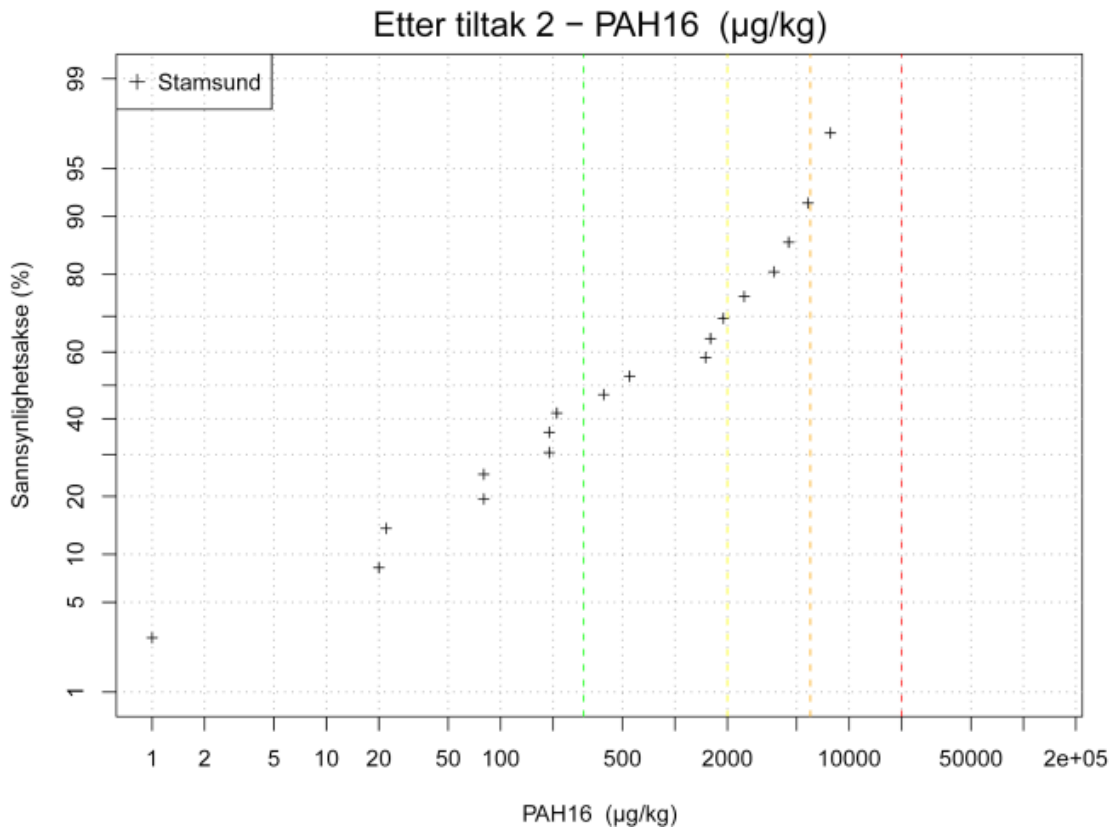
Figur 152 – Kumulativ frekvensfordeling for kvikksølv (mg/kg) etter remudring i Stamsund havn.



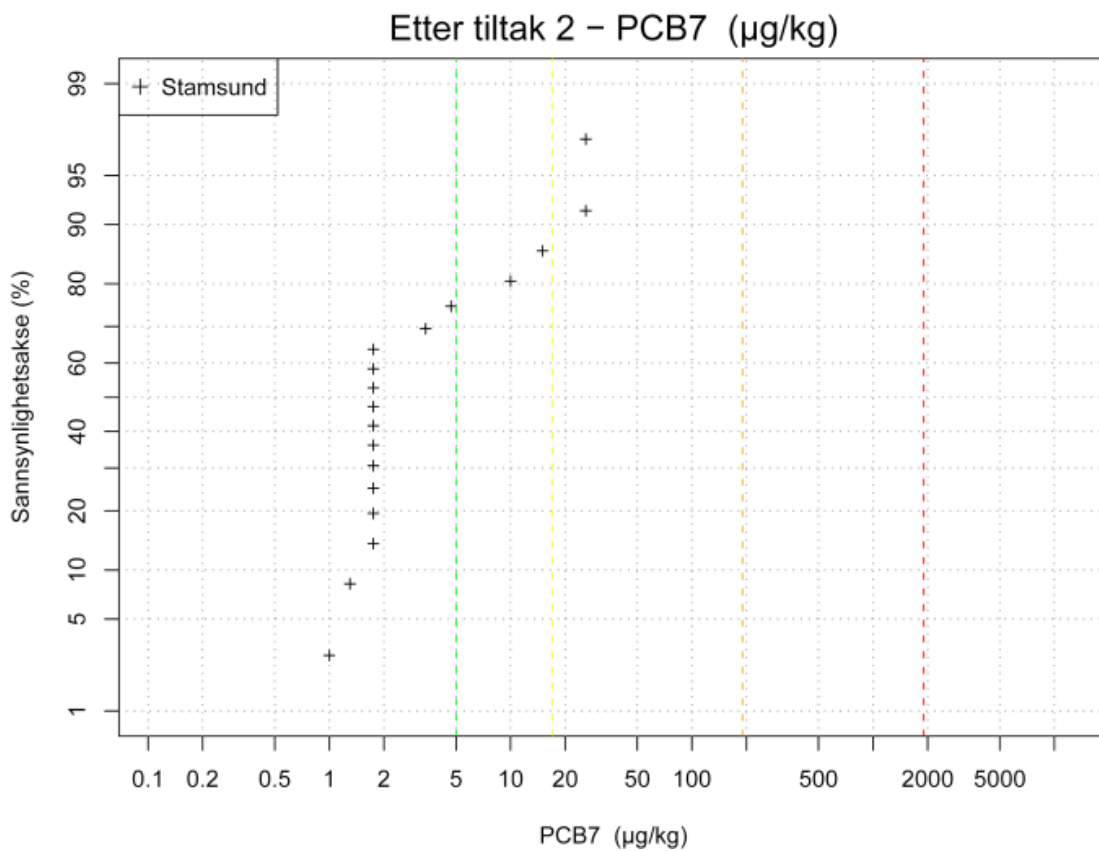
Figur 153 – Kumulativ frekvensfordeling for nikkel (mg/kg) etter remdring i Stamsund havn.



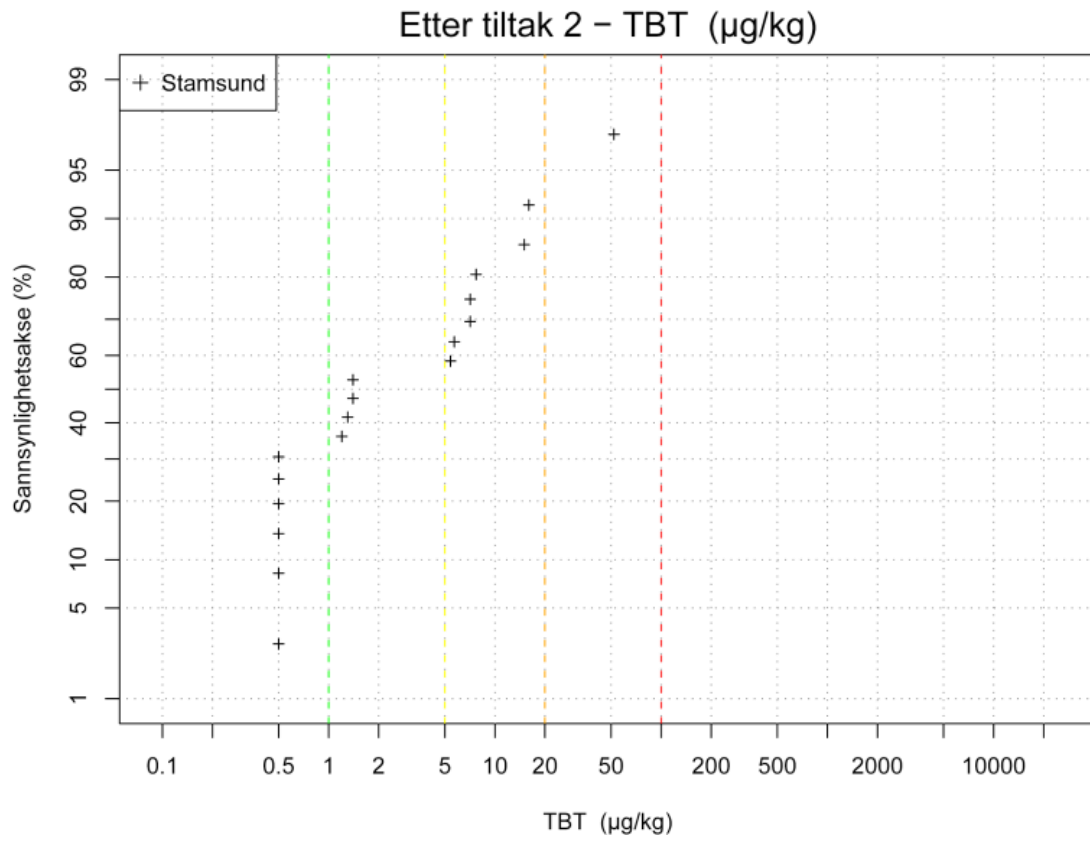
Figur 154 – Kumulativ frekvensfordeling for sink (mg/kg) etter remdring i Stamsund havn.



Figur 155 – Kumulativ frekvensfordeling for PAH₁₆ (µg/kg) etter remediering i Stamsund havn.



Figur 156 – Kumulativ frekvensfordeling for PCB₇ (µg/kg) etter remediering i Stamsund havn.



Figur 157 – Kumulativ frekvensfordeling for TBT ($\mu\text{g}/\text{kg}$) etter remudring i Stamsund havn.

Vedlegg C: Stedsspesifikke målinger i Trondheim havn

Tabell 79 – Tabelloversikt over antall sedimentprøver fordelt på dypere eller grunnere enn 20 m (NGI, 2011b).

Område	Antall prøver	Dypere enn 20 m	Grunnere enn 20 m
Høvringen	8	4	4
Fagervika	10	4	6
Ilsvika øst	13	13	
Ilbassenget	7		7
Brattøra sør	13	5	7
Brattøra nord	25	4	21
Kanalen	10		10
Nidelva	18		18
Nyhavna	42	42	
Ladehammeren	9	4	5
Munkholmen	11		11

Tabell 80 – Beregnet spredning fluks, mg/m²/år for Nyhavna.

Stoff	Max	Middel	67 %til	Median	90 %til	75 %til
Arsen	276,46	162,42	172,06	157,47	194,46	179,03
Bly	173,39	38,69	30,27	26,02	78,41	36,08
Kadmium	2,01	0,95	0,97	0,82	1,32	1,08
Kobber	1695,25	141,09	74,43	58,59	140,23	75,34
Krom totalt (III + VI)	135,07	38,84	36,90	32,67	61,61	39,37
Kvikksølv	0,54	0,17	0,20	0,17	0,27	0,22
Nikkel	72,47	35,23	33,98	30,92	48,54	38,27
Sink	2081,18	298,56	230,41	169,86	296,13	261,46

Tabell 81 – Spredning (fluks, mg/m²/år) for delområdet Brattøra Nord.

Stoff	Max	Middel	67 %til	Median	90 %til	75 %til
As	88,75	87,39	87,34	87,24	88,24	87,41
Pb	14,36	4,05	3,29	2,38	12,36	3,53
Cd	0,67	0,59	0,58	0,58	0,61	0,59
Cu	14,94	4,69	4,67	3,83	8,23	4,98
Cr totalt (III + VI)	16,88	6,94	6,02	5,86	10,04	6,57
Hg	0,19	0,03	0,01	0,01	0,09	0,02
Ni	9,53	7,56	7,62	7,41	8,37	7,78
Zn	33,88	13,78	14,20	11,19	22,41	14,84

Tabell 82 – Beregnet spredning (fluks) for delområdet IISVika øst.

Stoff	Max	Middel	67 %til	Median	90 %til	75 %til
As	28,70	27,19	27,19	27,06	27,68	27,23
Pb	13,13	8,64	9,77	8,27	11,06	9,83
Cd	0,66	0,56	0,56	0,55	0,59	0,56
Cu	6,58	3,34	3,57	3,08	4,65	3,91
Cr totalt (III + VI)	3,44	2,99	3,00	2,94	3,36	3,15
Hg	0,41	0,06	0,03	0,03	0,07	0,04
Ni	29,01	27,75	27,93	27,79	28,25	27,99
Zn	302,66	158,85	153,66	141,46	203,73	158,38

Tabell 83 – Målte porevannskonsentrasjoner for Trondheim havn (NGI, 2010).

Område	Stasjon	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	TBT
		µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
1.Høvringen	104	23	0,1	0,1	0,5	0,25	2,8	5,4	0,02
2.Fagervika/IISVika nord	112	48	0,1	0,1	0,5	0,25	1	1	0,001
	114	40	0,1	0,1	0,5	0,25	1	2,9	0,0005
3. IISVika øst	115	4	0,77	0,1	0,5	0,25	5,5	22	0,0016
4.Ilabassenget	119	34	0,1	0,1	0,5	0,25	0,1	26	0,0005
5.Brattøra sør	127	9,3	0,23	0,1	0,5	0,25	2,7	8,6	0,0005
	128	14	0,54	0,1	0,5	0,25	2,4	13	0,0005
6.Brattøra nord	139	13	0,1	0,1	0,5	0,25	1	1	0,0005
	141	10	4,3	1,5	0,5	4,8	5,5	18	0,003
7.Kanalen	145	61	0,1	0,1	0,5	0,25	1	2,4	0,0019
	146	31	0,1	0,1	0,5	0,25	1	2,4	0,003
8.Nidelva	149	24	0,1	0,1	0,5	0,25	1	2,8	0,004
	153	47	0,1	0,1	0,5	0,25	3,8	3,1	0,008
9.Nyhavna	157	29	0,1	0,1	0,5	0,25	3	2,8	0,004
	189	17	0,1	0,1	0,5	0,25	3	5,1	0,02
10.Ladehammeren	162	13	0,1	0,1	0,5	0,25	1	2,6	0,001
	163	8,5	0,1	0,46	0,5	5,3	4,1	8,1	0,001
11.Munkholmen	169	9,6	0,1	0,1	0,5	2,3	3	1	0,001
	174	8,2	0,1	0,53	0,5	5,2	4,5	1	0,02

Tabell 84 – Resultater fra økotoksisitetstester med *Skeletonema* i porevann ekstrakt (NGI, 2010).

Stasjonsnummer	Skeletonema i porevann		Skeletonema i ekstrakt	
	EC50 (%)	TU verdi	EC50 (mg/L)	TU verdi (L/g)
T102	92,4	1,1	2293	0,44
T114	58	1,7	240	4,2
T115			766	1,3
T119	17	5,9	734	1,4
T127			3229	0,31
T141	60,6	1,7	897	1,1
T146	51,6	1,9	741	1,3
T149	29,9	3,3	773	1,3
T157			224	4,5
T163	26,4	3,8	1238	0,81
T174	56,6	1,8	5292	0,19

Tabell 85 – Stedsspesifikke målinger fra Nyhavna, Brattøra Nord og Ilsvika Øst som er benyttet i risikoverktøyet TA2802 for beregning av spredning av miljøgifter fra sediment.

Parameter	Nyhavna	Brattøra Nord	Ilsvika Øst
TOC	1,86	1,3	1,8
Sedimentareal i bassenget, Ased [m2]	131386	258509	62279
Vannvolumet over sedimentet, Vsed [m3]	855908	17546035	748942
Antall skip	500	2251	3500
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, msed [kg]	1000	200	15
Sedimentareal påvirket av oppvirvling	131386	258509	62279

Tabell 86 – Kornfordeling i sedimentprøver oppgitt i kumulativ prosentfordeling (NGI, 2010).

Prøvepunkt	<2 µm (% TS)	<16 µm (% TS)	<45 µm (% TS)	<63 (% TS)	<125 µm (% TS)	<250 µm (% TS)	<500 µm (% TS)	<1000 µm (% TS)	<2000 µm (% TS)
T102	12,2	30,3	63,4	73,7	79	79,5	79,6	79,7	79,8
T104	1,8	5	7,4	9,6	19,5	36,4	45,1	53,9	81,1
T106	18,9	37,4	50,3	54,4	59,4	61,4	62,2	62,7	63,2
T108	2,1	7,3	16,5	22	30,3	32,3	34,8	48,2	84,8
T110	13,8	30	45,8	53,6	62,2	64,4	65,8	66,6	67,7
T111	12	29,5	50,4	57,6	65,6	69,9	72,2	73,7	75,6
T114	8,3	21,8	37,2	44,1	58,5	63,2	64,6	64,9	66
T115	1	2	2,4	4,6	30,6	79,4	91,5	92,7	93,4
T119	2,1	5,7	8,6	10,4	19,4	35	50,6	66,1	91,8
T121	4,9	14,4	21,4	24,1	34,7	48,8	63,7	76,7	87,3
T124	1	1	1,9	2,8	7,8	22,1	47,2	76,1	94,8
T125	4,4	13,5	24,2	31,3	51,1	69,8	79,3	83,7	85,4
T127	2	6,6	14,3	21,6	48,6	72,5	83,6	88	89,6
T130	7,5	23,8	45,3	49,6	64,9	70,8	74,3	76,1	76,5
T132	7,6	23,1	44,6	54,6	69,5	75,8	78,7	80,1	82,4
T134	1	2,3	4	5,7	16,1	52,3	81,8	89	90,3
T136	2,2	6,8	11,4	15	31,1	50,7	70,5	81,9	88,2
T138	4,8	12,5	23,5	34,9	67,7	82	85,1	86,3	87
T139	1,5	4,2	6,9	9,4	24,1	63,7	81,6	85,6	86,5
T141	6,9	17,5	32,3	43,4	65	76,8	81,1	83,2	84,1
T144	8,2	19,9	26,5	33,1	36,6	37,2	37,5	37,7	37,9
T146	9	24,4	37	43,1	47,9	49,2	49,9	50,4	50,9
T147	8,7	21,7	30,9	40,2	58,2	64,1	65,6	65,9	66,3
T150	6,1	16,9	28	37	63,7	78,8	80,3	81	81,1

Vedlegg

T151	6,7	17,4	30,9	40,1	61,7	73,9	77,2	78,1	78,3
T154	7,6	17,3	27,8	40,4	65,2	72,5	73,8	74,8	75,9
T155	12,1	32,3	49,2	56,5	61,1	61,8	62,2	62,7	63
T156	3	9,2	14,3	22,9	52,5	80,3	83,7	84	84,3
T162	1	1,2	2,9	5,4	15	23,2	52,5	74,6	87,8
T163	2,9	9,4	23	34,8	58,4	74,4	80,3	82,7	84,1
T167	6,5	17,5	30,1	70,3	83,9	93,9	97,9	99,6	99,8
T169	1	1	1	0,6	3,2	14	42,7	75,4	94,3
T174	8,3	1	31,4	39,7	53,1	62,6	71,6	77,7	80,5
T175	11,7	28,7	50,4	59,6	64,4	65	65,8	66,4	66,6

