

Danmarks Tekniske Universitet

Bachelorprojekt

Miljøundersøgelse af Cu minetailings fra Repparfjorden

Forfattere:

Manja Marie Kudahl s134752
Mie Vesterskov Henning s104246

Vejledere:

Pernille Erland Jensen, Institut for Byggeri og Anlæg
Kristine Bondo Pedersen, Akvaplan Niva (ekstern)



17. juni 2016

Forsideillustration: Kobberkis (Voenny, 2013).

Forord

Dette projekt er udarbejdet i perioden februar til juni 2016 som Bachelorprojekt F16 og er fastsat til 20 ECTS-point. Projektet er skrevet ved DTU Byg af to bachelorstuderende ved DTU Miljø. Projektet er i samarbejde med Akvaplan Niva, Tromsø, Norge, som et led i en undersøgelse af konsekvenser ved et undersøisk tailings deponi i Repparfjorden, Norge. Resultater fra dette projekt bliver de første til at dokumentere bindingsgraden af kobber i tailings som henholdsvis lettilgængelig, tilgængelig og ikke tilgængelig.

Der rettes tak til vores vejledere lektor Pernille Erland Jensen ved DTU Byg og postdoc Kristine Bondo Pedersen ved Akvaplan Niva for kyndig og konstruktiv vejledning. Derudover rettes der tak til laboratoriekoordinator Ebba Cederberg Schnell, laboranter Malene Grønvold, Natasja Rudbæk Eggertsen og Natasja Dueholm, Ph.d.-studerende Rune Hjorth for rettelse, administrerende direktør for Nussir ASA, Øystein Rushfeldt, for samarbejde samt alle, der har assisteret os i laboratoriearbejde ved DTU Byg.

Arbejdsfordelingen i rapporten er ligeligt fordelt mellem de 2 gruppemedlemmer.

Danmarks Tekniske Universitet, Kongens Lyngby.

Institut for Vand- og Miljøteknologi.

Institut for Byggeri og Anlæg.

17. juni 2016

Manja Marie Kudahl

Mie Vesterskov Henning

Abstract

Introduction

This project investigated the availability of copper in mine wastes (tailings) from a submarine tailings deposit (STD) from the 1970's in Repparfjorden in northern Norway. The findings were used to estimate whether a new deposit of other copper tailings, planned by the company Nussir ASA, would affect the marine life negatively or not. In Norway STD is often used due to lack of space on land and bedrock at the surface. In addition, copper tailings often appear in compounds containing sulphide, which can cause Acid Rock Drainage (ARD) especially if deposited on land. This justifies the deposition of copper mine tailings in Repparfjorden. Nussir ASA argues that the copper from the new mine primarily will be bound in the fractions least likely to dissolve in water, and thus has no toxic effect on the marine environment.

Method

In order to evaluate the availability of copper the method sequential extraction (4 or 5 steps) was used on five cores from the old deposit and the surrounding area. From this method the availability could be divided into five fractions in increasing bond strength: ion exchange, acid dissolution of metals/ion exchange, reduction of metal oxides, oxidation of organic material and residuals, or in four fractions, where the first step of ion exchange is excluded.

Results

All cores showed increased levels of copper (up to 1000 mg/kg sediment) in depths of app. 4-12 cm. This indicates the presence of tailings from ~40 years ago. In the four cores from the deposit, 50-60 % of the copper was bonded in the fractions most available (ion exchange and acid soluble/ion exchange) and only 8-10 % in residuals. The last core, from outside the deposit, had ~10 % bound in the most available fraction and 28 % in residuals as well as a max concentration of copper of 60 mg/kg sediment.

Conclusion

The core with the smallest fraction bound in ion exchange, the largest fraction in residuals and a low content of copper was located outside the old deposit, which indicates that tailings are present outside the old deposit in smaller quantities. The content of copper in the four other cores shows that approximately 50 % of copper from the tailings deposit is bound in the most available fractions contrary to the evaluation from Nussir ASA. The concentrations of copper in the cores were higher than the Norwegian sediment quality criterion (84 mg/kg), which together with the proved availability means that copper poses a risk to the marine organisms by increased mortality and decreased reproduction and growth. It is uncertain if the new tailings will have the same properties as the cores from the old deposit, though it is likely since the ores from both mines are dominated by the same minerals.

Sammenfatning

Introduktion

Dette projekt undersøgte bindingsgraden af kobber i mineaffald (tailings) fra et undersøisk tailings deponi (UTD) fra 1970'erne i den nordnorske fjord Repparfjorden, hvilket blev benyttet til at estimere om et nyt deponi af andre kobbetailings, planlagt af firmaet Nussir ASA, ville have negative konsekvenser for det marine liv. Norge benytter ofte UTD grundet manglende plads på land og grundfjeld ved overfladen. Derudover består kobbetailings ofte af sulfidforbindelser som kan skabe Acid Rock Drainage (ARD) hvis deponeret på land, hvilket understøtter begrundelsen for et nyt deponi i Repparfjorden. Nussir ASA argumenter, at kobberet fra den nye mine primært er bundet hårdt og ikke udgør en risiko for det marine miljø.

Metode

For at evaluere bindingen af kobber, undersøgte fem kerner fra det gamle deponi og området omkring for hvor meget kobber der blev udskilt fra sedimentet via sekventiel ekstraktion i 4 eller 5 trin. Ud fra denne metode kunne tilgængeligheden opdeles i 5 fraktioner stigende i bindingsstyrke: ion-byttelig, syreopløselig/ion-byttelig, reduktion af metaloxider, oxidation af organisk materiale og residualer, eller 4 fraktioner, hvor første trin med ionbytning ikke er inkluderet.

Resultater

Alle kerner viste høje niveauer af kobber (op til 1000 mg/kg) i dybden ca. 4-12 cm, hvilket indikerer tilstedeværelsen af tailings fra ~ 40 år siden. I fire kerner fra deponiet var 50-60 % af kobberet bundet i fraktionerne mest villige til at opløses i vand (ion-byttelig og syreopløselig) og 8-10 % i residualer. Den sidste kerne (udenfor deponiet) havde ~ 10 % kobber bundet i den lettest tilgængelige fraktion og 28 % i residualer, samt en maks-koncentration af kobber på 60 mg/kg.

Konklusion

Kernen med mindste fraktion bundet i syreopløselighed, største fraktion i residualer samt laveste maks-koncentration lå uden for det gamle deponi indikerer, at der er tailings tilstede uden for deponiet, men i mindre grad. Det høje indhold af kobber i de fire andre kerner og den store del af kobber bundet i lettilgængelige fraktioner er modstridende med Nussir ASA's evaluering. Desuden er koncentrationerne af kobber i sedimentet betydeligt højere end den norske grænseværdi (84 mg/kg), hvilket sammen med bindingsgraden udgør en risiko for det marine miljø i form af f.eks. højere dødelighed, nedsat reproduktion og vækst for organismer. Det er usikkert, om det nye deponis kobbetailings, vil have samme egenskaber som de undersøgte kerner, det er dog sandsynligt, da begge miner er domineret af de samme kobberminerale.

Indholdsfortegnelse

Forord.....	2
Abstract	3
Sammenfatning	4
Indholdsfortegnelse.....	5
1 Formål	7
2 Baggrund.....	8
2.1 Repparfjorden.....	8
2.2 Nussir ASA og Nussirminen.....	10
2.3 Mineralforekomst i Nussir og Ulveryggen	13
2.4 Kobber.....	13
2.4.1 Kobbers egenskaber i sediment og vand.....	14
2.4.2 Kobbers toksicitet i sediment og vand	15
2.5 Generelt om tailings	16
2.5.1 Sulfidrige tailings	17
2.6 Best Available Technology	17
2.7 Erfaring med undersøisk deponi	19
2.7.1 Maarmorilik, Grønland	20
2.7.2 Sulitjelma, Norge	21
2.7.3 Britannia Beach, Canada.....	22
2.7.4 Lihir, Papua New Guinea.....	22
2.7.5 Opsummering.....	23
2.8 Genbrug af tailings.....	23
3 Materiale	25
4 Metode	27
4.1 Sekventiel ekstraktion	27
4.2 Total oplukning	29
4.3 Røntgendiffraktion (XRD).....	29
5 Resultater	31
5.1 Sekventiel ekstraktion.....	31
5.2 Procentvis fordeling af kobber i fraktioner	37
5.3 Total oplukning	38

5.4 Røntgendiffraktion (XRD).....	39
5.5 Sammenligning og opsummering af resultater	40
6 Diskussion.....	41
6.1 Binding af kobber.....	41
6.2 Konsekvenser for det marine miljø.....	42
6.3 Deponering af tailings.....	46
6.3.1 Optimering af deponering af tailings	46
7 Konklusion.....	47
8 Referencer	48
Bilag	54

1 Formål

I 1970'erne foretog firmaet Folldalværket AS kobberminedrift på et fjeld kaldet Ulveryggen i Nordnorge, og mineaffald (tailings) herfra blev deponeret på bunden af den nærliggende fjord Repparfjorden. I 2015 fik det norske firma Nussir ASA tilladelse til at deponere kobbertailings fra et nyt brud i det nærliggende fjeld Nussir. Formålet med dette projekt er ved hjælp af metoden sekventiel ekstraktion at undersøge bindingsgraden af kobber fra tailings deponeret i 1970'erne og derudfra estimere medfølgende konsekvenser for det marine miljø i Repparfjorden, med henblik på hvad et nyt deponi i fjorden vil kunne have af konsekvenser. Den nuværende opfattelse fra Nussir ASA's side af kobberets bindingsgrad er, at det er hårdt bundet, og fokus har i tidligere undersøgelser været på den totale koncentration i stedet for forskellige grader af tilgængelighed. Argumentet for at deponere tailings i Repparfjorden har været, at kobberet dermed ikke udgør nogen risiko for miljøet. Parametre, der undersøges i dette projekt, er afgrænset til mobilitet af kobber, mineralogien af tailings, total koncentration af kobber i sediment, hvorvidt kobberet er bundet i forskellige tilgængelighedsgrader, egenskaber af tailings fra Ulveryggen og omstændigheder i området for det nye deponi. Disse parametre kan give et billede af hvordan det marine liv kan blive påvirket negativt af en ny deponering af kobbertailings i Repparfjorden.

Det forventes, at projektet vil danne grundlag for en større forståelse af tilgængeligheden af metaller i fjorden og ligeledes bidrage til en bedre evaluering af miljøeffekter.

Problemformulering:

Vil deponering af kobbertailings fra Nussir i Repparfjorden i Nordnorge medføre negative konsekvenser for det marine miljø baseret på miljøundersøgelser af tailings fra det gamle deponi?

Problemstillinger:

1. Er kobberet i tailings fra det gamle deponi hårdt nok bundet til ikke at udgøre en risiko for miljøet?
 - I hvilken fraktion af tilgængelighed er kobberet i tailings bundet?
2. Hvilken metode til deponering af tailings fra Nussirminen er optimal baseret på denne rapports fund?

2 Baggrund

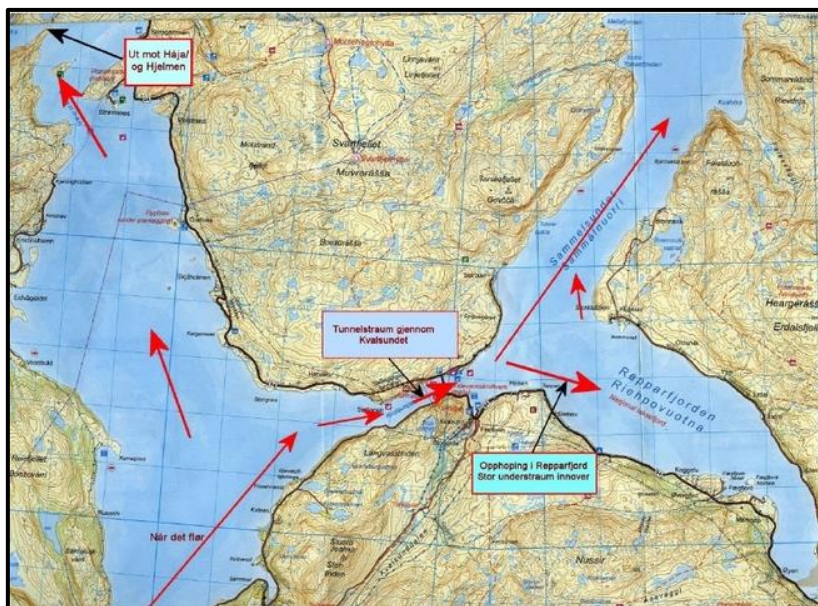
2.1 Repparfjorden

Repparfjorden er en fjord beliggende i den nordnorske kommune Kvalsund i regionen Finnmark. Kvalsund er 1844 km², men har blot en befolkning på 1049 personer. Regionen ligger i den nordlige polarcirkel, hvilken har nogle bestemte karakteristika: store ubeboede områder, dårlig infrastruktur og svingende klimaforhold (temperatur etc.). På figur 1 ses Norge med Kvalsund og Repparfjorden markeret.



Figur 1: Kort over Norge til venstre, Kvalsund i midten og området nær Repparfjorden til højre.

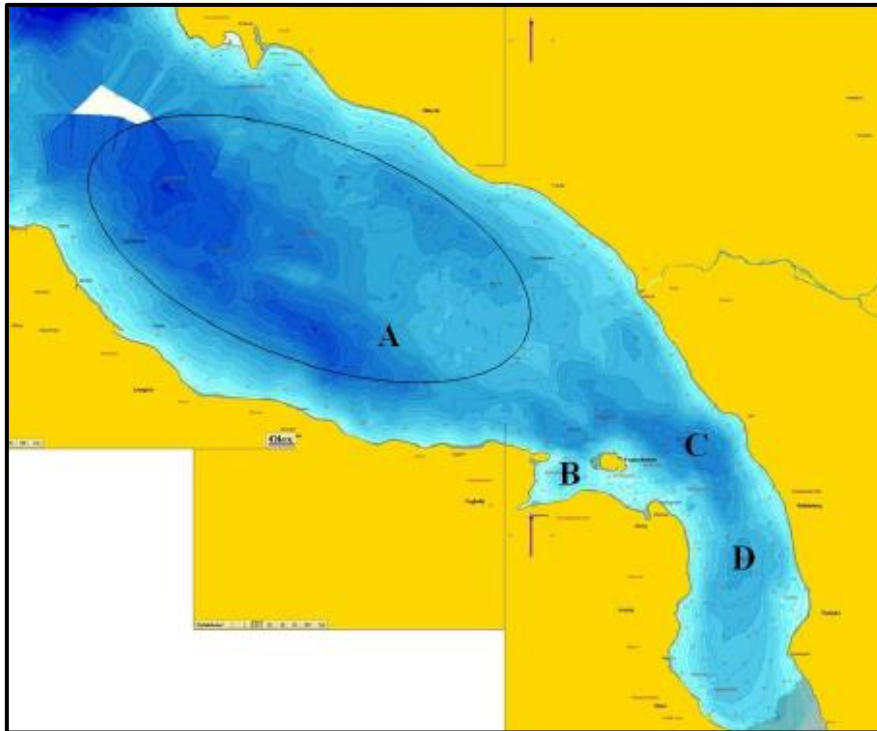
Repparfjorden er 14 km lang og har en gennemsnitsdybde på ca. 40-60 m, men når en dybde på 115 m som det dybeste. Repparfjorden er kendetegnet ved stærke strømme langs bunden på op mod 100 cm/s, hvor en relativ stærk bundstrøm til sammenligning er ~15-20 cm/s. De stærke strømme skabes, når tidevand strømmer ind fra sydvestlig retning til det smalle stræde inden Repparfjorden. Ved strædet presses vandet sammen og opnår hastigheder mellem overflade og bund på op mod 250 cm/s. Dette medfører de kraftige bundstrømme og op-hvirvlen af sedimenter fra bunden. På figur 2 ses et kort over fjorden med pile, der angiver strømme af tidevand. Yderligere er der ofte kraftig sydsydøst-til nordlig vind og udløb af elve som opblander vandet (Berg-Nordlie & Askheim, 2015) (Naturvernforbundet, 2016) (Haltbrekken et al., 2014) (Christensen et al., 2011b). De normale strømme i fjorden forløber typisk langs med fjordens længste side i begge retninger. Vandkvaliteten i fjorden betegnes relativt god baseret på blandt andet kobberkoncentrationer både på bunden og ved overfladen under den norske grænseværdi på 2,6-2,9 µg/L (Christensen et al., 2011b). Se eventuelt afsnittet *Kobbers toksicitet i sediment og vand*.



Figur 2: Kort over Repparfjorden med pile der indikerer tidevandsstrømme (Haltbrekken et al., 2014).

Fjorden er både kendetegnet som national laksefjord og som et vådområde med bevaringsværdige dyrearter såsom terner og vadefugle. Ligeledes har fiskeri stor betydning for samfundet da befolkningen typisk lever heraf (Christensen et al., 2011b). Indbyggerne nær Repparfjorden har ligeledes kunnet ernære sig ved at arbejde på den forhenværende kobbermine (Dalfest & Askheim, 2016). Dog kan arbejdspladser i et sparsomt beboet område være en mangelvare.

Den geologiske udformning af fjorden er defineret ved et dybtliggende område inderst i fjorden delvist afskåret fra resten af fjorden med en højderyg skabt af moræne fra istiderne. Dette kan ses af figur 3, hvor højderyggen er placeret mellem område C og D. Sydøst for højderyggen (området D) betegnes som den indre del af fjorden, og nordvest for højderyggen (områderne A, B og C) betegnes som den ydre del af fjorden. I den ydre del af fjorden mod udmundingen, varierer dybden. Det første dybe område, er området C, og længere ude i fjorden ses et stort område med større dybder før udmundingen (vest for område A) (Christensen et al., 2011a). Sedimenteringshastigheden i fjorden er estimeret til at være 3,8 mm partikulært materiale per år (Miljødirektoratet, 2016).



Figur 3: Dybdekort for Repparfjorden med 4 områder markeret med A, B, C og D. De 4 områder beskrives yderligere under afsnittet: *Nussir ASA og Nussirminen* (Christensen et al., 2011a).

2.2 Nussir ASA og Nussirminen

I Kvalsund kommune i det nordlige Norge ligger to fjelde kaldet Ulveryggen og Nussirfjeldet, som er en del af et større sammenhængende fjeldområde. Minerne Ulveryggen og Nussir er markeret med stjerner på figur 1. Disse to fjeldområder indeholder tilsammen den største kendte forekomst af kobber i Norge (Nussir ASA, 2012b). Kobberaflejringen i Ulveryggen blev første gang fundet i starten af det 20. århundrede, men blev først taget i brug til minedrift i 1970'erne. Det skete, efter der igennem mange år havde været undersøgelser af forskellige firmaer og ansøgninger om at starte minedrift op. Dengang varede minedriften i Ulveryggen i 6 år fra 1972 til 1978 og blev foretaget af Folldalværket AS (Lund, 2015). Bruddet var et såkaldt åbent brud, og udvindingen af kobber blev foretaget på et værk, der ligesom firmaet hed Folldalværket. Værket var placeret ved Repparfjorden, som det kan ses på figur 4. Fra Folldalværket blev tailings fra minedriften udledt i Repparfjordens indre del, hvor deponiet var i en dybde af 50 m (Lund, 2015). Det forventedes ikke, at tungmetaller eller reststoffer fra tailings ville sprede sig i fjorden, da en højderyg, som er beskrevet i afsnittet *Repparfjorden*, adskiller den indre del af fjorden fra den ydre. Desuden blev der i selve udledningsfasen blandet vand samt flokkuleringsmidler i tailings, hvilket menes at have gjort sedimenteringsprocessen hurtigere og mere sikker end ellers. Dog er der usikkerhed om, hvorvidt denne metode sikrede, at al materialet og dermed tungemetallerne, der var til stede i tailings, ikke var tilgængelige for det omgivende miljø. Indholdet af kobber i malmen fra Ulveryggen siges at have været gennemsnitligt 0,66 % (Lund, 2015). Dengang var der kendskab til en forekomst på ca. 10 mio. tons kobbermalm. Minedriften stoppede i 1978, da priserne på kobber faldt og derfor gjorde, at minedriften ikke længere kunne betale sig. Folldalværket er i dag stadig i brug, dog ikke til at udvinde

kobber, men til at tage stenmasser ud af blandt andet Ulveryggen, der hvor det åbne brud tidligere var. Værket behandler og knuser stenmasserne og slipper rensset spildevand ud i den indre del af Repparfjorden. Det knuste stenmateriale transporteres nordpå til øen Melkøya, hvor det bliver brugt som underlag for de ledninger, der skal transportere gas mellem Melkøya og naturgasfeltet Snøhvitfeltet. Samtidig benyttes Ulveryggen også som affaldsdeponi, formentlig til industriaffald (Sweco, 2010).



Figur 4: Oversigt over både Nussir og Ulveryggen (Nussir ASA, 2012b).

Nussiraflejringsen blev ikke brugt til minedrift i 70'erne. I 2000 overtog Nussir ASA rettighederne til begge kobberforekomster. I 2005 blev Nussir ASA etableret som mineselskab med hensigten at drive minedrift i blandt andet Nussir. Nussir ASA ansøgte i 2012 om at starte minedrift på ny. Da ansøgningen blev sendt, var det endnu uvist, om deponeringen af tailings skulle ske på landjorden, i fjorden eller som en blanding (Sweco, 2010). Minedriften i både Ulveryggen og Nussir skal foretages underjordisk for at have mindst mulig påvirkning på omgivelserne både i form af samfund, naboer og miljø. Dette sker grundet en vurdering fra Nussir ASA's side, om at begge områder er godt egnede til underjordisk drift, og at der derfor ikke er grund til at bruge åbne brud (Sweco, 2010). Det forventes, at Nussirminen kommer til at levere 3 gange så meget kobber, som nogen anden norsk kobbermine tidligere har gjort (Nationen - Distriktenes Næringsavis, 2011). Minedriften ventes at øge skatteindtægterne til staten og kommunerne, og skabe 150 nye arbejdspladser. Yderligere forventes minedriften på anden vis at skabe 200 arbejdspladser andre steder i Nordnorge (Miljødirektoratet, 2015). I dag regnes det med, at Nussir forekomsten vil bidrage til langt størstedelen af indtægten på kobber, mens Ulveryggen vil give et mere beskedent bidrag. Den kobberforekomst i Nussir, der i øjeblikket kendes til, menes at kunne indbringe op mod 15 mia. norske kroner (Nationen - Distriktenes Næringsavis, 2011).

Estimatet for forekomsten af kobbermalm bliver løbende opdateret, da der via boringer og andre undersøgelser fortsat findes nye og større aflejringer i områderne. I 2010 var der kun kendskab til en forekomst på omkring 25 mio. tons kobbermalm (Sweco, 2010). Den sidste opdatering lyder på omkring 66 mio. tons kobbermalm ifølge Nussir ASA (2012b). Kobbermalmen menes at have en udvindingsfraktion på 1,15 % og de kobberminerale som, der findes flest af i Nussiraflejringeren, er kobberkis (CuFeS_2) og bornit ($2\text{Cu}_2\text{SCuSF}_2$), hvilke er de samme som dominerer i Ulveryggen. Derudover findes også kobberglans, malakit og digenit (Nussir ASA, 2012a).

I 2015 fik Nussir ASA tilladelse til at deponere tailings i Repparfjorden. Området, hvori der er tilladelse til at udlede resterne fra minedriften, omfatter 10-15 % af fjorden, svarende til ca. 8 km². Af de 8 km² bruges 5 km² til deponi og 2,5 km² til randzone (Miljødirektoratet, 2015). Akvaplan Niva blev hyret af Nussir ASA til at udrede de bedste steder i fjorden til deponering af den nye mængde forventede tailings (Christensen et al., 2011a). De fire områder, som blev anset som mulige, ses i figur 3 under afsnittet *Repparfjorden* kaldet A, B, C og D og det område, der blev valgt som bedst egnet, var område C, lidt nord for det gamle deponi (område D). Dette område blev valgt, da bundstrømmene her har en maksstyrke på 40 cm/s, men kun 10-15 % når over 10 cm/s. Samtidig er området på 70-80 m dybde, hvilket er dybt nok til at undgå bølgeslag til bunden (Christensen et al., 2011a). En samlet mængde på 25 mio. tons tailings forventes at blive deponeret i fjorden i løbet af minens drift på 20-30 år (Christensen et al., 2011a).

Udledningstilladelsen til Nussir ASA indeholder et krav om årlig rapportering, om hvad der bliver gjort for at bruge tailings til alternative formål i stedet for deponering. Ligeledes er der krav til at mindske partikelspredning ved at blande tailings med et flokkuleringsmiddel, inden de føres med rør til bunden af fjorden. Nussir ASA bekendtgør, at de bruger flokkuleringsmidlet Magnafloc 10, som reducerer de typiske 10 % af finpartikler (<10 µm) til 0,1 % (Klima- og forureningsdirektoratet, 2012). Hvis den kontinuerlige overvågning viser, at partiklerne har spredt sig og koncentrationen udenfor deponiet overskrider de fastsatte grænseværdier, må Nussir ASA stoppe deponeringen. Overvågningen skal rapporteres til Mattilsynet og Fiskeridirektoratet (Miljødirektoratet, 2015). De fastsatte grænseværdier er ikke nævnt, men en anden rapport fra Miljødirektoratet om Nussir ASA's tilladelse til deponering af tailings henviser til grænseværdierne fra Klima- og forureningsdirektoratet (2013), som også ses i tabel 2 under afsnittet *Kobbers toksicitet i sediment og vand*. Det nævnes dog, at disse grænseværdier ikke vil blive benyttet som regulering men kun som vejledning (Miljødirektoratet, 2016).

Under behandling af malmen hos Nussir ASA forventes forskellige kemikalier at blive tilsat i processen, hvilke udover Magnafloc 10, blandt andet er brændt kalk for at justere pH, karboksylmethyl cellulose for at suspendere mineraler fra urenheder, sodium isobutyl xanthat (SIPX) for at få kobberminerale til at flyde opad og methyl isobutyl carbinol for at få de andre mineraler til at falde til bunds (CINOCMC CO. LTD, 2016) (Miljødirektoratet, 2016). Det er Miljødirektoratets vurdering, at kemikalierne vil have lille indvirkning på miljøet undtagen SIPX, som skal undersøges videre, da meget endnu er uvist om kemikaliet. Dette inkluderer blandt andet svingende halveringstider og tilgængelighed i marine omgivelser. Toksiciteten af SIPX er afhængig af

udledningskoncentration og Miljødirektoratet råder til overvågning heraf (Miljødirektoratet, 2016). Ifølge European Chemical Agency (2016) er SIPX toksisk for akvatiske organismer.

Ifølge Nussir ASA (2015) vil deponering i Repparfjorden kun have midlertidige konsekvenser for miljøet, da normale tilstande vil vende tilbage inden for tre til ti år efter endt udledning. Samtidig er der en generel forståelse fra Miljødirektoratets og Nussir ASA's side, om at kobberet i tailings er for stabilt og hårdt bundet til at kunne udgøre en risiko for miljøet.

Nussir ASA har udtalt:

”Kobberet i utslippet er bundet som et mineral i steinpartiklene, og langtidstester av utlekking viser at mer enn 99,9 % av kobberet forblir innesluttet i partiklene og dermed ikke kommer ut i miljøet”
(Nussir ASA, 2016).

På samme vis bekræfter Miljødirektoratet:

”Denne avgangen vil inneholde mindre mengder av metall som for det meste er sterkt mineralsk bundet” (Miljødirektoratet, 2016).

Yderligere har administrerende direktør for Nussir ASA, Øystein Rushfeldt, udtalt ved interview at:

”Kobberet er bundet sterkt nok til at naturligt forekommende påvirkninger som kan medføre frigivelse af kobber er meget usandsynlige. Dette kunne inkludere sænkning af pH og ilttilførsel til bunden” (Rushfeldt, 2016).

2.3 Mineralforekomst i Nussir og Ulveryggen

Fire af de mineraler, som er til stede i Nussirfjeldet og Ulveryggen og deponiet i Repparfjorden, er kobber, krom, barium og aluminium. Kobber og krom er tungmetaller og kan medføre skade på det miljø, de befinder sig i pga. egenskaber som bioakkumulering, toksicitet og persistens. Barium og aluminium har begge lavere densiteter og betegnes derfor ikke som deciderede tungmetaller. Krom og barium er ligesom kobber fundet i forhøjede mængder i Ulveryggen og Nussir (Kleiv, 2011). Aluminium er et udbredt metal i jordens skorpe og er ikke fundet i højere grad i Nussir og Ulveryggen end ved normal forekomst. Derfor kan aluminium sammenholdes med de andre mineraler. Da kobber er det mest interessante mineral, vil de følgende afsnit primært omhandle dette tungmetal.

2.4 Kobber

Kobber er et udbredt mineral i jordens skorpe og har været benyttet af mennesker i mange tusinde år. Metallet er et overgangsmetal, en god katalysator og er kendetegnet som rødt og relativt blødt, med en hårdhed på omkring 3 på Mohs skala (Johnsen, 2000). Kobber er et livsvigtigt mineral i visse mængder for mange organismer, men overskrides disse mængder, kan mineralet være et af de mest giftige for akvatiske organismer. Forskellige pattedyr og akvatiske organismer har typisk behov for en mængde på 5-20 µg kobber/g kropsvægt. Det benyttes i kroppen til kulhydrat-stofskiftet, til at styre funktionen af mere end 30 enzymer, samt til opbyggelsen af hæmoglobin og hæmocytein, som er de oxygenholdige pigmenttransportere hos skaldyr og hvirveldyr (Solomon, 2009).

2.4.1 Kobbers egenskaber i sediment og vand

På globalt plan er baggrundskoncentrationen (naturlig koncentration) af kobber i sediment estimeret som et gennemsnit af data fra følgende lande; Canada, USA, Australien, Danmark og Wales. Den gennemsnitlige koncentration er 47,75 mg/kg (Gagnon, 2016) (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999) (Miljøstyrelsen, 2006) (Kirby et al., 2000) (Defra, 2013). Udregninger ses i bilag 1. Der er dog naturlige forskelle i koncentrationer rundt i verden og det er dermed naturligt, at den globale værdi kan overstige baggrundskoncentrationen i Norge. I Norge inddeles miljø-tilstanden efter toksicitet. I tabel 1 ses de norske tilstandsklasser for sediment.

Tabel 1: Miljøstandarder for sediment i Norge (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2013). Sikkerhedsfaktor er en værdi som divideres på en lav værdi, f.eks. NOAEL eller HC5, for at mindske miljøeffekterne.

Tox: Toksicitet.

Klasse	1 Baggrund	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Meget dårlig
Tilstand	Baggrunds-koncentration	Årlig gens. Miljøkvalitets standard	Akut tox med sikkerhedsfaktor	Akut tox uden sikkerhedsfaktor	Omfattende akut tox effekt
Kobber (mg/kg)	20	84	84	147	>147

I vand optræder kobber i forskellige former afhængig af blandt andet pH, salthindhold og organisk indhold. Det er primært frie kobberioner (Cu^{2+}), der er tilgængelige og skadelige for organismer, da de kan trænge ind i cellemembranerne. Desuden kan organismer optage kobberet gennem føden, f.eks. hvis det er bundet i letfordøjeligt føde, som alger eller andet organisk materiale. I havvand er mængden af det frie kobber styret af mængden og arten af alger, kornstørrelse af sedimentet, indhold af organisk materiale, filtreringsaktivitet af hvirvelløse dyr og iltforhold (Miljøstyrelsen, 2006). Bindningen og transporten af det frie kobber i forhold til sedimentforhold er stort set styret af typen af sediment, havbunden består af. Des mindre kornstørrelse des større overfladeareal af sedimenttypen, hvilket medfører, at ler med mindst kornstørrelse (0,002 mm) har størst overflade til ionbytningsprocesser og større bindingskapacitet. Kobber kan bindes til sediment enten via adsorption eller absorption. Ved absorption diffunderer kobberet direkte ind i sedimentpartiklerne, og ved adsorption binder det sig til sedimentets overflade. Sedimentpartikler af mineraler har flest negative bindingssteder og har da høj affinitet for en binding med et positivt metal. Dette vil typisk være divalente kationer (såsom Cu^{2+}) (Helweg et al., 2000). Kobber bindes derfor stærkt til sedimentmineraler. Kobber i sig selv har dog høj affinitet for organisk materiale. Hvis kobber er bundet til organisk stof, kan det blive frigivet ved oxidation, men ved anaerobe forhold vil det være stabilt. Fra undersøgelser er der bevist hårde bindinger af kobber i havneområder fordi områderne både er iltfattige og rige på organisk materiale (Miljøstyrelsen, 2006). En mulig parallel kan drages til snævre fjorde med områder beskyttet af undersøiske volde. Ved anaerobe forhold er kobberet dog også ligeså typisk bundet til sulfider og er stabilt, dog oxideres disse svært opløselige metalsulfider dog let ved iltrige forhold. Ved aerobe forhold vil kobberet typisk være bundet til jernoxider, manganoxider og hydroxider. Disse anses for at være mere ustabile. Anaerobe forhold opstår ved

meget finkornet sediment (f.eks. ler) indeholdende organisk stof (f.eks. tørv), eller ved længerevarende sedimentering som begrænser kontakten med iltholdigt vand. Ved sedimentering kan redoxforholdene ændres og forårsage iltfattige områder (Miljøstyrelsen, 2006).

Ved estimering af frigivelsen af kobber fra sediment er det fundet, at kobberholdige sedimenter har lettere ved at frigive metallet, hvis der er en iltet overflade over sedimentet. Ligeledes kan bioturbation øge frigivelsen af kobber, da visse marine organismer benytter sig af at rode rundt i sedimentet og indtage sediment for at få føde. På denne måde rodes gammelt sediment op og et nyt sedimentlag med højt kobberindhold kan blive eksponeret, samtidig med, at der sker en iltning af kobberforbindelserne, som igen kan øge frigivelsen af kobber (Miljøstyrelsen, 2006). Fra et kemisk aspekt opstår der en ligevægt mellem jord og vand, som er styret af forskellige parametre. Ligevægten ses herunder i ligning 1.

$$(1) \quad K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad (L/kg)$$

K_d er fordelingskoefficienten for metallet mellem vand- og jordfase. C_s er koncentrationen af det bundne metal i jorden, og C_w er koncentrationen af metallet i vandfasen. Ændringer i pH er en af de styrende faktorer for ligevægten. Ved sure miljøer begynder H^+ ionen at konkurrere med Cu^{2+} ionen om at adsorbere på jordoverfladen. Dette medfører, at jordpartiklernes negative ladninger typisk først er tilgængelige for Cu^{2+} ved pH-værdier højere end dem for sure miljøer. Til gengæld danner tungmetaller som kobber monohydroxy-komplekser ved pH-værdier over 7 og binder sig endnu kraftigere til jorden. Ændringer i pH eller tilstedeværelse af andre kationer ændrer bindingsevnen af kobber. Dette skyldes blandt andet, at opløseligheden af kobber øges ved sure miljøer. Når metaller befinder sig udelukkende i vandfasen, er det den kemiske sammensætning af vandet, der afgør, hvor metallet befinder sig. De betydende faktorer i ferskvand er organisk materiale, pH og vandets hårdhed. Ved overgang mellem fersk- og havvand ændres fordelingen mellem opløst og suspenderet metal. Øget salinitet medfører, at organisk materiale klumpes sammen, og at metallet vil bundfældes sammen med det. Hvis der er tidevandsindstrømning og kraftig vind, kan sedimentet indeholdende metallet resuspenderes og iltes og frigives til omgivelserne (Helweg et al., 2000). Kobber vil dog ikke befinde sig i vandfasen særligt længe ad gangen pga. den høje affinitet for organisk materiale. Hvis de bundne kobber-ioner frigives ved f.eks. oxidering, vil mineralet da hurtigt diffundere ind i organisk materiale eller levende organismer.

2.4.2 Kobbers toksicitet i sediment og vand

Kobbers effekt på marine organismer kan variere fra dødelighed ved akut eksponering til nedsat overlevelsesrate, nedsat vækst, nedsat reproduktionsevne samt ændring i hjernefunktion, enzymaktivitet, stofskifte og kemisk tilstand i blodet ved kronisk udsættelse for kobber (United States Environmental Protection Agency, 2016). Bioakkumulering af kobber står uklart, men forskellige forsøg har vist, at jo længere tid forsøgene varer og jo færre dyr, der indgår i forsøget, jo højere er BCF-værdierne (biokoncentreringsfaktor) (Miljøstyrelsen, 2006). Det er vist, at kobber optages let i

alger, skaldyr, østers og andre bundlevende dyr. Dog er det ikke påvist, at det bioakkumuleres op igennem fødekæden hos pattedyr (Solomon, 2009). Dermed udgør kobber størst fare for mindre organismer, der lever tæt på bunden. Toksicitet er bestemt ud fra LC50-værdier. I de følgende eksempler er det største spænd mellem værdier af forskellige forsøg anvendt. For alger er LC50-værdien 0,01-0,55 mg/L, for krebsdyr er den 0,0075-0,32 mg/L og for fisk er værdien 0,024-21 mg/L. Lignende forsøg er lavet for bundlevende organismer. For krebsdyr er LC50-værdien her 0,028 mg/L. Der er ligeledes værdier for kobber bundet i jorden hvor krebsdyr eksponeret for denne har LC50-værdi på 164-998 mg/kg tørstof (Miljøstyrelsen, 2006). Data tyder på, at alger og krebsdyr er mest modtagelige overfor de skadelige virkninger af kobber.

I tabel 2 er grænseværdierne for krom og kobber listet. Barium og aluminium er ikke listet, da koncentrationerne skal være meget høje for at se skadelige effekter.

Tabel 2: Tabel over grænseværdier for Krom og Kobber (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2013) (Mattilsynet, 2011). Der er kun valgt data for krom (6+) selvom der også findes krom (3+). Dog er krom (6+) meget farligere end krom (3+), og er derfor den mest relevante at sammenligne med. Når et spænd er angivet, betyder det differens mellem to kilder. Grænseværdien for kobber i norsk sediment er en specifik grænse hvor i mod tabel 1 angiver bedømmelseskriterier.

Grænseværdier i Norge	Krom (6+)	Kobber
Akvatiske miljøer	3,4 (Fersk) µg/L Marint ikke angivet	7,8-12 (Fersk) 2,6-2,9 (Marint) µg/L
Drikkevand	50 µg/L	100-1000 µg/L
Sediment	620 mg/kg	84 mg/kg

2.5 Generelt om tailings

Tailings er udtrykket for specifikt mineaffald som opstår, når malmen fra en mine brydes og bliver til partikler i størrelsesordenen 2 µm - 2 mm i diameter. Malm fra en mine indeholder typisk ganske lidt af det ønskede mineral og op til 99 % af ubrugbare mineraler. For at få fat i det ønskede mineral brydes malmen og mølles til fine partikler for derefter typisk at undergå slibning under vand. Efterfølgende kan flere metoder benyttes til at få fat i det ønskede mineral, f.eks. gravitation og magnetisme. Derudover tilsættes der ofte kemikalier til malmen, som sammen med vand fungerer som flotationsreagenser, koaguleringsmiddel etc. Metoderne skaffer aldrig 100 % af det ønskede mineral, og derfor indeholder tailings næsten altid rester af metaller, som kan være toksiske for eksempelvis marine organismer (f.eks. bly, cadmium og kobber) (Lottermoser, 2007).

Tailings varierer meget i egenskaber specielt i forhold til mineralogien, hastigheden partikler falder til ro i vand, permeabilitet vs. densitet, viskositet, plasticitet etc. Til vurdering af toksiciteten af tailings må kemikalierne, der er tilsat også vurderes. Tailings er således en blanding af ting med potentiel skadevirkning på miljøet. De mineraler med størst skadevirkning er metaller bundet i sulfider, som kan skabe Acid Rock Drainage (ARD), uran og thorium som har radioaktive egenskaber, samt forbindelser, der gør tungmetaller vandopløselige og dermed mobile etc. (Lottermoser, 2007) (Forbrugerinformation, 2005).

2.5.1 Sulfidrige tailings

Ved minedrift på kobber udvindes metallet typisk fra sulfidforbindelser, som f.eks. kobberkis. Kis er en betegnelse for mineraler bestående af forbindelser mellem metal og svovl (Den Danske Ordbog, 2016). Et sulfid opstår når svovl befinder sig i en forbindelse, hvor det har et negativt oxidationstrin, f.eks. CuS. Kobberkis består af jern, kobber og svovl, hvilket medfører at forbindelsen er CuFeS₂ og kaldes også chalcopyrit. Tailings fra kobberkis består typisk af sulfider. Disse har den bivirkning at tilstedeværelse af ilt medfører oxidation af sulfiderne, også kaldet ARD. Metallet bliver frigjort og kan forurene og medføre skade på miljøet. Udover frigivelsen af metallet skabes der samtidig svovlsyre, H₂SO₄, som udover at sænke pH stærkt kan opløse andre potentielt giftige mineraler fra omgivelserne (sediment, grundfjeld etc.) (Earthworks, 2016).

Miner, der har eller har haft problemer med ARD, er miner, hvor det ønskede mineral (metal) er bundet i en sulfidforbindelse. Det kan opstå ved følgende mineraler, som kan findes i sulfidforbindelser: sølv, kobber, bly, zink, jern, nikkel, kviksølv, arsen, m.fl. (Klein & Hurlbut Jr., 1986). ARD kan også opstå naturligt ved udvaskning af sulfidforbindelser, som har ilt tilgængeligt, men er et mindre problem, da der ikke samles mængder i samme grad som ved minedrift (Lottermoser, 2007).

2.6 Best Available Technology

Best Available Technology (BAT) er et begreb benyttet til at beskrive den mest favorable arbejdsmetode eller behandling af materiale. Første optræden af konceptet BAT ses i OSPAR konventionen fra 1992, som blev stiftet for at beskytte det marine miljø i Nordøst Atlanten, og Norge er en del heraf. Ved at være del af OSPAR er Norge forpligtet til at benytte BAT (OSPAR Convention, 2007). BAT kan benyttes inden for næsten alle arbejdsområder, men i det følgende er områder listet, som kan tages i betragtning, hvis BAT ønskes implementeret inden for behandling af tailings og generel arbejdsmetode ved minedrift:

- *“the use of low-waste technology*
- *the use of less hazardous substances*
- *the furthering of recovery and recycling of substances generated and used in the process and of waste, where appropriate*
- *comparable processes, facilities or methods of operation which have been tried with success on an industrial scale;*
- *technological advances and changes in scientific knowledge and understanding;*
- *the nature, effects and volume of the emissions concerned;*
- *the commissioning dates for new or existing installations;*
- *the length of time needed to introduce the best available technique;*
- *the consumption and nature of raw materials (including water) used in the process and their energy efficiency;*
- *the need to prevent or reduce to a minimum the overall impact of the emissions on the*

- environment and the risks to it;*
- *the need to prevent accidents and to minimise the consequences for the environment;*
 - *the information published by the Commission pursuant to Article 16 (2) or by international organisations”*

Citeret af: (European Commission (EC), 2009).

Den officielle rapport for tailings og waste-rock inkluderer ikke BAT for undersøisk deponering.

Norge har en lov kaldet *Lov om vern mot forurensning og om avfall*, som dækker mange af de samme pointer, som er listet fra European Commission (Klima- og miljødepartementet, 2015). Herunder ses nogle af de essentielle retningslinjer fra loven til sammenligning med BAT.

- *”Det skal arbejdes for å hindre at forurensning oppstår eller øker, og for å begrense forurensning som finner sted. Det skal likeledes arbejdes for å unngå avfallsproblemer. Loven skal nyttes for å oppnå en miljøkvalitet som er tilfredsstillende ut fra en samlet vurdering av helse, velferd, naturmiljøet, kostnader forbundet med tiltakene og økonomiske forhold.*
- *Forurensningsmyndighetene skal samordne sin virksomhet med planmyndighetene slik at planlovgivningen sammen med denne lov brukes for å unngå og begrense forurensning og avfallsproblemer.*
- *For å unngå og begrense forurensning og avfallsproblemer skal det tas utgangspunkt i den teknologi som ut fra en samlet vurdering av nåværende og fremtidig bruk av miljøet og av økonomiske forhold, gir de beste resultater.*
- *Avfall skal tas hånd om slik at det blir minst mulig til skade og ulempe. Det skal gjenvinnes der dette ut fra en avveining av miljøhensyn, ressurs-hensyn og økonomiske forhold er berettiget.”*

Citeret af: (Klima- og miljødepartementet, 2015)

Som det ses, er punkterne lig hinanden, og den norske lovgivning har dermed lagt restriktioner på affaldsbehandling udover BAT. Der er også incitamenter for implementering af BAT udover det lovmæssige krav, da benyttelsen kan give et bedre ry blandt kunder og berørte parter. Det kan ligeledes potentielt set gøre tilladelsen til minedrift lettere, hvis virksomheden lover at benytte BAT til udvindingen og behandlingen af tailings. Med hensyn til den kommende minedrift i Nussir inkluderer udslipstilladelsen strenge krav til Nussir ASA om overvågning, modifikation af kemikalier i brug ved behandling af malm og gode forhold til et undersøisk deponi. Derudover er udvindingsgraden højere end i 1970'erne og teknologien forventeligt bedre. Denne benyttelse af BAT kunne medføre en mindsning af udslip af kobber til det marine miljø. Dog er genbrug af tailings for at minimere affald ikke planlagt fra Nussir ASA's side.

2.7 Erfaring med undersøisk deponi

Minedrift ligger til grund for hele det moderne samfund i og med, at mineraler i dag er blevet en nødvendig del af mange aspekter i samfundet. Dette inkluderer både bygninger, rørføringer, møblement, elektroniske apparater etc. Ved minedrift hører bortskaffelse af tailings til. I langt de fleste tilfælde benyttes landdeponi men pga. tilhørende problemer ARD, lækage fra deponier og manglende plads på land, ledes der efter alternativer (Dold, 2014) (Cornwall, 2013). Derfor kom der i 1970'erne øget fokus på Undersøisk Tailings Deponering (UTD), hvilket dækker over deponering i marine områder, fjorde og floder. Den mest brugte metode til UTD foregår ved, at tailings bliver blandet med et flokkuleringsmiddel og vand, inden det føres ned til bunden af havet/fjorden/floden via et rør. Dette gøres for at mindske partikelspredningen.

I afsnittet *Sulfidrige tailings* er det beskrevet, hvilke miner, der ofte har ARD som medfølgende problem. UTD har dog flere positive elementer: Ilt diffusionen i vand er 10^4 mindre i vand end i luft og mindsker risikoen for oxidation af sulfider, en naturlig sedimentering med tilhørende reducerende forhold vil stabilisere tailings, der er mindre risiko for skred, oversvømmelse samt lækage i forhold til ved landdeponi og det et langt billigere alternativ end landdeponi, da der ikke skal bygges damme (~ gratis på langt sigt) (Cornwall, 2013) (Dold, 2014) (European Commission (EC), 2009).

Nogle af de største problemer, der er ved UTD, er, hvis tailings ikke bliver deponeret dybt nok eller under stabile forhold uden ilt. I så tilfælde kan tailings alligevel oxideres og spredes i de marine områder. Andre problemer kan opstå, hvis metalforbindelserne ændrer tilstand til at være bundet i vandopløselige forbindelser, der gør, at metallet forurener området. Et andet problem er, at de oceanografiske forhold ikke er blevet kortlagt tilstrækkeligt. Dermed kan et område have forhold i form af strøm, turbiditet, sedimentering, gydeområder og så videre, som ikke er fordelagtige i forbindelse med deponering af tailings (Dold, 2014). Det kan være nogle af grundene til, at UTD i dag er forbudt i flere ilande f.eks. USA og Canada (Cornwall, 2013). Herunder ses en liste over de lokaliteter, der i 2012 blev benyttet til UTD.

- ”Norge: 5 marine
- Tyrkiet: 1 marine
- England: 1 marine
- Grækenland: 1 marine
- Frankrig: 1 marine
- Chile: 1 marine
- Indonesien: 1 marine og 1 i flod
- Papua Ny Guinea: 3 marine og 3 i flod”

Citeret af: (Vogt et al., 2013)

Det ses herfra, at Norge er et af de lande, der bruger UTD mest, hvilket blandt andet skyldes, at Norge har topografiske, klimatiske og økonomiske udfordringer i forhold til anlægningen af landdeponier

(Cornwall, 2013). Mange andre områder er eller har været berørt af brugen af UTD. Disse lokaliteter ses i figur 5.



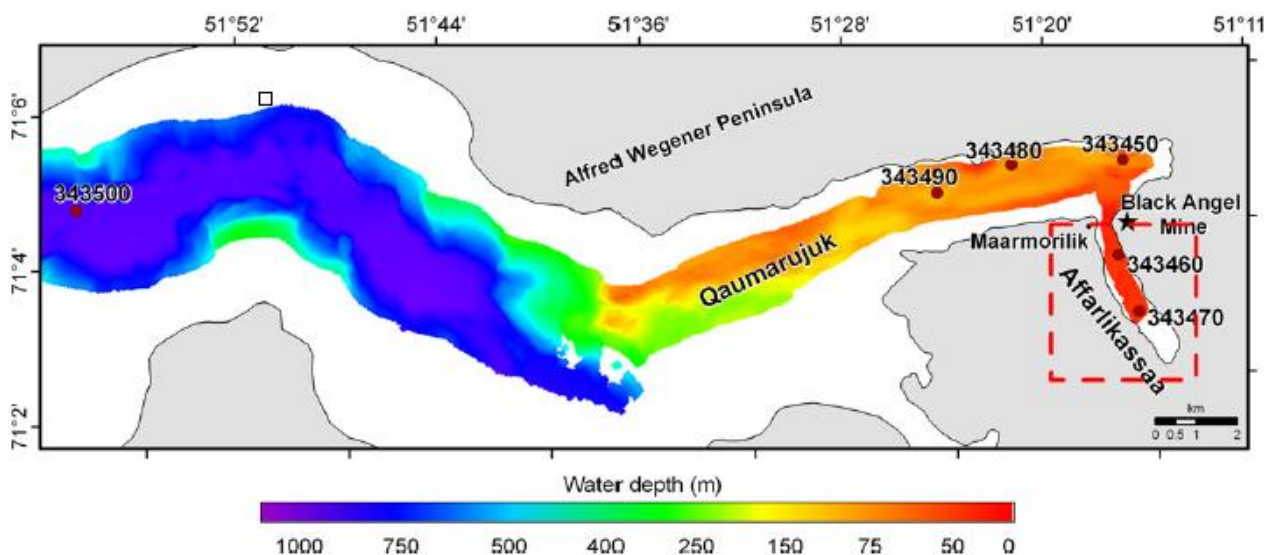
Figur 5: Kort over kystområder berørt af UTD (Dold, 2014)

Der har tidligere været tilfælde hvor UTD har skabt konsekvenser for miljøet i større eller mindre grad. I det følgende er nogle eksempler på sådanne tilfælde givet sammen med nogle tilfælde, hvor UTD har været fordelagtigt.

2.7.1 Maarmorilik, Grønland

Minen kaldet Black Angel Mine ved Maarmorilik var lokaliseret i centralvestgrønland, 500 km nord for polarcirklen, og opererede fra 1973-1990 ved at udvinde zink og bly. Tailings fra minen blev deponeret i den tilstødende fjord Affarlikassaa i 35-40 m dybde bag en højderyg, som var 23 m høj, og som skulle afskære tailings fra at spredes til den større fjord, Qaamarujuk (Sprunk-jansen & Greenex, 1983) (Perner et al., 2010). På figur 6 ses fjorden samt minen. På årlig basis blev der produceret 0,6 mio. tons tailings, og fra 1973-1990 blev der fra tailings til økosystemet opløst 30-55 ton zink/år, 10-30 ton bly/år og 0,3-0,6 ton cadmium/år. Perner et al. (2010) fandt, at de højeste koncentrationer af tungmetaller (Hg, Cd etc.) blev fundet i 12 cm dybde og er dateret til 1983. Forureningen kan vurderes baseret på *Enrichment Factor (EF)* som sammenligner data fra før minens begyndelse og til 2007. Fra Affarlikassa nævnes her to prøveområder: 343460 og 343490, mens der for Qaamarujuk her nævnes et prøveområde, 343490, og de er alle vist på figur 6. Den største forskel er på koncentrationen af cadmium, der i Qaamarujuk er lig baggrunds-koncentrationen, mens den i Affarlikassa er 283 gange så høj som baggrundskoncentrationen. Ligeledes ses en stor forskel på bly, hvor den i Qaamarujuk er 7 gange højere end baggrunds-koncentrationen, mens den i Affarlikassa er 206 gange så høj som baggrundskoncentrationen. Prøveområdet 343500 lokaliseret 25 km ude i den tilstødende fjord viser ingen forhøjninger, ergo er spredningen af forureningen begrænset (Perner et al., 2010).

Fra Larsen et al. (2001) er det også bevist, at forskellige organismer har forhøjede værdier af bly og zink selvom kun ganske lidt stadig opløses fra deponiet. Bly- og zinkkoncentrationerne i fisk (ulk og spættet havkat) og rejer var stadig forhøjede i 2002 (Johansen et al., 2003). Havvandet var stadig delvist påvirket i 2005, dog kun i dybderne 20-60 m af zink som stadig opløses pga. dets binding i vandopløselige forbindelser (Asmund, 2016). Bly udvaskes ikke længere, selvom det også på udsædvanligvis var bundet i vandopløselige forbindelser pga. forvitring af de blyholdige tailings (Johansen et al., 2001).



Figur 6: Minen Maarmoriliks udløb af tailings (Perner et al., 2010).

2.7.2 Sulitjelma, Norge

Sulitjelma var en kobber- og svovlkismine lokaliseret i Fauske kommune i Nordland i Norge ca. 150 km nord for polarcirklen. Det var en af de største kisforekomster i Norge. Minedriften blev drevet fra 1887 til 1991, og der blev i området udvundet mineraler på mere end 10 lokaliteter, hvilket har haft stor betydning for forureningen. Det meste af tailings fra minedriften blev deponeret i den tilstødende fjord Langvatn, og det er anslået, at mere end 10 millioner tons er deponeret igennem årene (Miljødirektoratet, 2014). Fjorden har udløb til mindre fjorde og til sidst havet (Vinja, 2016). Miljøundersøgelser har vist, at forureningen mindskes ved fortynding men koncentrationerne i de tilstødende vande er dog stadig højere end en forventelig baggrundskoncentration. Undersøgelser viste, at den største kilde til ny forurening i fjorden var tilløb af smeltevand fra minerne med udvaskede mineraler (Miljødirektoratet, 2014). Der er ikke yderligere data på, hvorvidt det gamle deponi på fjordens bund har medvirket til forureningen. De miljømæssige konsekvenser var dog værst før minens lukning, hvor udledningerne af kobber og zink lå på hhv. 50 og 47 tons i 1991. Siden da er udledningerne faldet, men ligger i dag stadig på omkring 14 tons årligt for kobber. Fjorden har imidlertid haft tilstrækkelig bufferkapacitet, og pH har været uforandret på 7. Sulitjelma Bergverk blev pålagt mindskning af forureningen, men i dag er Langvatn stadig påvirket negativt heraf (Miljødirektoratet, 2014).

2.7.3 Britannia Beach, Canada

Minen kaldet Britannia Beach var lokaliseret i British Columbia, delstat i Canada. Minen fungerede som kobber- zinkmine fra 1902-1974, og omkring 47 mio. ton malm blev udvundet i løbet af de 72 år, hvor der blev minet. Minen var placeret ved fjorden Howe Sound, som blev benyttet til at deponere mere end 44 mio. ton tailings. Minen lå ligeså ved siden af bjerget Mount Sheer, som blev benyttet til cementering af kobber sammen med jernskrot. Fra bjerget løb spildevandet benyttet til ekstraheringen ned til forskellige bifloder, som alle førte til Britannia Creek, som udløber i Howe Sound. Noget af spildevandet blev ført med rør 30 m under overfladen af Howe Sound med koncentrationer på 15-20 mg kobber/L. Det udledte vand havde tendens til at stige op til overfladen pga. lavere densitet, og ligeledes havde spildevandet en lavere pH end fjorden, hvilket medførte, at kobber kunne udfælde som kobberhydroxider, der var synlige i fjorden som floreningsfaner. I dag udvaskes der stadig metaller fra cementeringsområdet samt fra åbne steder i minen, hvor regn og sne kan udvaske mineralerne. Indholdet af kobber og zink samt den lave pH udgør karakteristika for ARD. Efter minens lukning blev 600 kg af kobber, zink og svovlsyre udvasket hver dag til bifloderne og Howe Sound. I 1995 havde flowet en koncentration på 40-100 mg kobber/L, hvilket kun var 10 % af den oprindelige koncentration målt i 1935, dog udgjorde det stadig en fare for miljøet. På grund af den kraftige forurening har Howe Sound været uden marint liv i mange år. Det tog flere forsøg med oprensning, men i 2001 blev der dog bygget et rør til at lede de forurenede strømme væk fra bifloderne og Howe Sound, og fiskestanden er igen steget til normalt niveau (Solomon, 2009) (Mills, 2016).

2.7.4 Lihir, Papua New Guinea

Lihir er en guldmine, som begyndte at operere i 1996 og udledte de første tailings til det marine miljø i 1997. Deponeringen af tailings foregår med rør ved kysten til bunden på en dybde af 128 m og i mængder af ca. 100.000 megaliter/år. Fra deponeringsområdet skråner havbunden ud mod havet og ender på en dybde af et par km. Det er dermed antaget, at hældningsgradienten ville sørge for, at tailings slutteligt ville ende på den dybe havbund og være stabilt deponeret (Brewer et al., 2007) (Cornwall, 2013). Minen er lokaliseret i det tropiske Papua New Guinea og er en af de 15 største guldmener i verden (Tait communications, 2016). Et studie fra 1999-2002 undersøgte levestandarden og vilkårene for fisk i området efter marin deponering. Fisk fra flere lokaliteter i området blev indfanget og undersøgt i laboratorium for forskellige tungmetaller (Cd, Pb etc). Resultaterne blev sammenlignet med fisk fanget længere væk fra minen samt med et baseline studie fra 1994 (før deponering). Efter kemiske forsøg på muskler og lever viste det sig, at der ingen signifikant ændring var mellem hver art fra forskellige egne eller fra baseline studiet (Brewer et al., 2007). Dette indikerer, at den mængde metaller observeret i fiskene kommer fra naturligt optag og ikke tailings. Forekomsten af fisk blev ligeledes undersøgt, og det viste en mindskning af dybhavsfisk i området af deponeringen, men ingen mindskning i områder længere væk (Brewer et al., 2007).

2.7.5 Opsummering

Fra afsnittet om Sulitjelma og Britannia Beach står det klart, at fokus i årtierne efter minedriften ikke har været på det deponerede mineaffald på fjordenes bund. I stedet har fokus været på udvaskning af flere mineraler fra de gamle brud. Dette indikerer, at UTD har sine mangler, men at de i nogle tilfælde er mindre afgørende i forhold til et efterladt brud med mulighed for ARD. Det kan pointeres, at uanset hvilken form for deponi, der er tale om, bør fokus ligge på, at få forseglede mineaffaldet forsvarligt inden lukningen. For UTD vil det være usandsynligt, at der ingen oxidation skulle forekomme, da det vil være nærmest umuligt at finde et komplet iltfrit område. Man kan dog komme tæt på og dermed fastsætte oxidationen og spredningen af kobber til et minimum. Afsnittet om Maarmorilik viser, at selvom der laves undersøgelser inden deponeringen og tailings placeres bag en højderyg, kan både de oceanografiske tilstande og geologiske egenskaber være uforudsigelige og sprede forureningen. Ligeledes ses det fra Maarmorilik, at forureningen har været vedholdende mange år efter endt deponering. Afsnittet om Lihir viser, at der også er eksempler, hvor konsekvenserne ikke har været svært vedholdende, men kun forekommende i mindre grad eller i en begrænset tidsperiode.

2.8 Genbrug af tailings

Alternativer til deponering af tailings på land eller fjord er ikke inkluderet i den officielle BAT rapport fra European Commission. Dog ses det fra tredje punkt i listen fra afsnittet *Best Available Technology*, at der anbefales genbrug, så vidt det er muligt. Dette kunne være genbrug af tailings i byggematerialer. For at benytte tailings til vejkonstruktioner eller i beton/cement beskriver Yohem (2011), at det først må gennemgå en proces ved navn geopolymerisering (Yohem, 2011). Dette foregår ved, at tailings blandes med NaOH og vand, og der opnås en geopolymer pasta. For at opnå den mest stabile pasta skal der findes det optimale forhold for koncentration af NaOH, forhold mellem NaOH og vand og temperaturen processen foregår ved. Forsøg viser, at hvis de rette forhold findes, så kan der fremstilles stabile mursten, der er miljømæssigt sikre i forhold til lækage, og som lever op til American Society for Testing and Materials (ASTM) standarder (Zhang, 2012).

Der er lavet forsøg med opblanding af kobbertailings i cement på koncentrationer af hhv. 5 og 10 % af Onuguluchi & Eren (2012). Det nævnes, at tailings filtreres med et 600 µm filter samt tørres, hvorefter der laves en pasta. Det nævnes dog ikke, om der benyttes NaOH til at lave geopolymer pasta. Resultaterne viste, at 5 % tailings i cement var det optimale forhold. Tørretiden af cement blev forøget let samtidig med, at der sås flere permeable hulrum, hvilket begge er negative effekter. Til gengæld blev slidstyrken og tryk- og strækstyrken forøget. Koncentrationerne af tungmetaller i afløbsvand fra cementen sås desuden formindsket ved højere indhold af kobbertailings pga. den lille partikelstørrelse af tailings (Onuaguluchi & Eren, 2012). Ud fra dette forsøg, ses der potentiale for alternativ behandling af tailings og klimabesparelser som følge af mindre forbrug af cement. Det årlige globale forbrug af cement på 4-5 milliarder ton (2014) kunne nedsættes ved brug af tailings på 5 % tilsætningsbasis (Rancatore, 2015). Dermed nedsættes ligeledes CO₂-emissioner da produktionen er enormt energikrævende og i 2008 stod for 5 % af verdens antropogene CO₂-emissioner (ChemistryWorld, 2008).

Andre forsøg har vist, at mangan tailings kan bruges i skovlandbrug, bygninger, byggemateriale, belægninger, glas og glasurer (Lottermoser, 2007) (Miningfacts, 2012). Det er ikke beskrevet hvordan. Nussir ASA har også vurderet brugen af tailings i både mursten, glas, isoleringsmaterialer, asfalt og beton og derudover nævnes tailings som potentielt jordforbedringsmateriale af Nussir ASA, selvom det understreges, at alle forslagene er på forskningsbasis (Miljødirektoratet, 2016).

3 Materiale

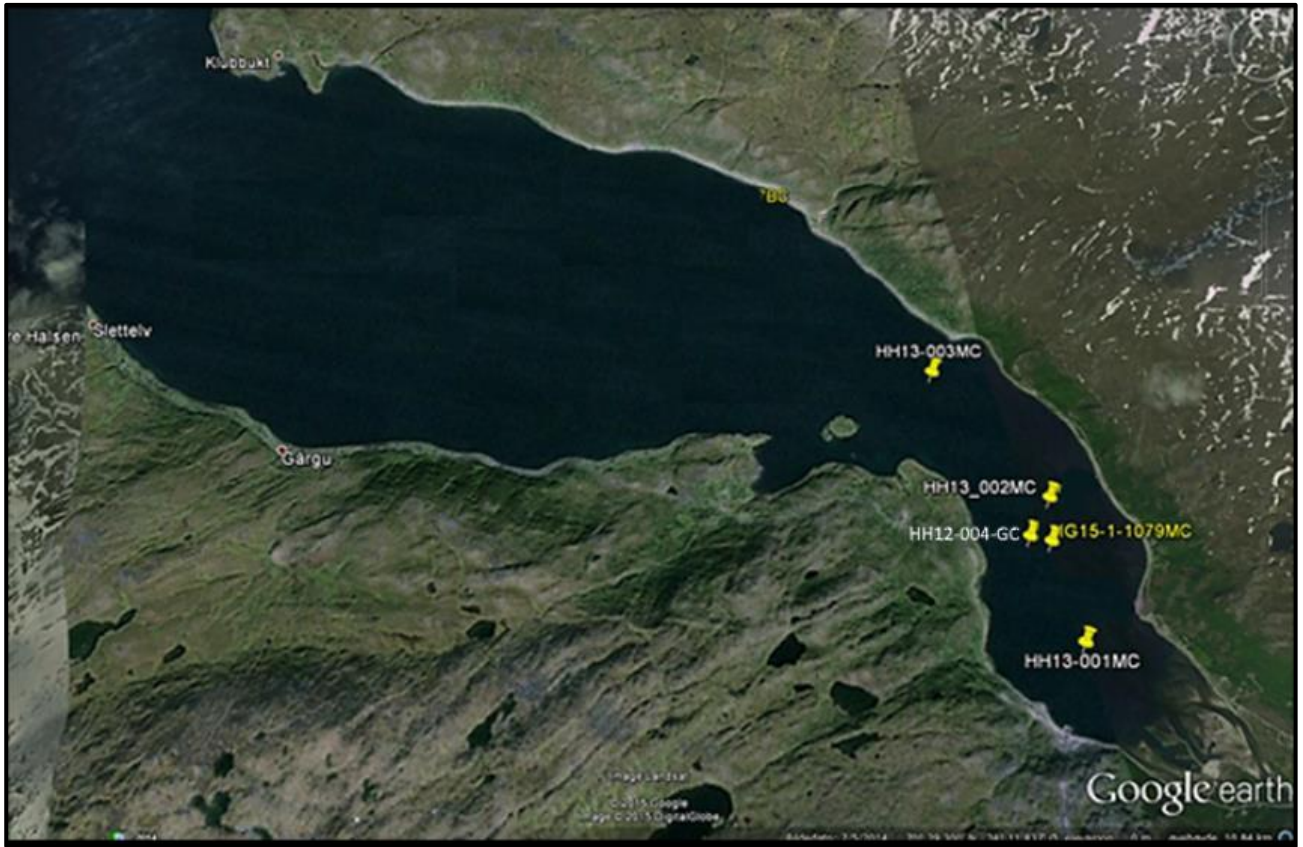
Materialet benyttet til at estimere miljøeffekterne ved deponering af tailings i Repparfjorden er stillet til rådighed fra Akvaplan Niva, Norge. Sedimentprøver fra 5 kerner blev stillet til rådighed, og en oversigt over disse ses i tabel 3. Første kerne, IG-15-1-1079, blev benyttet som testdata til øvelse af sekventiel ekstraktion. Resultaterne fra denne kerne kunne sammenlignes med data fra Akvaplan Niva for at validere metoden, inden de nye prøver kunne testes. Sedimentprøverne fra alle kernerne undtagen HH12-004 var inden forsøgsstart blevet tørret og knust.

Tabel 3: Prøver fra Repparfjorden og angivet dybde (Pedersen, 2016) (Hanssen, 2015).

Kerne	Dybde	Antal prøver	Årstal
IG-15-1-1079 (MC)	4-20 cm (spring: 1 cm)	16	2015
HH13-001 (MC)	0-10 cm (spring: 1 cm)	10	2013
HH13-002 (MC)	0-21 cm (spring: 1 cm)	21	2013
HH13-003 (MC)	0-20 cm (spring: 1 cm)	20	2013
HH12-004 (GC)	3-216 cm (spring: gnsn. 30 cm) (dybder: 3-4, 43, 100, 155, 167, 181 og 216 cm)	7	2012

De fire kerner af hhv. 16, 10, 21 og 20 cm er udtaget med *Multi corer (MC)*. *Multi corer* er et instrument, som har sit navn, fordi den kan udtage flere sedimentkerner på en gang. Den fungerer ved at skyde plastikrør ned i sedimentet og udtager således kernerne (Alexander et al., 2010). Prøven på 216 cm er udtaget med *Gravity corer (GC)*. *Gravity corer* er et instrument, som har sit navn, fordi det er tyngdekraften, som bærer instrumentet til bunden af vandet, hvor en prøvetagning ønskes. Den *Gravity corer*, som blev benyttet, havde et 6 m langt stål rør med PVC belægning og diameter på 110 mm (Hanssen, 2015). Derudover fungerer den som *Multi corer* bortset fra, at den kun udtager en enkelt prøve af gangen (Encyclopedia of Ocean Sciences, 2016). Da sedimentet er relativt hårdt og svært at tage dybe prøver fra, er der ikke tidligere lavet andre prøver, som når lige så langt ned i sedimentet, som HH12-004.

Det kan ses på figur 7, at prøver fra kernerne IG15-1-1079, HH13-002 og HH12-004 kan antages at ligge midt i det gamle deponi fra Ulveryggen fra 1970'erne. Da det er usikkert, hvor der dengang præcist blev deponeret i den indre del af fjorden, kan kernen HH13-001 antages at være fra en grænsezone til deponiet og kan dermed sagtens have modtaget tailings under deponeringen, se evt. figur 3 fra afsnittet *Repparfjorden*. I modsætning hertil er kernen HH13-003 taget uden for højderyggen, der afskærmer den indre del af fjorden fra den ydre. Denne kerne ligger derfor ikke i det gamle deponi. Det er interessant at undersøge disse kerner for at se, om der er øgede mængder af kobber både tilstede og tilgængeligt, hvor det ikke ville være uden et tailingsdeponi samt i et nærliggende område uden afskærmning. Kernen HH12-004 er interessant at undersøge, da den kan fortælle noget om hvorvidt metallerne og især kobberet er mobilt i sedimentet og dermed kan sprede sig vertikalt, samt hvordan mineralogien ser ud dybere end deponiet grundet naturligt sediment.



Figur 7: Prøveområde i Repparfjorden, Norge, kilde: (pers. komm. Pedersen, 2015) redigeret.

4 Metode

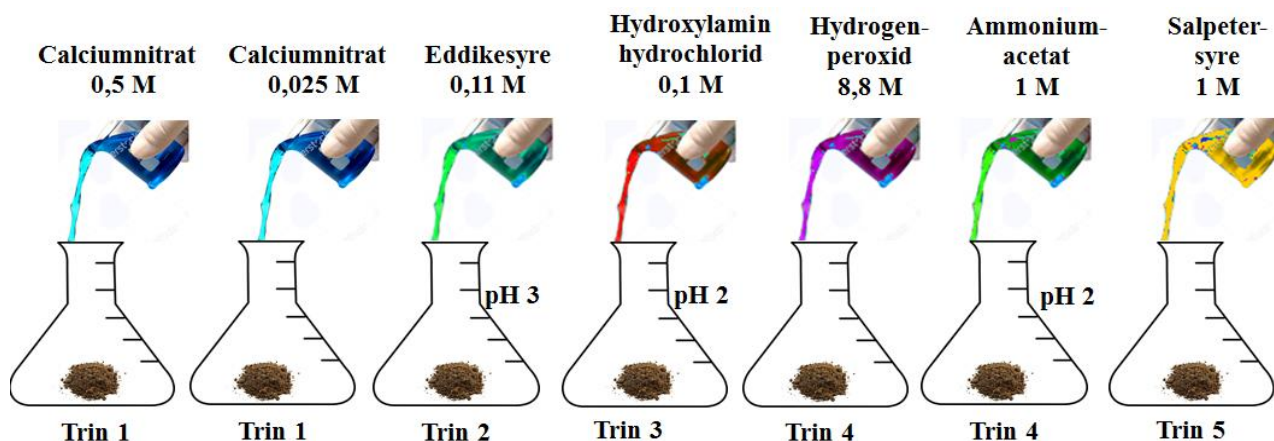
Undersøgelserne af metaller i sedimentet fra det gamle deponi bestod af sekventiel ekstraktion (4- og 5-trins), total oplukning og røntgendiffraction (XRD). Alle undersøgelser blev foretaget i laboratorium. I det nedenstående følger en beskrivelse af de nævnte undersøgelser, og grunden til at disse er benyttet.

4.1 Sekventiel ekstraktion

Sekventiel ekstraktion er en metode, hvor sediment behandles med forskellige ekstraktionsmidler (typisk syrer) for at vurdere, hvor hårdt bundet ionerne er til sedimentet. Der undersøges i sekventiel ekstraktion for alle ioner, men det primære fokus er på kobber-ionerne. Til laboratoriearbejdet blev 5-trins sekventiel ekstraktion benyttet på kernen HH12-004, og 4-trins sekventiel ekstraktion blev benyttet på de fire andre kerner. Metoden sekventiel ekstraktion blev udviklet igennem slut 90'erne, selvom den var kendt inden. Første gang metoden blev brugt, var da *The Standards, Measurements and Testing Programme (BCR) of the European Commission* foreslog en tre-trins sekventiel ekstraktions metode til undersøgelse af mineralindhold i sedimenter. Metoden blev videreudviklet til 4-trin og 5-trins typen, som blev benyttet i dette projekt, i 1998 og fremefter. Dette blev gjort, da den originale metode havde problemer ved sammenligning af data og repræsentativitet. Den nye metode sikrer dog reproducerbare resultater (Rauret et al., 1999).

Den sekventielle ekstraktion af metaller fra Repparfjorden blev foretaget som enten enkelttest eller trippeltest. Enkelttest blev benyttet til kernerne med prøver for hver cm. Dette formodedes at give repræsentative resultater, da den korte afstand i dybden mellem prøverne formodedes at kunne sikre, at en fejl tydeligt kunne ses. Kernen på 2 m, havde prøver med mere end et par cm i mellem sig. Af samme grund benyttedes trippeltest på denne kerne for at modvirke statistisk usikkerhed, samt at sikre et korrekt resultat ved en gennemsnitsværdi af tre prøver.

I figur 8 ses det hvilke kemikalier, der blev benyttet i 5-trins sekventiel ekstraktion. De samme kemikalier går igen ved 4-trins dog uden trin 1. Styrken af kemikalierne (pH) ses stigende mod højre. Dette skyldes, at jo hårdere bundet metallet er, jo stærkere kemikalier, skal der benyttes for at ekstrahere dem. Dermed er det forventeligt, at de største mængder tilgængelige metal-ioner vil findes i de første skridt. Med tilgængelighed af ioner menes der den mængde, som potentielt kan bevæge sig til den vandige fase.



Figur 8: Illustration af kemikaliebrug til 5-trins sekventiel ekstraktion.

5-trins

Når intet andet er nævnt, er det følgende baseret på laboratoriearbejde samt arbejdsbeskrivelsen af Arktisk Teknologi (2016).

Til sekventiel ekstraktion blev der af hver prøve afvejet ca. 0,5 g tør, knust jord på en vægt med en nøjagtighed på 4 decimaler. Efter hvert trin blev der udtaget en prøve.

Trin 1: Sedimentet blev først behandlet med 0,5 M calciumnitrat. Tilsætning af calciumnitrat gør, at de lettest tilgængelige ioner, der er bundet til sedimentet, bliver byttet ud med Ca^{2+} -ioner, hvilket resulterer i frie ioner i vandfasen. Ionerne der findes udskilt i dette trin er lettilgængelige.

Trin 2: I dette trin undersøges hvor mange ioner, heriblandt kobberioner, der kan frigives ved at tilsætte den svage syre 0,11 M eddikesyre, som sænker pH og derved fremmer opløseligheden af metaller samt ionbytningen. De ioner, der herved blev udskilt fra sedimentet, er dermed også lettilgængelige.

Trin 3: Ioner, der er tilgængelige, men dog hårdt bundet, er dem, som bl.a. er bundet som metaloxider. For at kunne udskille disse metal-ioner fra oxiderne, blev sedimentet behandlet med syren 0,1 M hydroxylamin hydrochlorid. Dette øger opløseligheden og skaber reducerende forhold.

Trin 4: Ved iltning af det organiske materiale i sedimentet vha. behandling med 8,8 M hydrogenperoxid kan mængden af ioner, som kan frigives ved oxidation findes. Der blev ligeledes tilsat ammoniumacetat for at undgå re-adsorption af metaller på det tilbageværende oxiderede substrat (Filgueiras et al., 2003). Dermed er ionerne ligesom ved trin 3 tilgængelige, men dog hårdt bundet.

Trin 5: Der blev foretaget total oplukning for at finde den resterende mængde af ioner (residualdelen) i sedimentprøverne. Ionerne er til stede i dette trin, men ikke som sådan tilgængelige. Proceduren ses under afsnittet *Total oplukning*.

Se original vejledning til 5-trins sekventiel ekstraktion i bilag 2.

4-trins

Sekventiel ekstraktion med 4-trin er magen til 5-trins blot uden det første trin med calciumnitrat.

Se original vejledning til 4-trin sekventiel ekstraktion i bilag 3.

Beregninger

Efter væskeprøverne blev lavet, blev der foretaget ICP-målinger på disse. ICP står for *Inductively Coupled Plasma* og måler koncentrationerne af forskellige mineraler i hver prøve fra hvert trin af den sekventielle ekstraktion. For at bearbejde disse data kan formelen i ligning 2 herunder benyttes til at udregne mg mineral /kg sediment.

$$(2) \quad mg / kg = \frac{A \cdot D \cdot C}{B \cdot 10^{-3} \text{ kg / g sediment}}$$

hvor

A = ekstraktens metal koncentration, mg/L = ppm

B = g jord afvejet

C = fortyndingsfaktor

D = antal L reagens der er anvendt til det enkelte trin (Arktisk Teknologi, 2016).

4.2 Total oplukning

Total oplukning er metoden til at finde alle ioner af et metal til stede i en sediment- eller jordprøve. Metoden starter ved, at prøverne behandles med 1:1 salpetersyre og dernæst autoklaveres. Autoklavering indebærer, at prøverne udsættes for en temperatur på 120°C og et tryk på 200 kPa i 30 minutter. Derefter udtages en prøve til ICP som ved sekventiel ekstraktion. Oplukningen blev lavet som dobbeltbestemmelse og blev udført efter Dansk Standard (DS) 259. Til beregning af sedimentets indhold af metaller fra resultaterne af ICP blev samme formel som ved sekventiel ekstraktion benyttet, se ligning 3.

Se original vejledning til total oplukning i bilag 4.

4.3 Røntgendiffraktion (XRD)

Når intet andet er nævnt er det følgende baseret på laboratoriearbejde samt arbejdsbeskrivelsen af (Belmonte, 2010).

Røntgendiffraktion er en metode, hvorpå forekomsten af de forskellige mineraler i en sedimentprøve kan bestemmes. Metoden påbegyndes ved at knuse et par gram sedimentprøve i en morter, hvorefter

det presses gentagende gange i en lille beholder til prøven. Røntgendiffraktion foregår med maskinen PanAlytical Røntgen Diffraktometer. Selve røntgendiffraktionen sker ved, at et røntgenrør udsender frie elektroner som accelereres af høj spænding. Når elektronerne rammer anoden (i dette tilfælde kobber), produceres røntgenstrålerne (Belmonte, 2010). Måden, hvorpå røntgenstrålerne reflekteres (i hvilken vinkel), indikerer hvilket mineral, som er til stede i prøven. Hvis det er kendt hvilke mineraler, der fandtes i bjerget/malmen før det blev behandlet, kan man via røntgendiffraktion afgøre hvilke af disse, der stadig er tilstede i prøven. Metoden er dog usikker, da det kræver subjektive valg i forhold til hvilke mineraler, som findes i prøven ud fra de indikationer, som vinklerne giver.

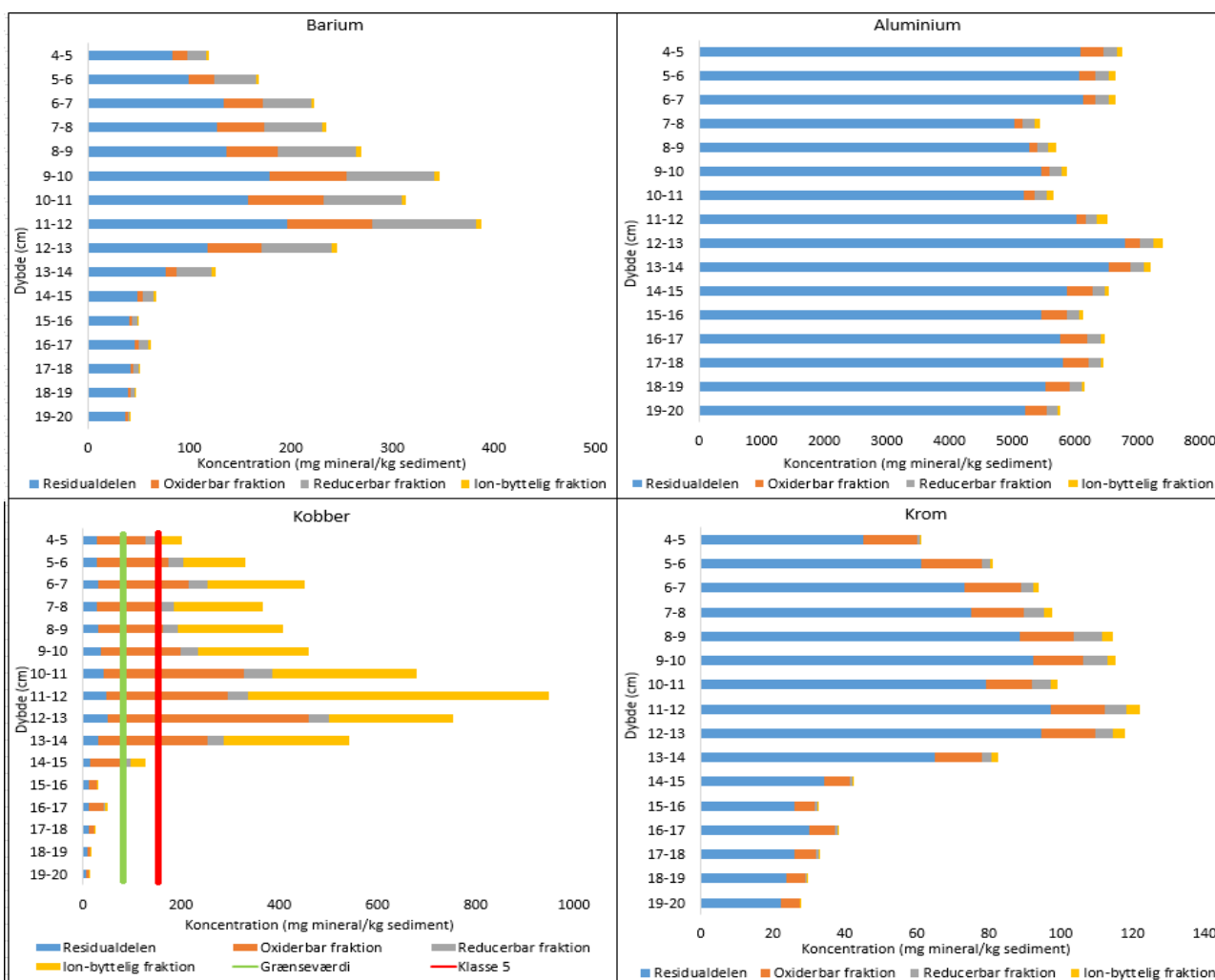
De fire prøver, som blev analyseret, blev valgt i og med, at to prøver fra kernen HH13-002 muligvis ville vise forskelle i mineralogien på tailings og nyt sediment ved hhv. 6-7 cm og 1-2 cm. Derudover ville HH12-004 kernen fra 100 cm kunne vise et baggrundsniveau af mineraler, og kernen IG15-1-1079 11-12 cm ville vise mineralogien ved prøven med højeste værdier.

5 Resultater

5.1 Sekventiel ekstraktion

Koncentrationerne af barium, aluminium, kobber og krom i de forskellige kerner er vist i forhold til dybden i graferne herunder. For hver graf med kobber er både den norske grænseværdi og værdien for klasse 5, der medfører omfattende akut toksicitet, fra de norske miljøstandarder, vist, hvis disse er overskredet.

IG-1-15-1079

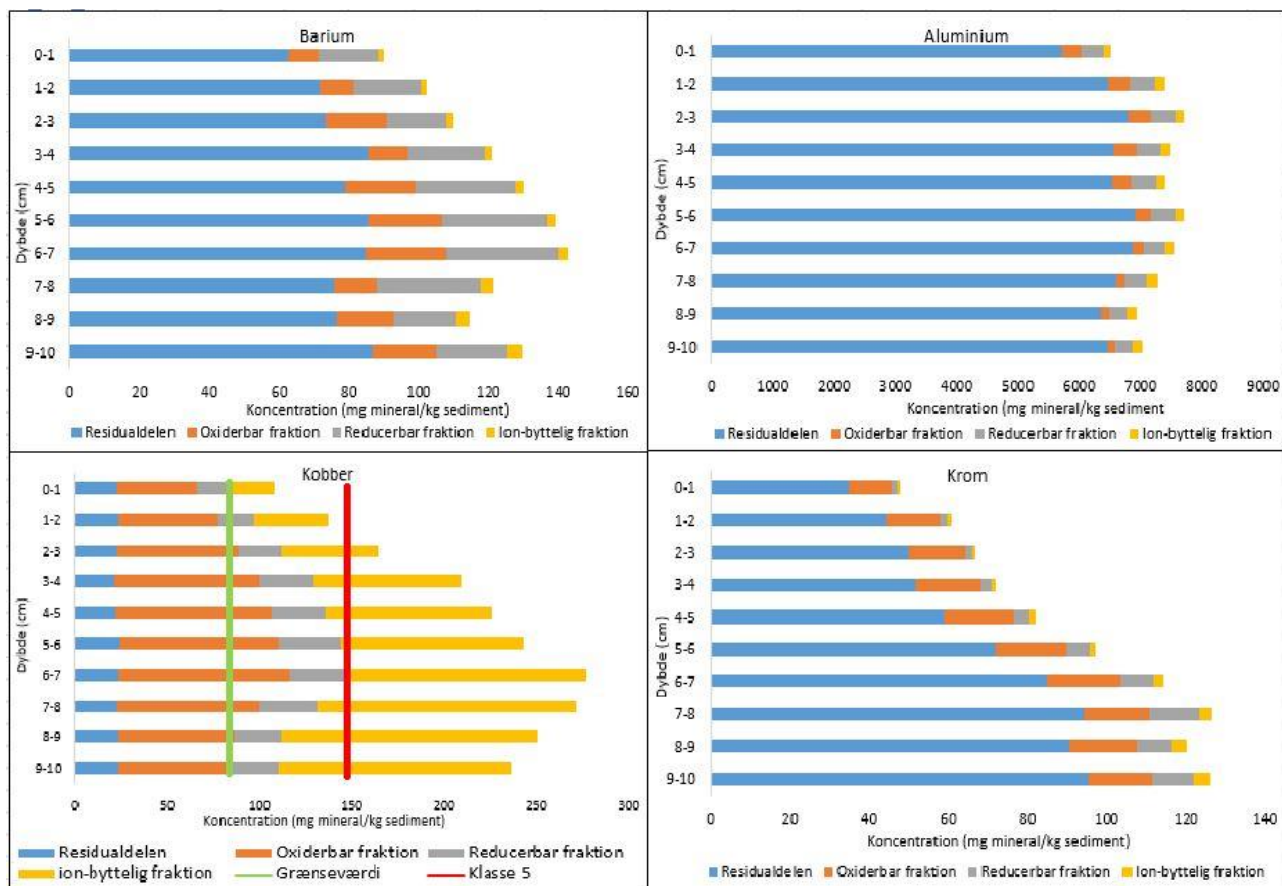


Figur 9: Koncentrationer af de fire metaller i kernen IG-1-15-1079 opdelt i fraktioner fra sekventiel ekstraktion i dybderne 4-20 cm.

I kernen IG-1-15-1079 blev der via 4-trins sekventiel ekstraktion fundet koncentrationer af kobber, som overskred både grænseværdien for kobber i sediment og klasse 5 niveauet. I figur 9 kan det ses, at begge værdier var overskredet i dybderne fra 4-12 cm. Ligeledes viste resultaterne, at den højeste koncentration af kobber på 947 mg/kg blev fundet i dybden 11-12 cm. I dybderne under 15 cm nåede kobberkoncentrationerne et tilnærmelsesvist konstant niveau, som ikke oversteg grænseværdien.

Dermed kan koncentrationer i disse dybde være en god indikation på baggrundskoncentrationen i sedimentet. Dybderne med høje koncentrationer (4-12 cm) kan derimod antages at indeholde tailings fra det gamle deponi. Dette understøttes af koncentrationerne af barium og krom, der i denne kerne viste samme tendenser som kobber. Både barium og krom havde de højeste koncentrationer i dybderne omkring 11-12 cm samtidig med, at de i dybderne under 15 cm ligesom kobber holdte et stabilt og lavere niveau. Dog oversteg koncentrationerne af krom ikke grænseværdien for sediment, da den højeste koncentration som blev fundet var 122 mg/kg. I modsætning til de tre andre metaller, viste resultaterne fra aluminium ikke nogen tendenser, i form af forhøjede koncentrationer i nogle dybder sammenlignet med dybere dybder. Dermed kan det antages, at forhøjningerne i de tre af metallerne ikke blot skyldes en forhøjet naturlig mineralforekomst. Den sekventielle ekstraktion viste, at kobberet var bundet i forskellige fraktioner, og som det er vist i figur 9, var mængden af kobber, som var bundet i den lettilgængelige fraktion (syreopløselig/ion-byttelig) væsentlig større end mængden, der var hårdt bundet (residualdelen). De procentvise fordelinger af kobberet for denne samt de resterende kerner kan ses i tabel 4. Data og udregninger fra kernen IG-1-15-1079 kan ses i bilag 5.

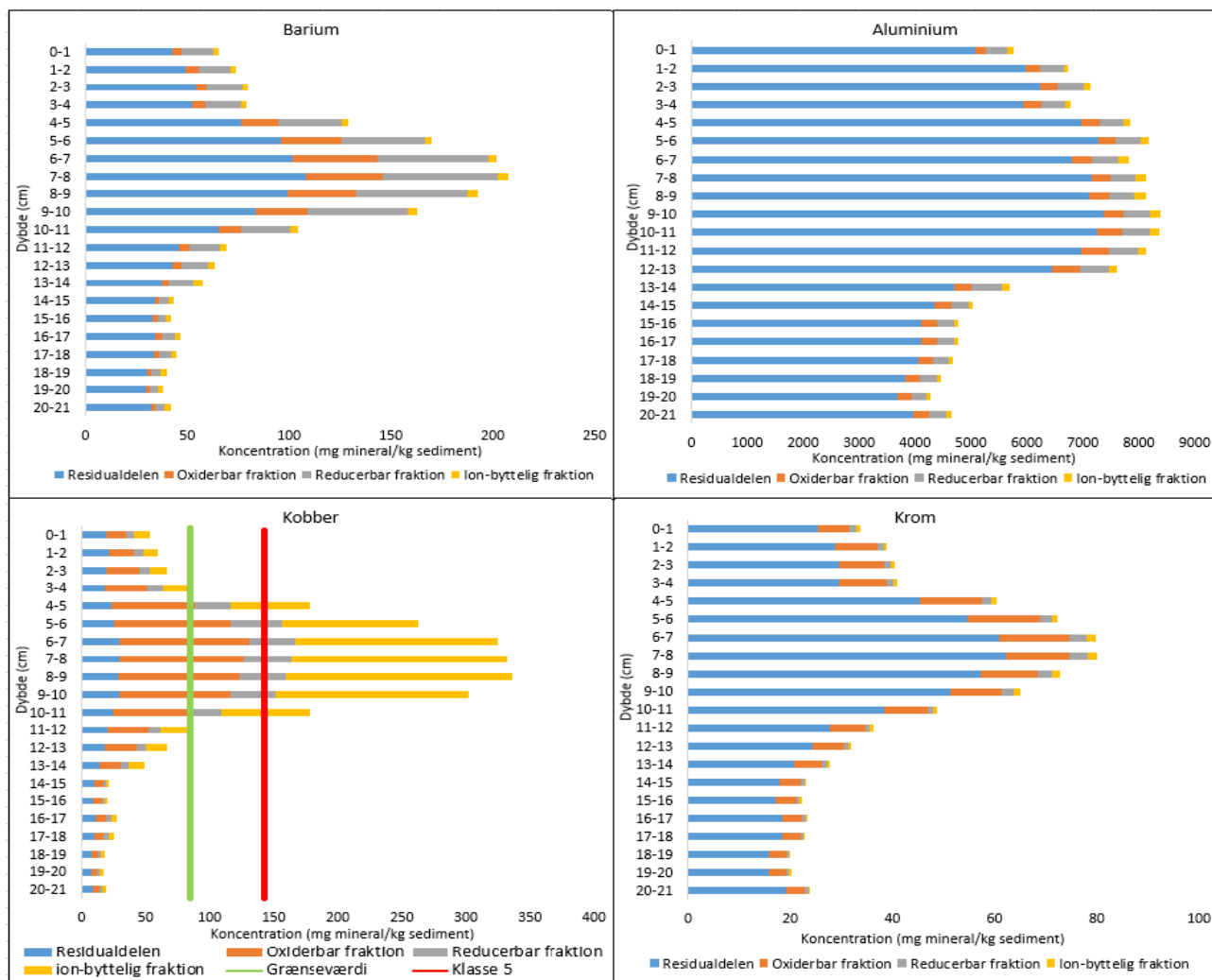
HH13-001



Figur 10: Koncentrationer af de fire metaller i kernen HH13-001 opdelt i fraktioner fra sekventiel ekstraktion i dybderne 0-10 cm.

I kernen HH13-001 viste resultaterne nogle af de samme tendenser som i kernen ovenfor. Dette inkluderer f.eks. at dybderne hvori de højeste koncentrationer af kobber, krom og barium blev fundet, var stort set ens, hvilket er vist i figur 10. I dette tilfælde var det for kobber i en dybde af 6-7 cm, hvor koncentrationen var 276 mg/kg. Fra overfladen af sedimentet og ned til dybden på 7 cm steg koncentrationen af kobber desuden. Igen viste aluminium ikke samme tendenser som de tre andre. Det er ligeledes vist, at både grænseværdien og klasse 5 for kobber var overskredet i dybderne fra 2-10 cm. De stigende koncentrationer nedad i sedimentsøjlen kan sammen med det faktum at grænseværdien blev overskredet tyde på tilstedeværelse af tailings. Da denne kerne ikke nåede længere ned end 10 cm, er det svært at sige, hvorvidt de fundne maks koncentrationer er de egentlige maks koncentrationer i sedimentsøjlen, eller om der kunne findes højere koncentrationer længere nede. Ligeledes kan det ikke siges, om koncentrationerne ligesom ved IG-1-15-1079 ville finde et stabilt og lavt niveau ved de dybere dybder. Mængden af kobber, der var hårdt bundet, var konstant, mens mængden, der var bundet i den lettillgængelige fraktion, var større i de dybder, hvor koncentrationerne var højest sammenlignet med dybderne i overfladen, f.eks. 0-1 cm. De samme tendenser sås ikke eller kun i lille grad ved de tre andre metaller. Data og udregninger fra kernen HH13-001 kan ses i bilag 6.

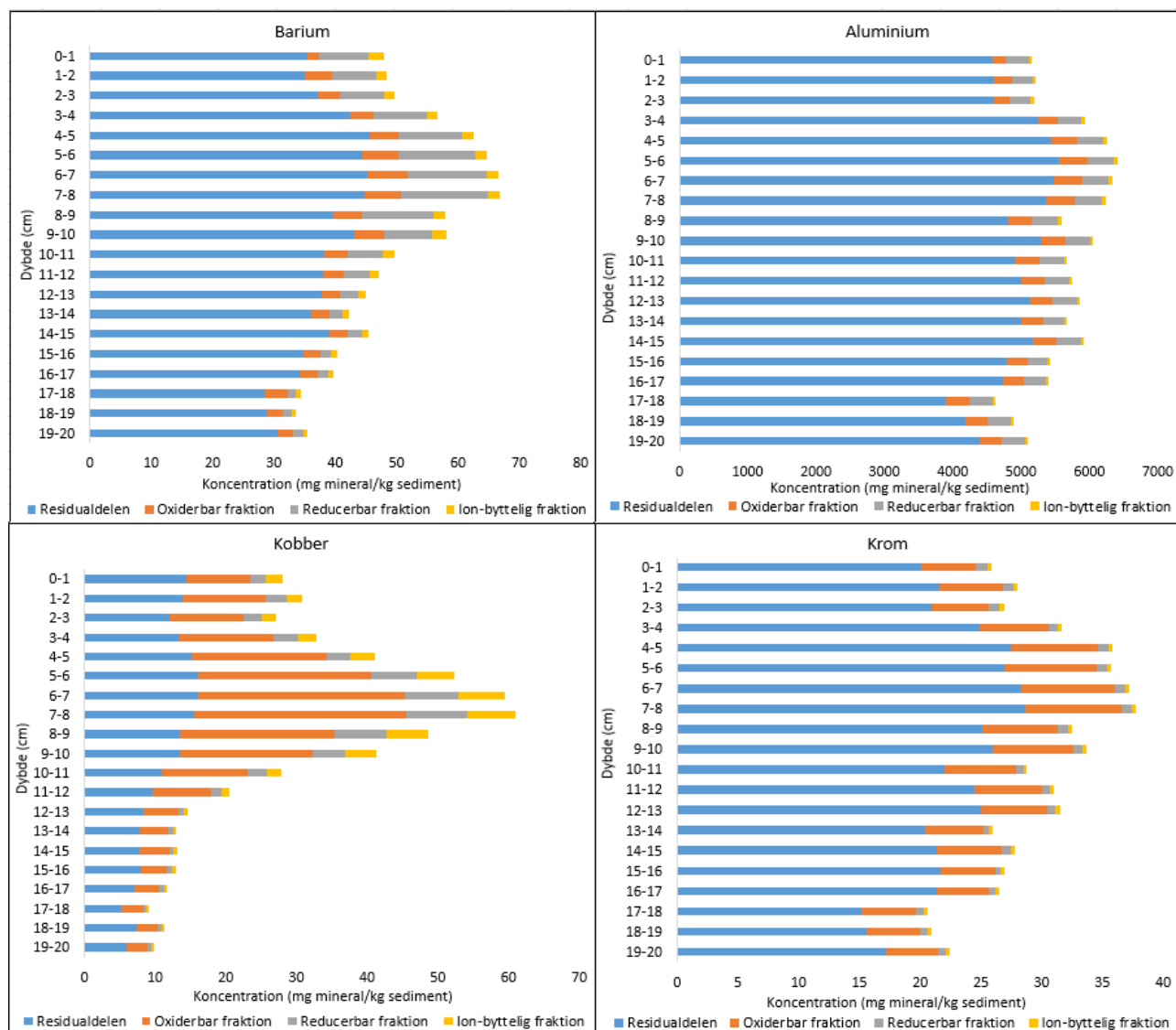
HH13-002



Figur 11: Koncentrationer af de fire metaller i kernen HH13-002 opdelt i fraktioner fra sekventiel ekstraktion i dybderne 0-21 cm.

Resultaterne fra kernen HH13-002, som kan ses i figur 11, viste tydelige udsving i koncentrationerne for især barium, krom og kobber i dybderne mellem 4 og 11 cm. For alle tre metaller steg koncentrationerne brat inden de nåede deres makskoncentrationer i en dybde på ca. 8 cm, hvorefter koncentrationerne igen faldt brat til omtrent samme koncentrationer, som der var i de øverste 4 cm af sedimentsøjlen. I alle dybderne, hvor koncentrationerne var forhøjede for kobber, blev både grænseværdien og klasse 5 niveauet overskredet, hvilket også er tydeligt, med en makskoncentration på 336 mg/kg. Aluminiumindholdet i denne kerne var lavere i dybderne under 14 cm end i dybderne derover. Samtidig steg koncentrationerne ikke på samme vis, som koncentrationerne af de andre metaller, og derfor kan aluminium ikke kobles sammen med de tre andre metaller. Derfor var der en tydelig indikation af, at tailings i høj grad var til stede i dybderne fra 4-11 cm i denne kerne. Igen viste resultaterne, at fordelingen af kobberet i de fire fraktioner ændredes i takt med at koncentrationerne ændredes, hvilket kunne tyde på at måden kobber var bundet på i tailings var anderledes end den var i det naturlige sediment. Data og udregninger fra kernen HH13-002 kan ses i bilag 7.

HH13-003

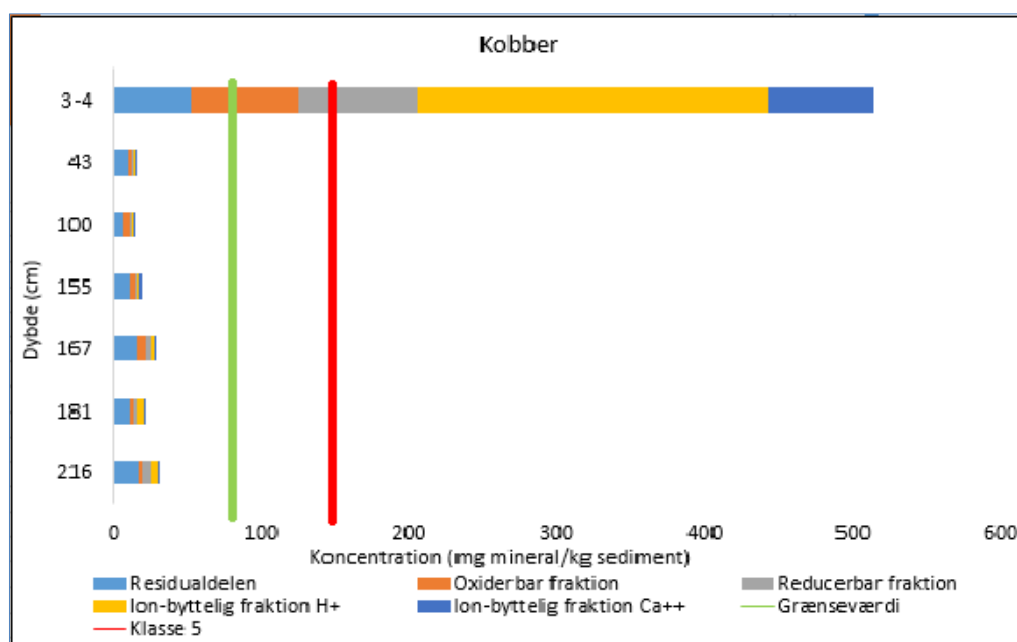


Figur 12: Koncentrationer af de fire metaller i kernen HH13-003 opdelt i fraktioner fra sekventiel ekstraktion i dybderne 0-20 cm.

I figur 12 er resultaterne for kernen HH13-003 afbilledet. Denne kerne viste ikke samme tydelige sammenhæng mellem koncentrationerne af krom, kobber og barium som f.eks. HH13-002. Dog toppede koncentrationerne for de tre metaller også her ved omtrent samme dybde (7-8 cm), mens dette ikke var tilfældet for aluminium. Dennes maks koncentration for kobber var 61 mg/kg, hvilket var langt lavere end maks koncentrationerne fra de andre kerner. Dermed nåede koncentrationen heller ikke grænseværdien for kobber, hvilket kunne hænge sammen med, at kernen var taget uden for højderyggen, der afskærmer det gamle deponi fra den ydre del af fjorden. På trods af, at koncentrationen af kobber ikke nåede grænseværdien, viser figur 12, at koncentrationen begyndte at stige i en dybde af ca. 4 cm, indtil den nåede maks koncentrationen, hvorefter den igen faldt til en koncentration på ca. 10-15 mg/kg. Det sås ligeledes fra resultaterne, at delen af kobber, der var bundet i den lettilgængelige fraktion, var mindre end den for de andre kerner, mens det modsatte var tilfældet for det hårdt bundne kobber. Data og udregninger fra kernen HH13-003 kan ses i bilag 8.

HH12-004

Da prøverne i kernen HH12-004 ikke var tørret og knust inden forsøgsstart, blev vandindholdet først beregnet, og resultater og beregninger heraf kan ses i bilag 9. Resultaterne for kobber fra kernen HH12-004, hvor vandindholdet er trukket fra, er vist i figur 12 herunder. Resultaterne fra barium, aluminium og krom samt data og udregninger for kobber for denne kerne ses i bilag 10.



Figur 13: Koncentrationer af kobber i kernen HH12-004 i de fem fraktioner fra sekventiel ekstraktion i forhold til dybden.

Som tidligere nævnt, gik kernen HH12-004 over 2 meter ned i sedimentet. Koncentrationerne af kobber, der blev fundet i denne kerne var, som det kan ses på figur 13, lave (fra 6-26 mg/kg) i alle dybder undtagen 3-4 cm, hvor den var 513 mg/kg. Det var kun koncentrationen i denne dybde, der oversteg både grænseværdi og klasse 5. Hvis denne kerne, ligesom de andre kerner, havde haft flere prøver eller kortere imellem dem, kunne resultaterne måske have givet et andet indtryk. Dette understøttes af, at de andre kerner havde de højeste koncentrationer i dybder mellem 7 og 12 cm, hvilket der ikke er undersøgt for i denne kerne. Maks-koncentrationen i denne kerne var dog alligevel højere end maks-koncentrationerne for alle andre kerner undtagen IG-1-15-1079. For resten af dybderne gjaldt det, at den gennemsnitlige koncentration var 17 mg/kg hvilket er under den norske grænseværdi. Desuden viser resultaterne, at over halvdelen af kobberet var bundet i de to lettilgængelige fraktioner (ion-byttelig og ion-byttelig/syreopløselig), samtidig med at residualdelen af kobberet kun bestod af en lille fraktion på ca. 10 %, som det kan ses i tabel 4.

5.2 Procentvis fordeling af kobber i fraktioner

På baggrund af resultaterne anses de øverste 4 cm af sedimentet som naturligt sediment. Dermed er tailings i det gamle deponi ikke længere i direkte kontakt med fjordvandet. På trods af, at det ikke er i direkte kontakt, kan der stadig være faktorer, som medfører, at kobberet kan afgives til det omgivende vandmiljø. Dette kan tabel 4 fortælle noget om.

Tabel 4: Procentvis fordeling af kobber i forskellige fraktioner fra sekventiel ekstraktion angivet som gennemsnit af dybderne med de højeste kobberkoncentrationer. Udregninger kan ses i bilag 11.

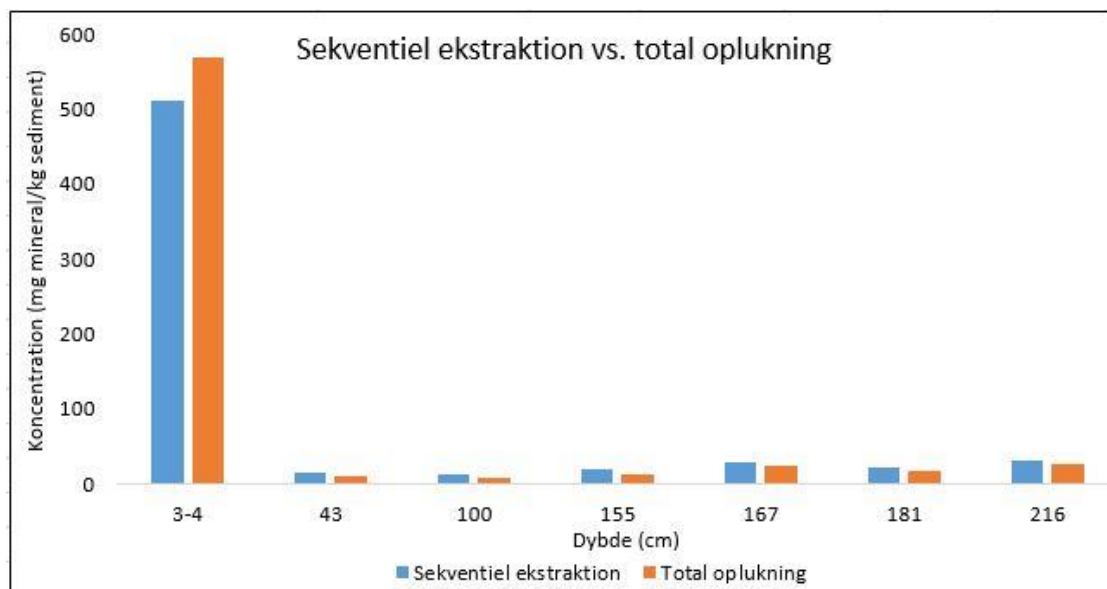
Kerne	Dybder (cm)	Ionbytning Ca ²⁺ (%)	Ionbytning H ⁺ (%)	Reducerbar (%)	Oxiderbar (%)	Residual (%)
IG-1-15-1079	10-13	-	47,0	6,1	40,9	5,9
HH13-001	6-9	-	51,0	11,2	29,1	8,7
HH13-002	6-9	-	50,7	11,0	29,5	8,8
HH13-003	5-8	-	10,9	13,0	48,3	27,8
HH12-004	3-4	13,7	46,2	15,8	14,0	10,3

Tabel 4 viser, at op mod 50 % af kobberet i deponiet var bundet i lettilgængelige fraktioner. Dette var tilfældet for kernerne HH13-001, HH13-002 og IG-1-15-1079 samt HH12-004, hvor procentdelen for de to lettilgængelige fraktioner i dybden 3-4 cm kom op på 60 %. Heraf var 14 % bundet i den fraktion, som kan ionbytte uden yderligere påvirkninger såsom sænkning af pH (ionbytning med Ca²⁺). De dybere prøver fra kernen skulle vise, om der var tegn på mobilitet af kobberet ned i sedimentet, hvilket ikke var tilfældet. Procentdelen af kobber der var hårdt bundet (residualdelen) for disse fire kerner, holdte sig desuden på 10 % eller mindre.

Kernen HH13-003 afveg fra de andre kerne med kun 10 % bundet i den lettilgængelige fraktion. Det var samtidig den kerne med den højeste procentdel (28 %) i residual-delen. Dog var HH13-003 den kerne med laveste makskoncentration af kobber på 60 mg/kg, hvilket holdt sig under grænseværdien på 84 mg/kg for kobber i sediment. Resultaterne fra HH12-004 i dybderne under 3-4 cm viste ligeledes, at den gennemsnitlige residualdel, syreopløselige/ion-byttelige og ion-byttelige del hhv. var 55 %, 11 % og 6 %, se bilag 11.

5.3 Total oplukning

I figur 14 ses den totale oplukning af kobber mod den totale mængde af kobber fra sekventiel ekstraktion. Det samme data for aluminium, barium og krom ses i bilag 10.

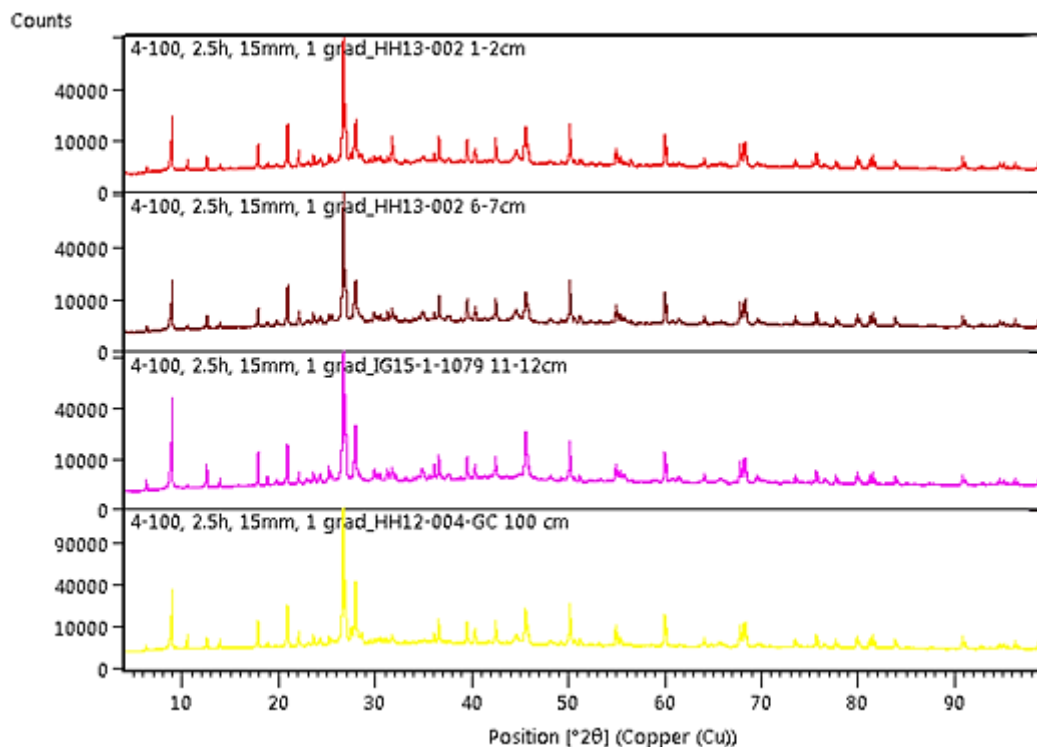


Figur 14: Den samlede koncentration af kobber ioner fra sekventiel ekstraktion i kernen HH12-004 sat op mod koncentrationen af kobber fundet i en total oplukning.

Den totale oplukning og den sekventielle ekstraktion burde i teorien kunne finde den samme mængde ioner. Derfor sættes de to her op mod hinanden. Som det kan ses i figur 14, fulgte resultaterne fra begge metoder samme tendens, hvilket vil sige, at koncentrationerne fundet i dybden 3-4 cm ved begge metoder var væsentlig større end dem for alle andre dybder. I bilag 10 er den procentvise forskel mellem de to metoder udregnet, og resultatet viste, at der gennemsnitligt var en forskel på total oplukning og sekventiel ekstraktion på 24 %. Som det kan ses i figur 14, var det kun i dybden 3-4 cm, at den totale oplukning fandt højere koncentrationer af kobber end sekventiel ekstraktion. Dette kan f.eks. skyldes, at det ikke var præcis den samme sedimentprøve, der blev brugt i de to forsøg. 24 % ud af 10 mg/kg er ca. 2,5 mg/kg, hvilket sagtens kunne forventes at være en forskel på to eksempler fra samme prøve. Dermed er de 24 % en acceptabel forskel, som gør, at koncentrationerne, der blev fundet ved sekventiel ekstraktion, giver et troværdigt billede af hvad sedimentet indeholdte alt i alt.

5.4 Røntgendiffraktion (XRD)

Resultaterne fra røntgendiffraktion for fire forskellige prøver fra kernerne HH13-002 (1-2 cm og 6-7 cm), IG-1-15-1079 og HH12-004 kan ses i figur 15.



Figur 15: Røntgendiffraktion af kernerne HH13-002 1-2 cm, HH13-002 6-7 cm, IG15-1-1079 11-12 cm og HH12-004 100 cm vist som counts ved røntgenstråling fra forskellige vinkler.

Mineralogien for de fire prøver viste sig at være tilnærmelsesvis ens. Dette kan ses ud fra at antallet af counts (antal reflektioner) toppede ved stort set de samme vinkler af røntgenstråling for alle fire prøver. Den største forskel sås ved prøven for 100 cm dybde, hvor niveauet af counts generelt var højere end ved de andre prøver. De mineraler, der ud fra XRD blev fundet i de største mængder i sedimentprøverne, var silikater (eksempelvis SiO_2) og feldspat (eksempelvis $\text{Na(Al,Si}_3\text{,O}_8)$). Begge mineraler udgør grundsten i jordens skorpe. Samtidig viste resultaterne ikke nogen tegn på tilstedeværelse af de mineraler, der er til stede i Ulveryggen og Nussir, som f.eks. kobbersulfider. XRD viste dermed ingen bemærkelsesværdig forskel i mineralogien i forhold til hhv. tailings og naturligt sediment.

5.5 Sammenligning og opsummering af resultater

Resultaterne fra sekventiel ekstraktion gav et repræsentativt billede af tilstanden i sedimentet i Repparfjorden ud fra sammenligningen af sekventiel ekstraktion og total oplukning. Samtidig kan det antages ud fra resultaterne fra kernerne HH13-001, -002, -003 og IG-1-15-1079, at dybderne med forhøjede mængder af kobber indeholdt tailings fra det gamle deponi. Dermed forventes de øverste 4 cm af sedimentet af være naturligt sediment, som er sedimenteret efter deponeringen af tailings stoppede. Ud fra dette, kan en sedimenteringshastighed beregnes. Da de fleste kerner blev taget i 2013, er en reel sedimenteringshastighed beregnet ud fra ligning 3 herunder.

$$(3) \quad \frac{40 \text{ mm}}{35 \text{ år}} = 1,1 \frac{\text{mm}}{\text{år}}$$

Sedimenteringshastigheden der passer med resultaterne er dermed 1,1 mm/år.

Desuden blev grænseværdien for kobber i sediment overskredet ved alle kerner fra deponiet, når det pointeres, at HH13-003 ligger uden for det gamle deponi. Sammenlignes de procentvise fraktioner med maks-koncentrationerne fra kernerne, ses det, at for alle kerner inde fra deponiet, oversteg kobberkoncentrationerne bundet i de lettest tilgængelige fraktioner (syreopløselig/ion-byttelig og ion-byttelig) grænseværdien for sediment. Dette illustreres ved, at 50 % (lettilgængelige) af kobberkoncentrationen på f.eks. 300 mg/kg er 150 mg/kg > 84 mg/kg. Ligeledes blev klasse 5 overskredet af kobberet fra lettest tilgængelige fraktioner ved kernerne IG-15-1-1079, HH13-002 og HH12-004.

Sammenlignes kernerne fra deponiet med resultaterne fra HH13-003, tyder det på, at tailings havde højere indhold af kobber i lettilgængelige fraktioner end sediment med naturlige kobberkoncentrationer, hvorimod der i tailings var mindre kobber, der er hårdt bundet (residualdelen) end i naturligt sediment. Dette er tilfældet, da dybderne dybere end 3-4 cm i HH12-004 viste samme tendenser i forhold til fordelingen af kobber i forskellige fraktioner, som HH13-003. Dog viste resultaterne fra røntgendiffraction ikke, at der var forskel på mineralogien i forskellige dybder, eller afhængigt af om der var tailings tilstede eller ej.

6 Diskussion

6.1 Binding af kobber

Resultaterne viste, at ca. halvdelen af kobberet fra kernerne i det gamle deponi var bundet i de lettest tilgængelige fraktioner, syreopløselighed og ionbytning. Desuden blev kun 10 % fundet i den hårdest bundne fraktion. Dette står i kontrast til Nussir ASA's samt Miljødirektoratets vurdering af, at kobberet er hårdt bundet. Dette er dog ikke gældende for kernen udenfor deponiet, HH13-003, hvor en større del af kobberet blev fundet i hårdere bundne fraktioner. Dermed kunne det tyde på, at denne kerne ikke stammer fra tailings. På den anden side var der dog forhøjede kobber-koncentrationer i samme dybder som tailings fundet i de andre kerner, hvilket indikerer, at der også i denne kerne var tailings til stede. Det, at kobberet her er bundet anderledes, kunne skyldes at kobberet f.eks. via partikelspredning, mens deponeringen stod på, blev blandet med naturligt sediment, som har andre egenskaber. Dette kan også være en forklaring på, at koncentrationerne var lavere i HH13-003. Den fundne tilstedeværelse af tailings udenfor deponiet modstrider idéen om, at tailings er indelukket i et deponi via en højderyg og dermed ikke kan spredes. Det er derfor yderligere kritisabelt, at et nyt deponi, hvis deponiet bliver placeret i område C, fra figur 3 fra afsnittet *Repparfjorden*, i modsætning til det gamle deponi ikke har en decideret afskærmning til den ydre del af fjorden i form af f.eks. en højderyg. Hvis tailings kan sprede sig, selv i mindre grad, uden for en højderyg, kunne de nye tailings i princippet også sprede sig uden for den fordybning deponiet er i. Der er dermed et principielt problem i, at det forventes, at tailings forbliver indespærret ved en højderyg, hvilket resultaterne viste de ikke gjorde. Dermed er det muligt at de negative påvirkninger, ikke kun gælder for bundlivet og miljøet inde i deponiet, men også et større område udenfor, dog i mindre grad end i selve deponiet. Det skal dog nævnes, at de fundne koncentrationer uden for deponiet ikke overskred grænseværdien for sediment. Desuden viste resultaterne, at det ikke er forventeligt, at kobberet er mobilt i sedimentet, hvilket gør, at der ikke kan ske en yderligere spredning via mobilitet, når tailings er sedimenteret.

De højere andele af lettilgængelige fraktioner i tailings i forhold til naturligt sediment skyldes formentlig, at der i sediment på fjordbunden findes højere andele af organisk materiale, som kobber kan bindes hårdt til, end der gør i tailings. Da tailings ikke er naturligt sediment og stammer fra malm i et fjeld, hvor der ikke er organisk materiale til stede, giver det mening, at større mængder af kobber er bundet i lettilgængelige fraktioner i dette materiale i forhold til naturligt sediment. Det er dog ekstra kritisk, at det netop er kobber i tailings, der er toksisk for marine organismer, som er lettilgængeligt.

Det er ikke sikkert, at kobberet i et nyt deponi fra Nussirminen vil have samme egenskaber som de kerner undersøgt i dette projekt, da de er fra Ulveryggen. Dette er der flere grunde til. Når der er kontinuerlig deponering, vil nyt materiale hele tiden være eksponeret for vandet og være i større risiko for frigivelse til omgivelserne, hvilket ikke længere er tilfældet for de gamle tailings. Dermed vil 30 års kontinuerlig eksponering af kobber med en gennemsnitlig koncentration på 500 mg/kg til vandfasen have lettere ved at frigive kobber, end når det er begravet under et lag af sediment (Christensen et al., 2011a). Ydermere er materialet i kernerne deponeret i 1970'erne og er stadig i dag bundet til sedimentpartiklerne. Dette indikerer, at selvom kobberet er bundet i en lettilgængelig

fraktion, er det ikke nødvendigvis sikkert, at det frigives. Derudover kan der være forskelle i sammensætningen af tailings, indholdet af kobber og måden det er bundet på i et nyt deponi i forhold til det gamle. F.eks. er der i Nussir en udvindingskoncentration af kobber på 1,15 %, mens den i Ulveryggen var på 0,66 %. Dermed kunne det være, at tailings fra Nussirfjeldet ligeledes indeholder en større koncentration af kobber end tailings fra Ulveryggen. På den anden side er der gode chancer for, at processen, der blev brugt til at udvinde kobberet dengang, var mindre udviklet, end den er i dag. Dermed vil en mindre andel af kobber blive udledt. En anden grund til forskelligheder mellem de to deponier kunne være egenskaberne af fjordens udformning og karakteristika. Området til det nye deponi er udredt som det bedst mulige, men hvis bundstrømmene er kraftigere end forventet eller tidevandet har større indvirkning end forventet er det muligt, at der kunne ske øget partikelspredning og kontaminering af fjorden eller resuspendering af sedimentet, hvorved iltning vil kunne frigive kobber til vandfasen.

Det nævnes yderligere, at et argument for benyttelsen af UTD er, at sedimenteringshastigheden i Repparfjorden er 3,8 mm/år. Resultaterne viste i modsætning hertil, at en sedimenteringshastighed på 1,1 mm/år inde i den indre del af fjorden, er mere realistisk. Den beregnede sedimenteringshastighed er under en tredjedel af Miljødirektoratets. Der er dermed belæg for, at tailings vil være længere tid eksponeret for havvand end det, der er blevet brugt i Miljødirektoratets analyse, og at den nuværende formildende hastighed ikke er den reelle i Repparfjorden. Den nuværende hastighed kan dog være baseret på en anden lokalitet i fjorden eller på et gennemsnit. Det gør dog kun Miljødirektoratets hastighed yderligere kritisabel, hvis den er et gennemsnit, da en sedimenteringshastighed i et deponi netop burde være højere end gennemsnittet. Derudover viste kernen HH13-001 kobberkoncentrationer i en dybde på 0-1 cm på over 100 mg/kg og kernen HH12-004 kunne forventes, at have omtrent samme koncentrationer ved 0-3 cm da koncentrationen ved 3-4 cm er over 500 mg/kg, hvilket sætter tvivl ved om 4 cm naturlig sedimentering er realistisk, eller om det egentlig er under 4 cm. Dermed kunne hastigheden være lavere end 1,1 mm/år og øge kobbermineralernes eksponering til vandfasen.

6.2 Konsekvenser for det marine miljø

Kobber har høj affinitet for organisk materiale, og hvis det frigives til vandfasen, vil det hurtigt diffundere ind i f.eks. dødt materiale eller levende organismer. Det er da essentielt at afgøre, hvorvidt kobber potentielt kan frigives til vandfasen. Selvom ca. halvdelen af kobberet var bundet i de lettilgængelige fraktioner i de fleste kerner, er det usikkert, om kobberet vil kunne frigives til vandmiljøet. Ved sekventiel ekstraktion blev pH sænket til 3 for at øge opløseligheden af kobber. Det er urealistisk, at hele Repparfjorden skulle opleve så voldsom en sænkning af pH. Der kan dog opstå omstændigheder, som kan fremme opløseligheden. Dette kunne f.eks. være bioturbation, som kan medføre, at partikler fra tailings kommer op i vandfasen, og at organismer dermed kan indtage dem. Indtagelse af tailingspartikler eksponerer kobberforbindelserne for mavesyre, som kan opløse mineralerne og da frigive kobber. Der kunne ligeledes ske en oxidation på fjordbunden, hvis der ikke er komplet iltfrit. Hvis kobberkis også findes i tailings, ligesom det findes i Nussirfjeldet, vil oxidationen medføre frigivelse af svovlsyre, hvilket måske vil kunne skabe en lokal sænkning af pH.

Dette ville igen kunne fremme opløseligheden. Det kan også nævnes, at pH ikke nødvendigvis behøver at blive sænket til 3 for at kobberet bliver opløst. Dette er fordi opløseligheden af mineraler fungerer som funktion af pH, hvilket gør at sure tilstande kan føre til, at kobberet opløses. Det er dog usikkert, hvor ekstreme pH værdier, der her skal være tale om. Det er muligt, at små mængder af kobber ville kunne opløses ved små sænkninger af pH i forhold til det neutrale niveau, der normalt er til stede i saltvand.

Som tidligere nævnt viste resultaterne fra kernen HH12-004, at ca. 14 % af kobberet var tilgængeligt ved ionbytning med Ca^{++} ioner, og derved kunne denne ionbytning i princippet forekomme blot ved tilstedeværelse af saltvand. Det antages, at i omegnen af de 14 % er gældende for hele deponiet, selvom 5-trins sekventiel ekstraktion kun blev benyttet ved en enkelt kerne. Det havde da været interessant at benytte 5-trins sekventiel ekstraktion på flere kerner. I så tilfælde kunne procentdelen af ioner der kunne ionbytte være både højere og lavere. Under de følgende afsnit Best- og Worst Case Scenario diskuteres de miljømæssige konsekvenser, hvis de 14 % eller mere kunne frigives. Hvis 14 % af kobberindholdet i kernen HH12-004 opløses vil det svare til 72 mg/kg frit kobber afgivet fra sedimentet. Dette er under grænseværdien for sediment, men er dog stadig kritisk, da det blot repræsenterer den mængde kobber, der er stor sandsynlighed for, vil opløses, da kobber bundet i denne fraktion ikke er særligt stabilt. Derudover er grænseværdien for marint vandmiljø langt lavere end for sediment (2,6-2,9 $\mu\text{g/l}$), og derved er mængderne, der skal til for at være toksisk for organismer i vand langt lavere end i sediment, hvilket skyldes kobbers affinitet for organisk materiale. Det kunne være en mulighed at estimere en Kd-værdi og benytte ligning 1 fra afsnittet *Kobbers egenskaber i sediment og vand*, og på den vis finde ud af hvor høj koncentrationen af kobber i vand ville være, hvis kobberet, som frigives fra sedimentet, overføres til vandfasen. Dette vil dog give et højst usikkert resultat da Kd-værdien kan være svær at fastsætte.

Da Nussir ASA tilsætter kemikalier i mineprocesserne, er det usikkert hvilke kemiske ændringer, der sker med mineralerne, som kan ændre på strukturen af mineralet og dets egenskaber. Derudover kunne det også tænkes, at kemikalierne benyttet, og især SIPX, vil have konsekvenser for det marine miljø, da det netop er et kemikalie med mange ukendte faktorer. Miljødirektoratet har vurderet, at alle kemikalier ud over SIPX vil have lille effekt på miljøet. Dog er en lille effekt stadig en effekt, som der skal tages højde for. Det kan dog kritiseres, at SIPX formentlig vil blive benyttet i processerne, da det er toksisk for marine organismer i små mængder, og bioakkumuleringen og halveringstiden er udefinerede.

Selvom det vides, at kobberkis er det dominerende mineral i Nussirfjeldet er det ikke nødvendigvis det samme mineral, som vil dominere i tailings. Resultaterne fra røntgendiffraction viste, at mineralogien var forholdsvis ens i både baggrundsmaterialer og tailings dog uden kobberkis til stede. Der blev heller ikke fundet tegn på andre kobbersulfider eller kobberoxider, hvilket ellers er en af grundene til, at det er fordelagtigt at benytte UTD. Det stiller dermed spørgsmålstejn ved mineralogien af tailings, og hvilke egenskaber de har. Dog er det sandsynligt, at detektionsniveauet på 5 % ved røntgendiffraction ikke var nok til at detektere de muligt tilstedeværende kobberminerale, da gennemsnitskoncentrationen af kobber på 500 mg/kg kun korresponderer til 0,05 %. Selvom selve

kobbermineralet bestående af flere grundstoffer ville udgøre en højere procent, er det ikke sikkert, det ville være over 5 %. Det må dog nævnes, at resultaterne kunne betyde, at der ikke findes sulfider i tailings, som vil kunne oxidere og gøre skade på miljøet, hvilket potentielt mindsker miljøeffekterne i fjorden. På den anden side kunne det også betyde, at sulfiderne allerede er oxideret og har medført skade på miljøet på et tidligere tidspunkt. Dette kunne dog argumenteres for at være usandsynligt, da kobberet så burde være frigivet og ikke stadig figurere i de koncentrationer, resultaterne viste. Et lavere detektionsniveau havde været ønskværdigt til dette projekt for at kunne sige mere om mineralogien af tailings. Hvis der, som XRD viser, ikke findes kobbersulfider i tailings, bliver et af incitamenterne ved UTD, nemlig mindskning af acid rock drainage, ugyldigt.

Spredning og ophvirvlen af partikler i vandsøjlen er andre problemer, som kan opstå ved fjorddeponi. Partiklerne kan udgøre en fare for marine organismer blandt andet ved indtagelse over gællerne, da det blandt andet kan give betændelse og mindske iltindtaget for organismen (Bjercke, 2014). Ligeledes kan partiklerne være et problem for gydning i fjorden, da de kan gøre skade på æggene. Partiklerne udgør fare, fordi koncentrationen af partikler i vand pludselig er meget større end naturligt. Nussir ASA vil dog som nævnt benytte flokkuleringsmidler for at mindske spredningen af partikler. Konsekvenserne er da svære at estimere, men der kan argumenteres for, at den øgede partikelspredning i vandsøjlen, som må kunne forventes ved et undersøisk deponi, umuligt kan være godt for livet i fjorden. På den anden side har både Nussir ASA og Miljødirektoratet deklareret, at bundlivet under alle omstændigheder vil forsvinde under deponeringsperioden, og dermed er det uklart om partikelspredningen vil have yderligere konsekvenser, hvis der ikke er marint liv på bunden i perioden.

For at vurdere konsekvenserne for det marine miljø på længere sigt opstilles herunder et Best og Worst Case Scenario.

Best Case Scenario

I Best Case Scenario, antages det, at omstændighederne i Repparfjorden er de absolut optimale for et undersøisk deponi. Det vil sige, at pH ikke ændrer sig fra et neutralt stadie, at der er iltfrie forhold, så ingen oxidering kan ske og at vandet er stillestående, så ingen partikelspredning kan ske. Dermed er det kun via ionbytning kobber kan frigives til vandet. Hermed kan ca. 14 % af det udledte kobber i tailings blive overført til vandet i fjorden, hvis det antages at de nye tailings fra Nussirminen vil have samme egenskaber, som tailings fra det gamle deponi. Fra dette er følgende udredt.

Den gennemsnitlige koncentration af kobber i tailings i det nye deponi vil være på omkring 500 mg/kg (Christensen et al., 2011a). Malmen i Nussirfjeldet forventes at indeholde 1,15 % kobber ~ 11500 mg/kg. Dermed udledes lidt under 5 % af kobberet til fjorden som tailings. Den samlede mængde tailings, som forventes udledt, er 25 mio. tons. I ligning 4 udregnes hvor mange tons kobber, som frigives til vandfasen i Best Case Scenario.

$$(4) \quad 25 \text{ mio. ton} * 500.000 \text{ mg/ton} * 14 \% = 1750 \text{ tons}$$

Dermed ses det, at 1750 tons kobber forventeligt vil frigives til vandfasen når denne mængde tailings bliver deponeret i fjorden. Dette betegnes som Best Case, da intet kobber fra andre fraktioner vil blive udledt. Dog kan de 14 % være anderledes i tailings fra Nussirminen i forhold til Ulveryggen. Derudover vil bindingsgraden muligvis være forskellig, da de undersøgte tailings har været deponeret siden 1970'erne.

Worst Case Scenario

Dette scenario er baseret på, at de rette omstændigheder er til for, at større mængder kobber kan frigives. De rette omstændigheder ville blandt andet være lavere pH. Dette kunne hænde, hvis klimaændringerne fortsætter med at intensiveres som hidtil. De kritiske elementer af dette er global opvarmning og forsuring af havene (Østergaard, 2013). Det pointeres dog, at forsuring i form af klimaændringer, blot vil ske i behersket grad. Et andet aspekt af klimaændringer er øget ekstremt vejr, og hvis vejrforholdene bliver kraftigere i Nordnorge, vil det kunne opblande mere vand og eventuelt opblande tailings fra bunden til vandsøjlen, hvor der således både kan forekomme øget partikelspredningen samt resuspendering af kobber, som kan iltes og frigives til vandfasen.

Det vil tillige være et problem, hvis fjordbunden ikke er komplet iltfri, som antaget i Best Case Scenario. Hvis dette er tilfældet vil de sulfider, som det formodes findes i tailings, oxideres og frigive frit kobber til vandfasen samt svovlsyre, som kan fremme opløseligheden af kobber. Ydermere ville et Worst Case Scenario kunne indebære en større mængde partikelspredning, og dermed større effekt på de marine organismer. Yderligere forværring kunne ske ved kraftigere bundstrømme eller tidevandsudskiftning end forventet.

I ligning 5 herunder udregnes hvor mange tons kobber som potentielt kunne frigives ved Worst Case Scenario, hvis hele fraktionen af ionbyttelige og syreopløselige ioner antages at kunne frigives til vandfasen.

$$(5) \quad 25 \text{ mio. ton} * 500.000 \text{ mg/ton} * 50 \% = 6250 \text{ tons}$$

Worst Case Scenario vil principielt gøre, at store mængder af kobber bliver overført til vandet. Her kunne være tale om de 6250 tons, som blev udregnet ovenfor, samt muligvis små dele bundet i andre fraktioner. Det er dog stadig urealistisk at al kobberet, der her er medtaget, vil kunne frigives, da disse Worst Case Scenario omstændigheder næppe vil forekomme naturligt. Dyrelivet vil blive påvirket blandt andet i form af større dødelighed blandt marine organismer, at bundlivet forsvinder og at vækst og reproduktionsevne svækkes.

6.3 Deponering af tailings

Deponering af tailings i fjorde er en af flere muligheder, når det kommer til håndtering og deponering af mineaffald. I Norge er der geologiske og klimatiske omstændigheder, som gør, at der kan argumenteres for, at deponering af tailings fra Nussirminen i Repparfjorden er den bedste løsning. Dertil kommer, at der er et højt indhold af kobbersulfider i minen, som formodes at findes i tailings. Desuden er der et socialt aspekt i den omstridte diskussion om igangsættelse af kobberminen nær Repparfjorden, da mange lokale indbyggere er imod deponering, men på den anden side bliver de frygtede miljøaspekter opvejet af blandt andet arbejdspladser til lokale indbyggere (Fjorfiskernes Forening et al., 2012). Det, at føre affald ud i marine områder, er generelt imod flere konventioner samt EU's anbefalinger. Et eksempel på dette, er at der fra olieplatforme i Nordsø Atlanten ikke må udledes olieholdigt boremudder til havet. Lande medlem af OSPAR konventionen er forpligtet til enten at deponere muddret på land eller under havbundens overflade (Aarhus Universitet, 2013). Det kan da virke modstridende, at det er tilladt at deponere tailings i Repparfjorden, da Norge er en del af OSPAR. Begge tiltag har i princippet negative konsekvenser for miljøet, men lovgivningen er forskellig på de to områder. Dette er argumenteret med, at tailings går under kategorien uorganisk inert materiale. Dog kan dette kritiseres, da tailings indeholdende kobber netop har potentiale for at være ekstremt toksisk for marine organismer.

6.3.1 Optimering af deponering af tailings

Norge er en del af OSPAR konventionen og er derfor forpligtiget til at benytte Best Available Technology (BAT). BAT anbefaler blandt andet genbrug af tailings i stedet for deponering heraf. Nussir ASA har undersøgt mulighederne for genbrug af tailings i f.eks. beton og asfalt, men har indtil videre udelukkende valgt at deponere tailings. Dette er kritisabelt, da BAT ville være at mindske både udledning og forbrug af ressourcer i andre produktioner. Disse kriterier er ligeledes en del af den norske lov *Lov om vern mot forurensning og om avfall*. Nussir ASA har baseret deres valg på rådgivende firmaers udredninger, som beskriver genanvendelsen som på forskningsstadiet, og at det er meget små mængder, som vil kunne genanvendes. Der kan dog også argumenteres for, at Nussir ASA's valg om ikke at bruge tailings i byggematerialer er fornuftigt, da det blot vil skabe et nyt problem mht. forurening, den dag byggeriet skal rives ned eller afskaffes på anden vis. Det er dog tænkeligt, at der før eller i løbet af minens drift vil komme teknologisk udvikling, der vil gøre genanvendelse til en mere udbredt procedure. På samme vis er det muligt, at teknologien i fremtiden vil øge ekstraheringsandelen, og at tailings en dag vil kunne repræsentere en ressource lig malm. På dette grundlag vil det være mere fordelagtigt at have ressourcen tilgængelig som gammelt byggeri end som et utilgængeligt deponi på havbunden. Uanset hvad bør det pointeres, at al mindskning af tailings i Repparfjorden vil afhjælpe de negative konsekvenser for miljøet. Det er yderligere en anbefaling fra BAT at mindske forurenende komponenter. Dette kunne forbedres ved at mindske koncentrationen af kobber i tailings samt brugen af kemikalier i behandlingen af kobbermalm.

7 Konklusion

Deponering af kobbetailings i Repparfjorden kan have negative konsekvenser især for mindre organismer og bundlevende dyr. Dette konkluderes på baggrund af resultaterne af sekventiel ekstraktion, som viste, at for kernerne taget inde i det gamle deponi, var kobberet bundet med op mod 90 % i tilgængelige fraktioner og omkring 50 % i lettilgængelige fraktioner. 5-trins sekventiel ekstraktion viste, at 14 % af kobberet kunne frigives ved ren ionbytning. I løbet af den kommende mines drift (20-30 år) vil dette svare til, at ca. 1750 tons frit kobber forventeligt bliver frigivet til vandfasen. Mængden vil dog være en anden i forhold til forskelle i egenskaber mellem tailings samt udformning og karakteristika for deponeringsområdet i fjorden fra hhv. det nye og det gamle deponi. Dette modstrider den gængse opfattelse af, at alt kobberet i tailings er hårdt bundet til stenpartiklerne. Derudover kan det konkluderes, at kobberet ikke er mobilt ned igennem sedimentsøjlen, hvilket principielt sikrer, at forureningen fra tailings forbliver der, hvor det sedimenteres. Resultaterne viste desuden, at grænseværdien for kobber i sediment på 84 mg/kg blev overskredet alene ved fraktionerne for syreopløselighed og ionbytning (lettilgængelige) for alle kernerne taget inde i det gamle deponi.

Konsekvenserne for det marine miljø i Repparfjorden afhænger af toksiciteten, hvor der for kobber skal langt mindre koncentrationer til i vand end i sediment pga. kobbers høje affinitet for organisk stof i vandfasen modsat sediment. Hvis kobber frigives til vandfasen, vil de primære konsekvenser være dødelighed samt nedsat vækst og reproduktion for de marine organismer, dog med sandsynlighed for flere negative konsekvenser. Udover de ca. 1750 tons kunne en mindre mængde af kobber bundet i de andre tilgængelighedsfraktioner også frigives. Dog skal det nævnes, at alene en frigivelse i størrelsesordenen af 1750 tons frit kobber har en konsekvens for miljøet, da det vides hvor toksisk kobber er, især i vand. En anden konsekvens ved brug af undersøisk tailings deponi (UTD) i Repparfjorden er partikelspredning, som blandt andet kan hindre iltoptag hos fisk. Ydermere kan kemikalier fra behandling af kobbermalmen og tailings, især kemikaliet SIPX, forurene og forværre tilstanden i det marine miljø.

Det kan ligeledes konkluderes, at tailings indeholdt kobber, men at det er usikkert, om det er bundet i sulfidrige forbindelser, som det er i Nussirfjeldet. Dette kombineret med, at Norge har grundfjeld ved overfladen udgør grundlag for, at UTD i Repparfjorden er det optimale valg for Nussir ASA i forhold til et landdeponi. Dog vil deponering af tailings i Repparfjorden medføre negative konsekvenser for det marine miljø. Den reelle sedimenteringshastighed i Repparfjorden er lavere end den oplyste af Miljødirektoratet, og med en hastighed på kun 1,1 mm/år vil tidsrummet, før den naturlige fauna er reetableret, muligvis være længere end de 3-10 år estimeret af Nussir ASA. Omfanget af konsekvenserne af et tailingsdeponi i Repparfjorden kan være svære at estimere, da de afhænger af f.eks pH, iltindhold og salinitet. Det kan dog mindskes ved en højere grad af implementering af anbefalinger fra Best Available Technology (BAT) og den norske lov *Lov om vern mot forurensning og om avfall*. Dette kunne f.eks. gennemføres ved genanvendelse af tailings i forskellige bygningskonstruktioner og mindskning af farlige kemikalier.

8 Referencer

- Aarhus Universitet (2013). *Forslag til strategi for miljøvurdering og bortskaffelse af boremudder og borekemikalier i forbindelse med olie - og gasaktiviteter i grønlandske farvande*. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Miljøstyrelsen for råstoffer. [Online].
Link:http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Videnudveksling/Groenland_billeder/Olie_og_miljoe/Boremudderstrategi_-_DCE_14_maj_2013_incl_eng_summary.pdf. [Besøgt 8 Juni 2016].
- Alexander, C., Walsh, J.P. & Orpin, A.R. (2010). *Modern sediment dispersal and accumulation on the outer Poverty continental margin*. [Online]. 2010. Link: <http://media.marine-geo.org/image/multicore-sampling-device-new-zealand-2010>. [Besøgt: 19 Maj 2016].
- Arktisk Teknologi (2016). *Sekventiel ekstraktion (den nye metode)*. Danmarks Tekniske Universitet. København, Danmark.
- Asmund, G. (2016). *Pollution from the Maarmorilik Lead/zinc mine*. Video. Aarhus University; Arctic Research Centre; Bioscience; DCE - Danish Centre for Environment and Energy. Tilgængelig fra Coursera.com. Aarhus, Danmark.
- Belmonte, L.J. (2010). *The Panalytical X - ray diffractometer and its software package*. (October). p.pp. 1–27. Report. København, Danmark.
- Berg-Nordlie, M. & Askheim, S. (2015). *Repparfjorden*. [Online]. 2015. Store Norske Leksikon. Link: <https://snl.no/Repparfjorden>. [Besøgt: 2 Marts 2016].
- Bjercke, B. (2014). *Skader fra gruveavfall på fisk er undervurdert*. NRK Sápmi. Norge.
- Brewer, D.T., Milton, D.A., Fry, G.C., Dennis, D.M., Heales, D.S. & Venables, W.N. (2007). *Impacts of gold mine waste disposal on deepwater fish in a pristine tropical marine system*. Marine Pollution Bulletin. 54 (3). p.pp. 309–321. Cleveland, Australia.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (1999). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Canadian Environmental Quality Guidelines. [Online]. Link: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/234>. [Besøgt: 19 Maj 2016].
- ChemistryWorld (2008). *The concrete conundrum*. [Online]. 2008. Link: http://www.rsc.org/images/Construction_tcm18-114530.pdf. [Besøgt: 13 Maj 2016].
- Christensen, G.N., Kvassnes, A.J.S., Tjomsland, T., Leikvin, Ø., Kempa, M., Kolluru, V., Velvin, R., Dahl-Hansen, G.A.P. & Jørgensen, N.M. (2011a). *Konsekvenser for det marine miljøet i Repparfjorden ved etablering av sjø- eller landdeponi for gruveavgang fra Nussir og Ulveryggen i Kvalsund kommune, Finnmark*. Akvaplan Niva. Tromsø, Norge.
- Christensen, G.N., P., D.-H.G.A., Gaardsted, F., Leikvin, Ø., Palerud, R., Velvin, R. & Vögele, B. (2011b). *Marin grunnlagsundersøkelse i Repparfjorden, Finnmark 2010 - 2011*. Akvaplan Niva. Tromsø, Norge.
- CINOCMC CO. LTD (2016). *Sodium Carboxymethyl Cellulose Mining Flotation Grade*. [Online].

2016. Link: http://www.sino-cmc.com/html_products/Sodium-Carboxymethyl-Cellulose-Mining-Flotation-Grade-18.html. [Besøgt: 1 Juni 2016].
- Cornwall, N. (2013). *Submarine tailings disposal in Norway's fjords: Is it the best option?* IIIIEE Master thesis. (September). Lund Universitet. Lund, Sverige.
- Dalfest, T. & Askheim, S. (2016). *Kvalsund*. [Online]. 2016. Store Norske Leksikon. Link: <https://snl.no/Kvalsund>. [Besøgt: 2 Marts 2016].
- Den Danske Ordbog (2016). *Kis*. [Online]. 2016. Link: <http://ordnet.dk/ddo/ordbog?query=kis>. [Besøgt: 17 Maj 2016].
- Defra (2013). *Technical Guidance on normal levels of contaminants in Welsh soil (Copper)*. British Geological Survey and Defra. Part 2A, Environmental Protection Act 1990 . Technical Guidance on normal levels of contaminants in Welsh soil. [Online]. Link: http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=11084_TGSWales_Cu_Final.pdf. [Besøgt: 17 Maj 2016].
- Dold, B. (2014). Submarine Tailings Disposal (STD)—A Review. *Minerals*. 4. p.pp. 642–666. San Pedro de la Paz, Chile.
- Earthworks (2016). *Acid Mine Drainage*. [Online]. 2016. Link: https://www.earthworksaction.org/issues/detail/acid_mine_drainage#.VztgzJGLTIU. [Besøgt: 17 Maj 2016].
- Encyclopedia of Ocean Sciences (2016). *Gravity Corer*. [Online]. 2016. OceanInstruments. Link: <https://www.whoi.edu/instruments/viewInstrument.do?id=1079>. [Besøgt: 19 May 2016].
- European Chemical Agency (2016). *Substance information SIPX*. [Online]. Link: <http://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.004.949>. [Besøgt: 14 Juni 2016].
- European Commission (EC) (2009). *Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities*. Reference Documents on Best Available Techniques. [Online]. (January). p.pp. 1 –414. Link: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/mmr_adopted_0109.pdf. [Besøgt: 15 Maj 2016].
- Filgueiras, A. V., Bendicho, C. & Lavilla, I. (2003). *Chemical Sequential Extraction for Metal Partitioning in Environmental Solid Samples*. ResearchGate. Journal of Environmental Monitoring. Vigo, Spanien.
- Fjorfishernes Forening, Samenes Folkeforbund (SFF) & Vest Finnmark sjøsameforening SFF (2012). *Felles høringsuttalelse fra Fjorfishernes Forening og Samenes Folkeforbund SFF Høringsuttalelse – Utslipptillatelse, Nussir ASA, Repparfjorden*. Kvalsund, Norge.
- Forbrugerinformationen (2005). *Tekstilvaskemidler*. [Online]. 2005. Miljømærkesekretariatet. Link: <http://www.ecolabel.dk/~media/Ecolabel/Files/Tryk-og-pjecer/Reng%C3%B8ring-og-vask/Tekstilvaskemidler-Svanen.ashx>. [Besøgt: 18 Maj 2016].

- Gagnon, S. (2016). *The Element Copper*. [Online]. 2016. Jefferson Lab. Link: <http://education.jlab.org/itselemental/ele029.html>. [Besøgt: 8 Marts 2016].
- Haltbrekken, L., Altmann, K. & Løkeland, M. (2014). *Om strømforhold og spredning av forurensning i Kvalsund/ Repparfjord*. Naturvernforbundet i Finnmark. [Online]. 2014. Link: <http://naturvernforbundet.no/finnmark/gruvedrift/om-stromforhold-og-spredning-av-forurensning-i-kvalsund-repparfjord-article32093-2023.html>. [Besøgt: 9 March 2015].
- Hanssen, H., Junttila, J. (2015). *MARINE GEOLOGICAL CRUISE TO THE SOUTH-WESTERN BARENTS SEA*. Department of geology UiT the arctic university of Norway. Tromsø, Norge.
- Helweg, A., Albrechtsen, H.-J., Bjerg, P.L., Carlsen, L., Engvild, K.C., Jensen, B., Jensen, J., Løkke, H., Madsen, T., Pedersen, F. & Rasmussen, L. (2000). *Kemiske stoffer i miljøet*. 1. udgave. København, Danmark. Gads Forlag.
- Johansen, P., Asmund, G., Peter, C.M.G. & Aastrup, P. (2001). *Minedrift og miljø i Grønland*. DMU. Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelse. Miljø- og energiministeriet. Roskilde, Danmark.
- Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. (2003). *Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002*. Miljøministeriet. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002 Faglig rapport fra DMU, nr. 465. [Online]. Link: http://www.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrapporter/rapporter/FR465.PDF. [Besøgt: 15 Marts 2016].
- Johnsen, O. (2000). *Mineralernes verden*. Gads Forlag. 1. udgave. 1. oplag. København, Danmark.
- Kirby, J., Maher, W. & Krikowa, F. (2000). *Selenium, Cadmium, Copper, and Zinc Concentrations in Sediments and Mullet (Mugil cephalus) from the Southern Basin of Lake Macquarie, NSW, Australia*. Ecochemistry Laboratory, University of Canberra. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. Australian Capital Territory, Australia.
- Klein, C. & Hurlbut Jr., C.S. (1986). *Manual of Mineralogy*. 20. udgave. Wiley. New York, USA.
- Kleiv, R.A. (2011). *Fysiske og kjemiske egenskaper til flotasjonsavgang fra Nussir- og Ulveryggenforekomstene*. En supplert sammenstilling av laboratorieresultater fra SGS Mineral Services. Norges tekniske naturvidenskabelige universitet. Institut for geologi og bjergteknik. Trondheim, Norge.
- Klima- og forurensningsdirektoratet (2012). *Høring av søknad om tilladelse - Nussir ASA i Kvalsund kommune*. Havforskningsinstituttet. Oslo & Bergen, Norge. [Online]. Link: https://www.imr.no/filarkiv/2014/03/horingsuttalelse_utslippssoknad_fra_hi_7-3-12-klif.pdf/nb-no.
- Klima- og forurensningsdirektoratet (2013). *Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota*. Aquateam. Version 1. Oslo, Norge. [Online]. Link: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/3001/ta3001.pdf>. [Besøgt: 7 Juni 2016].

- Klima- og miljødepartementet (2015). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven)*. [Online]. 2015. Lovdata. Link: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6>. [Besøgt: 13 Maj 2016].
- Larsen, T.S., Kristensen, J.A., Asmund, G. & Bjerregaard, P. (2001). *Lead and zinc in sediments and biota from Maarmorilik, West Greenland: An assessment of the environmental impact of mining wastes on an Arctic fjord system*. Environmental Pollution. 114 (2). p.pp. 275–283. Institute of Biology, Department of Arctic Environment, National Research Institute. Odense & København, Danmark.
- Lottermoser, B. (2007). *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*. 2. udgave. School of Earth and Environmental Sciences. James Cook University. Queensland, Australia.
- Lund, S. (2015). *Gull, gråstein og grums*. [Online]. 2015. Mølja e knall - Kobber smaker pyton. Link: <http://gruve.info/a2.htm>. [Besøgt: 9 March 2016].
- Mattilsynet (2011). *Drikkevannsforskriften*. Version 3 (september 2005). Brumunddal, Norge.
- Miljødirektoratet (2016). *Oversendelse av tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven - Nussir ASA*. Trondheim, Norge. [Online]. Link: <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/Oversendelse%20av%20tillatelse%20til%20virksomhet%20etter%20forurensningslover%20Nussir%20ASA.pdf> [Besøgt 7 Juni 2016].
- Miljødirektoratet (2014). *Sulitjelma Grube*. [Online]. 2014. Miljøstatus i Norge. Link: <http://www.miljostatus.no/Sulitjelma/>. [Besøgt: 27 April 2016].
- Miljødirektoratet (2015). *Tillater gruvevirksomhet i Kvalsund*. [Online]. Link: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2015/Desember-2015/Tillater-gruvevirksomhet-i-Kvalsund/> [Besøgt 7 Juni 2016].
- Miljøstyrelsen (2006). *Kobber*. Miljøministeriet. Danmark. [Online]. Link: <http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/1999/87-7909-542-9/html/kap02.htm>. [Besøgt: 8 Marts 2016].
- Mills, C. (2016). *The Former Britannia Mine, Mount Sheer/Britannia Beach, British Columbia*. [Online]. Link: [http://technology.infomine.com/enviromine/ard/Case Studies/Britannia.htm](http://technology.infomine.com/enviromine/ard/Case%20Studies/Britannia.htm). [Besøgt: 10 Marts 2016].
- Miningfacts (2012). *How are waste materials managed at mine sites?* [Online]. Link: <http://www.miningfacts.org/Environment/How-are-waste-materials-managed-at-mine-sites/>. [Besøgt: 18 Maj 2016].
- Nationen - Distriktenes Næringsavis (2011). *Vil åpne landets største kobbergruve*. Link: <http://www.nationen.no/tunmedia/vil-apne-landets-storste-kobbergruve/> [Besøgt 7 Juni 2016].
- Naturvernforbundet (2016). *Hva risikerer vi dersom Nussir får slippe gruveavgang til Repparfjorden?* [Online]. Link: <http://naturvernforbundet.no/finnmark/gruedrift/hva-risikerer-vi-dersom-nussir-far-slippe-gruveavgang-til-repparfjorden-article29547-2023.html>.

[Besøgt 7 Juni 2016].

- Nussir ASA (2016). *Hva betyr et sjødeponi for Repparfjorden?* Folder. [Online]. Link: <http://www.nussir.no/environmental-pub/tailings/brosjyre-sjodeponi-web.pdf>. [Besøgt 7 Juni 2016].
- Nussir ASA (2015). *Miljødirektoratet gir Nussir ASA utslippstillatelse*. Pressemelding. [Online]. December. Link: http://www.nussir.no/en_news_2015.php. Vælg hyperlinket: "Nussir får utslippstillatelse/Nussir gets tailings permit". [Besøgt 7 Juni 2016].
- Nussir ASA (2012a). *Mineraler og malmer*. [Online]. Link: http://www.nussir.no/no_copper_minore.php. [Besøgt: 23 Maj 2016].
- Nussir ASA (2012b). *Nussir*. [Online]. Link: <http://www.nussir.no/index.php>. [Besøgt: 2 Marts 2016].
- Onuaguluchi, O. & Eren, Ö. (2012). *Copper tailings as a potential additive in concrete: Consistency, strength and toxic metal immobilization properties*. Indian Journal of Engineering and Materials Sciences. 19 (2). p.pp. 79–86. Department of civil engineering. Eastern Mediterranean Univeristy. North Cyprus, Turkey.
- OSPAR Convention (2007). *Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*. [Online]. Link: http://www.ospar.org/site/assets/files/1290/ospar_convention_e_updated_text_in_2007_no_re_vs.pdf. [Besøgt 8 Juni 2016].
- Pedersen, K.B. (2015). *Environmental Waste Management (EWMA) Mine tailings in Repparfjorden – Availability of Metals*. PowerPointShow. The Research Council of Norway and ENI Norway AS. Akvaplan Niva. Norge.
- Pedersen, K.B. (2016). *Interview med vejleder*. Foretaget over skype.
- Perner, K., Leipe, T., Dellwig, O., Kuijpers, A., Mikkelsen, N., Andersen, T.J. & Harff, J. (2010). *Contamination of arctic Fjord sediments by Pb-Zn mining at Maarmorilik in central West Greenland*. Marine Pollution Bulletin. [Online]. 60 (7). p.pp. 1065–1073. Institute for Baltic Sea Research. Geological Survey of Denmark and Greenland. Department of Geography and Geology University of Copenhagen. University of Szczecin, Institute of Marine Science. Tyskland, Polen, Danmark. Link: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.019>. [Besøgt 8 Juni 2016].
- Rancatore, E. (2015). *Global Cement Consumption on the Rise*. [Online]. America's Cement Manufacturers. PCA. Link: <http://www.cement.org/news/2015/06/03/global-cement-consumption-on-the-rise>. [Besøgt: 13 Maj 2016].
- Rauret, G., López-Sánchez, J.F., Sahuquillo, a, Rubio, R., Davidson, C., Ure, a & Quevauviller, P. (1999). *Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials*. Journal of environmental monitoring : JEM. 1 (1). p.pp. 57–61. Department of Pure and Applied Chemistry. European

Commission, Standards, Measurements and Testing Programme. Department of Analytical Chemistry. Glasgow, UK. Bruxelles, Belgien. Barcelona, Spanien.

Rushfeldt, Ø. (2016). *Interview med Øystein Rushfeldt*. Foretaget over skype.

Solomon, F. (2009). Impacts of Copper on Aquatic Ecosystems and Human Health. *Environment & Communities*. Mining.com.

Sprunk-jansen, E. & Greenex, A.S. (1983). *Maarmorilik Environmental Impact of an Arctic Mine*. 7. Cold Regions Science and Technology. Prof. P. Søltoft. Elsevier.

Sweco (2010). *Reguleringsplan med konsekvensutredning for planlagt gruvedrift i Nussir og Ulveryggen i Kvalsund kommune*. Rapport nr. 01. Oppdrag nr. 408451.

Tait communications (2016). *Lihir Gold Mine, Papua New Guinea*. [Online]. Link: <http://www.taitradio.com/clients/case-studies/lihir-gold-mine-papua-new-guinea>. [Besøgt 8 Juni 2016].

United States Environmental Protection Agency (2016). *Aquatic Life Criteria - Copper*. [Online]. Link: <http://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-copper>. [Besøgt: 9 Marts 2016].

Vinja, A. (2016). *Langvatnet – innsjø i Fauske*. [Online]. Store Norske Leksikon. Link: https://snl.no/Langvatnet%2Finnsj%C3%B8_i_Fauske. [Besøgt: 27 April 2016].

Voenny, V. (2013). *Kobberkis mineral sten, stock foto*. [Online]. colourbox. Forside billede. Link: <https://www.colourbox.dk/billede/kobberkis-mineral-sten-billede-7207208>. [Besøgt: 24 May 2016].

Vogt, C., Craig Vogt Inc Ocean & Coastal Environmental Consulting, Office for the London Convention and Protocol and Ocean Affairs, Marine Environment Division, International Maritime Organization & Organization, I.M. (2012). *International Assessment of Marine and Riverine Disposal of Mine Tailings*. 34th Annual Conference of the International Association for Impact Assessment for Social and Economic Development. (April). p.pp. 1–134.

Yohem, R. (2011). *Recycled mine tailings could be used to build roads, UA researcher finds*. [Online]. Inside Tucson Business. Link: http://www.insidetucsonbusiness.com/news/recycled-mine-tailings-could-be-used-to-build-roads-ua/article_113dfa26-71d8-11e0-8464-001cc4c002e0.html. [Besøgt 8 Juni 2016].

Zhang, L. (2012). *Recycling and Utilization of Mine Tailings as Construction Material through Geopolymerization*. U.S. EPA Hardrock Mining Conference. PowerPointShow. Department of civil engineering and engineering mechanics. University of Arizona, Tucson, Arizona.

Østergaard, C. (2013). *Ny undersøgelse: 'Dødelig trio' truer verdenshavene*. [Online]. Ingeniøren. Link: <https://ing.dk/artikel/ny-undersogelse-doedelig-trio-truer-verdenshavene-162319>. [Besøgt: 1 Juni 2016].

Bilag

Bilag 1: Baggrundskoncentration kobber.

Bilag 2: Sekventiel ekstraktion – 5 trin.

Bilag 3: Sekventiel ekstraktion – 4 trin.

Bilag 4: Oplukning af jord- og askeprøve efter DS259.

Bilag 5: Resultatbehandling af IG-1-1079.

Bilag 6: Resultatbehandling af HH13-001.

Bilag 7: Resultatbehandling af HH13-002.

Bilag 8: Resultatbehandling af HH13-003.

Bilag 9: Vandindhold.

Bilag 10: Resultatbehandling af HH12-004 + Total oplukning.

Bilag 11: Resultatbehandling af procentvise fraktioner.