



Høgskulen
på Vestlandet

BACHELOROPPGAVE

Signaler fra avsetning av forurensede stoffer i og rundt
Hafslovatnet (Vest-Norge) over de siste 40 årene

Depositional signals in and around Lake Hafslovatnet (Western-
Norway) over the past 40 years

Malin Hassum og Martin Patelis Røyrvik

Geologi og geofare

Fakultet for ingeniør- og naturvitenskap

Veileder Matthias Paetzel

03.06.2019

Jeg bekrefter at arbeidet er selvstendig utarbeidet, og at referanser/kildehenvisninger til alle kilder som er brukt i arbeidet er oppgitt, jf. Forskrift om studium og eksamen ved Høgskulen på Vestlandet, § 10.

Sammen drag

Analyse av jordprøvene påviste forurensing i Botn og ved Soget ved Hafslovatnet, Luster kommune, Vest-Norge.

Feltobservasjoner avgrenset en søppelfylling ved Soget på en annen plass enn der hvor Miljødirektoratet mistenkte en søppelfylling.

Avgrensingen til kildeområde ved Botn kan ikke avgrenses nøyaktig.

Analyse av sedimentkjerner viste relasjoner mellom organisk materiale, fine kornstørrelser (silt og leire), forurensende elementer (Pb, Cu, Zn) og organiske stoffer (PAH, TBT), der en økning i mengden organisk materiale og fin materiale vil føre til mer avsetning av disse forurensende stoffene.

Analyse av sedimentprøvene resulterte i hovedsakelig bakgrunns- og «gode» verdier med noen unntak, da spesielt elementet sink (Zn). Tang som skulle være en kontrollstasjon viste seg å være forurenset av TBT, muligens som følge av bruken av TBT i bunnmaling på båter eller til treimpregnering. Selv om forholdene klassifiseres som «gode» er trendene for avsetning av de forurensende stoffene hovedsakelig økende.

De mest sannsynlige kildene for forurensingen i Tverbergvatnet er søppelfyllingen ved Soget, mens veinettet er trolig forurensningskilden ved Botn og Tang, samt for båt drift og lagring for Tang. Det organiske og det finkornete materialet i alle kjernene var økende. Dette gjør at forurensningssituasjonen i Hafslovatnet vil trolig forverres dersom fremtidige klimaendringer innebærer økt nedbør og dermed økt avrenning.

Summary

Analysis of soil samples proved pollution in Botn and by Soget by Hafslovatnet, Luster kommune, West-Norway

Field observations defined a landfill by Soget inn a different area than where Miljødirektoratet suspected a landfill.

The source area by Botn cannot be accurately defined.

Analysis of sediment cores showed relationships between organic material, fine grain sizes (silt and clay), pollutant elements (Pb, Cu, Zn) and organic substances (PAH, TBT), where a increase in the amount of organic material and fine material would lead to more sedimentation of the pollutant substances.

Analysis of sediment samples resulted in mainly background- and “good” values with some exceptions, especially the element zinc (Zn). Tang which should have been a control station was showed to be polluted with TBT, possibly as a result for the use of TBT inn bottom paint on boats or from wood impregnations. Even though the conditions are classified as “good” the trends for sedimentation of the pollutant substances are mainly increasing.

The most probable pollution sources in Tverbergvatnet is the landfill by Soget, but the road network is probably the pollution source by Botn and Tang, but also the running and storage of boats for Tang. The organic and the fine-grained material in all the sediment cores where increasing. This means that the pollution situation in Hafslovatnet would probably get worse if the future climate changes means an increased precipitation and thus increased runoff.

Forord

Dette er den avsluttende oppgaven for de tre årene ved bachelorstudiet geologi og geofare ved Høgskulen på Vestlandet. «Signaler fra avsetninger av forurensede stoffer i og rundt Hafslovatnet (Vest-Norge) over de siste 40 årene» har vært et lærerikt og utfordrende team å jobbe med. Der vi har fått innblikk i avsetning av forurensede stoffer i sediment.

Først ønsker vi å takke veilederen vår Matthias Paetzel for eksepsjonell god veiledning og oppfølging under hele prosessen. For at du har brukt store deler av fritiden din for å gi oss gode og grundige tilbakemeldinger. Slik at vi skulle få et best mulig sluttresultat.

Vi vil også takke Asbjørn Mong, Marie Sjøblom og Thea Marie Storsveen for et godt samarbeid under hele prosessen. Vi vil rette en stor takk til Torbjørn Dale for assistanse ved prøvetaking i felt og hjelp underveis. Samt de internasjonale studentene fra programmet «From Mountain to Fjord 2018» for prøvetaking og alt bidrag.

En stor takk til Eivind W. N. Støren og Haflidi Haflidason for omvisning og god veiledning ved Earthlab ved Universitet i Bergen.

Vi vil også takke Ingrid Marie Slinde for opplysninger om drikkevannsforsyningen for Hafslo og Eirik Aas for opplysninger om Eurofins interne metode i TBT.

Vi vil også takke alle andre som har bidrag til at denne oppgaven ble mulig og takke alle medstudenter for 3 innholdsrike år her i Sogndal.

Figurliste

Figur 1: Kart laget i ArcMap over lokaliteten til den mistenkte søppelfyllingen ved Soget, basert på Miljødirektoratets grunnforurensnings kart ([http 1](#)).

Figur 2: Kart laget i ArcMap over navn på vann, steder og elv rundt Hafslovatnet. Basert på topografisk norgeskart wms fra kartverket.

Figur 3: Kart over Årøy kraftverk og vannmagasin reguleringsstasjonen ved Sogelvi og Soget. Laget fra tilgjengelige kart og data fra NVE-atlas ([http 5](#)).

Figur 4: Oversiktskart over hvor i Norge Hafslovatnet ligger.

Figur 5: Berggrunnskart N250 fra Norges Geologiske Undersøkelser ([http 8](#)) med nedbørsfelt.

Figur 6: Løsmassekart over Hafslovatnet, Straumavatnet og Tverbergvatnet. Hentet fra ([http10](#))

Figur 7: Dybdekart over Hafslovatnet, Straumavatnet og Tverbergvatnet med målestokk 1:5000. Opploddet av J.M. Santha NVE hydrologiske AVD (1990). Ekvidistanse mellom dybdekoter er 5 m.

Figur 8: Flyfoto over Botn tatt i 1966. Rød pil peker på bensinstasjonen

Figur 9: Flyfoto for Botn 1976. Rødpil peker på bensinstasjonen

Figur 10: Flyfoto for Botn 1984. Rødpil peker på bensinstasjonen.

Figur 11: Gjennomsnittlig årsnedbør over Hafslo fra årene 1901 til 2017 fra målestasjon 55550-Hafslo. Data er hentet fra Eklima 19.11.2018 ([http 12](#)).

Figur 12: Frakting av sedimentkjerner opp til robåt.

Figur 13: Bildet til venstre viser dykker som hentet opp sedimentprøver og sedimentkjerner. Bildet til høyre viser to av sedimentkjernene plassert vertikalt opp i en trekasse og en sedimentprøve i et glass med skrulokk, plassert oppå trekassen.

Figur 14: Viser mørke striper (vann) på en lys bergoverflate. Soget søppelfylling er oppå det flate område. Bildet er tatt av Matthias Paetzel.

Figur 15: Bildet til venstre viser utgraving av jordprøve MF2018-Botn-1 som er i bredden av tilførselsbekken i Botn. Bildet til høyre viser utgravet jordprøve MF2018-Botn-3.

Figur 16: Bildet viser deling av sedimentkjerne ved hjelp av en ståltråd.

Figur 17: Bildet viser kjerne MF2018-5 med måletape liggende horisontalt ved hjelp av to treklosser.

Figur 18: Bildet til venstre viser ITRAX-flerfunksjonell skanner sette forfra. Hentet fra Croudace et al. (2006). Bildet til høyre viser oppsett av ITRAX-systemet med A: optisk kamera, B: lasertrianguleringssystem, C: XRF detektor, D: Røntgenkilde, E: røntgenfokuserende spalte, F: Røntgendetektor og den horisontale pilen: viser bevegelsesretningen for sedimentkjernen. Laget ut fra Croudace et al. (2006).

Figur 19: Eksempel på Oasis.

Figur 20: Bildet til venstre viser at sedimentmassen tas ut med en spatel. Bildet til høyre viser sedimentmassen lagt på et objektivglass.

Figur 21: Bildet til venstre viser homogenisering av sedimentmassen. Bildet til høyre viser oppvarming og nedkjøling av preparatene.

Figur 22: Bildet viser Leitz Aristoplan mikroskopet som ble brukt til alle analyser av smøpreparatene.

Figur 23: Viser et kart over Botn hvor det røde polygonet er avgrensingen til området som ble undersøkt etter olje. De rosa punktene viser hvor det er blitt hentet jordprøver ved grunnvannsnivå.

Figur 24: Viser et kart over Soget hvor det røde polygonet er avgrensingen til søppelfyllingen. De lilla punktene viser hvor det er blitt hentet jordprøver.

Figur 25: Kart over hvor i Hafslovatnet sedimentkjernene og sedimentprøvene er hentet fra. Verneområde er et naturreservat for fugler

Figur 26: Alle scenarioer vist med eksempler fra sedimentprøvene. Scenario 1: økende verdier mot sedimentoverflaten; Scenario 2: minkende verdier mot sedimentoverflaten; Scenario 3a: minkende til sedimentoverflaten men med midtveis sving mot økende verdier; Scenario 3b: økende mot sedimentoverflaten med midtveis sving mot minkende verdier.

Figur 27: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-1 Tverbergvatnet med optisk bilde, røntgenbilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi.

Figur 28: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-2 Tverbergvatnet med fargebilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi.

Figur 29: Forholdet mellom organisk materiale og minerogent materiale for kjernene MF2018-1 og MF2018-2 Tverbergvatnet. Målingene kommer fra partikulær analyse av kjernene.

Figur 30: Forholdet mellom lakustrint - og terrestrisk organisk materiale for kjernene MF2018-1 og MF2018-2 Tverbergvatnet. Målingene kommer fra smørepreparat analysene av disse kjernene.

Figur 31: kumulativ- og total kornfordeling for kjernene MF2018-1 Tverbergvatnet. Kumulativ- og total kornfordeling for kjernene MF2018-2 Tverbergvatnet.

Figur 32: Prosentfordeling av diatoméene *Tabellaria flocculosa*, *Caloneis amphisbaena* og *Thalassiosira weissflogii* fra kjerne MF2018-1.

Figur 33: Prosentfordeling av diatoméene *Tabellaria flocculosa*, *Caloneis amphisbaena* og *Thalassiosira weissflogii* fra kjerne MF2018-2.

Figur 34: Vektprosent av organisk karbon (C_{ORG}) fra glødetap fra kjerne MF2018-2.

Figur 35: Viser endringen i magnetisk susceptibilitet og røntgenbilde for kjerne MF2018-1

Figur 36: XRF graf for krom over jern (Cr/Fe), nikkel over jern (Ni/Fe) og kobber (Cu/Fe) fra MF2018-1 Tverbergvatnet

Figur 37: XRF-graf for sink over jern (Zn/Fe), bly over jern (Pb/Fe) og brom over jern (Br/Fe) fra kjerne MF2018-1 Tverbergvatnet.

Figur 38: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-5 Botn med optisk bilde, røntgenbilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi

Figur 39: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-6 Botn med fargebilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi

Figur 40: Forholdet mellom organisk materiale og minerogent materiale for kjerne MF2018-5 Botn og gjennomsnittlige verdier for organisk materiale og minerogent materiale for kjerne MF2018-6 Botn. Målingene kommer fra partikulær analyse av kjernene.

Figur 41: Forholdet mellom lakustrint organisk materiale og terrestrisk organisk materiale for kjernene MF2018-5 og 6 Botn. Målingene kommer fra smørepreparatanalysene av disse kjernene.

Figur 42: Kumulativ- og total Kornfordeling for kjerne MF2018-5 og MF2018-6 Botn.

Figur 43: Prosentfordeling av diatoméene *Tabellaria flocculosa*, *Caloneis amphisbaena* og *Thalassiosira weissflogii* i kjerne MF2018-5.

Figur 44: Prosentfordeling av diatomeene *Tabellaria flocculosa*, *Caloneis amphisbaena* og *Thalassiosira weissflogii* Kjerne MF2018-6

Figur 45: Vektprosent av organisk karbon (%C_{ORG}) fra glødetap fra kjerne MF2018-6.

Figur 46: Viser endringen i magnetisk susceptibilitet og røntgenbilde for kjerne MF2018-5

Figur 47: XRF grafer for krom over jern (Cr/Fe), nikkel over jern (Ni/Fe) og kobber over jern (Cu/Fe) for kjerne MF2018-5 Botn

Figur 48: XRF grafer for sink over jern (Zn/Fe), bly over jern (Pb/Fe) og brom over jern (Br/Fe) for kjerne MF2018-5 Botn.

Figur 49: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-10 Tang med fargebilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi

Figur 50: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-11 Tang med fargebilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi

Figur 52: viser endringen i magnetisk susceptibilitet og røntgenbilde for kjerne MF2018-11

Figur 53: XRF grafer for krom over jern (Cr/Fe), nikkel over jern (Ni/Fe) og kobber over jern (Cu/Fe) for kjerne MF2018-11 Tang

Figur 54: XRF grafer for sink over jern (Zn/Fe), bly over jern (Pb/Fe) og brom over jern (Br/Fe) for kjerne MF2018-11 Tang

Figur 55: Relativ datering ved bruk av nedbør og avhengige parametre fra hver kjerne. Fra kjerne MF2018-1 organisk materiale fra smørepreparatanalysen, MF2018-2 Glødetap, MF2018-5 kumulativ sand og grov silt, MF2018-6 Glødetap og MF2018-11 bly over jern.

Figur 56: Viser et glasskår fra kjerne MF2018-5 i smørepreparatet 10-11 cm. Rød pil peker på glasskåret

Tabelliste

Tabell 1: Oversikt over bergartene innenfor nedbørsfeltene for Hafslovatnet, Veitastrondevatnet og Austerdalen (Figur 5) samt dannelse, hovedmineraler og tilleggsmaterialer. Tabellen er basert på berggrunnskart N250 fra Norges Geologiske Undersøkelser ([http8](http://8)) og laget ut fra Jensen (2006) og Hochleitner (1991).

Tabell 2: Oversikt over mineralformlene til bergartene innenfor nedbørsfeltene i figure 5. Basert på Nesse (2017) og Hochleitner (1991)

Tabell 3: Viser analyserte spormetaller, delt i to grupper: metalloid og tungmetall ([http 15](http://15))

Tabell 4: Prøvenavn, lokasjonen, prøvetype, vanndybde og dybde for sedimentprøvene

Tabell 5: viser prøvenavn og lokasjon til jordprøvene.

Tabell 6: Koordinatene til prøvene for hver lokalitet. Koordinatene til sedimentkjernene og sedimentprøvene er beregnet ut i fra sjøkart (Sjøkart N122 Indre Sognefjorden). Koordinatene til jordprøvene er GPS punktene hentet ut fra ArcMap.

Tabell 7: Kornstørrelse i mikrometer i samsvarende enheter i mikroskop. Basert på Udden Wentworth klassifikasjon (Udden 1914 og Wentworth 1922).

Tabell 8: viser oversikt over bentiske, planktoniske, epifyttiske og epilitiske telte diatoméer

Tabell 9: Norsk standard brukt for de kvantitative bestemmelsene av forurensing

Tabell 10: Miljødirektoratet sitt klassifiseringssystem for sediment avsatt i ferskvann.

Tabell 11: viser hvilke stoffer som følger hvilke scenarioer i de ulike sedimentprøvene.

Grønn farge tilsvare Scenario 1: økende verdier mot sedimentoverflaten; Oransje farge tilsvare Scenario 2: minkende verdier mot sedimentoverflaten; Lilla farge tilsvare Scenario 3a: minkende til sedimentoverflaten men med midtveis sving mot økende verdier; Gul farge tilsvare Scenario 3b: økende mot sedimentoverflaten med midtveis sving mot minkende verdier. Merk at de fleste forurensende stoffer tilsvare Scenario 1 med økende verdier mot sedimentoverflaten i sediment fra alle prøvestasjoner.

Tabell 12: Sedimentasjonsratene for de ulike områdene i ulike tidsperioder.

Innhold

Summary	3
Innhold	12
1.0 Innledning	16
1.1 Bakgrunn for oppgaven	16
2.0 Problemstilling og målsetting	19
2.1 Målsetting for oppgaven:	19
2.2 Forklaring av målsetting 1	19
2.3 Forklaring av målsetting 3	20
2.4 Forklaring av målsetting 4	21
3.0 Områdebeskrivelse	22
4.0 Geologi	24
4.1 Berggrunnsgeologi	24
4.2 Kwartærgeologi – løsmasser	27
4.3 Batymetri	27
4.4 Avsetningsmiljø	28
5.0 Menneskelig aktivitet	30
Drikkevann	30
Bensinstasjonen ved Botn	30
Årøy vannkraftverk	31
6.0 Klima	32
6.1 Nedbørsfelt	32
7.0 Forurensing	33
7.2 Forurensingsgrupper	33
7.2.1 Spormetaller	33
7.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	34
7.2.3 Polyklorinerte bifenyler (PCB)	34
7.2.4 Tributyltinn (TBT)	35
5.4 Tidligere arbeid	35
8.0 Metode	36
8.1 Prøvetaking	36
8.2 Sedimentkjernene og sedimentprøvene	38
8.3 Jordprøver	39

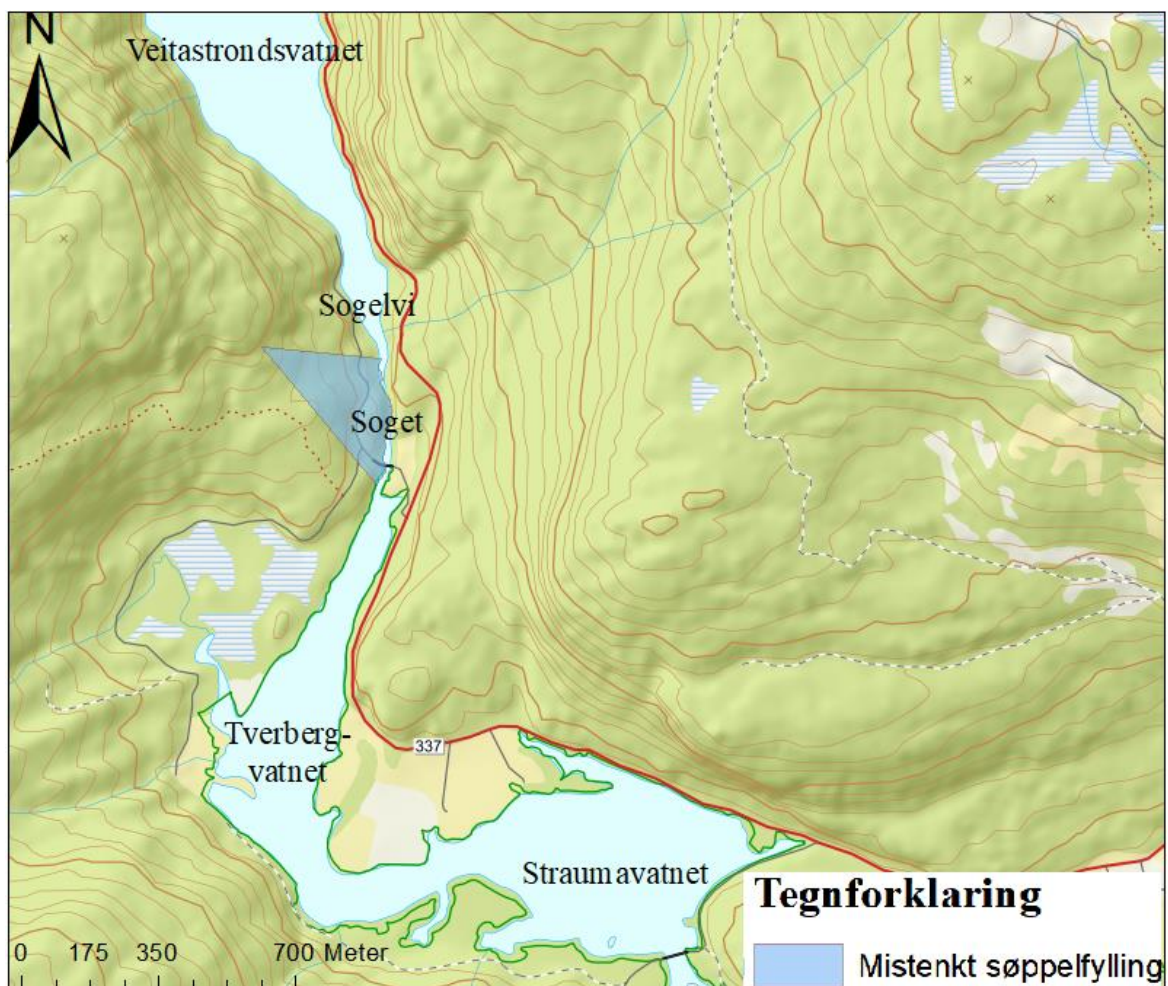
8.3.1 Soget	39
8.3.2 Botn	40
9.0 Analyser av sedimentkjerner ved Universitetet i Bergen	42
9.1 Åpning av sedimentkjerner	42
9.2 Visuell analyse i Bergen.....	42
9.3 ITRAX flerfunksjonell kjerneskaner.....	43
10. Analyser av sedimentkjerner ved Høgskulen på Vestlandet i Sogndal	46
10.1 Åpning av sedimentkjerner	46
10.2 Lage smørepreparat	46
10.3 Partikulær analyse	48
10.3.1 Forholdet mellom organisk materiale og minerogent materiale.....	49
10.3.2 Forholdet mellom lakustrint organisk materiale og terrestrisk organisk materiale	49
10.3.3 Kornfordeling	50
10.4 Diatomeanalyse i preparatene	50
10.5 Funn av askelag.....	51
10.5 Glødetap	51
11. Analyser av Eurofins.....	53
11.1 Forurensingsanalyse	53
11.2 Kvantitativ bestemmelser av forurensing.....	53
11.3 TBT intern metode	54
11.4 Tolkning av miljøkvalitet.....	54
12. Datering.....	56
13.0 Resultater	57
14. Jordprøver	57
14.1 Botn	57
14.2 Soget.....	57
15. Sedimentprøvene.....	58
16. Sedimentkjernene.....	61
16.1 Tverbergvatnet	61
16.1.1 Visuell beskrivelse	61
16.1.2 Smørepreparat.....	62

16.1.3 Glødetap	67
16.1.4 Magnetisk susceptibilitet.....	68
16.1.5 XRF	69
16.2 Botn	71
16.2.1 Visuell beskrivelse	71
16.2.2 Smørepreparat	73
Diatoméer	76
16.2.3 Glødetap	78
16.2.4 Magnetisk susceptibilitet	79
16.2.5 XRF	80
16.3 Tang.....	82
16.3.1 Visuell beskrivelse	82
16.3.3 Magnetisk susceptibilitet.....	85
16.3.4 XRF.....	86
16. Datering.....	89
16.1 Nedbør.....	89
16.2 Aske.....	90
17. Diskusjon	92
17.1 Avgrensing.....	92
17.2 Forurensing	92
17.3 Datering.....	93
17.4 Korrelasjon mellom kjernene.....	94
17.5 Organisk materiale	94
17.6 Minerogent materiale	96
17.7 Mulige forurensningskilder.....	98
17.5 Fremtiden	100
18.0 Konklusjon.....	102
19.0 Referanseliste.....	102
19.1 Litteratur.....	102
Nettsider	104

1.0 Innledning

1.1 Bakgrunn for oppgaven

I juni 2018 publiserte Norsk rikskringkasting (NRK) en artikkel angående søppelplasser i Norge ([http 1](#)). Artikkelen er basert på et kart utarbeidet av miljøverndirektoratet, med lokalitetene og statusene til disse søppelplassene. Et område på omtrent 0,055 km² vest for Sogelvi, i det nordvestlige innløpet til Hafslovatnet fra Veitastrondsvatnet, ble fremhevet som en mistenkt søppelplass med uspesifisert forurensningspotensiale ([http 1](#); Figur 1). En befaring av dette området viste ingen tegn til en søppelplass. Derimot avslørte befaringen en delvis tildekket, men stort sett åpen søppelfylling på Soget, den østlige siden av Sogelvi.



Figur 1: Kart laget i ArcMap over lokaliteten til den mistenkte søppelfyllingen ved Soget, basert på Miljødirektoratets grunnforurensnings kart ([http 1](#)).

Ifølge tilfeldige intervjuer i juni 2018 med lokalbefolkningen har søppelfyllingen på Soget (Figur 1) blitt brukt til ukontrollert dumping av diverse avfall mellom 1955 og inntil midten

av 1980-tallet. I følge Luster kommune er nøyaktig avgrensning av avfallsplassen ikke avklart. Det har tidligere ikke blitt gjennomført undersøkelser av søppelplassen og heller ikke av tilstanden i jord og sediment i henhold til forurensning i disse områdene.

I samme intervjurunde i forbindelse med søppelfyllingen på Soget ble Botn også påpekt som et mulig forurenset område. Botn var en populær badeplass som ligger i den østlige enden av Hafsløvatnet (Figur 2). Det ble rapportert at unger på 1960-tallet måtte vasse opp til livet gjennom en lokal bekk full av olje og søl for å komme frem til badeplassen. Ungene kunne plukke opp og umiddelbart sette fyr på vannmettede trepinner fra bekkeløpet. Trepinne hadde suget til seg olje og kunne brenne lenge. Ungene moret seg over dette. Det ble fortalt at oljen kom fra en bensinstasjon ca. 200 m ovenfor badeplassen. Den omtalte bekken rant åpent og ubeskyttet forbi bensinstasjonen og fraktet trolig oljesøl samt lekt olje ned til badeplassen. I dag ledes bekken forbi bensinstasjonen gjennom et rør. Luster kommune fant ingen dokumentasjon på denne flerårige hendelsen. Det er dermed heller ikke blitt undersøkt om denne episoden har etterlatt seg spor i Botn eller i avsetningene i Hafsløvatnet.



Figur 2: Kart laget i ArcMap over navn på vann, steder og elv rundt Hafslovatnet. Basert på topografisk norgeskart wms fra kartverket.

EUs rammedirektiv for vann (Vanndirektivet; <http> 2) legger rammer for forvaltning av vannressurser i Norge. Et viktig formål med Vanndirektivet er å sikre en oversikt over de økologiske- og kjemiske tilstandene i alle norske vannforekomster. Det settes et miljømål om å oppnå en “god” miljøtilstand for de økologiske- og kjemiske tilstandene, i utgangen av 2021. I samsvar med klassifisering i Appendiks 2 og miljøkvalitetsstandarden i Appendiks 1 blir miljøtilstanden bestemt (<http> 3). Norges vassdrag- og energidirektorat (NVE) drifter VannNett-portalen (<http> 4) der den kjemiske tilstanden til vann og vassdrag deles inn i fargekodene “blå” og “rød”, som indikerer “god” og “dårlig” etter Vanndirektivet (<http> 3).

Den kjemiske tilstanden for Hafslovatnet er klassifisert som “god” og vil oppnå miljømålet innen 2021. Det har ikke blitt gjort kjemiske analyser av Hafslovatnet som kan brukes til å gi vannet en kjemisk tilstand. Det er dermed en utfordring å bestemme om vannet vil kunne oppnå miljømålet (<http> 4).

Usikkerheten knyttet til mulig tilførsel av forurensende stoffer til Tverbergvatnet og Hafsløvatnet er utgangspunktet for denne oppgaven.

2.0 Problemstilling og målsetting

Denne oppgaven skal ta for seg mulig forurensing fra Soget og Botn, og om den mulige forurensingen sprer seg til Hafsløvatnet, et vann som brukes både til rekreasjon og som drikkevannskilde, og som delvis er et verneområdet for fugler. Hovedmålet er å supplere data om miljøtilstanden i Hafsløvatnet ved kjemiske analyser av sedimentkjerner, jord- og sedimentprøver og tolke disse i henhold til forurensningshistorien og forurensningsgraden i og rundt Hafsløvatnet.

2.1 Målsetting for oppgaven:

Undersøkelsene skal svare på følgende spørsmål:

1. Hva er avgrensingen til kildeområdene for potensielle forurensende stoffer på Soget og i Botn?
2. Finnes det avsetninger av forurensende stoffer i sedimentkjernene, sedimentprøvene og jordprøvene ved og i nærheten av kildeområdene?
3. Er det mulig å tidfeste endringer i konsentrasjonen av disse forurensede stoffene i sediment?
4. Er det mulig å knytte en eventuell spredning av forurensende stoffer til de omtalte kildeområdene eller til andre naturlige og/eller menneskeskapte kilder?

2.2 Forklaring av målsetting 1

Miljødirektoratets kart over registrerte søppeldeponier i Norge viser et kommunalt deponi vest for Sogelvi med uavklart status markert med lokalitet "Soget (4310)" ([http 1](#); Figur 1). Det ble utført en befaring i område for å finne og avgrense dette deponiet. Observasjoner i felt antydte at det omtalte deponiet ligger på et annet sted. Et avfallsdeponi ble oppdaget på den østlige siden av Sogelvi, som trolig er det omtalte deponiet på miljødirektoratets kart. For å finne nøyaktig avgrensning av avfallsplassen, og dermed kildeområdet til potensielle forurensende stoffer, vil det bli gjort registreringer med GPS i felt. Disse koordinatene vil

senere brukes i programmet ArcMap (GIS) for å utarbeide et kart med deponiets reelle avgrensning.

Kildeområdet i Botn er trolig vanskelig å avgrense i og med at mesteparten av den påståtte organiske forurensingen vil ha blitt brutt ned siden 1960-tallet av blant annet mikroorganismer. Status av forurensingen i dette område skal kartlegges ved å ta jordprøver rett over grunnvannsspeilet. Jordprøvene skal bli analysert for organiske og uorganiske forurensende stoffer.

2.3 Forklaring av målsetting 2

For å finne avsetninger av forurensende stoffer ved og i nærheten av avfallsplassene blir det utført kvantitative bestemmelser av prioriterte spormetaller (arsen, bly, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorinerte bifenyler (PCB) og tributyltinn (TBT) på sedimentprøver tatt ved dybdene 0, 15 og 30 cm i avsetningene i Tverbergvatnet, som er et avsetningsområde nedstrøms for Soget. I tillegg til i buktene ved Botn og Tang, i Hafsløvatnet (Figur 2). Det blir tatt jordprøver fra kildeområdene på Soget og i Botn (Figur 2). Prøvene fra Tang skal i utgangspunktet brukes som referanseprøver fra et område med avstand fra kildeområdene, som en kontroll for naturlige forhold (Miljødirektoratet, 2016).

2.3 Forklaring av målsetting 3

Det er viktig med en datering slik at endringer i konsentrasjonen av forurensende stoffer kan tidfestes. Da vil også sedimentasjonsraten i cm/år kunne beregnes. Dersom konsentrasjonen av de forurensende stoffene øker jevnt og sedimentasjonsraten er kjent, kan et grovt estimat av de fremtidige konsentrasjonene for de forurensende stoffene bli beregnet.

For å finne en relativ datering skal sedimentparameterne som er avhengig av nedbør settes opp mot regional årsnedbør i henhold til metoden som ble utarbeidet av Paetzel & Dale (2010). Paetzel og Dale (2010) relaterte kornstørrelser, tilførsel av terrestrisk organisk materiale og sammensetning av diatoméer til årsnedbør over de siste 20 til 100 år. Liknende sammenheng skal settes opp for datering av sedimentene fra Tverbergvatnet og Hafsløvatnet. Prosentfordeling av det partikulære materialet beregnes ut fra materialenes overflateareal i forhold til hverandre i alle smørepreparater fra hver sedimentkjerne. I tillegg vil det bli gjort

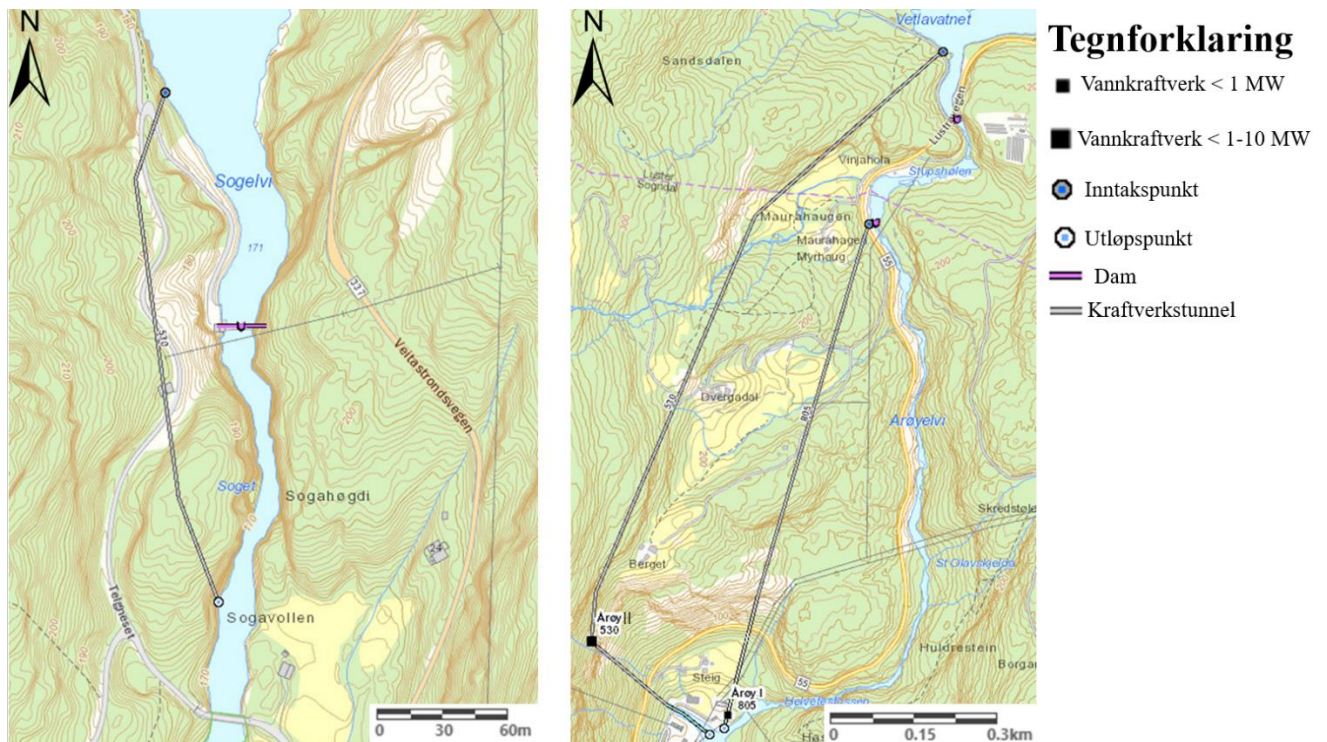
et forsøk på å bruke askepartikler fra den islandske vulkanen Eyjafjallajökull som hadde et utbrudd i 2010 (Kievits 2011) som absolutt dateringsindikator.

2.4 Forklaring av målsetting 4

Endringer i de sedimentologiske og geokjemiske parametere vil bli tolket i henhold til endringene i parameternes avsetningsprosesser. Årsaken til disse endringene kan være naturlige, som for eksempel erosjon eller klimaendringer. Endringene kan også komme som en konsekvens av menneskelig aktivitet, som for eksempel søppeldumping, avrenning fra åkrer eller vannkraftutbygging. Denne variasjonen av prosesser vil ha en innflytelse på hvordan de enkelte parametere og dermed forurensningen avsettes. Kombinasjon av flere parametere og prosesser vil tillate tolking av den sedimentære forekomsten av forurensning til sine kildeområder og veien forurensningen har fra sine kilder til sediment. Som parametere brukes kornfordeling, fordeling av organisk materiale mot minerogent materiale og diatoméer fra smørepreparater, samt utvalgte elementer fra geokjemisk undersøkelse fra XRF, magnetisk susceptibilitet, i tillegg til optiske bilder og røntgenbilder av sedimentkjernene.

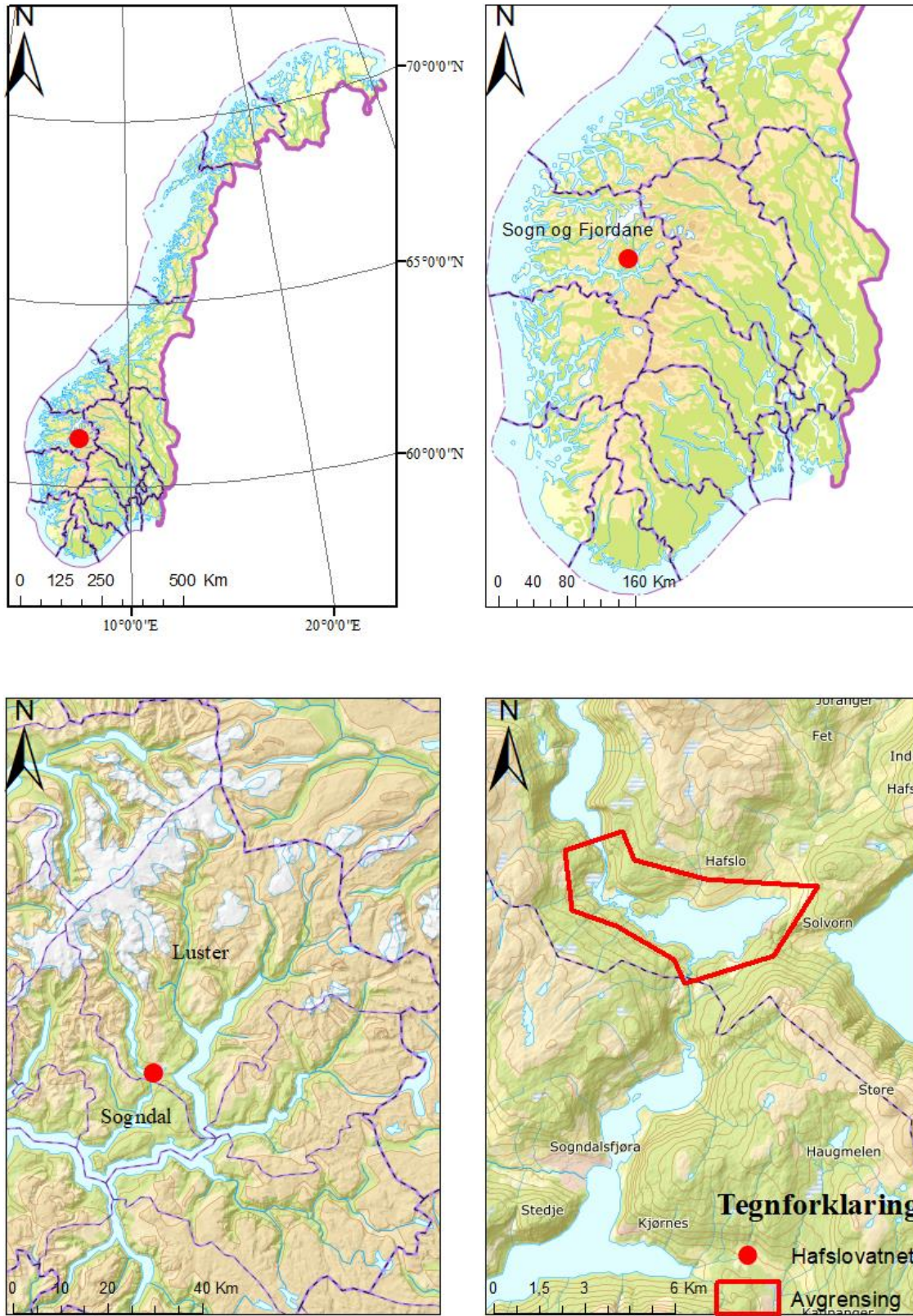
3.0 Områdebeskrivelse

Hafslovatnet er en innsjø ved Hafslo, i Luster kommune (Figur 4) som reguleres av Årøy kraftverk (Figur 3). Vannet får tilførsel av ferskvann fra Jostedalsbreen via Veitastrondsvatnet gjennom Sogelvi, Tverbergvatnet og Straumavatnet (Figur 2). Vannet har i dag utløp til Barsnesfjorden sørvest i Hafslovatnet opprinnelig gjennom Årøyelvi, og siden 1983 gjennom vanntunnelen av vannkraftverket Årøy II (Figur 3).



Figur 3: Kart over Årøy kraftverk og vannmagasin reguleringsstasjonen ved Sogelvi og Soget. Laget fra tilgjengelige kart og data fra NVE-atlas (<http> 5).

Den vestlige delen av Hafslovatnet, det vil si Straumavatnet og Tverbergvatnet er et fuglefredningsområde siden 1991 (Figur 2). Det anses å ha verdi som trekk og hekkelokalitet for våtmarksfugl (<http> 6).



Figur 4: Oversiktskart over hvor i Norge Hafslovatnet ligger.

4.0 Geologi

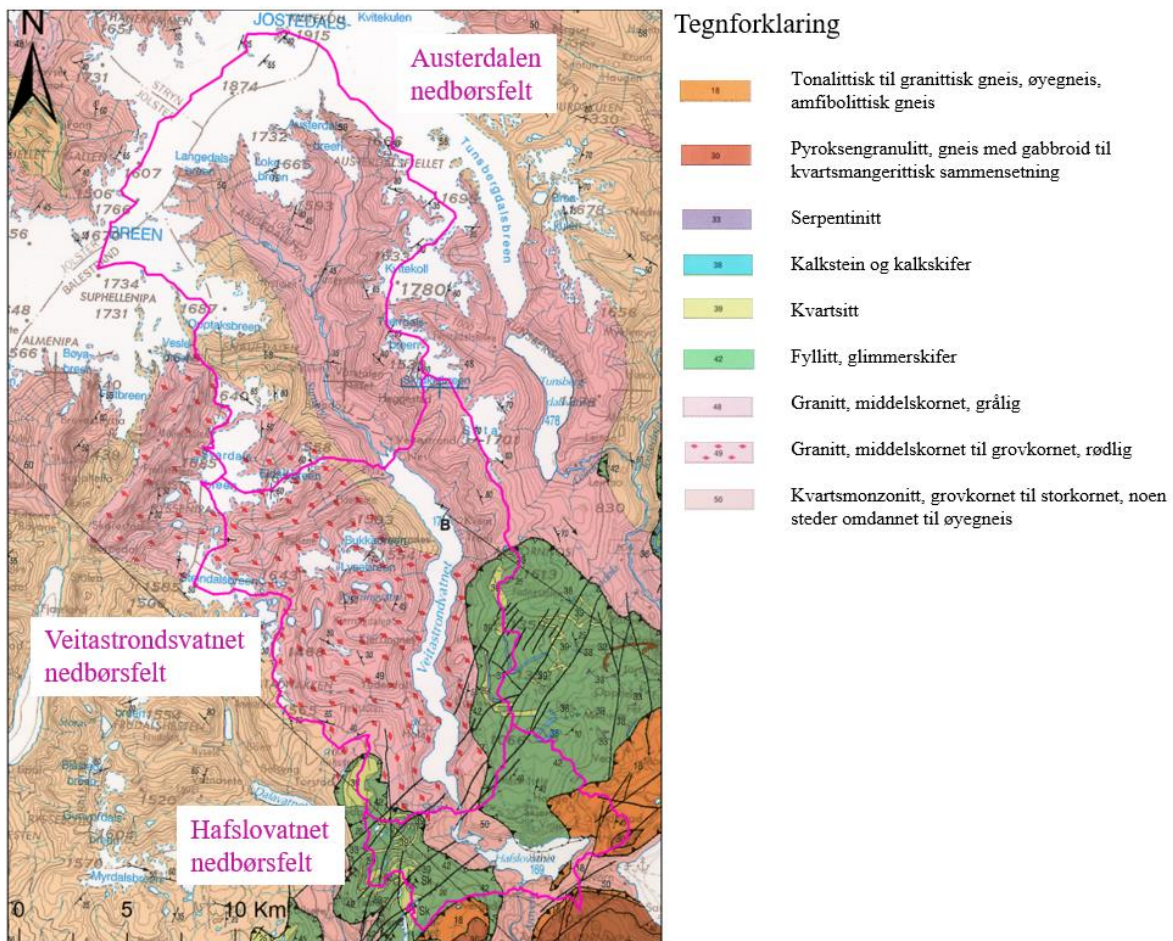
4.1 Berggrunnsgeologi

Området rundt Hafslovatnet består hovedsakelig av prekambrisk gneis fra grunnfjellet. Med intrusjon av to typer granitter for 1.000 til 920 millioner år siden (Figur 5) som stedvis går over til øyegneis (Ramberg et al. 2013). Den ene typen er grovkorna kvartsmonzonitt, mens den andre typen er rød granitt langs Veitastronsvatnet som har opptil flere cm store linseformede mineralkorn av rød feltspat, plagioklas feltspat og svakt blålig kvarts. Den røde granitten er mindre deformert enn kvartsmonzonitten (http 7).

Mot slutten av Prekambrium begynte den tektoniske platen Baltika å sprekke opp og skilte tilslutt lag med Laurentiaplaten. Iapetushavet ble dannet mellom disse kontinentale platene og gradvis utvidet gjennom Kambrium. I Iapetushavet ble det avsatt sedimenter i omtrent 100 millioner år (Ramberg et al. 2013). Over denne perioden ble noe av sedimentene omdannet til sine representative sedimentære bergarter sand-, silt-, leir-, og kalkstein (http 7).

I perioden mellom Kambrium til Ordovicium ble platebevegelsen mellom Baltika og Laurentia reversert slik at disse platene begynte å bevege seg mot hverandre, noe som førte til en gradvis lukking av Iapetushavet. I Silur kolliderte disse kontinentalplatene og resultatet av kollisjonen var dannelsen av den kaledonske fjellkjeden. Dannelsen av fjellkjeden førte til at deler av grunnfjellet og bergartene i det lukkede Iapetushavet ble brutt opp og skyvet oppå Baltikaplaten, såkalte skyvedekker (Ramberg et al 2013). Under kollisjonen, fjellkjededannelsen og overskyvningen ble trykk- og temperaturforholdene endret i en slik grad at noen av bergartene ble omdannet til metamorfe bergarter. Kalkstein rundt Hafslovatnet ble omdannet til kalkspatmarmor. Langs fjellkjeden ble leirskiferen omdannet til fyllitt. Rundt Hafslo har fyllitten blitt utsatt for ulik deformasjon og er stedvis omdannet til glimmerskifer (http 7). Det opptrer stedvis kvartsitt i fyllitten. Fyllitten og de omdannede sedimentene fra Iapetushavet inngår i det nedre skyvedekket, det såkalte Fortun-Vangdekket. I denne fyllitten opptrer serpentinit to steder.

Over Fortun-vangdekket ligger Jotun-Valdresdekkekomplekset som hovedsakelig består av høygrads omdannede dypbergarter gneiser (tonalittisk til granittisk) innenfor nedbørsfeltet (http 7).



Figur 5: Berggrunnskart N250 fra Norges Geologiske Undersøkelser ([http 8](http://8)) med nedbørsfelt.

Tabell 1 viser hovedmineralene og tilleggsmaterialene knyttet til bergartene innenfor nedbørsfeltene. Mineralformelene til de respektive mineralene er presentert i Tabell 2. Disse tabellene vil kunne gi en indikasjon på hvilke elementer som kan forventes vil forekomme naturlig i Hafsløvatnet.

Tabell 1: Oversikt over bergartene innenfor nedbørsfeltene for Hafsløvatnet, Veitastronðsvatnet og Austerdalen (Figur 5) samt dannelse, hovedmineraler og tilleggsmaterialer. Tabellen er basert på berggrunnskart N250 fra Norges Geologiske Undersøkelser ([http8](http://8)) og laget ut fra Jensen (2006) og Hochleitner (1991).

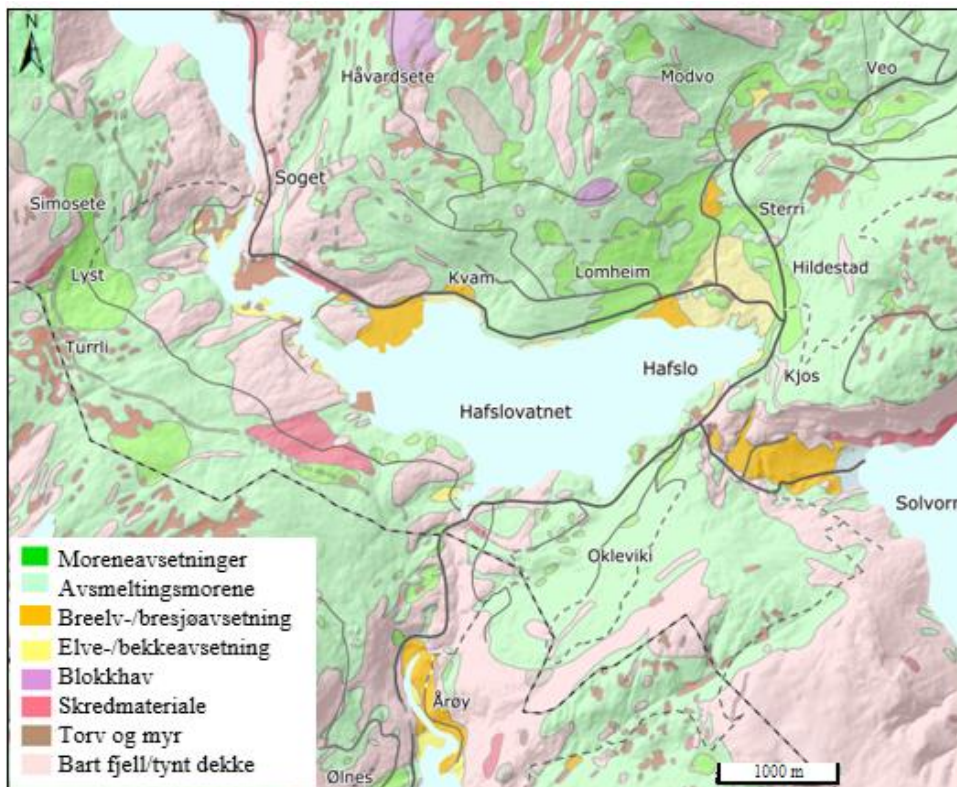
Bergarter	Dannelse	Hovedmineraler	Tilleggs mineraler
Granitt	Magmatisk dypbergart	Plagioklas, alkalifeltspat, kvarts	Biotitt, hornblende
Kvartsmonzonitt	Magmatisk dypbergart	Plagioklas, alkalifeltspat, kvarts	Biotitt, hornblende
Fyllitt	Metamorf avsetningsbergart	Muskovitt eller biotitt med kloritt	Kvarts
Kvartsitt	Metamorf avsetningsbergart	Kvarts	
Kalkstein og kalkskifer	Metamorf avsetningsbergart	Kalsitt	
Tonalittisk til granittisk gneis	Metamorf magmatisk bergart	Plagioklas, alkalifeltspat, kvarts amfibol biotitt	
Amfibolittisk gneis	Metamorf magmatisk bergart	Amfibol, kvarts og plagioklas	
Gneis med gabbroid til kvartsmangerittisk	Metamorf magmatisk bergart	Plagioklas, alkalifeltspat, kvarts	
Oyegneis	Metamorf magmatisk bergart	Plagioklas, alkalifeltspat, kvarts, biotitt	
Serpentinitt	Metamorf avsetningsbergart	Serpentin, Brucitt	magnetitt, dolomitt

Tabell 2: Oversikt over mineralformlene til bergartene innenfor nedbørsfeltene i figur 5. Basert på Nesse (2017) og Hochleitner (1991)

Mineral	Mineralformel
<u>Mineraler i felsiske bergarter</u>	
Plagioklas	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8 - \text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$
Alkalifeltspat	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8 - \text{KAlSi}_3\text{O}_8$
Kvarts	SiO_2
<u>Glimmermineraler</u>	
Muskovitt	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{F}, \text{OH})_2$
Biotitt	$\text{K}(\text{Mg}, \text{Fe})_3\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH})$
Kloritt	$(\text{Mg}, \text{Fe}, \text{Al})_6(\text{Al}, \text{Si})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$
<u>Kjedesilikater i intermediære og mafiske bergarter</u>	
Hornblende	$\text{Ca}_2(\text{Mg}, \text{Fe})_5 \text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$
Pyroksen	
<u>Mineraler i serpentinit</u>	
Magnetitt	Fe_3O_4
Serpentin	$\text{Mg}_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$
Brucitt	$\text{Mg}(\text{OH})_2$
<u>Mineraler i Karbonater</u>	
Kalsitt	CaCO_3
Dolomitt	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$

4.2 Kwartærgeologi – løsmasser

Det kvartærgeologiske kartet i Figur 6 viser at området rundt utløpet fra Veitastrondsvatnet, Tverbergvatnet, Straumavatnet og Hafslovatnet består hovedsakelig av bart fjell (lyserosa farge på Figur 6) med et tynt og usammenhengende morenedekke (lys grønnfarge på Figur 6) eller stedvis med et sammenhengende morenedekke (mørkegrønn farge på Figur 6). Langs Tverbergvatnet, Straumavatnet og utløpet til Hafslovatnet samt i et område ved Botn viser kartet elveavsetninger (lysegul farge på Figur 6) sammen med torv og myr (brun farge på Figur 6). Vest for Kvam og ved Lomheim viser kartet breelvavsetninger (oransje farge på Figur 6). NGU har gjennomført prøveboringer ned til 31 m dyp. Sedimentene består av grov grus og sand ned til 17 m og mer konsolidert sand fra 17 m til 31 m ved Moane ([http 9](http://9)). Kartet viser også avsetninger av skredmateriale i fjellsiden på Soget og sørvest for utløpet fra Hafslovatnet til Årøyelvi (mørk rosa farge på Figur 6).

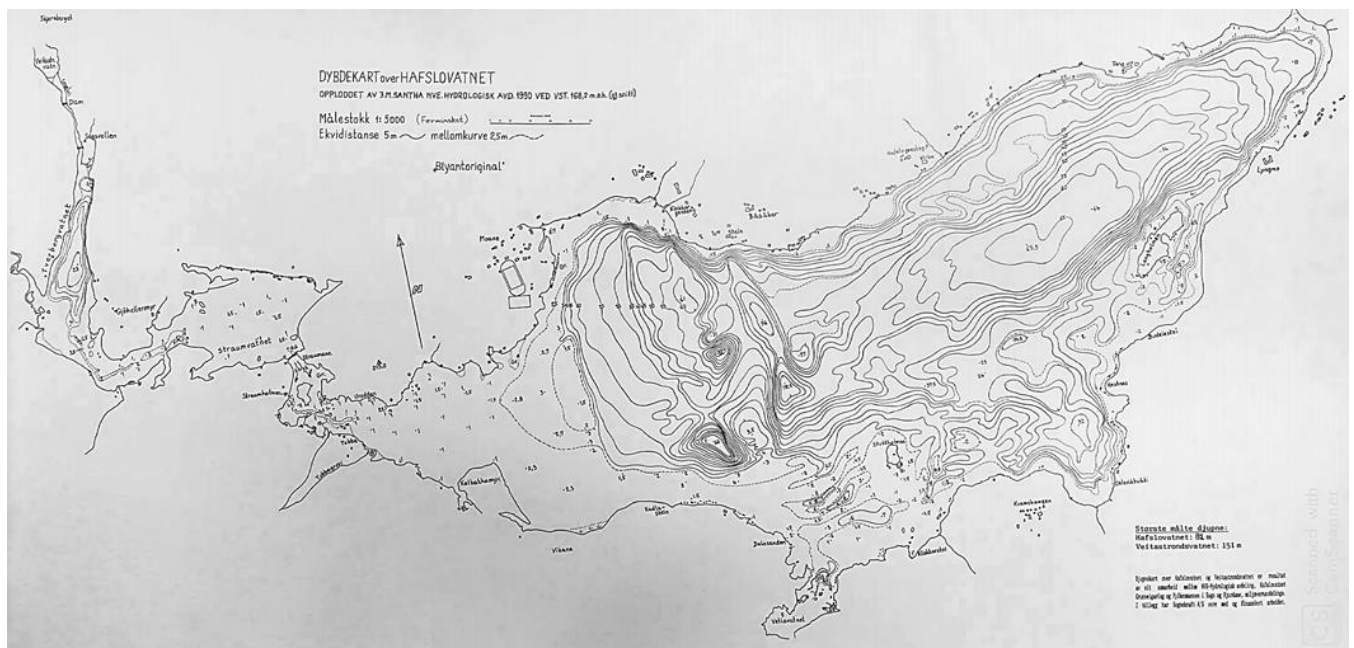


Figur 6: Løsmassekart over Hafslovatnet, Straumavatnet og Tverbergvatnet. Hentet fra ([http10](http://10))

4.3 Batymetri

Tverbergvatnet sin vanntilførsel kommer hovedsakelig fra Veitastrondsvatnet gjennom et gjel i Sogelvi, fra nedbør og snøsmelting. Tverbergvatnet er et basseng med utstrekning på rundt

1500 m med en maksimal dybde på 23 m som grunner ut i Straumavatnet med en utstrekning på rundt 764 m og en maksimal dybde på 1 m og som renner ut av den vestlige delen av Hafslovatnet. Innsjøbunnen viser en gradvis skråning fra Moane og ned mot midten av Hafslovatnet (fra 1,5 m til 56 m) med to forsenkninger som går ned til 82 m og 66 m (Figur 7). Før midten av innsjøbunnen har en gradvis oppgrunning (fra 65,5 m til 6 m) mot Botn (Figur 7). Ved Tang er det en liten nedsenkning i innsjøbunnen (av 20 m) før den heller ned mot midten (64 m) (Figur 7). Den sørlige delen av Hafslovatnet ned mot utløpet ved Årøy grunner ut mot 2 m og holder seg jevnt ved 1 m i utløpsområdet (Figur 7).



Figur 7: Dybdekart over Hafslovatnet, Straumavatnet og Tverbergvatnet med målestokk 1:5000. Opploppet av J.M. Santha NVE hydrologiske AVD (1990). Ekvidistanse mellom dybdekoter er 5 m.

4.4 Avsetningsmiljø

Innsjøer dannes ved forsenkninger i overflateterrenget ved hjelp av tektoniske krefter eller ved erosjon (Nicholas 2009). Hafslovatnet er en breerodert innsjø som ble dannet under Solvorn-Årøy hendelsen (Aa 1982). Da elva drenerte gjennom Solvorn, som i dag har utløp gjennom Årøyelvi, ble det avsatt smelteavsetninger opptil marin grense ved 123 moh. I dalsiden øst for Hafslovatnet er det et 6-7 m bredt subglasialt gjel erodert ned til berggrunnen til et nivå som tilsvarer breelvterrassen ved Hauge som ligger 265 moh. Under dannelsen av terrassen har dreneringen vært lateral eller sublateral. På dette tidspunktet må det ha vært en bredemt innsjø nordøst i Hafslovatnet hvor glasiallakustrine avsetninger ble avsatt (Aa 1982).

Et avsetningsmiljø er definert som et miljø basert på de fysiske, kjemiske og biologiske forholdene (Boggs 2001). Lakustrine (innsjø) avsetninger er påvirket av endringer av disse faktorer i tillegg klimatiske endringer. Hafslovatnet er en hydrologisk åpen innsjø, det vil si at det dreneres vann ut fra Hafslovatnet (Boggs 2001).

Bergartene innenfor nedbørsfeltene Austerdalen, Veitastrondsvatnet og Hafslovatnet (Figur 5) eroderes og erosjonsmaterialet transporteres med vind eller vann nedstrøms (Boggs 2001) til Veitastrondsvatnet, Tverbergvatnet og Hafslovatnet. Veitastrondsvatnet får også tilført glasialt materiale fra Jostedalsbreen. Sedimentene transporteres videre i vannmassen hovedsakelig som bunntransport av sand og grus samt leire og silt i suspensjon i vannmassen. Den blir styrt av en funksjon mellom avsetningshastighet, strømningshastighet og turbulens i vannmassen (Boggs 2001). De transporteres videre gjennom en trang gjennomskjærende kanal ved Soget (Figur 1). Endring i tverrsnittareal gjør at kanalen vil gi redusert strømningsareal og økt strømningshastighet (Hyndman, D. & Hybdman, D. 2016). Når vannet strømmer inn i Tverbergvatnet vil vannhastigheten reduseres som følge av økt strømningsareal (Hyndman & Hybdman 2016). De største kornstørrelsene (grus og stein) avsettes først, ved en hastighet på rundt 100 cm/s. Da vil avsetningshastigheten være lavere enn strømningshastigheten. Avsetning av silt og leire krever de laveste strømningshastighet (Hjulström 1935). De grove sedimentene avsettes hovedsakelig langs kanten av innsjøen og i munnen vest i Hafslovatnet mens leire og silt avsettes hovedsakelig i de dypere delene av Hafslovatnet (Boggs 2001)

5.0 Menneskelig aktivitet

Landbruk

Det er funnet flere dyrkingslag som indikerer dyrkning av jord helt tilbake til eldre bronsealder i området rundt Hafsløvatnet (Laberg 1926). Fremdeles er store deler av landområdet rundt Hafsløvatnet brukt som landbruksareal.

Drikkevann

Hafsløvatnet blir brukt som drikkevannskilde og forsyner omtrent 1500 personer i mesteparten av Hafslø med unntak av Moane og enkelte husstander som har annen vanntilførsel, samt Indre Hafslø og Solvorn. I 2001 ble det etablert et nytt drikkevannsanlegg i Kalhagen (*Personlig meddelelse*, Slinde 2019).

Bensinstasjonen ved Botn

Luster kommune har ikke digitalisert arkivet sitt for data før år 2000. Det har dermed vært en utfordring å få tak i data av kommunen knyttet til bygging og senere utvidelse av bensinstasjonen ved Botn. I følge flyfoto tatt i 1966 (Figur 8) og flyfoto tatt i 1976 (Figur 9) over Botn skjedde første utvidelse av bensinstasjonen mellom 1966 og 1976. Det ser ut til at hovedbygget ble utvidet og det ble bygget et sidebygg. Figur 10 viser at andre utvidelse av bensinstasjon må ha skjedd mellom 1976 og 1984. Det ser ut til at det var en ny utvidelse av hovedbygget.



Figur 8: Flyfoto over Botn tatt i 1966. Rød pil peker på bensinstasjonen



Figur 9: Flyfoto for Botn 1976. Rødpil peker på bensinstasjonen



Figur 10: Flyfoto for Botn 1984. Rødpil peker på bensinstasjonen.

Årøy vannkraftverk

Årøy vannkraftverk ble bygd ut i begynnelsen av 1941 og driften av kraftverket begynte i 1943-1944 da den første strømmen ble sendt ut (<http> 11). Kraftverket hadde en slukeevne på $5\text{m}^3/\text{s}$ samt en årlig strømproduksjon på 5GWh. I 1983 ble det bygget og satt i drift et nytt kraftverk (Årøy II) med to installasjoner som hadde en årlig strømproduksjon på 330GWh og en slukeevne på 17 og $58\text{m}^3/\text{s}$. Det fører en vanntunell ned til kraftverket som tilfører en mer eller mindre konstant mengde vann gjennom hele året. Dette fører til påvirkning på den naturlige syklusen i Årøyelvi og Hafsløvatnet gjennom året. Gjennom året er utslippet av den

konstante mengden vann tilnærmet uendret fra før og etter vannkraftutbyggingen (Personlig meddelelse Trygve Fosse, i Tysnes et al. (2015)).

6.0 Klima

6.1 Nedbørsfelt

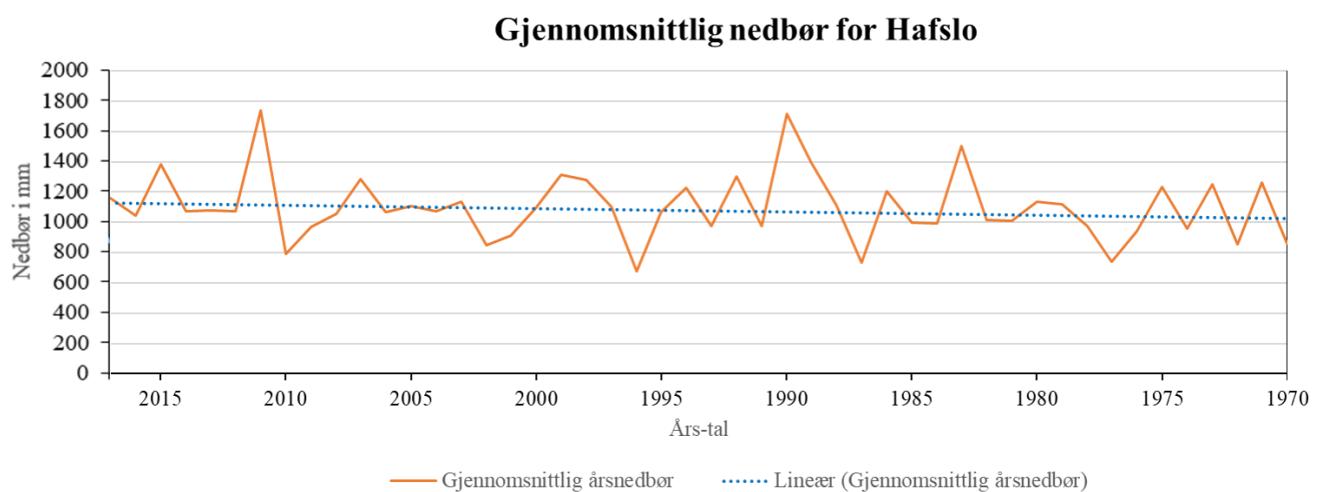
Austerdalen ligger nord for Veitastrondsvatnet og har et nedbørsfelt på omtrent 205,1 km².

Vannet dreneres fra Austerdalen ned til Hafslovatnet gjennom nedbørsfeltet til

Veitastrondsvatnet som har en størrelse på omtrent 179,3 km². Før det når nedbørsfeltet til Hafslovatnet som er på omtrent 55,1 km² (Figur 5).

6.2 Nedbør

Nedbørsdata over Hafslo er hentet fra målestasjon 55550-Hafslo som er lokalisert ved Kvamshaugen omtrent 350 meter sør for Hafslovatnet ([http 12](#)) Figur 11 viser gjennomsnittlig årsnedbør over Hafslo fra første måling i 1991 til siste måling i 2017. Hvor y-aksen viser mengden nedbør i mm og x-aksen viser årstall. Grafen viser at den gjennomsnittlige årsnedbøren har hatt en jevn øking de siste 53 årene, illustrert med en lineær trendlinje, med flere større og mindre toppene. De to største toppene er i 1990 med en årsnedbør på omtrent 1700 mm/år og i 2011 da årsnedbøren var omtrent det samme. Rådata ligger i appendiks 3.



Figur 11: Gjennomsnittlig årsnedbør over Hafslo fra årene 1901 til 2017 fra målestasjon 55550-Hafslo. Data er hentet fra Eklima 19.11.2018 ([http 12](#)).

7.0 Forurensing

7.1.1 Forurensing i sediment

Miljøgifter kan tas opp i sediment ved at de binder seg til små partikler som leire og silt, eller tas opp av organisk materiale som avsettes senere i sediment (http 13). En økning av mengden fin materiale og/eller organisk materiale vil dermed øke mengden forurensing i sediment, noe som resulterer i en slags «støvsugereffekt» (http 13).

7.1.2 Forurensing i jord

Miljøgifter kan bindes til jordpartikler når de fraktes ned i jordsmonnen. De vil etter hvert bli brutt ned og vasket ut. Dersom tilførselen av miljøgiften fortsetter vil jorda kunne forbli forurenset. I enkelte tilfeller kan også konsentrasjonen av miljøgiften som er bundet opp i jorda øke. Faktorer som type jord, mengde nedbør og hvilke organismer som lever i jordsmonnet i tillegg til type forurensing vil avgjøre konsekvensen av forurensingen (http 14).

7.2 Forurensingsgrupper

7.2.1 Spormetaller

De analyserte spormetallene (Tabell 3) kan deles inn i to grupper: metalloider og tungmetaller. Metalloider er halvmetaller det vil si at de ligger mellom metaller og ikke-metaller i periodesystemet for element (http 15). Arsen er det eneste analyserte metalloidet (http 16). Tungmetaller er definert av miljødirektoratet som metaller med en tetthet høyere enn 5g/cm^3 . De resterende sporstoffene er tungmetaller som kan være giftig i høye konsentrasjoner, men kan også være mikronæringsstoffer for organismer (http 17).

Tabell 3: Viser analyserte spormetaller, delt i to grupper: metalloid og tungmetall (http 15)

Grunnstoffer	Forkortelse	Atomnummer	Gruppe
Arsen	As	33	Metalloid
Kobber	Cu	29	Tungmetall
Sink	Zn	30	Tungmetall
Kvikksølv	Hg	80	Tungmetall
Bly	Pb	82	Tungmetall
Krom	Cr	24	Tungmetall
Nikkel	Ni	28	Tungmetall

Siden 1950-årene har krom, kobber og arsen, såkalte Chromated Copper Arsenate salter (CCA-salter) vært en vanlig bestanddel i impregnering til treverk. I 2002 kom det et forbud mot bruk av CCA-salter i impregnering til treverk ([http 18](#)). Arsen er svært giftig for vannlevendeorganismer med langtidsvirkninger ([http 18](#)).

Bly er et tungmetall som er akutt giftig for organismer i vann og pattedyr ([http 19](#)). Før ble bly brukt i bensin, men i 1997 sluttet salget av blybensin ([http 20](#)). I 2006 kom det et forbud mot bruk av bly i elektriske og elektroniske produkter ([http 19](#)).

7.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er organiske forbindelser bygget opp av to eller flere benzenringer. De dannes ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale. I tillegg til at det forekommer naturlig i råolje og er en viktig bestanddel i kreosot som brukes til å impregnere treverk, tjære og asfalt. Veitrafikk og vedfyring er de største utslippskildene ([http 21](#)).

Noen av PAH-forbindelsene er giftige deriblant benzo [a] pyren, som er særlig giftig for vannlevende organismer; studier viser at det påvirker forplantningsevne hos fisk. Det vil si at fiskens evne til å formere seg blir påvirket. I tillegg kan disse forbindelsene være kreftfremkallende. PAH er ført opp på listen over prioriterte miljøgifter utarbeidet av Vanddirektivet med hensikt å redusere mengden av disse miljøgiftene ([http 21](#)).

7.2.3 Polyklorinerte bifenyler (PCB)

Polyklorinerte bifenyler (PCB) er en gruppe syntetiske klorforbindelser som er meget giftige. De er tungt nedbrytbare og hopper seg opp i næringskjeden. Det finnes over 200 ulike varianter av PCB. De ble forbudt i 1980 og ble ført opp som prioriterte miljøgifter på vanddirektivets prioritetsliste ([http 22](#)).

PCB har høy fettløselighet og lagres i fettrike deler i organismer. Mennesker får i seg PCB hovedsakelig gjennom mat og har flere negative helseeffekter. Ulike PCB-forbindelser kan svekke immunforsvar, skade nervesystem, forårsake leverkreft og skade forplantningsevnen ([http 22](#)).

Selv i små konsentrasjoner vil PCB ha kroniske giftvirkninger og langtidsvirkninger for organismer i vann og på land. De kan føres videre til neste generasjon gjennom opplagring i egg, gjennom livmor og videre til foster gjennom morsmelk ([http 22](#)).

7.2.4 Tributyltinn (TBT)

Tributyltinn (TBT) er en organisk tinnforbindelse. Det ble hovedsakelig brukt i antibegroingsmiddel på skip og båter i tillegg til i impregneringsmiddel. TBT ble først forbudt å bruke i bunnstoff til båter under 25 m og i treimpregneringsmidler fra 1990. Videre ble forbudet utvidet til båter over 25 m fra 2003. Før det i 2008 kom et forbud som gjelder alle skip i å ha TBT som ytterlag ([http 23](#)).

TBT er en hormonforstyrrende miljøgift som kan påvirke forplantningsevnen hos organismer. Stoffet kan også forårsake skader på immunsystemet ved langvarig eksponering og føre til fosterskader ([http 23](#)).

5.4 Tidligere arbeid

Paetzel & Schrader (1991).

Resultatet av undersøkelsene viste naturlig tilførsel av tungmetallene sink (Zn), kobber (Cu) og bly (Pb) inn i Barsnesfjorden fra de omkringliggende bergartene.

Johnsen (2013).

Johnsen undersøkte tarmbakterier med hensyn til tarmbakterien *E. coli* for utløpet til Veitastrondvatnet og Hafslovatnet. Johnsen konkluderte med at tilførselen av tarmbakterier vil i liten grad bli påvist i utløpene. Grunnet mye utskiftning av vann og høy turbiditet. Han vurderte som forholdene som svært gode, men anbefaler at det bli gjennomført en mer omfattende undersøkelse med prøve for hver måned i sommerhalvåret og med biologisk kvalitetselement, siden det er mye landbruk og boliger i område rundt.

8.0 Metode

8.1 Prøvetaking

Prøvetaking av sedimentkjerner, sediment- og jordprøver ble utført 28.08.2018 i og rundt Hafsløvatnet (Figur 2). Tre dykkere fra Høgskulen på Vestlandet, i Bergens Avdeling for Dykkerutdanning, hentet opp seks sedimentkjerner og åtte sedimentprøver ved tre ulike lokaliteter (Tabell 4 og Tabell 6). Det ble tatt totalt sju jordprøver fra kildeområdene Soget og Botn (Tabell 5 og Tabell 6). I denne oppgaven vil det fokuseres på kjerne MF2018-1, MF2018-5 og MF2018-11. De parallelle kjernene MF2018-2, MF2018-6 og MF2018-12 vil brukes til sammenlikning.

Tabell 4: Prøvenavn, lokasjonen, prøvetype, vanndybde og dybde for sedimentprøvene.

Prøvenavn	Lokasjon	Prøvetype	Vanndybde	Sediment bunnprøve
MF2018-1	Tverbergvatn	Kjerne	19 m	/
MF2018-2	Tverbergvatn	Kjerne	19 m	/
MF2018-3	Tverbergvatn	Glass med skrulokk	19 m	0 cm
MF2018-4	Tverbergvatn	Glass med skrulokk	19 m	15 cm
MF2018-5	Botn	Kjerne	3 m	/
MF2018-6	Botn	Kjerne	3,4 m	/
MF2018-7	Botn	Glass med skrulokk	3,4 m	15 cm
MF2018-8	Botn	Glass med skrulokk	3,4 m	0 cm
MF2018-9	Botn	Glass med skrulokk	3,4 m	30 cm
MF2018-10	Tang	Kjerne	10 m	/
MF2018-11	Tang	Kjerne	10 m	/
MF2018-12	Tang	Glass med skrulokk	10 m	30 cm
MF2018-13	Tang	Glass med skrulokk	10 m	15 cm
MF2018-14	Tang	Glass med skrulokk	10 m	0 cm

Det skal gjennomføres sedimentologiske og geokjemiske analyser av sedimentkjernene i Bergen og Sogndal. Eurofins Norge på Moss skal utføre forurensingsanalyser av sediment- og jordprøvene.

Tabell 5: viser prøvenavn og lokasjon til jordprøvene.

Prøvenavn	Lokasjon
MF2018-Botn-1	Bekkebredden
MF2018-Botn-2	Bak elvebredden
MF2018-Botn-3	Bekkemunningen
MF2018-Soget-1	Nordlig ende
MF2018-Soget-2	Nordlig midt
MF2018-Soget-3	Sørlig midt
MF2018-Soget-4	Sørlig ende

Tabell 6: Koordinatene til prøvene for hver lokalitet. Koordinatene til sedimentkjernene og sedimentprøvene er beregnet ut i fra sjøkart (Sjøkart N122 Indre Sognefjorden). Koordinatene til jordprøvene er GPS punktene hentet ut fra ArcMap.

Lokalitet	Lengdegrad	Breddegrad
Sedimentkjerner og -prøver		
MF2018-1 til MF2018-4	07° 06,52'	61°18,86'
MF2018-5 til MF2018-9	07°13,30'	61°18,80'
MF2018-10 til MF2018-14	07°11,85'	61°18,80'
Jordprøver		
MF2018-Botn 1	07° 13,373615'	61° 18,752285'
MF2018-Botn 2	07° 13,388961'	61°18,754832'
MF2018-Botn 3	07° 13,37014'	61°18,751831'
MF2018-Soget 1	07°6,662345'	61°19,345438'
MF2018-Soget 2	07°6,659325'	61°19,341404'
MF2018-Soget 3	07°6,665539'	61°19,331796'
MF2018-Soget 4	07°6,664563'	61°19,323372'

8.2 Sedimentkjernene og sedimentprøvene

Sedimentkjernene ble tatt med et åpent PVC-rør på 60 cm og med en diameter på 7,4 cm.

PVC-røret ble presset med en svak rotasjonsbevegelse vertikalt ned i bunnsedimentet.

Deretter ble kjernetoppen forseglet med et lokk, for å skape et vakuum inne i kjernen og for å beskytte kjernen forstyrrelser. Dykkeren gravet seg ned til bunnen av røret og holdt hånden under kjernebunnen før de sakte og forsiktig løftet kjernen ut av bunnsedimentet.

Kjernebunnen ble også forseglet med lokk så snart kjernen kom ut av sedimentet. Den forseglede kjernen ble fraktet i en vertikal posisjon opp til en robåt, før videre vertikal transport til land, og senere lagret vertikalt i et kjølerom ved Høgskulen på Vestlandet, Sogndal, inntil åpning i laboratoriet. Denne prosessen ble fulgt for alle kjernene fra de tre lokalitetene.

For forureningsprøvene fylte dykkeren fylte sediment i et glass med fra sedimentdyp 0-2 cm, 14-16 cm og 29-31 cm for hvert område hvor det også ble tatt sedimentkjerner. Hver sin prøve fra dybdene fikk et eget nummerert glass, slik at prøvene ikke ble forvekslet.

Tverbergvatnets 29-31 cm sedimentprøve ble tapt etter prøvetaking.



Figur 12: Frakting av sedimentkjerner opp til robåt.



Figur 13: Bildet til venstre viser dykker som hentet opp sedimentprøver og sedimentkjerner. Bildet til høyre viser to av sedimentkjernene plassert vertikalt opp i en trekasse og en sedimentprøve i et glass med skruelukk, plassert oppå trekassen.

8.3 Jordprøver

8.3.1 Soget

Soget er en til dels tildekket, men stort sett åpen søppelfylling hvor det er blitt observert delvis fylte beholdere for maling, rengjøringsmiddel i hushold og diverse væsker brukt i biler, for eksempel motorolje. Det ble også observert rustede biler, rustede tønner og gamle batterier. Mindre helsefarlige objekter som leverposteibokser, plastikkflasker og glassflasker har også blitt observert. Alle disse objektene var delvis overgrodd, noe som gjorde prøvetakingen farligere og vanskeligere. Dermed ble prøvetaking begrenset til de ytre delene av søppelfyllingen.

Det ble observert mørke striper på bergoverflaten fra søppelfyllingen på Soget og ned i Sogelvi (Figur 14). Disse stripene indikerer trolig sigevannet fra søppelfyllingen. Sigevannet føres videre inn i Tverbergvatnet og Hafslovatnet. Det ble siktet på å ta jordprøver så tett som mulig til utsigelsesstedene fra søppelfyllingen til Sogelvi.



Figur 14: Viser mørke striper (vann) på en lys bergoverflate. Soget søppelfylling er oppå det flate område. Bildet er tatt av Matthias Paetzel.

8.3.2 Botn

Som beskrevet tidligere, er det en stor mulighet for at olje, drivstoff og andre væsker fra bensinstasjonen ved avkjørselen fra RV55 til Fv337 har blitt transportert via en lokal bekk ned til Botn på 1960-tallet. Denne transporten har pågått i flere år og stoffene vil da ha akkumulert i sedimentene. Håpet med gravingen i Botn var at oljen kunne gjenkjennes i et av lagene som mørkere lag eller lukt. Det ble gravet flere hull rundt omkring Botn ned til grunnvannspeilet. Disse hullene var ment til å finne tegn etter oljen og deretter kunne jordprøvene bli hentet ut.

Under gravingen ble det observert dårlig lukt i et av hullene og det ble tatt en jordprøve, MF2018-Botn-2. Det ble tatt to jordprøver til, en i munningen av tilførselsbekken og en ved bredden til den samme bekkemunningen. Alle jordprøvene ble gravd ut med en spade, og deretter plassert i en låsbar plastpose med hjelp av en plastskje (Figur 15). Jordprøvene ble sendt til Eurofins Norge på Moss for å bli analysert.



Figur 15: Bildet til venstre viser utgraving av jordprøve MF2018-Botn-1 som er i bredden av tilførselsbekken i Botn. Bildet til høyre viser utgravet jordprøve MF2018-Botn-3.

9.0 Analyser av sedimentkjerner ved Universitetet i Bergen

9.1 Åpning av sedimentkjerner

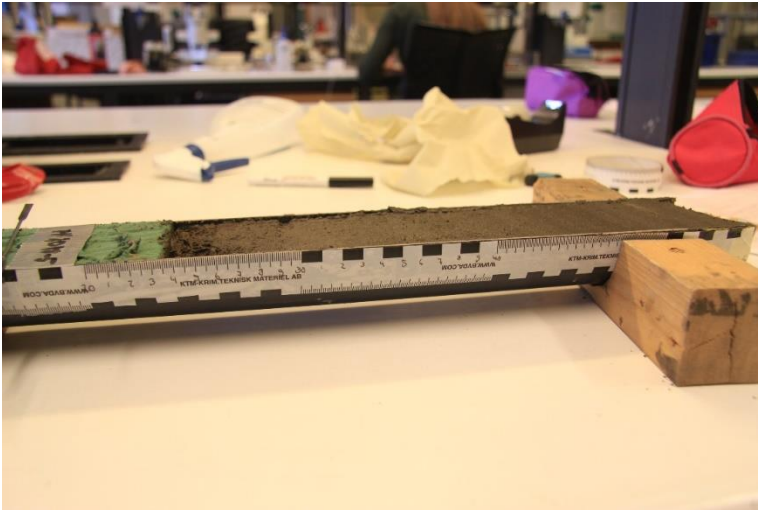
Åpningen av sedimentkjernene ble utført i Earth Surface Sediment Laboratory (EARTHLAB) ved Universitetet i Bergen, 26.-27. november 2018. Det ble først valgt en passende skinne for kjernen på bakgrunn av kjernens diameter. Videre ble kjernen lagt i vater, for at kjernen kunne bli kuttet i to like deler. Det ble brukt en Kawhol Marinetechnik kjernesplitter. De to fastmonterte vinkelsliperne ble stilt inn manuelt før maskinen kunne starte å kutte. Kjernene ble fraktet opp til EARTHLAB, der de ble plassert horisontalt i to støttende treklosser. En ståltråd ble dratt igjennom åpningen fra bunn til topp av kjernen (Figur 16). Kjernen ble glattet med en sparkel horisontalt fra venstre til høyre parallelt med lagrekken. Dette for å ikke ødelegge de sedimentære strukturene.



Figur 16: Bildet viser deling av sedimentkjerne ved hjelp av en ståltråd.

9.2 Visuell analyse i Bergen

Det ble festet en måletape på kjernehalvdelene (Figur 17). Videre ble det utarbeidet en sedimentlogg for hver kjerne snarest mulig etter kjerneåpningen, før kjernens eksponerte sediment kunne bli oksidert. Fargene ble bestemt og tolket etter Munsell Soil Color Chart (Munsell, 1994).



Figur 17: Bildet viser kjerne MF2018-5 med måletape liggende horisontalt ved hjelp av to treklosser.

9.3 ITRAX flerfunksjonell kjerneskaner

Brom (Br) kan brukes som en indikator for organisk materiale i innsjøsedimenter, for å se den relative endring (Croudace & Rothwell 2015).

ITRAX kjerneskaner produserer optiske bilder og røntgenbilder av sedimentkjernene, og gjør geokjemiske målinger for konsentrasjonen av elementer i sedimentene. Den kan analysere delte sedimentkjerner med lengde opptil 1,8 meter og med en diameter på 12 cm. Den flerfunksjonelle skanneren består av et sentrert måletårn med optisk kamera, en topografisk skanner og et røntgenkamera. På hver side av måletårnet er det to motoriserte bob-baner der den delte sedimentkjernen legges horisontalt med kjernetopp rettet mot høyre (Figur 18). Kjernene ble pakket inn med et tynt lag av plastfolie før den ble lagt ned, for å hindre uttørking.

Før skanning ble det fulgt en rekke prosedyrer for å sørge for riktige innstillinger under skanningen. Lengden til kjernen ble definert, og det ble stilt inn for eksiteringsvoltage og strøm for røntgen. Det ble blant annet tatt optiske bilder av kjernen og gjennomført en topografisk skanning av sedimentoverflaten. Elementene for den geokjemiske undersøkelsen ble valgt med bakgrunn av trolig innhold i kjernen ut fra en periodisk tabell. Dette ved å sammenlikne verdier fra tidligere målinger med kjent innhold fra sedimentkjerner. Alle stegene i prosedyren var fulgt.

Kjernen ble skannet to ganger. Det ble først tatt et røntgenbilde, før den geokjemiske undersøkelsen ble gjennomført. Figur 18 viser oppsettet av komponentene inne i måletårnet.

Optisk kamera A tar optiske bilder med oppløsning $50\ \mu\text{m} \times 50\ \mu\text{m}$ piksler.

Lasertrianguleringssystem B gjennomfører topografisk skanning, for å etablere et horisontalt referanseplan, for å sørge for at avstanden mellom kjernene og detektoren holdes konstant.

Det vil si at detektoren ikke vil treffe sedimentoverflaten dersom det finnes ujevnheter i sedimentoverflaten. Denne prosessen tar omtrent 5 minutter før kjernen returnerer til utgangsposisjon. Høy-energi røntgenstråling (primær) sendes ut fra *røntgenkilden (D)* gjennom en *røntgenfokuserende spalte (E)* på en repetitiv del av sedimentoverflaten. Når den primære røntgenstrålen treffer et element i sedimentoverflaten fører dette til en kollisjon og et elektron vil eksitere. Det vil si at elektronet hopper til et høyere energinivå (http 24) og vil dermed frigjøre sekundære røntgenstråler som registreres av *XRF detektoren (C)*. Resten av den primære røntgenstrålingen går igjennom sedimentkjernen. Spalten fokuserer røntgenstrålingen til $20 \times 0,2$ millimeter. *Røntgendetektoren (F)* mottar røntgenstrålingen som har passert gjennom kjernen og produserer positive røntgenbilder med oppløsning på $20\ \mu\text{m} \times 20\ \mu\text{m}$ piksler. Områder med lav tetthet får en lys farge, mens områder med høy tetthet får en mørk farge i røntgenbildene (Croudace et al., 2006).

Eksponeringstiden for målingen var 200 ms med en intensivitet på 40mA og 45 kV for kjerne MF2018-1 og MF2018-11. Mens for kjerne MF2018-5 ble det brukt en intensivitet på 40 mA og 40 kV.



Figur 18: Bildet til venstre viser ITRAX-flerfunksjonell skanner sette forfra. Hentet fra Croudace et al. (2006). Bildet til høyre viser oppsett av ITRAX-systemet med A: optisk kamera, B: lasertrianguleringssystem, C: XRF detektor, D: Røntgenkilde, E: røntgenfokuserende spalte, F: Røntgendetektor og den horisontale pilen: viser bevegelsesretningen for sedimentkjernen. Laget ut fra Croudace et al. (2006).

9.4 Magnetisk susceptibilitet

Magnetisk susceptibilitet er sedimentmaterialets, dvs. stort sett mineralenes evne til å bli

magnetisert i respons av eksponering til et magnetisk felt. Dersom magnetfeltet styrkes ved eksponering av sedimentet vil verdiene være mer positive. De magnetiserte mineralene kan være paramagnetiske, ferromagnetiske eller antiferromagnetiske. Dersom magnetfeltet svekkes vil det gi mer negative verdier som kan indikere ikke-magnetisk organisk materiale eller at mineralpartiklene er diamagnetiske. Mer negative verdier kan også tyde på mindre kornstørrelser (http 25).

Kjerne MF2018-1 og MF2018-11 ble sendt igjennom sensoren samtidig, mens kjerne MF2018-5 ble sendt igjennom enkeltvis til slutt. MS2E kjerneloggersensor utførte målingene av magnetisk susceptibilitet av sedimentoverflatene i høy oppløsning.

Sensoren er sensitiv for innflytelse av elektriske ledere eller magnetiske materialer flere centimeter fra sonden. Det er derfor viktig å fjerne alle objekter som kan ha innvirkning på magnetfeltet til sensoren (Bartington Instruments (u.å.)). Før målingene ble kjernene pakket inn med en tynn PVC-film for å hindre forurensing fra sedimentoverflaten til sensoren.

Kjernen legges ned med kjernetopp mot venstre på den motoriserte skinnen. Sensoren stemples ned i sedimentoverflaten med intervall på 0,2 cm (Figur 18). Sensoren er koblet til en datamaskin som registrerer alle målingene i SI (det internasjonale enhetssystemet).

10. Analyser av sedimentkjerner ved Høgskulen på Vestlandet i Sogndal

10.1 Åpning av sedimentkjerner

Før åpning av sedimentkjerner skal de tømmes for vann. Dette ble utført med en vannslange over en vask på en mest mulig skånsom måte for å unngå fjerning av materiale fra sedimentoverflaten. Deretter ble det tilpasset Oasis (Figur 19) for kjerneåpningene, som ble forsiktig presset ned åpningene frem til sedimentoverflaten. Oasis vil være i stand til å forsegle sedimentoverflaten og ta opp resterende vann.



Figur 19: Eksempel på Oasis.

Denne prosessen ble gjort for alle sedimentkjerner. Deretter ble kjerne MF2018-1, MF2018-5 og MF2018-11 plassert vertikalt i en trekasse for transport til Universitet i Bergen mens kjerne MF2018-2, MF2018-6 og MF2018-10 ble åpnet ved Høgskulen på Vestlandet i Sogndal. Åpningen ble gjennomført ved å kutte PVC-rørene til kjernene i to med en elektrisk metallsaks Modell JS1660, Makita Corporation Anjo, Aichi, Japan. Deretter ble en nylontråd dratt forsiktig fra bunnen til toppen av kjernen gjennom åpningen i PVC-røret. Det eksponerte sedimentet til begge kjernehalvdelene ble glattet ut med en sparkelspade.

10.2 Lage smørepreparat

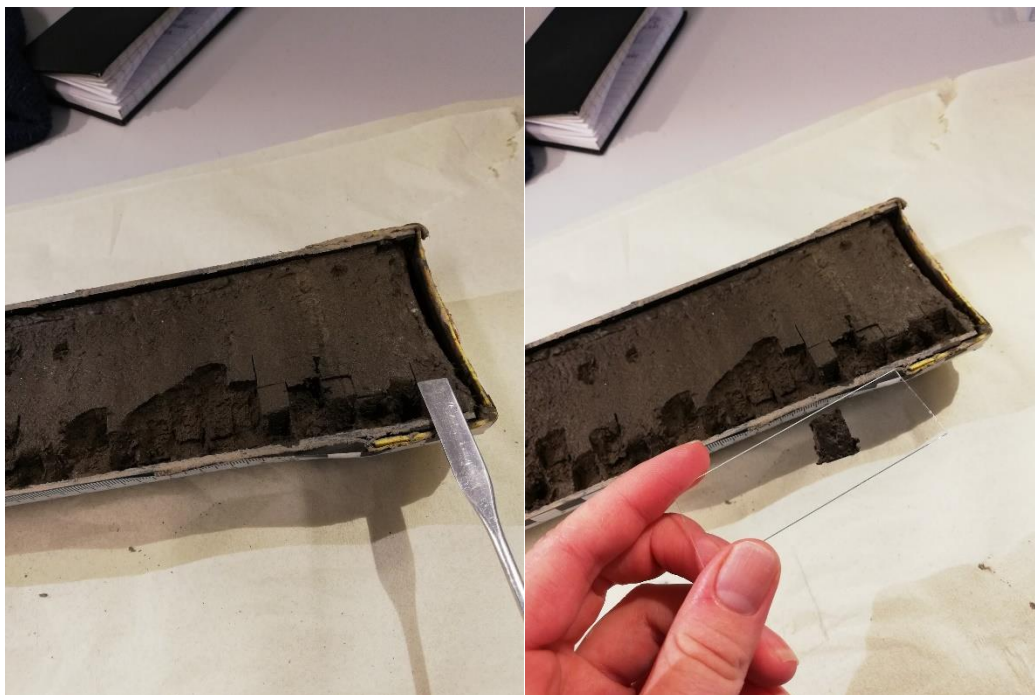
Det ble laget smørepreparater gjennom hele sedimentkjernen for MF2018-1 og MF2018-5 med kontinuerlige intervaller på 1 cm (første slide var fra 0 til 1 cm, andre slide var fra 1 til 2 cm osv.) og med kontinuerlig intervall på 0,5 cm for kjerne MF2018-2. I kjerne MF2018-6 ble det laget to smørepreparat for hver femte centimeter (første slide var fra 0 til 0,5 cm, andre slide var fra 0,5 til 1,0 cm, tredje slide var fra 5 til 5,5 cm osv.).

For å lage smørepreparatene ble én centimeter tykke sedimentlag tatt ut ved hjelp av en spatel og lagt på et objektglass (Figur 20). Denne sedimentmassen ble homogenisert med en

tannpirker (Figur 21). En bit på størrelse med en knappenål ble tatt fra den homogeniserte sedimentmassen med en ny tannpirkerspiss og lagt på et dekkglass (Figur 21). Det ble tilsatt en dråpe destillert vann med en pipette, for å blande ut denne nye homogeniserte sedimentprøven på dekkglasset. Videre ble det tilsatt én dråpe Kodak® PHOTO-FLO for å fjerne overflatespenningen til vann slik at prøven kunne smøres som et jevnt og tynt lag utover dekkglasset med en marg på 0,5 cm på hver side (for å unngå hudkontakt og utrenning av den våte prøven). Dekkglasset ble plassert på en varmeplate, for å dampe ut vannet fra preparatet. Dekkglasset ble limt sammen med et objektglass ved hjelp av to dråper av limet Naphrax (Brunel® Microscopes Ltd). Ved oppvarming av Naphrax vil løsningsmiddelet toluen fordampe ved 110 grader (http 26). Naphrax har en brytningsindeks på 1,73 (http 27). Det gjør at limet er velegnet for identifikasjon av for eksempel kiselalger i mikroskop.

Toluen er et helseskadelig og kreftfremkallende stoff som må behandles varsomt. Innånding av store mengder kan gi kjemisk lungebetennelse og andre helsevirkninger (http 26).

Oppvarming av preparatene ble derfor gjort i et avtrekkskap, for å hindre innånding. Trekket i avtrekkskapet ble testet før bruk. Preparatene ble lagt på en varmeplate og varmen ble skrudd opp til maksimum. Limet ble kokt i omtrent 2 minutter før varmen ble slått av for 1 minutt. Deretter ble varmen skrudd opp til maksimum på nytt i omtrent 2 minutter (Figur 21). De ferdige preparatene ble tatt av varmeplaten og avkjølt i avtrekkskapet.



Figur 20: Bildet til venstre viser at sedimentmassen tas ut med en spatel. Bildet til høyre viser sedimentmassen lagt på et objektivglass.



Figur 21: Bildet til venstre viser homogenisering av sedimentmassen. Bildet til høyre viser oppvarming og nedkjøling av preparatene.

10.3 Partikulær analyse

Smørepreparatene ble analysert under et mikroskop (Figur 22: Leitz Aristoplan) med 40 ganger forstørrelse. Analysen av det partikulære organiske og uorganiske ble gjort på tre representative plasser i preparatet med noen justeringer for å finne områder der det organiske og uorganiske materiale ikke lå oppå hverandre og der ingen mineralkorn var tildekket. Det ble tatt gjennomsnittverdier av prosentfordelingene til det partikulære materiale i de representative områder for å utjevne mulige feilvurderinger i henhold til fordeling av det partikulære materialet i hele preparatet. Denne metoden er utviklet etter Rothwell (1989).

Analysen bestod av å finne forholdene mellom (a) organisk materiale og minerogent materiale, (b) forholdet mellom lakustrint (primærprodusert) organisk materiale og terrestrisk (sekundærprodusert) organisk materiale og (c) forholdet mellom kornstørrelsene til mineralene. Analysene av det partikulære materiale i smørepreparatene bestemmer prosentfordelingen av overflateareal av de partiklene som skal analyseres etter Rothwell (1989).

Estimeringer av overflatearealet til organisk materiale og minerogent materiale ble gjort av samme person for å kompensere for mulige relative feilvurderinger.



Figur 22: Bildet viser Leitz Aristoplan mikroskopet som ble brukt til alle analyser av smøpreparatene.

10.3.1 Forholdet mellom organisk materiale og minerogent materiale

Denne analysen bestod av å finne forholdet mellom alt organisk materiale og minerogent materiale i preparatene. Overflatearealet samlet for alt organisk (lakustrint og terrestrisk) materiale ble satt opp mot det totale overflatearealet av det minerogene materiale.

10.3.2 Forholdet mellom lakustrint organisk materiale og terrestrisk organisk materiale

Lakustrint organisk materiale er organisk materiale som er primærprodusert i vannmassene (pelagisk, bentisk, epifytisk eller epilitisk). Terrestrisk organisk materiale er sekundærprodusert organisk materiale av høyere planter som gror på land (gress, moser, løv, trenåler osv.).

Det vil si at lakustrint organisk materiale er mikroalger som vokser i selve Hafslovatnet og i vannmassene rundt, som for eksempel elver og bekker. Det terrestriske organiske materialet er produsert på land og har via elver, bekker og avrenning blitt transportert til og avsatt i Hafslovatnet. Lakustrint organisk materiale er gjenkjennelig som lysebrune, strukturløse og grumsete aggregater. Terrestrisk organisk materiale er ofte definerte partikler med tydelige ytre kanter som også kan ha indre strukturer (fiber); fargen kan variere fra mørkebrun til svart. Det kan også forekomme som mørkebrune og ofte tykke aggregater

Analysen blir utført ved å sette det lakustrine organiske materialet opp mot det terrestriske organiske materialet og notere prosentdel av hvor mye mer areal den ene typen organisk materiale bruker enn den andre.

10.3.3 Kornfordeling

Størrelsen av mineralkorn i mikrometer ble bestemt ved å måle gjennomsnittsstørrelsen til de individuelle mineralkornene. Kornstørrelsene blir inndelt etter Udden-Wentworth klassifikasjon (Udden 1914 og Wentworth 1922) (Tabell 7). Arealet av den største tilstedeværende kornstørrelsen ble satt som "1". Alle korn fra de suksessive mindre kornstørrelsene ble deretter satt opp mot det totale arealet til den største kornstørrelsen.

Alle forholdstallene ble til slutt omregnet til prosenter av de totale minerogene kornstørrelsene i sine tilhørende smørepreparat.

Tabell 7: Kornstørrelse i mikrometer i samsvarende enheter i mikroskop. Basert på Udden-Wentworth klassifikasjon (Udden 1914 og Wentworth 1922).

Kornstørrelse	Mikrometer	Enheter i mikroskopet
Sand	> 63 μm	> 16
Grov silt	63 - 31 μm	16 - 8
Medium silt	31 - 15,6 μm	8 - 4
Fin silt	15,6 - 7,8 μm	4 - 2
Veldig fin silt	7,8 - 3,9 μm	2 - 1
Leire	< 3,9 μm	< 1

10.4 Diatomeanalyse i preparatene

De observerte diatomeene grupperes etter leveområdet (Tabell 8). Bentiske diatoméer lever på bunnen innenfor den eufotiske sonen av blant annet innsjøer. Planktoniske diatoméer lever fritt flytende i vannmassen. Epifyttiske diatoméer lever på vannplanter, men kan også feste seg til større diatoméer. Epilitiske diatoméer lever på steiner eller fast substrat (Barber & Haworth 1981)

Tabell 8: viser oversikt over bentiske, planktoniske, epifyttiske og epilittiske telte diatoméer

<i>Bentisk</i>	<i>Planktonisk</i>	<i>Epifyttisk</i>	<i>Epilittisk</i>	<i>Ukjente</i>
<i>Caloneis</i>	<i>Fragilaria</i>	<i>Cymbella</i>	<i>Cymbella</i>	<i>Andre</i>
<i>Eunotia species</i>	<i>Tabellaria</i>			
<i>Fragilaria</i>	<i>Thalassiosira</i>			
<i>Meridon</i>				
<i>Navicula</i>				

Diatomeanalysene ble gjennomført ved å telle og notere individuelle og hovedsakelig uskadete diatoméer i preparatene. Det ble siktet på å notere rundt 250 individer for hvert preparat. Denne fremgangsmåten resulterer i en fordeling av diatoméene som er representativ for resten av preparatet. Identifikasjon av diatoméene fulgte Husstedt (1930-1966).

10.5 Funn av askelag

Askepartikler kan forekomme i tre ulike generelle former. Disse formene er glasskår, vesikulær og krystaline (se oppsummering i Kievits, 2012). Glasskår er ofte tynne 2-dimensjonale og gjennomsiktige som har skarpe kanter. De kan ha ulik tykkelse og være avrundet eller strake. De tynneste kantene kan være nesten usynlige, mens de tykkeste kantene kan ha en lyse grå til svart farge. De kan være formet som øksehoder i tillegg til å vise skarpe fremspring.

Vesikulære askepartikler er ofte tre-dimensjonale med mørke farger og skarpe kanter. De har halv-sirkle former og kan ha hulrom i seg.

De krystaline askepartiklene er ofte tre-dimensjonale, med skarpe kanter, og kan ha ulike mørkefarger og rektangulære krystaller inni partikkelen. Disse er de mulige kjennetegnene til askepartikler fra utbruddet av Eyjafjallajökull i 2010 som ble dokumentert i Barsnesfjorden og Sogndalsfjorden av Kievits (2012).

10.5 Glødetap

Glødetapanalyse bestemmer vektprosenten av organisk karbon (C_{ORG}) i avsetningene, og er et mål på hvor mye organisk materiale som er bundet opp i sediment. Innhold av mer organisk materiale vil gi mer brennbart materiale (*Personlig meddelelse* Torbjørn Dale 2019). Utstyret består av en Termaks tørkeovn, en Carbolite Furnaces stekeovn og porselendigler.

Det ble utført glødetapsanalyse kontinuerlig for hver cm gjennom sedimentkjerne MF2018-2, MF2018-6 og MF2018-10. Digelene ble først rengjort og nummerert før de ble tørket ved 105°C og veid. Dette for å finne digelvekten. Den trekkes i fra etter hver måling for å finne vekten av selve prøven. Prøven ble tørket i ovnen på 105 °C grader i 4 timer før den ble veid på nytt, for å finne tørrvekt. Videre ble prøven stekt i ovnen på 550°C grader i 4 timer før den ble veid igjen. Denne vekten angir andelen brennbart materiale i prøven. Andelen uorganisk materiale beregnes ut fra prosentforholdet mellom brennbart materiale og tørrvekt. For å finne andel organisk materiale (C_{ORG} i %) trekkes uorganisk materiale fra 100%. Til slutt ble prøven stekt på 900°C grader i ovnen i 4 timer, der ytterligere vekttapet kan brukes til å beregne prosentdel kalsiumkarbonat ($CaCO_3$) i prøven (*Personlig meddeles*, Dale 2019).

11. Analyser av Eurofins

11.1 Forurensingsanalyse

Det har blitt utført kvantitative bestemmelser i jord og sediment av (a) forurensende elementer som tungmetaller, sporelementer, metalloider (Tabell 3) og (b) organiske forurensende stoffer som polyklorinerte bifenyler (PCBer), Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAHer) og tributyltinn (TBT). Verdiene fra analysene ble sammenliknet opp mot grenseverdier satt som miljøkvalitetsstandard for sedimenter i ferskvann av Miljødirektoratet (2016) for å gi en indikasjon på forurensing.

11.2 Kvantitativ bestemmelser av forurensing

Eurofins Environment Testing Norway AS har utført kvantitative bestemmelser av PCB, PAH og TBT fra sedimentprøver tatt fra Tverbergvatnet og Hafslovatnet (Tabell 4) ved 0 cm, 15 cm og 30 cm og jordprøver tatt ved Soget, Botn og Tang (Tabell 5).

Bestemmelsene ble utført etter norsk standard NS EN ISO 17294-2:2016 modifisert fra NS-EN ISO 17294-2:2004, NS-EN 16167:2018 (PCB) erstatter av NS-EN16167:2012, ISO 18287:2006 (PAH), NS-EN ISO 16703:2011 (hydrokarboner C10 til C40), ISO 17852:2008 erstatter NS-EN13506:2001 (bestemmelse av kvikksølv) og Eurofins sin interne metode 2085 (TBT) (Tabell 9).

Tabell 9: Norsk standard brukt for de kvantitative bestemmelsene av forurensing

Norsk standard	Beskrivelse
NS EN ISO 17294-2:2016	Vannkvalitet – bruk av induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS) - Del 2: bestemmelse av utvalgte elementer inkludert uranisotoper.
NS-EN 16167:2018	Behandlet organisk avfall og slam - bestemmelse av polyklorinerte bifenyler (PCB) ved bruk av gasskromatografi med masseleksjonsdeteksjon (GC-MS) og gasskromatografi med elektronfangstdeteksjon (GC-ECD)
ISO 18287:2006	Jordkvalitet – bestemmelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) - ved bruk av gasskromatografi med massespektrometri som metode (GC-MS)
NS-EN ISO 16703:2011	Jordkvalitet- bestemmelse av innholdet av hydrokarboner i størrelsesområdet C10 til C40 ved hjelp av gasskromatografi
ISO 17852:2008	Vannkvalitet – bestemmelse av kvikksølv ved hjelp av atomabsorpsjonsspektrometri

11.3 TBT intern metode

Eurofins utfører først syreekstraksjon og derivatisering med natrium tetraetylborat på prøvene før videre analyse med GC-MS/MS. Resultatet i rapporten tar utgangspunkt i vekten av TBT, mens forskriften baserer seg på vekten av tinn i TBT. (*Personlig meddelelse* Aas 2019).

11.4 Tolkning av miljøkvalitet

Resultatet fra de kvantitative bestemmelsene av de utvalgte uorganiske elementene samt PCB, PAH og TBT ble sammenliknet med grenseverdier for sedimenter i ferskvann utarbeidet av miljødirektoratet, for å gi en indikasjon på forurensing (Miljødirektoratet, 2016). Miljødirektoratet har også utarbeidet et klassifikasjonssystem for sedimenter i

ferskvann. Dette tilsvarer en norsk standard for bestemmelse av miljøkvalitet.

Klassifikasjonssystemet består av 5 grenseklasser: bakgrunn, god, moderat, dårlig og svært dårlig (Tabell 10).

Øvre grense for klasse I: indikerer naturlige bakgrunnsverdier. I de tilfellene antropogene miljøgifter ikke har en naturlig kilde, settes den øvre grenseverdien til 0. Grenseverdiene for de andre klassene er bestemt etter risiko og effekt ved eksponering. Øvre grense for klasse II og III (AA-EQS, PNEC og MAC-EQS) indikerer grenseverdiene for akutt toksiske effekter for eksponering over lang og kort tid. Øvre grense for klasse IV tar utgangspunkt i akutt toksitet uten sikkerhetsfaktorer.

Klasse III, IV og V viser forurensing. Bestemmelse av grenseverdiene for klassene blir forklart i tabell 2.3 Tilstandsklasser for sediment (Miljødirektoratet, 2016).

Klassifikasjonssystemet er basert på et internasjonalt etablert system for bestemmelse av miljøkvalitetsstandarder og risikovurdering av kjemikaler i EU.

Tabell 10: Miljødirektoratet sitt klassifiseringssystem for sediment avsatt i ferskvann.

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

12. Datering

Datering av sedimentkjernene blir gjort ved å sammenlikne gjennomsnittlig årsnedbør for Hafslo og lage en graf ut av disse dataene. Deretter blir sedimentparametrene som er avhengig av transport med nedbør dvs. minerogene kornstørrelser, organisk materiale og diatoméer som forekommer bentisk (i eller på bunnsediment), epifyttisk (på planter) eller epilittisk (på bergarter) satt opp mot denne nedbørsgrafen. Like mønstre i grafene for sedimentparameterne og nedbørsgrafen indikerer en sannsynlig avhengighet. Denne metoden har vist seg å være effektiv til å gi en relativ datering for fjordområdene i regionen (Paetzel & Dale 2010).

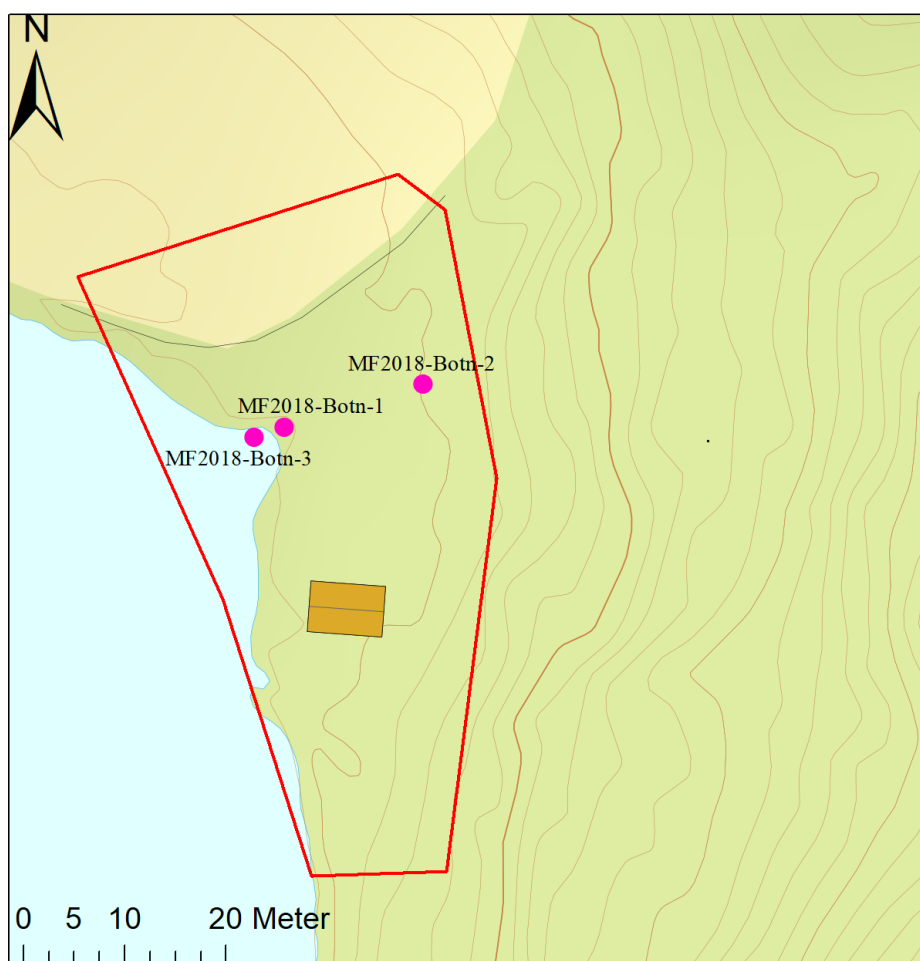
En absolutt datering som funn av akselag vil kunne supplere og bekrefte en relativ datering. På bakgrunn av dette blir sedimentene fra Hafslovatnet og Tverbergvatnet undersøkt for forekomsten av askepartikler fra utbruddet av den islandske vulkanen Eyjafjallajökull i 2010 etter metoden av Kievits (2012). Under denne hendelsen ble flytrafikken i Norge og i Europa innstilt i flere dager på grunn av nedfall av askepartikler ([http 28](#)). Dette skulle tilsi at det er sannsynlig å finne askepartiklene i avsetninger innenfor nedbørsområdet for Tverbergvatnet og Hafslovatnet. Kievits (2012) påviste slike horisonter med askepartikler i Barsnesfjorden og Sogndalsfjorden, som Hafslovatnet drenerer til.

13.0 Resultater

14. Jordprøver

14.1 Botn

Det ble tatt tre jordprøver ved Botn (Figur 23) som viser i all hovedsak bakgrunnsverdier med to unntak. Sink er markert med gul for MF2018-Botn-2 som markerer klasse III “moderat” forurensning, og vil gi kroniske effekter ved eksponering over lang tid etter miljødirektoratets klassifikasjonssystem (Tabell 10). I samme prøve har bly fått grønn farge, som indikerer “gode” forhold.

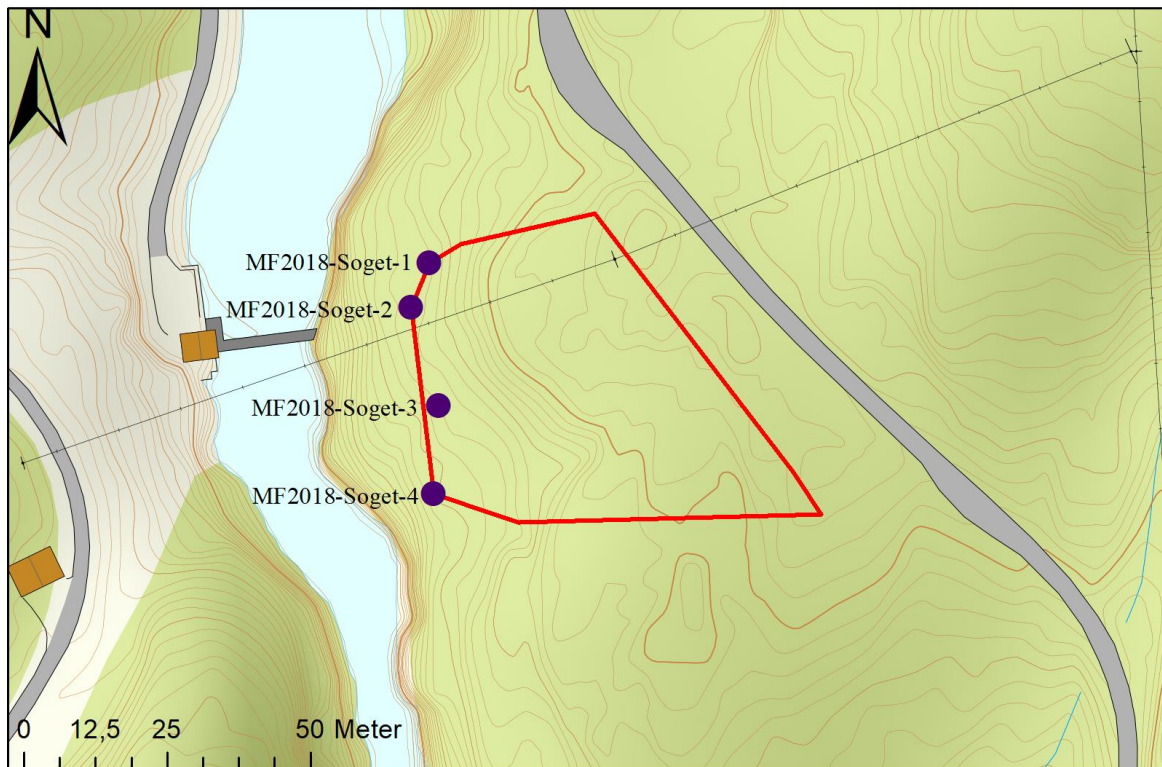


Figur 23: Viser et kart over Botn hvor det røde polygonet er avgrensingen til området som ble undersøkt etter olje. De rosa punktene viser hvor det er blitt hentet jordprøver ved grunnvannsnivå.

14.2 Soget

Ved Soget ble det tatt fire jordprøver (Figur 24) som viser stort sett bakgrunns- og “gode” verdier. Unntak av TBT som er markert med rødt i MF2018-Soget-2 som kan føre til toksiske

effekter etter (Tabell 10). I MF2018-Soget-4 har sink (Zn) gul farge. I tillegg til at bly (Pb) også er markert med gul i MF2018-Soget-3. Det vil si klasse III “moderat” forurensning, og kan gi kroniske effekter ved eksponering over lang tid. I MF2018-Soget-1 er Benzo (b) fluoranten markert med oransje som indikerer klasse IV “dårlig”. Det kan gi akutt toksiske effekter ved eksponering over kort tid.



Figur 24: Viser et kart over Soget hvor det røde polygonet er avgrensingen til søppelfyllingen. De lilla punktene viser hvor det er blitt hentet jordprøver.

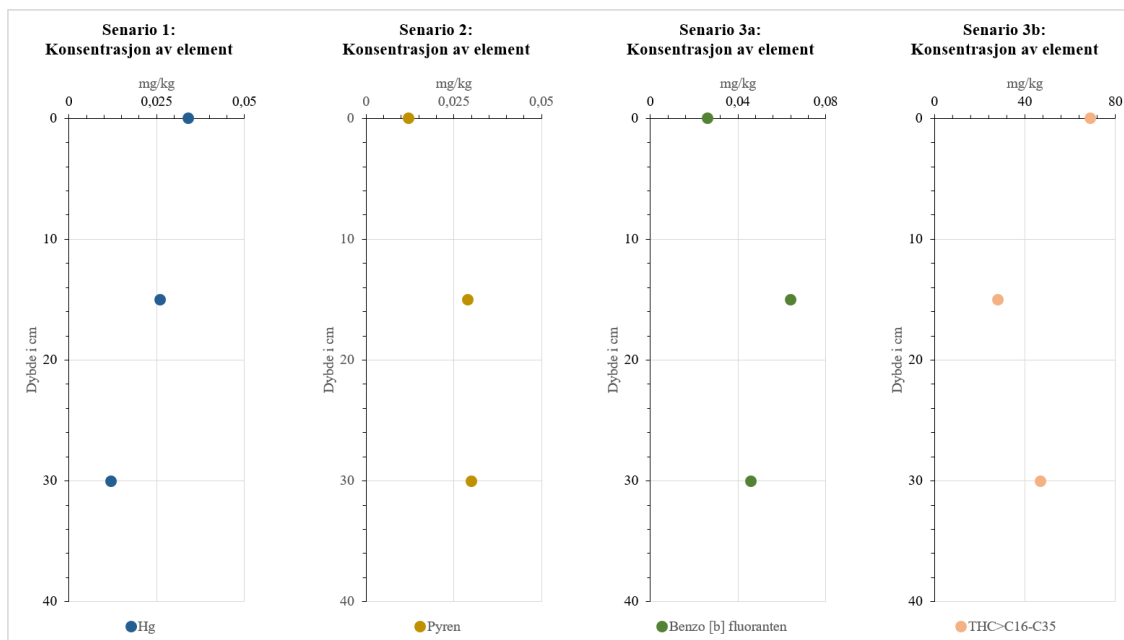
15. Sedimentprøvene

Sedimentprøvene er tatt på 0-2, 14-16 og 29-31 cm sedimentdyp ved Tverbergvatnet, Botn og Tang (Figur 25). En analyse fra eurofins viser konsentrasjonen av ulike forurensende stoffer i sedimentprøvene (Appendiks 4). Noen av stoffene viste ikke konkrete verdier, men «større enn» eller «mindre enn» for alle verdiene. For disse stoffene er det umulig å bestemme trendene, så de ble ekskludert av analysen. Analysen påviser forurensning, “moderate” verdier, av sink i alle områdene, der Tang har de høyeste verdiene.



Figur 25: Kart over hvor i Hafslovatnet sedimentkjernene og sedimentprøvene er hentet fra. Verneområde er et naturreservat for fugler.

Hvert av stoffene sine punkter følger en av fire trender, kalt scenario. Disse scenarioene er 1: stoffet øker, 2: stoffet minker, 3a: stoffet gjør en sving mot minkende og 3b: stoffet gjør en sving mot økende. Under er det lagt inn et eksempel for alle scenarioene (Figur 26).



Figur 26: Alle scenarioer vist med eksempler fra sedimentprøvene. Scenario 1: økende verdier mot sedimentoverflaten; Scenario 2: minkende verdier mot sedimentoverflaten; Scenario 3a: minkende til sedimentoverflaten men med midtveis sving mot økende verdier; Scenario 3b: økende mot sedimentoverflaten med midtveis sving mot minkende verdier.

Tabellen under viser hvilke scenarier de ulike forurensningsstoffene fra sedimentprøvene følger i hver kjerne. Fargekoden for scenario 1 er grønn, 2 er oransje, 3a er lilla og 3b er gul. Dersom stoffet ikke kan brukes eller mangler i en kjerne vil det stå “na”, som er engelsk og står for “not applicable”, det vil si at denne verdien ikke kan brukes.

Tabell 11: viser hvilke stoffer som følger hvilke scenarier i de ulike sedimentprøvene. Grønn farge tilsvare Scenario 1: økende verdier mot sedimentoverflaten; Oransje farge tilsvare Scenario 2: minkende verdier mot sedimentoverflaten; Lilla farge tilsvare Scenario 3a: minkende til sedimentoverflaten men med midtveis sving mot økende verdier; Gul farge tilsvare Scenario 3b: økende mot sedimentoverflaten med midtveis sving mot minkende verdier. Merk at de fleste forurensende stoffer tilsvare Scenario 1 med økende verdier mot sedimentoverflaten i sediment fra alle prøvestasjoner.

Stoffer	Tverbergvatnet	Botn	Tang
Arsen (As)			
Bly (Pb)			
Kadmium (Cd)			
Kobber (Cu)			
Krom (Cr)			
Kvikksølv (Hg)			
Nikkel (Ni)			
Sink (Zn)			
Fenantren	na		na
Fluoranten			
Pyren			
Benzo (a) antracen	na		na
Benzo (b) fluoranten			
Benzo (k) fluoranten	na		
Benzo (a) pyren	na		
Benzo (ghi) perylen	na		
Indeno (1, 2, 3-cd) pyren			
Krysen/Trifenylen	na		
Tributyltinn	na	na	
THC>C16-C35	na		na
THC>C12-C35	na		na

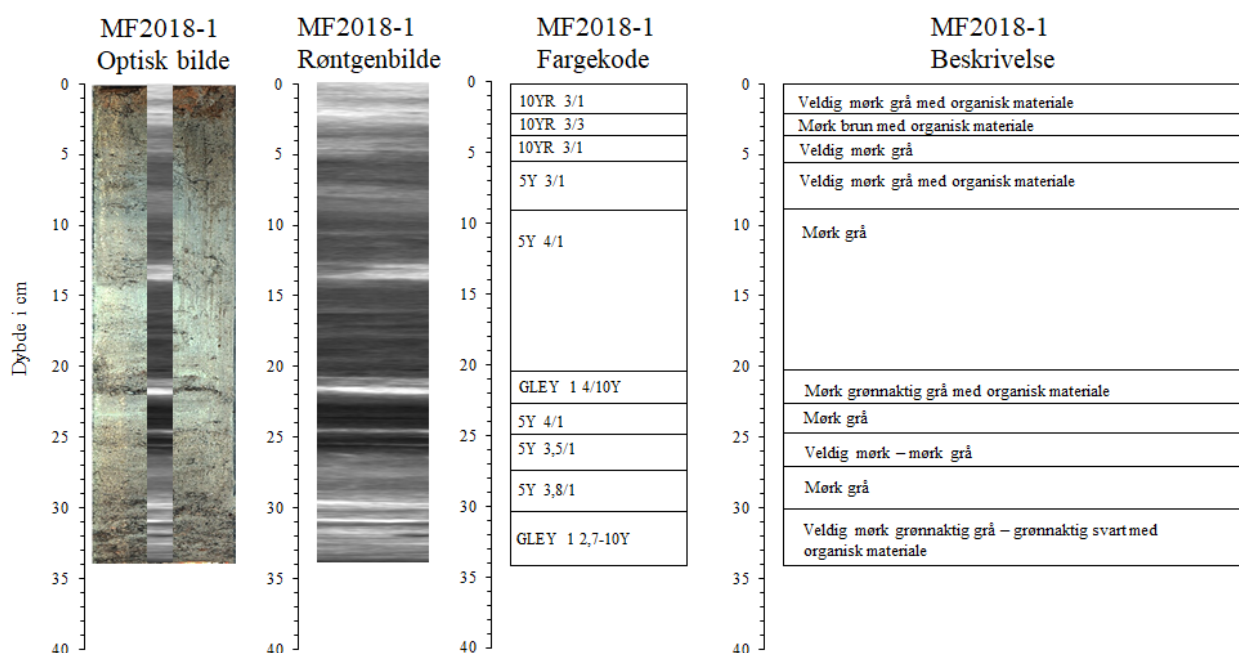
16. Sedimentkjernene

16.1 Tverbergvatnet

16.1.1 Visuell beskrivelse

Figur 27 viser optisk bilde, røntgenbilde og tolkning av litologi ved kjerneåpning for kjerne MF2018-1 Tverbergvatnet. De indikerer et lag fra 34 cm til 30 cm med veksling mellom veldig mørk grønnaktig grå og grønnaktig svart med innhold av organisk materiale. Fra 30 cm opptil 27 cm er det et mer homogent mørke grå lag. Videre et veldig mørk- mørke grå lag. Før et lag med mørke grå igjen. Fra 22,5 cm til 20 cm er det et lag med mørk grønnaktig grå med innhold av organisk materiale. Fra 20 cm opptil 9 cm et mørke grå lag og røntgenbilde viser et lysere lag med lavere tetthet. Fra 9 cm opptil 5,5 cm et veldig mørke grå lag med innhold av organisk materiale. Veldig mørk grå mørk brun med organisk materiale

MF2018-1 Tverbergvatnet

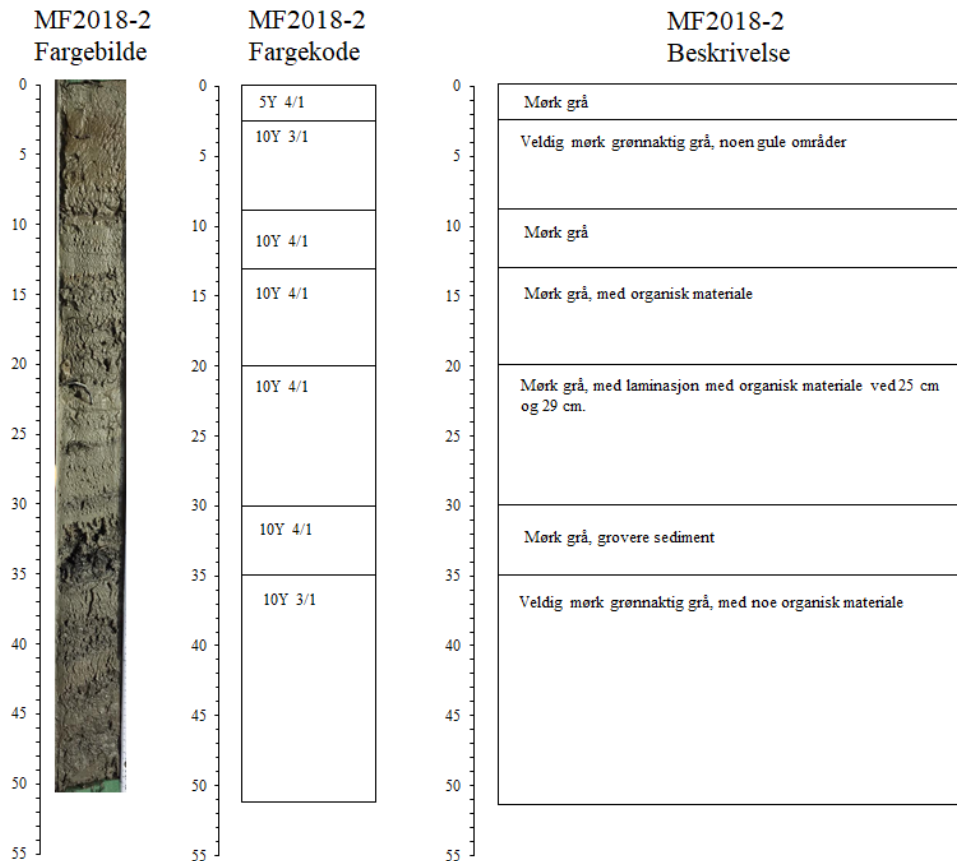


Figur 27: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-1 Tverbergvatnet med optisk bilde, røntgenbilde, fargekode (Munsell), beskrivelse av fargekoder (Munsell) og litologi.

Figur 28 viser fargebilde og tolkning av litologi ved kjerne åpning for kjerne MF2018-2 Tverbergvatnet. De indikerer et lag med veldig mørk grønnaktig grå med innhold av noe

organisk materiale fra 51 cm opptil 35 cm. Fra 35 cm opptil 30 cm et mørke grå lag med grovere sediment. Videre et mørke grå lag med laminasjon ved 25 cm og 29 cm. Fra 20 cm til 13 cm et mørke grå lag med organisk materiale. Før et mer homogent mørke grå lag. Videre et veldig mørke grå lag med noen gule områder. Toppen viser et mørke grå lag.

MF2018-2 Tverbergvatnet



Figur 28: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-2 Tverbergvatnet med fargebilde, fargekode (Munsell), beskrivelse av fargekoder (Munsell) og litologi.

16.1.2 Smørepreparat

Smørepreparat ble laget og analysert for sedimentkjernen MF2018-1 med intervall på 1 cm ned til en dybde på 35 cm. Grunnet unøyaktig måling av sedimentdyp ble det fremstilt 38 preparater. Sedimentdyp på preparatene ble derfor lineært justert til å tilsvare de reelle 35 cm sedimentmektighet.

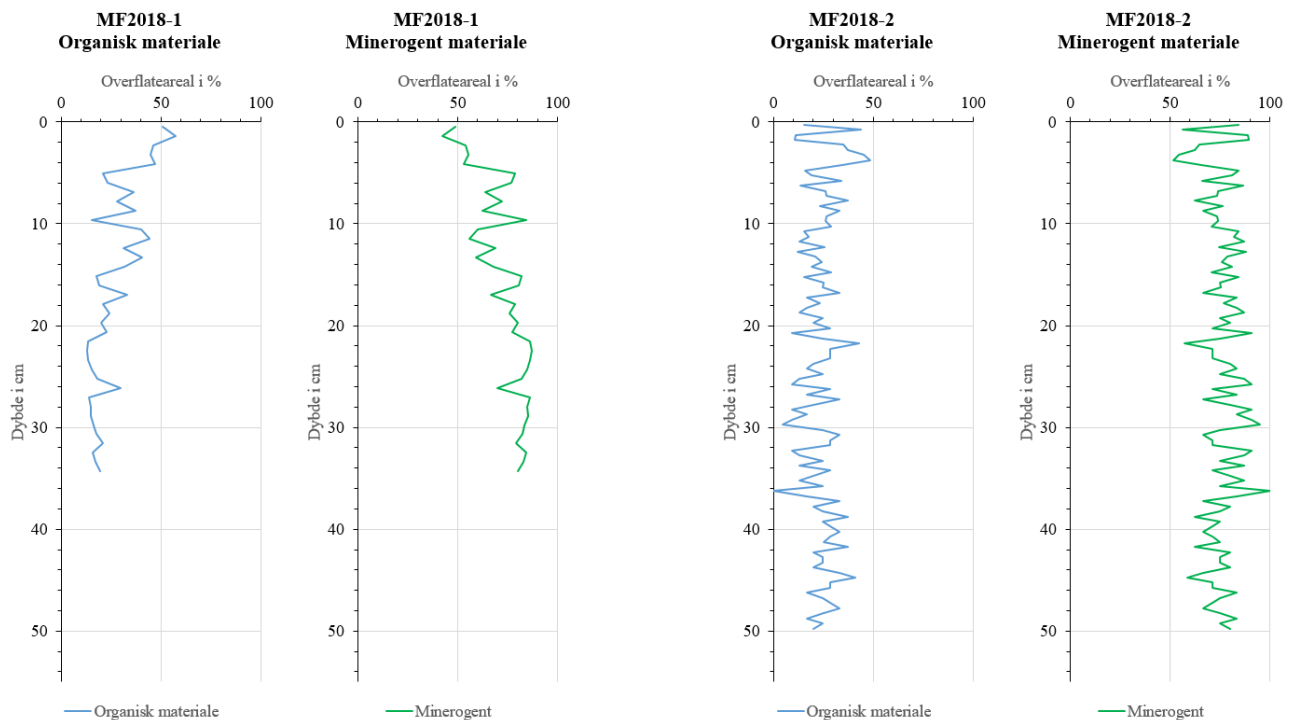
MF2018-2 ble analysert med intervall på 0,5 cm ned til en dybde på 50 cm. Fra dybde 16,5- til 17,0 cm òg ned til 50 cm ble analysen utført med kun et område for hvert smøpreparat, istedenfor de vanlige tre områdene per preparat.

Rådata kan bli sett i appendiks 5, 6, 7, 8, 9, 10 og 11

Organisk materiale mot minerogent materiale

For kjernen MF2018-1 fra Tverbergvatnet øker konsentrasjonen av organisk materiale jevnt stratigrafisk fra 35 cm opp til 15 cm. Fra 15 cm og opp til 0 cm er målingene mer ekstreme og grafen får større svingninger, men trenden er fremdeles økende. Det minerogene materialet følger motsatt mønster siden begge parameterne er presentert på en 100% skala.

I kjernen MF2018-2 fra Tverbergvatnet reduseres konsentrasjonen av organisk materiale fra 50 cm opptil 38 cm. Videre er trenden for organisk materiale verken økende eller minkende opptil 10 cm, der det øker mot toppen av kjernen. Det minerogene materiale følger motsatt mønster.



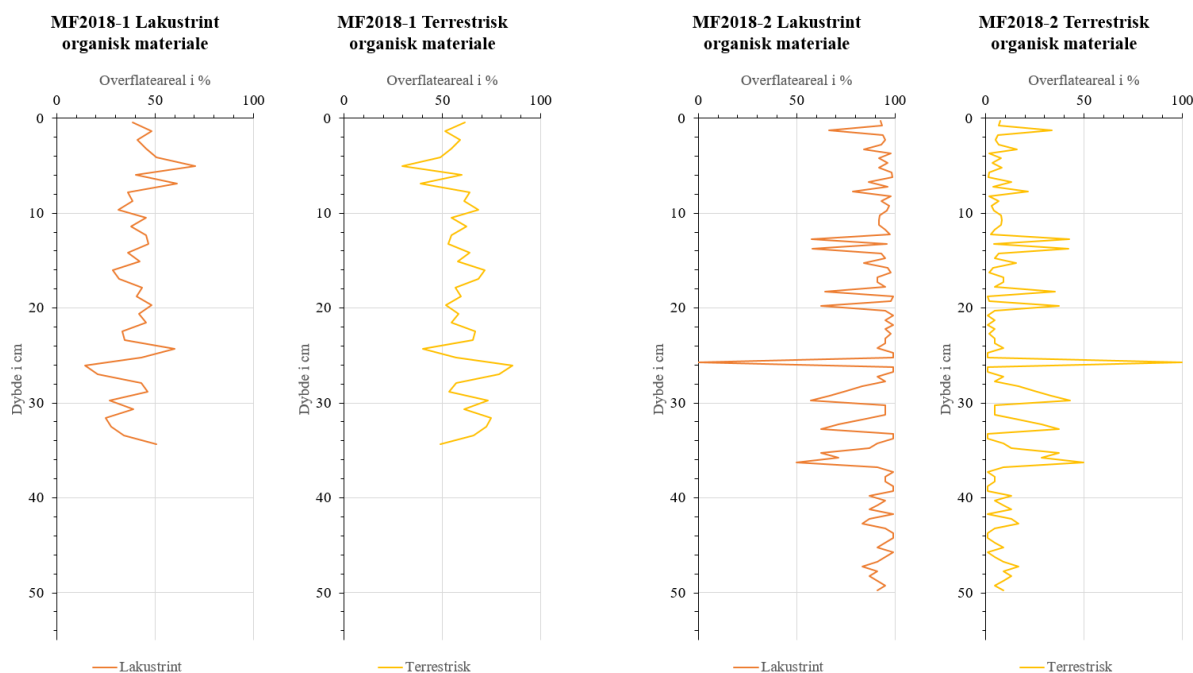
Figur 29: Forholdet mellom organisk materiale og minerogent materiale for kjernene MF2018-1 og MF2018-2 Tverbergvatnet. Målingene kommer fra partikulær analyse av kjernene.

Lakustrint organisk materiale mot terrestrisk organisk materiale

Lakustrint organisk materiale i kjernen MF2018-1 Tverbergvatnet øker jevnt stratigrafisk fra 35 cm opp til 24 cm. Fra 24 cm til 10 cm skjer det en brå endring i forholdet. Hvor trenden verken øker eller minker. Opptil toppen av kjernen viser trenden en økning. Terrestrisk

organisk materiale viser det motsatte mønsteret siden parametrene er presentert på en 100% skala.

I kjernen MF2018-2 Tverbergvatnet dominerer det lakustrine organisk materiale, det holder seg på omtrent 92%. Det har mange brå reduksjoner hvor mesteparten går ned til rundt 60%. Når disse brå endringene skjer for det lakustrine skjer det motsatte for det terrestriske.



Figur 30: Forholdet mellom lakustrint - og terrestrisk organisk materiale for kjernene MF2018-1 og MF2018-2 Tverbergvatnet. Målingene kommer fra smørepreparat analysene av disse kjernene.

Kornfordeling

Den kumulative kornfordelingen for kjerne MF2018-1 Tverbergvatnet viser at de finkornede sedimentene (leire, fin- og veldig fin silt) dominerer. Den totale kornfordelingsgrafene viser jevn tilførsel av grov silt, fin silt, og medium silt. Fra 34 cm opptil 16 cm vises det en høyere tilførsel av sand. Videre opp mot toppen er tilførselen av sand jevnt lavere. Veldig fin silt har en økende trend. Leire er den dominerende kornstørrelsen, men grafene viser en reduksjon fra bunnen til toppen av kjernen.

Total kornfordelingsgrafene for kjerne MF2018-1 viser at tilførselen på sand er økende fra 35 cm til 20 cm. Det har en reduksjon opptil 13 cm og trenden er verken økende eller minskende til toppen av kjernen. Trenden for grov- og medium silt viser en jevn reduksjon opp til 25 cm. Fin- og veldig fin silt øker jevnt stratigrafisk. Leire er den dominerende kornstørrelsen, men trenden viser en reduksjon. Fra 35 cm til 20 cm er reduksjonen jevn, fra 20 cm til 19 cm er

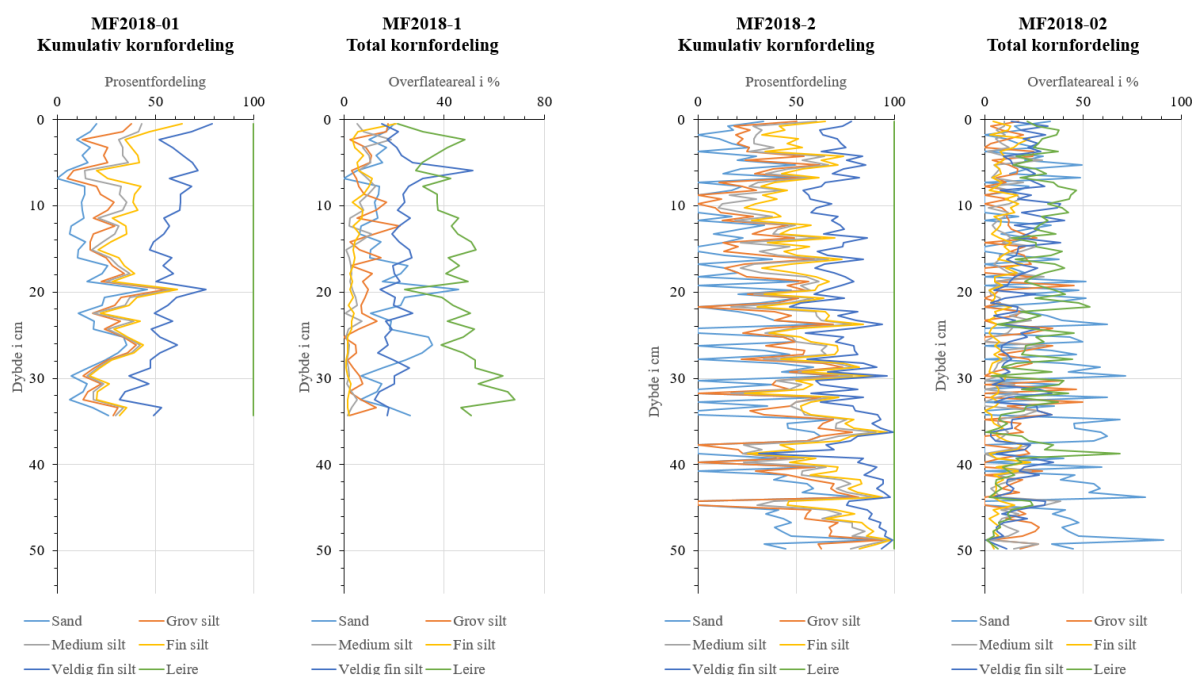
det en brå økning, før trenden viser verken økning eller reduksjon opptil 14 cm. Trenden opptil 8 cm viser en reduksjon, der tilførselen begynner å øke til toppen av kjernen.

Den kumulative kornfordelingsgraf for kjerne MF2018-2 viser tilnærmet lik tilførsel av medium- og fin silt. Tilførselen av grov silt og sand er også tilnærmet lik. Mens tilførselen av veldig fin silt viser de høyeste verdiene.

Total kornfordelingsgraf for kjerne MF2018-2 viser en jevn tilførsel av grov- og medium silt. Det er gjennomsnittlig mer sand i kjernen opptil 20 cm, før tilførselen reduseres jevnt opptil 18 cm. Videre er trenden verken økende eller minkende opp til toppen av kjernen.

Leire, veldig fin- og fin silt viser en økende trend opptil 36 cm for leire, 31 cm for fin silt og 34 cm for veldig fin silt. Der tilførselen reduseres etter disse dybdene før trenden viser en ny økning.

Leire i kjernen MF2018-1 viser en reduserende trend, sand viser verken økende eller reduserende trend og de andre kornstørrelsene øker. I kjernen MF2018-2 viser fin materialet (leire, veldig fin-, og fin silt) en økende trend, mens det grove materiale (sand, grov-, og medium silt) viser en reduserende trend.

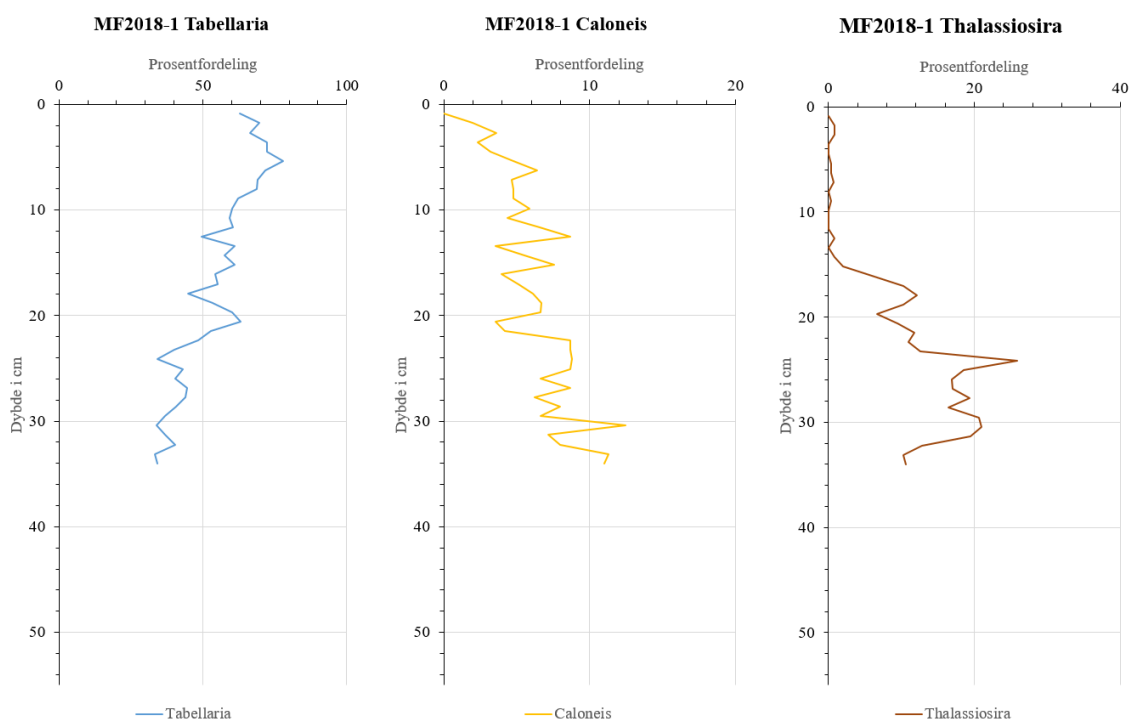


Figur 31: kumulativ- og total kornfordeling for kjernene MF2018-1 Tverbergvatnet. Kumulativ- og total kornfordeling for kjernene MF2018-2 Tverbergvatnet.

Diatoméer

Figurene 32 og 33 viser prosentfordeling av utvalgte diatomeer. Det er valgt å presentere *Tabellaria flocculosa*, *Thalassiosira weissflogii* og *Caloneis amphisbaena*. Disse artene er dominerende, foretrekker spesifikke vannforhold eller viser signifikante endringer.

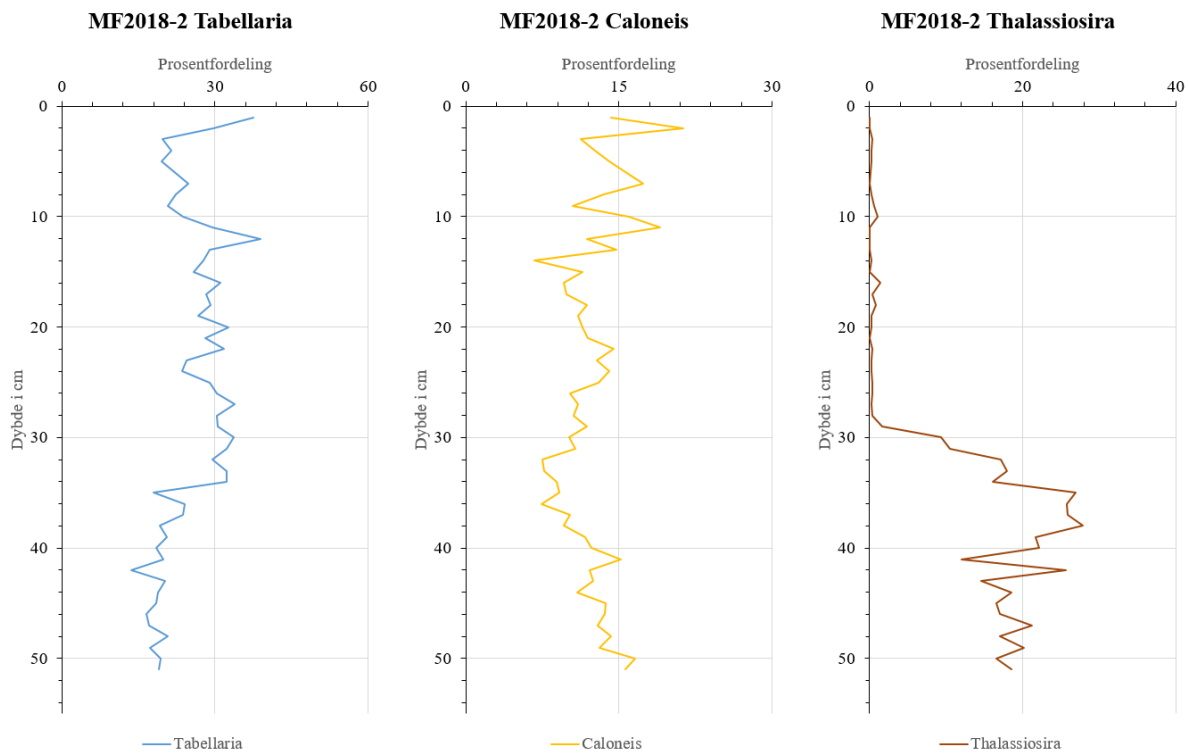
Figur 32 viser de utvalgte diatoméene fra kjerne MF2018-1 Tverbergvatnet. *Tabellaria flocculosa* har en økende trend fra 34 cm opptil 5 cm, der trenden blir reduserende til toppen av kjernen. Grafen for *Thalassiosira weissflogii* viser en økning fra 34 cm opptil 24 cm. Videre er det en reduksjon opptil 14 cm, der det er få til ingen av denne diatoméen opp til toppen av kjernen. Grafen for *Caloneis amphisbaena* viser en jevn reduksjon opptil 22 cm. Videre vises det verken økning eller reduksjon opptil 10 cm, der det reduseres til toppen av kjernen.



Figur 32: Prosentfordeling av diatoméene *Tabellaria flocculosa*, *Caloneis amphisbaena* og *Thalassiosira weissflogii* fra kjerne MF2018-1.

Figur 33 viser de utvalgte diatoméene fra kjerne MF2018-2 Tverbergvatnet. *Tabellaria flocculosa* fra 50 cm opptil 35 cm. Videre er det en reduksjon ved 10 cm. Reduksjonen blir mer intensiv opptil 3 cm. Trenden er økende til toppen av kjernen.. *Thalassiosira weissflogii* viser en økende forekomst fra 51 cm opptil 35 cm før trenden blir reduserende opptil 28 cm. Det er få til ingen av denne diatoméen opp til toppen av kjernen. Grafen for *Caloneis*

amphisbaena viser først en reduserende trend fra 51 cm opptil 32 cm. Trenden er opptil 15 cm og til toppen av kjernen er økningen mer intensiv. *Tabellaria flocculosa* er den dominerende arten i kjernene. Trenden i begge kjernen er økende. *Caloneis amphisbaena* viser en reduserende trend i MF2018-1 og en økende trend i MF2018-2. *Thalassiosira weissflogii* i kjernene blir redusert til forvekslende ingen til få individ.

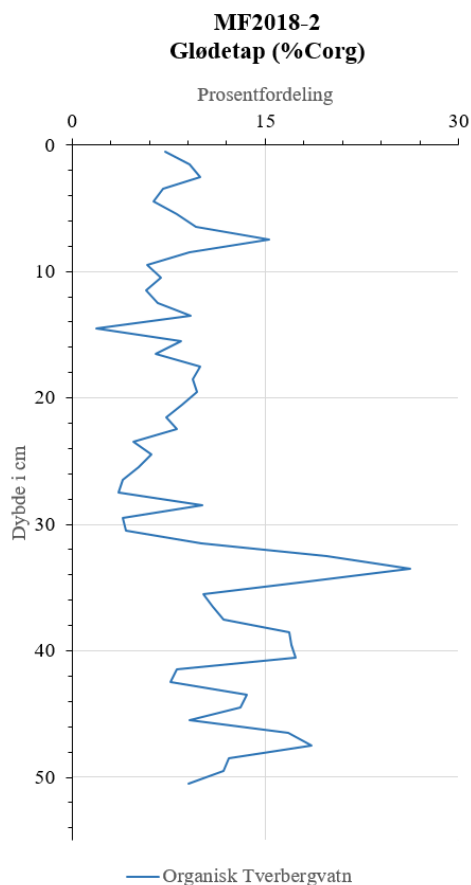


Figur 33: Prosentfordeling av diatoméene *Tabellaria flocculosa*, *Caloneis amphisbaena* og *Thalassiosira weissflogii* fra kjerne MF2018-2.

Tabellaria flocculosa er den dominerende arten i kjernene. Trenden i begge kjernen er økende. *Caloneis amphisbaena* viser en reduserende trend i MF2018-1 og en økende trend i MF2018-2. *Thalassiosira weissflogii* i kjernene blir redusert til forvekslende ingen til få individ.

16.1.3 Glødetap

Figur 34 viser en økende trend av organisk karbon (C_{ORG}) fra 51 cm opp til en topp på 34 cm dybde. Etter toppen skjer det en brå reduksjon opptil 30 cm. Denne reduksjonen er på omtrent 22 prosent. Fra 30 cm og opp til toppen av kjernen viser trenden en økning.



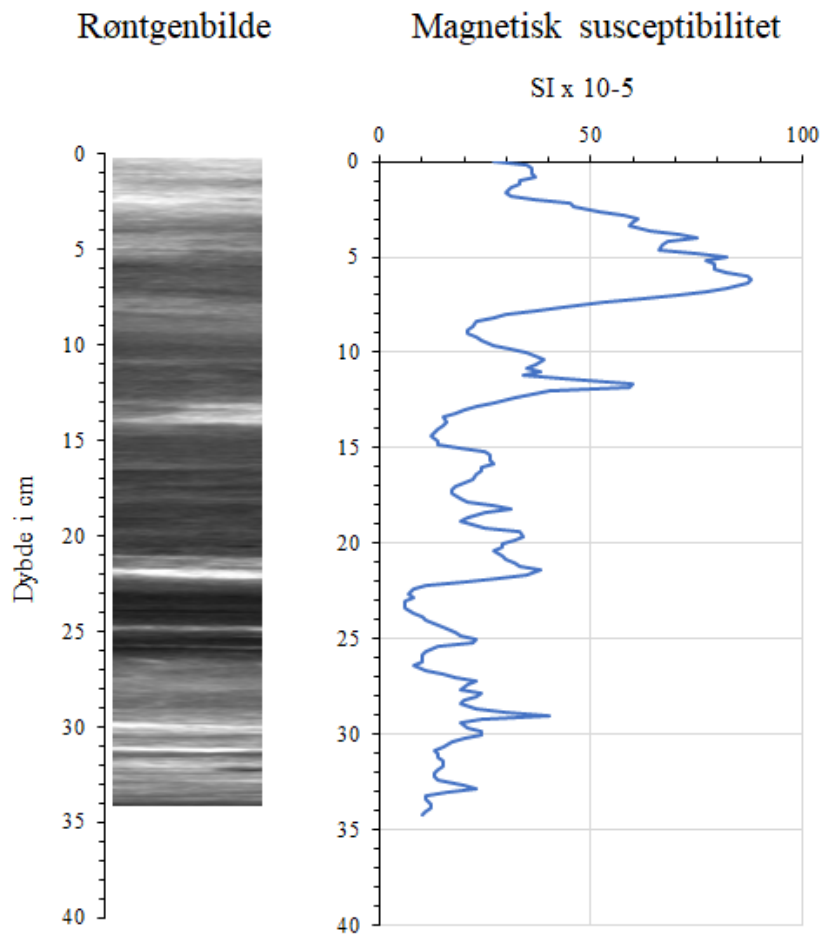
Figur 34: Vektprosent av organisk karbon (C_{ORG}) fra glødetap fra kjerne MF2018-2.

16.1.4 Magnetisk susceptibilitet

Magnetisk susceptibilitet (Figur 35) viser en økende trend stratigrafisk i kjernen. Den økende trenden blir mer og mer intensivt ved dybdene 22,5 cm, 15 cm og 9 cm.

Røntgenbilde (Figur 35) viser vekslende laminasjoner av hvite og grå lag opptil 26 cm, der laminasjonen veksler mellom grå og svarte lag med et hvit lag opptil et tykt hvit lag ved 23 cm. Opp til toppen av kjernen skjer det vekslende laminasjoner mellom ulike gråtone lag som blir avbrutt av hvite lag. De grå-tonete lagene er fra 21 cm til 14,5 cm og 13 cm til 4 cm.

MF2018-1 Tverbergvatnet

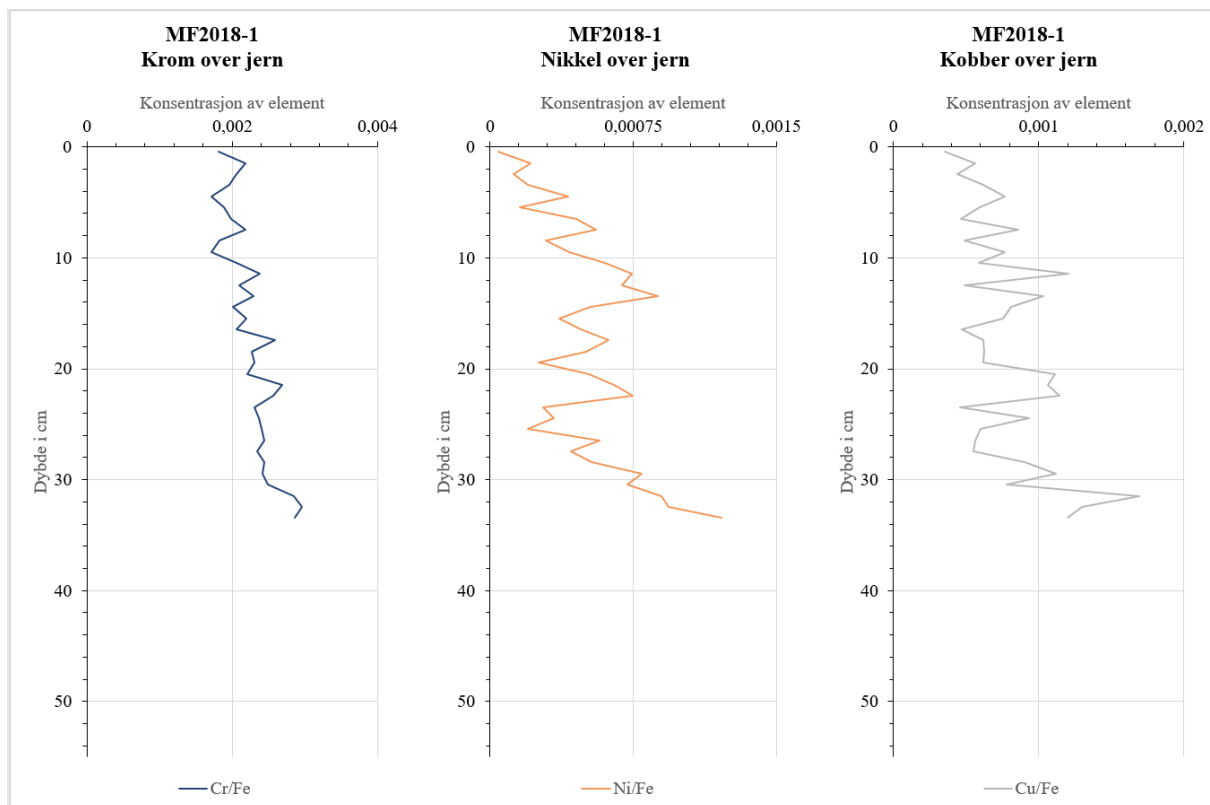


Figur 35: Viser endringen i magnetisk susceptibilitet og røntgenbilde for kjerne MF2018-1

16.1.5 XRF

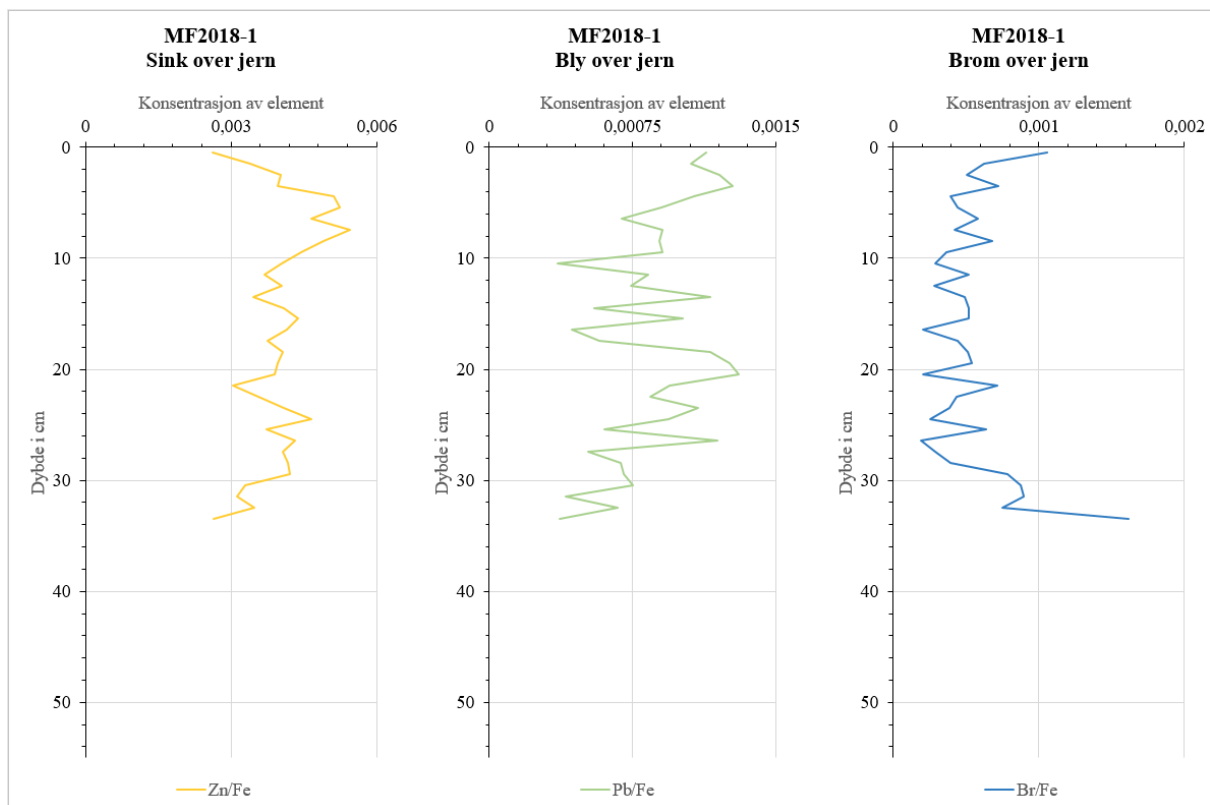
Alle elementene fra XRF undersøkelsen ble delt på jern. Jern har vist seg å være det elementet som er relatert til overskygger (Croudace & Rothwell 2015) så deling på jern kompenserer for disse skyggene og gir de tidligste og klareste signalene.

Figur 36 viser XRF grafen for krom over jern (Cr/Fe) viser en jevn reduksjon opp mot toppen av kjernen med noen svingninger. Nikkel over jern (Ni/Fe) viser først en reduksjon fra 34 cm opptil 25 cm. Før trenden øker opptil 12,5 cm der en ny jevn reduksjon mot toppen av kjernen skjer. XRF grafen for kobber over jern (Cu/Fe) viser også en reduksjon fra 34 cm opptil 27,5 cm før grafen stabiliserer seg med noen svingninger og en jevn reduksjon mot toppen av kjernen som starter ved 11 cm.



Figur 36: XRF graf for krom over jern (Cr/Fe), nikkel over jern (Ni/Fe) og kobber (Cu/Fe) fra MF2018-1 Tverbergvatnet.

Figur 37 viser XRF grafen for sink over jern (Zn/Fe) øker jevnt fra 34 cm opptil 24 cm. Der det skjer en brå reduksjon etterfølgende av en mindre intensiv økende trend opptil 11,5 cm. Den økende trenden blir intensiv opptil 4,5 cm, der den reduseres til toppen av kjernen. Trenden i XRF grafen for bly over jern (Pb/Fe) viser en økning opptil 20 cm. Det er et knekkpunkt og en ny økning til toppen av kjernen. XRF grafen for brom over jern (Br/Fe) viser en reduksjon fra 34 cm opptil 27,5 cm, der trenden verker øker eller reduserer opptil 9 cm. er eller reduserer opptil 9 cm. Trenden mot toppen viser en svak økning av organisk materiale.



Figur 37: XRF-graf for sink over jern (Zn/Fe,) bly over jern (Pb/Fe) og brom over jern (Br/Fe) fra kjerne MF2018-1 Tverbergvatnet.

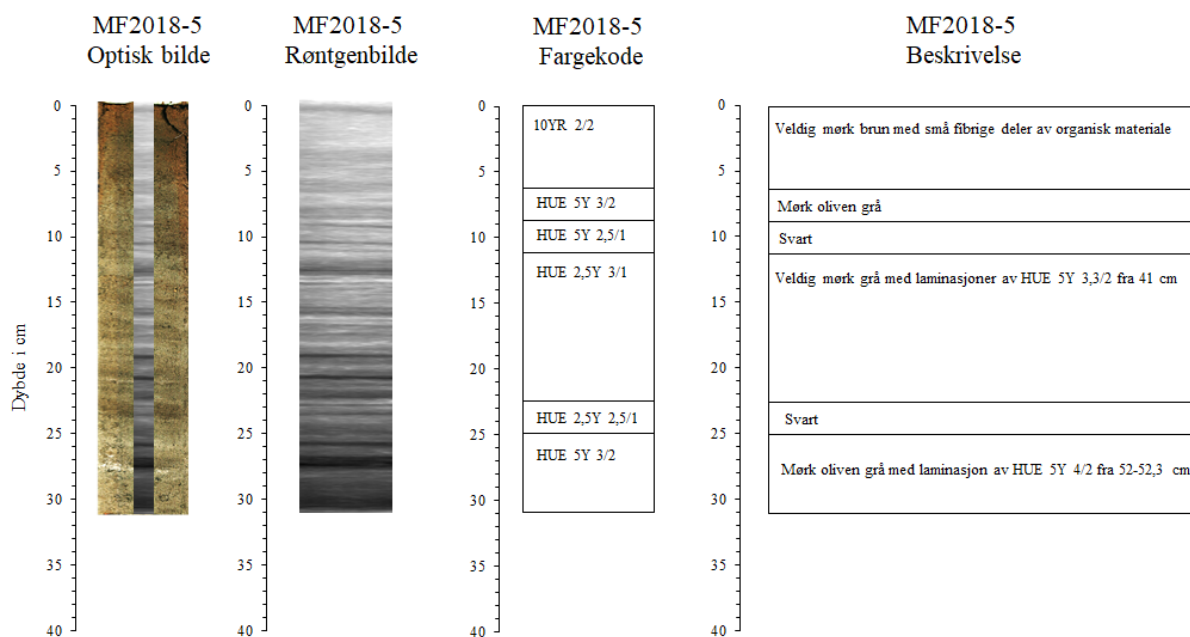
16.2 Botn

Rådata kan bli sett i appendiks 6, 8, 9, 12, 13, 14 og 15.

16.2.1 Visuell beskrivelse

Figur 38 viser optisk bilde, røntgenbilde og tolkning av litologi for kjerne MF2018-5 Botn. Bildene er beskåret og tilpasset kjernelengen. Litologien indikerer et mørkt oliven gråt lag fra 31 cm opptil 25 cm med laminasjon fra 52-52,3 cm. Videre et svart lag opptil 22,5 cm. Før et veldig mørkt grått lag med laminasjon fra 41 cm. Det opptrer et nytt svart lag fra 11 cm til 9 cm. Videre fra 9 cm til 7 cm er det et mørkt oliven grått lag. Topplaget fra 7 cm til 0 cm viser et mørke brunt lag med små fibrige deler av organisk materiale.

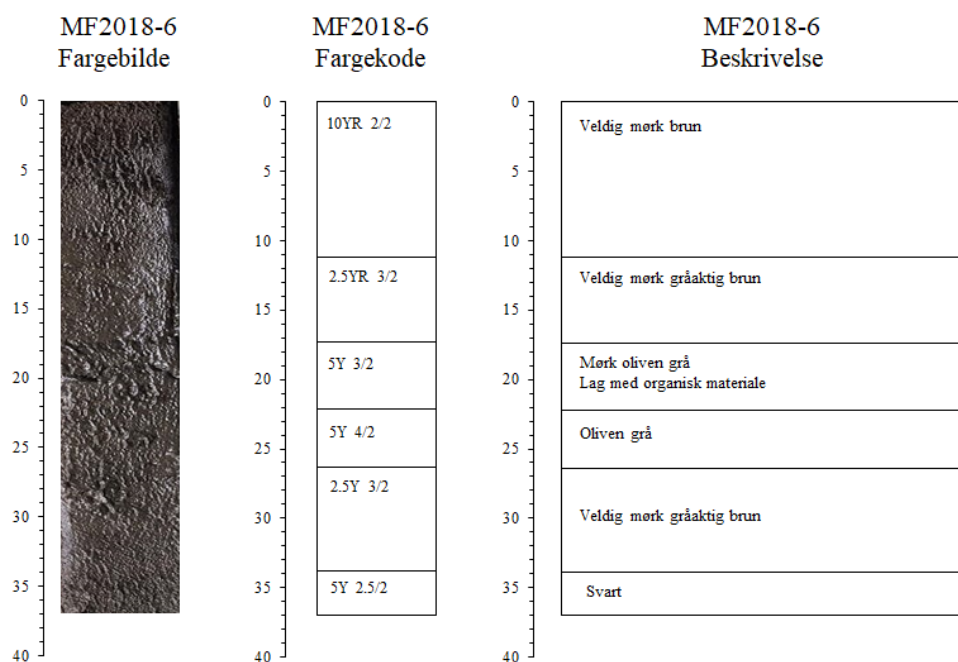
MF2018-5 Botn



Figur 38: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-5 Botn med optisk bilde, røntgenbilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi

Figur 39 viser fargebilde og tolkning fra den parallelle kjernen MF2018-6. Litologien indikerer et svart lag fra 37 cm til 34 cm. Videre er det et lag med veldig mørk gråaktig brun farge opptil 26 cm. Før et oliven grått lag opptrer fra 26 cm til 22 cm. Fra 22 cm opptil 17 cm er et mørk oliven grått lag med lagvis innhold av organisk materiale opptrer. Et nytt veldig mørkt gråaktig brunt lag fra 17 cm opptil 11 cm blir målt. Fra 11 cm til 0 cm er det et veldig mørke brunt lag.

MF2018-6 Botn



Figur 39: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-6 Botn med fargebilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi

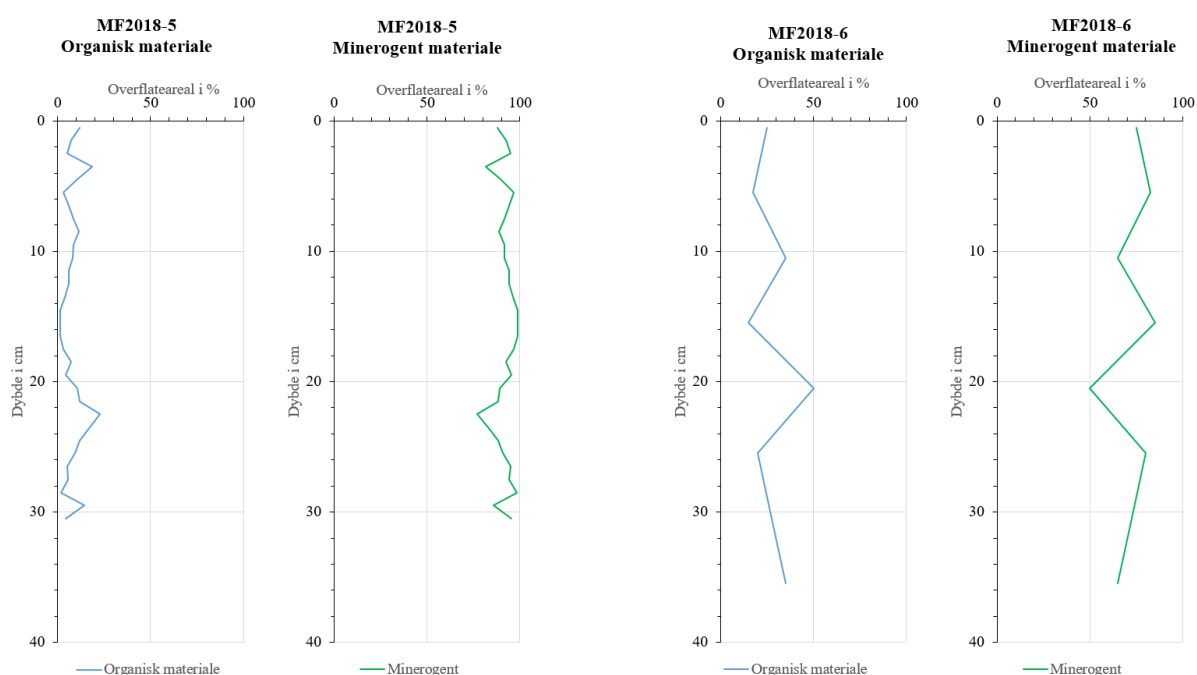
16.2.2 Smørepreparat

Organisk materiale mot minerogent materiale

Andelen organisk materiale i kjerne MF2018-5 botn viser en økning fra 30,5 cm opptil 23 cm der trenden er reduserende opptil 15 cm. Videre til toppen av kjernen er trenden økende.

Grafen for andelen minerogent materiale viser det motsatte, siden materialene er prosentfordelt med en 100% skala (Figur 40).

Grafen for organisk materiale for kjerne MF2018-6 Botn viser en reduksjon trend med to topper ved 19 cm og 11 cm. Grafen for andelen minerogent materiale viser det motsatte.

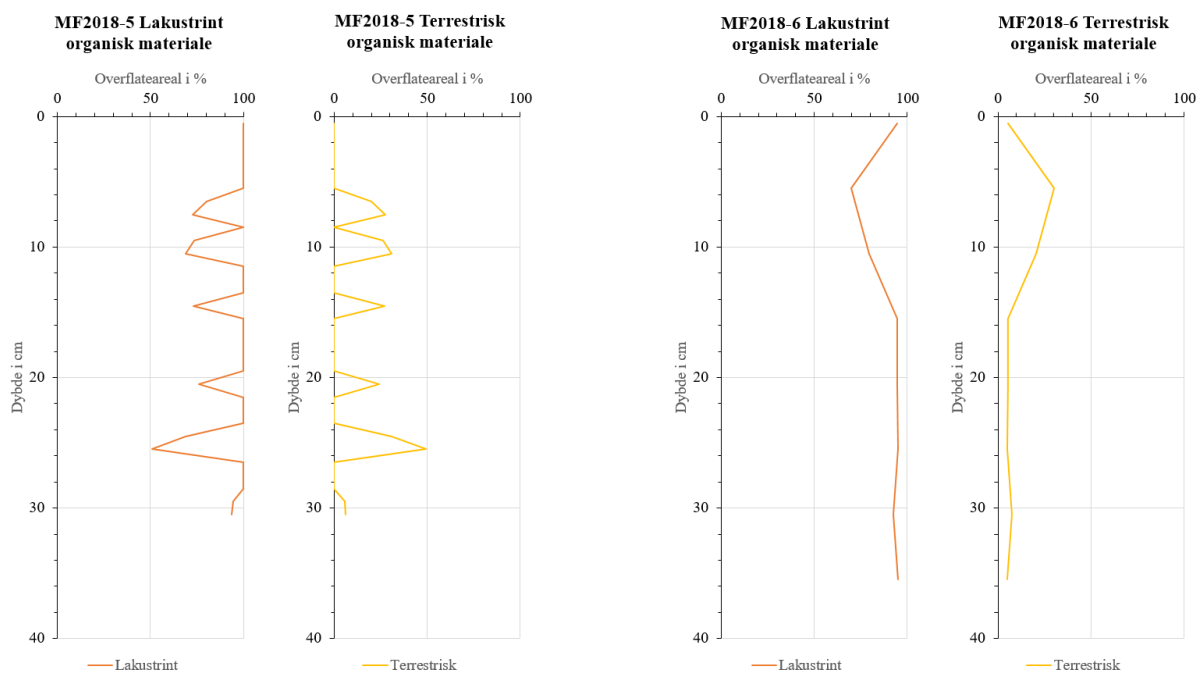


Figur 40: Forholdet mellom organisk materiale og minerogent materiale for kjerne MF2018-5 Botn og gjennomsnittlige verdier for organisk materiale og minerogent materiale for kjerne MF2018-6 Botn. Målingene kommer fra partikulær analyse av kjernene.

Lakustrint organisk materiale mot terrestrisk organisk materiale

Fordelingsgrafene av organisk materiale i kjerne MF2018-5 viser fem topper av terrestrisk organisk materiale ved 25 cm, 19 cm, 13 cm, 10 cm og 7 cm. Det lakustrine organiske materialet viser det motsatte da begge parameterne er presentert på en 100% skala (Figur 41).

Grafen for den gjennomsnittlige fordelingen av organisk materiale i kjerne MF2018-6 viser en nesten stabil andel av terrestrisk organisk materiale fra 37 cm opp til 5 cm. Grafen får videre en økning opptil et maksimum ved 6 cm før en reduksjon mot toppen av kjernen. Det lakustrine organiske materialet viser det motsatte (Figur 41).



Figur 41: Forholdet mellom lakustrint organisk materiale og terrestrisk organisk materiale for kjernene MF2018-5 og 6 Botn. Målingene kommer fra smørepreparatanalysene av disse kjernene.

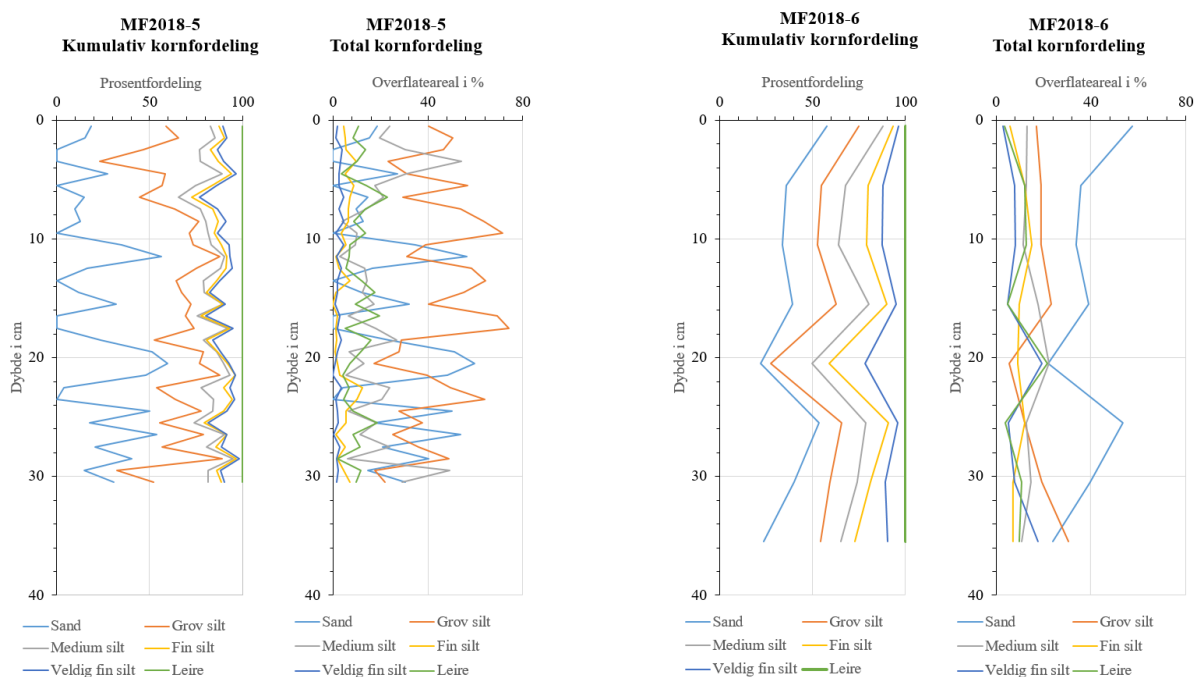
Kornfordeling

Kumulative kornfordelingsgrafen for kjerne MF2018-5 viser dominasjon av medium-, fin, og veldig fin silt, som har omtrent lik tilførsel. Trenden til sand er reduserende opptil 10 cm, der trenden er verken økende eller reduserende til toppen av kjernen. Tilførselen av grov silt er jevn opptil en topp ved 11 cm, der trenden blir reduserende til toppen av kjernen.

Total kornfordelingsgrafen for kjerne MF2018-5 viser en jevn økende tilførsel av fin silt, veldig fin silt og leire. Tilførsel av medium silt reduseres opptil 22 cm, der trenden verken øker eller reduseres opptil 10 cm og blir økende til toppen av kjernen. Tilførsel av grov silt øker opptil 12 cm der trenden mot toppen av kjernen viser en reduksjon. Trenden til sand er reduserende opptil 10 cm, der trenden er verken økende eller reduserende til toppen av kjernen.

Den gjennomsnittlige kumulativ kornfordelingsgrafen for kjerne MF2018-6 viser en økende tilførselen av sand, grov-, medium-, fin- og veldig fin silt fra 35 cm opptil 26 cm. Videre skjer en reduksjon av tilførselen av materialene opptil 10 cm. Videre er trenden for materialene økende til toppen av kjernen.

Den gjennomsnittlige totale kornfordelingen for kjerne MF2018-6 viser sand som den dominerende kornstørrelsen. Trenden er økende fra 35 cm opp til 25 cm, der en reduksjon opp til 5 cm opptrer før trenden igjen øker til toppen av kjernen. Trenden til grov silt reduseres opp til 20 cm, øker opp til 11 cm og reduseres igjen til toppen av kjernen. Medium silt er økende opp til 21 cm, reduserende til 11 cm og økende igjen til toppen av kjernen. Fin silt har en økende trend opp til 11 cm, der den reduseres til toppen av kjernen. Trendene for veldig fin silt og leire følger det samme mønsteret. De reduseres opp til 26 cm, øker opp til 11 cm med en topp ved 21 cm, trenden hverken øker eller reduseres opp til 6 cm og blir reduserende til toppen av kjernen.



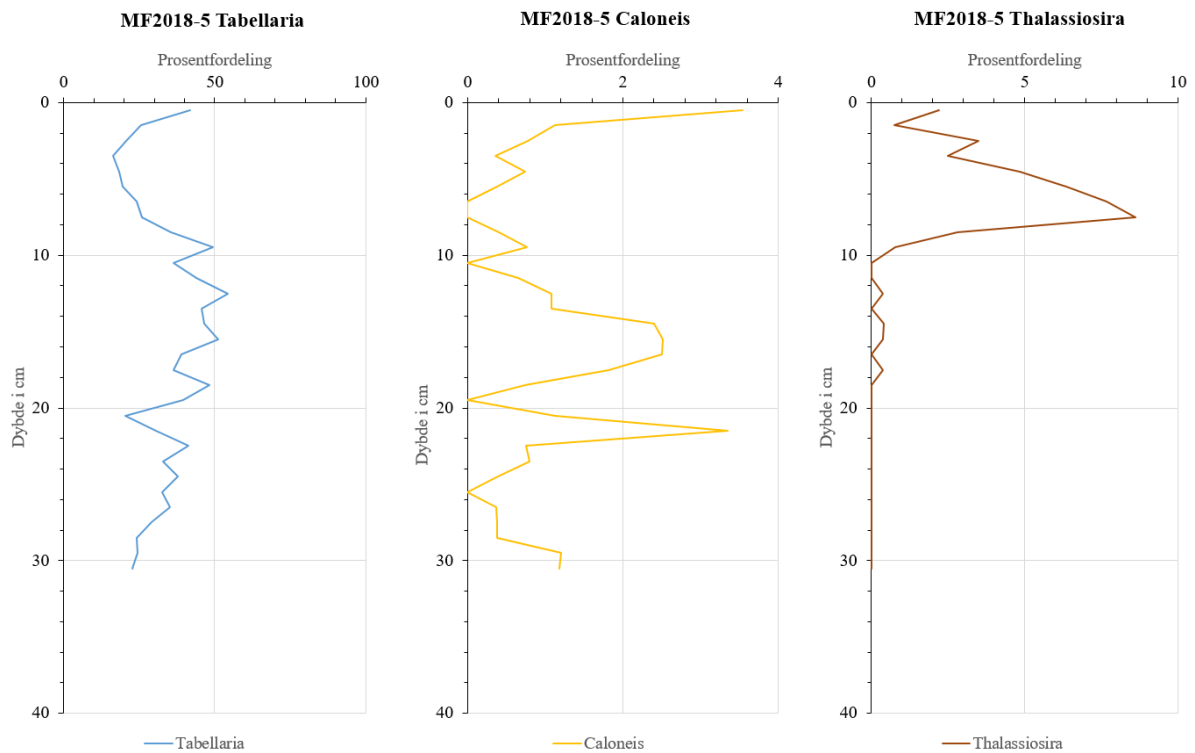
Figur 42: Kumulativ- og totalkornfordeling for kjerne MF2018-5 og MF2018-6 Botn.

For kjerne MF2018-5 Botn er trenden gjennom hele kjernen økende for grov-, medium-, fin-, veldig fin silt og leire, men reduserende for sand. For kjerne MF2018-6 Botn er trenden gjennom hele kjernen økende for sand og medium silt, men reduserende for grov-, fin-, veldig fin silt og leire.

Diatoméer

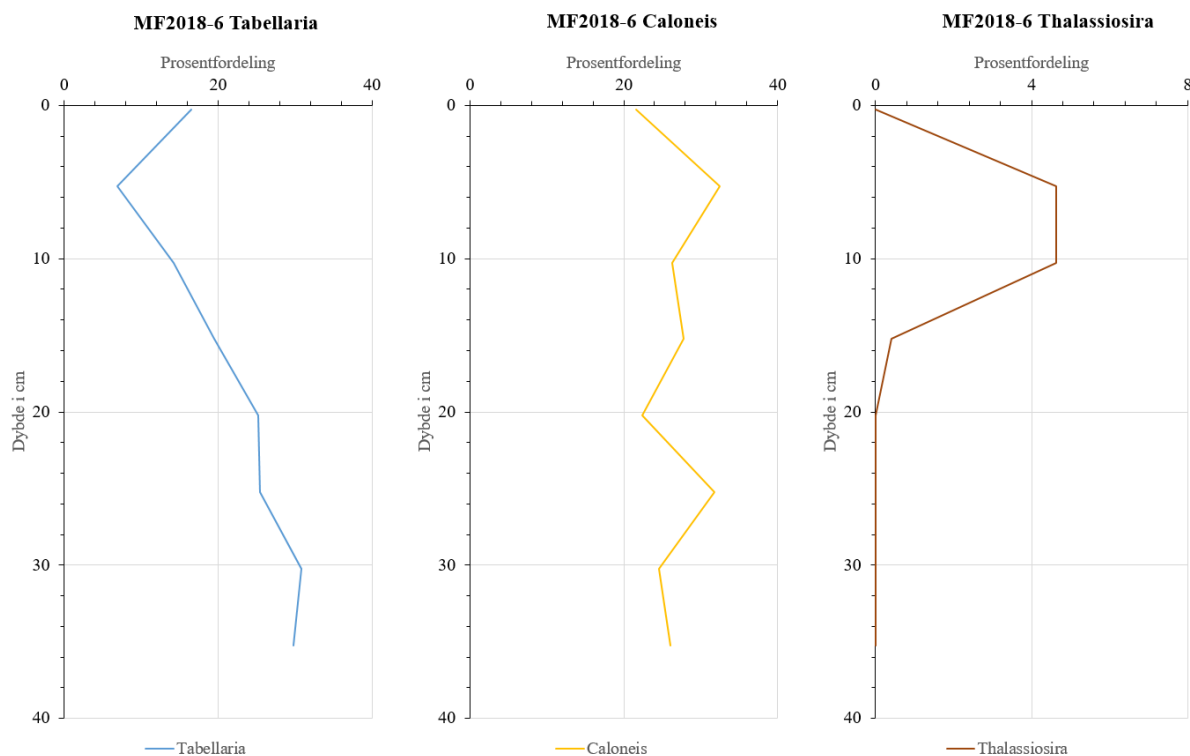
Tabellaria flocculosa i kjerne MF2018-5 er den dominerende arten med en økende trend fra 32 til 9 cm. Hvor trenden endres til reduserende opp til 3,5 cm, før trenden blir økende igjen til toppen av kjernen. *Caloneis amphibaena* øker periodvis med topper ved 22 cm, 15 cm og

en ved toppen av kjernen. *Thalassiosira weissflogii* har en distinkt topp som starter ved 10 cm og ender på 1,5 cm, arten er ellers ikke signifikant i resten av kjernen (Figur 43).



Figur 43: Prosentfordeling av diatoméene *Tabellaria flocculosa*, *Caloneis amphisbaena* og *Thalassiosira weissflogii* i kjerne MF2018-5.

Tabellaria flocculosa i kjerne MF2018-6 viser en økende trend fra bunnen av kjernen opptil 30 cm. Trenden er deretter reduserende opptil 5 cm, der den blir økende til toppen av kjernen. Populasjonen av *Caloneis amphisbaena* holder seg stabilt rundt 28 %. *Thalassiosira weissflogii* har også en distinkt topp i denne kjernen, men som starter ved 15 cm og ender på i toppen av kjernen, også her er arten ellers ikke signifikant i resten av kjernen (Figur 44).

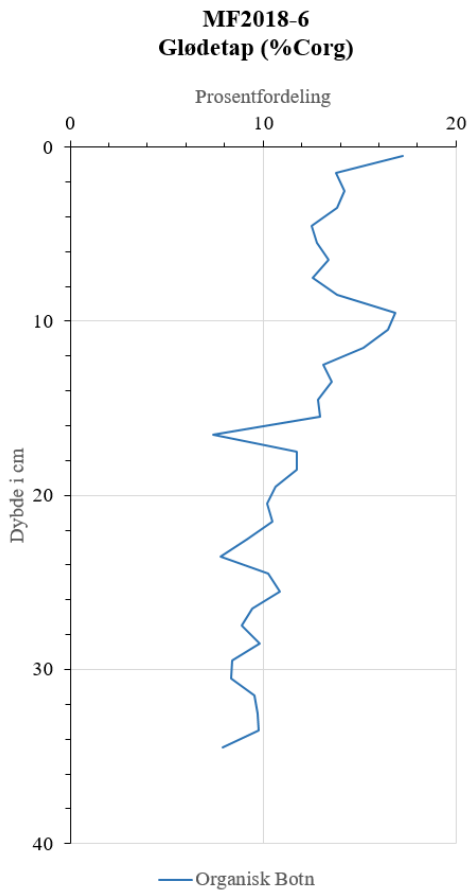


Figur 44: Prosentfordeling av diatomeene *Tabellaria flocculosa*, *Caloneis amphisbaena* og *Thalassiosira weissflogii* Kjerne MF2018-6

Tabellaria flocculosa har den samme bunnen i kjernene, men i MF2018-5 er trenden før bunnen økende og i kjerne MF2018-6 er den reduserende. *Caloneis amphisbaena* i kjerne MF2018-5 har periodvise topper og trenden i MF2018-6 er økende med reduisering de øverste 5 cm. *Thalassiosira weissflogii* er ikke signifikante i begge kjernene, men med en distinkt topp omtrent ved den samme dybden.

16.2.3 Glødetap

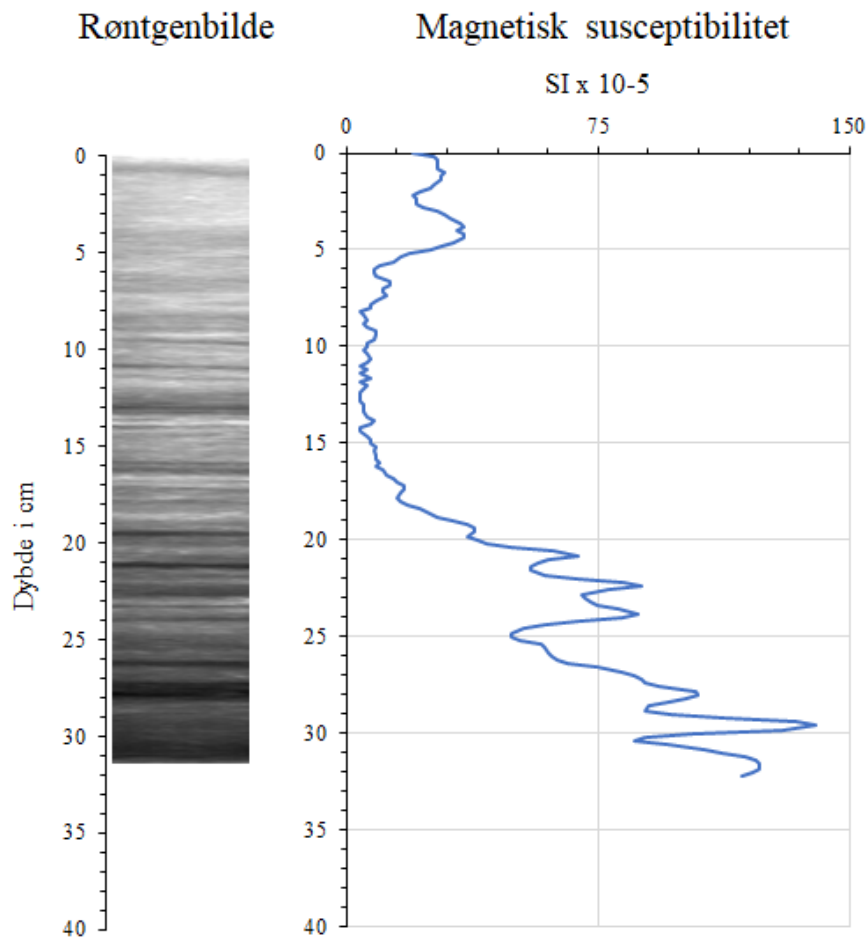
Grafen viser en økning av organisk innhold (%C_{ORG}) opptil 9 cm med to bunnpunkter. Fra 9 cm til 7 cm er det en reduksjon før grafen holder seg stabilt med en økning fra 2 cm opptil toppen av kjernen (Figur 45).



Figur 45: Vektprosent av organisk karbon (%C_{org}) fra glødetap fra kjerne MF2018-6.

16.2.4 Magnetisk susceptibilitet

Magnetisk susceptibiliteten viser en reduksjon med 6 topper opptil 14,5 cm. Fra 14,5 cm opptil 10 cm er trenden verken økende eller reduserende, men grafen har med små svingninger. Til toppen av kjernen vises det en økende trend (Figur 46).

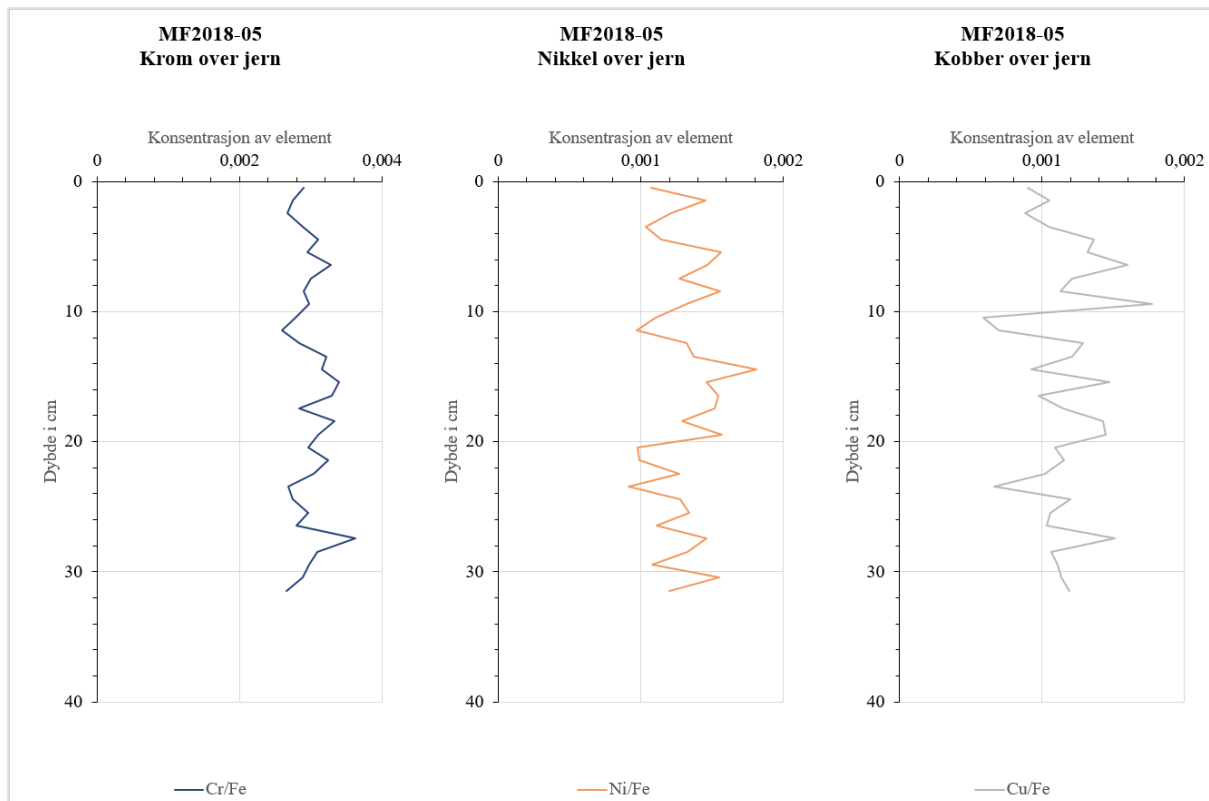


Figur 46: Viser endringen i magnetisk susceptibilitet og røntgenbilde for kjerne MF2018-5

16.2.5 XRF

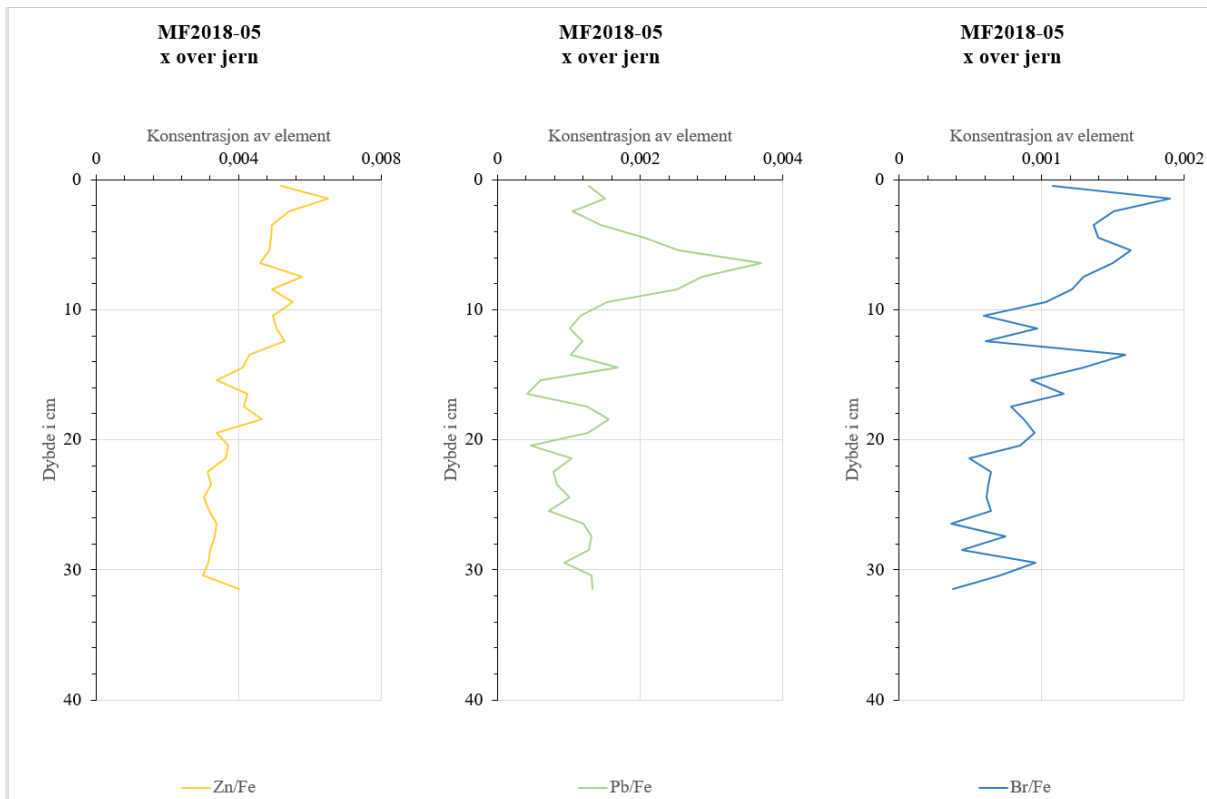
Figurene 47 og 48 viser bearbejdet XRF grafer fra kjerne MF2018-5 Botn med gjennomsnittsverdier for hver 10 millimeter. Rådata for grafene samt andre XRF verdier finnes i appendiks.

Krom over jern (Cr/Fe) har en jevn reduserende strategifisk trend. Nikkel over jern (Ni/Fe) viser en jevn reduksjon opptil en brå økning ved 21,5 cm, der trenden fortsetter å redusere opptil toppen av kjernen. Kobber over jern (Cu/Fe) viser de samme trend mønstrene som nikkell, men økningen for kobber er ikke like tydelig (Figur 47).



Figur 47: XRF grafer for krom over jern (Cr/Fe), nikkel over jern (Ni/Fe) og kobber over jern (Cu/Fe) for kjerne MF2018-5 Botn

Sink over jern (Zn/Fe) har en jevnt økende stratigrafisk trend. Bly over jern (Pb/Fe) har en reduserende trend opptil 16 cm, der trenden blir økende opptil 11,5 cm. Der kommer en topp som slutter ved 2,5 cm. Til toppe av kjernen er trenden økende. Brom over jern (Br/Fe) har en økende trend opptil 13,5 cm, der økningen blir mer intensiv ved 20 cm. Det skjer en brå reduksjon ved 13,5 cm før trenden igjen øker til toppen av kjernen (Figur 48)



Figur 48: XRF grafer for sink over jern (Zn/Fe), bly over jern (Pb/Fe) og brom over jern (Br/Fe) for kjerne MF2018-5 Botn.

Totalt sett har elementene brom, sink og bly en økende trend, mens elementene nikkel, kobber og krom har en reduserende trend.

16.3 Tang

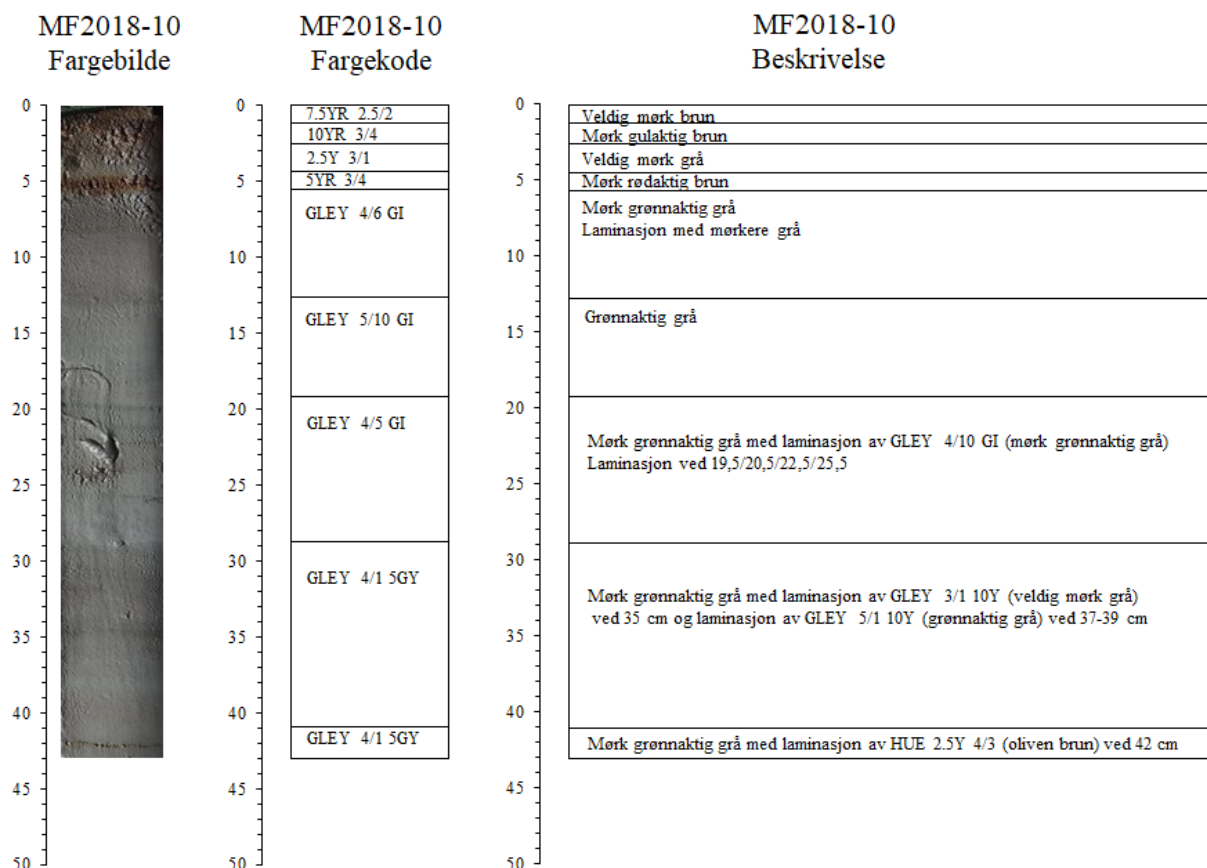
Rådata kan bli sett i appendiks 9, 16 og 17.

16.3.1 Visuell beskrivelse

Figur 49 viser fargebilde og tolkning av litologi ved kjerne åpning for kjerne MF2018-10 Tang. Litologien indikerer et mørkt grønnaktig grått lag fra 43 cm til 41 cm med laminasjon av oliven brunt lag ved 42 cm. Lagene fra 41 cm opptil 29 cm er et mørkt grønnaktig grått lag med laminasjon av veldig mørke grått lag ved 35 cm og et grønnaktig grått lag ved 37 cm til 39 cm. Videre opptrer det et lag med mørk grønnaktig grå farge fra 29 cm opptil 19 cm med laminasjon av mørke grønnaktige grå lag ved 19,5 cm, 20,5 cm, 22,5 cm og 25,5cm. Fra 19 cm opptil 13 cm er det et grønnaktig grått lag. Fra 13 cm opptil 6 cm er det et mørkt grønnaktig grått lag med laminasjon med mørkere grå farger. De 5 øverste cm av kjernen består av et lag med mørk rødaktig brun farge, før et veldig mørke grått lag som går over til

en mørk gulaktig brun farge opptrer. Den øverste centimeteren består av et veldig mørke brunt lag.

MF2018-10 Tang

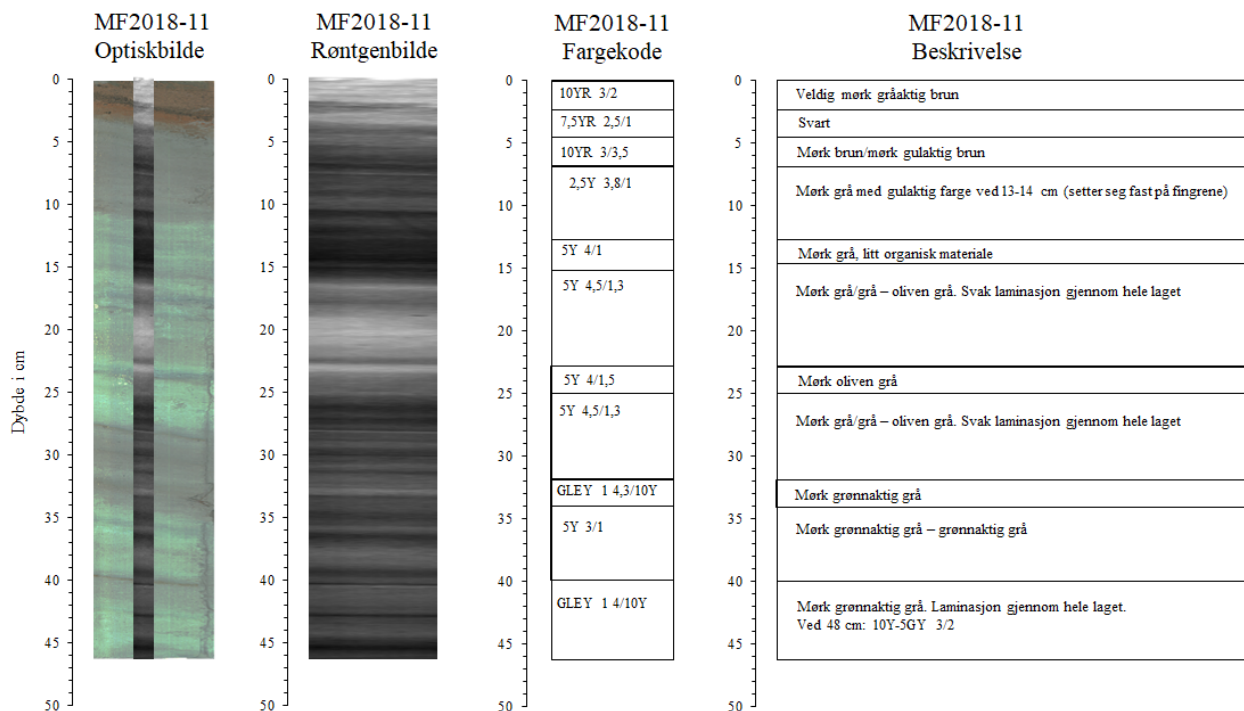


Figur 49: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-10 Tang med fargebilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi

Figur 50 viser fargebilde og tolkning av litologi ved kjerne åpning for kjerne MF2018-11 Tang. Litologien indikerer et mørkt grønnaktig grått lag med laminasjon gjennom hele laget fra 46 cm opptil 40 cm. Videre er det et mørkt grønnaktig grått lag fra 40 cm til 34 cm. Fra 34 cm til 32 cm opptrer et lag med en mørk grønnaktig grå farge. Deretter kommer et mørke grå/grå-oliven grått lag med svak laminasjon gjennom laget fra 32 cm til 25 cm. Videre opptrer et 2 cm tykt mørkt oliven grått lag. Før et nytt mørke grå/grå-oliven grått lag med svak laminasjon gjennom hele laget opptrer. De neste 2 centimeterne er et mørke grått lag med organisk materiale. Fra 25 cm et lag med mørkeoliven grå opptil 21 cm. Fra 13 cm opptil 7 cm er det et lag med mørke grå, som har en gulaktig farge ved 13-14 cm som setter seg fast på fingrene. De 6 øverste centimeterne viser skrålagdeling med et 2 cm tykt lag med

mørke brunt/mørk gulaktig brun farge. Før et svart lag og et lag med en veldig mørk gråaktig brun farge operer de 2 siste cm.

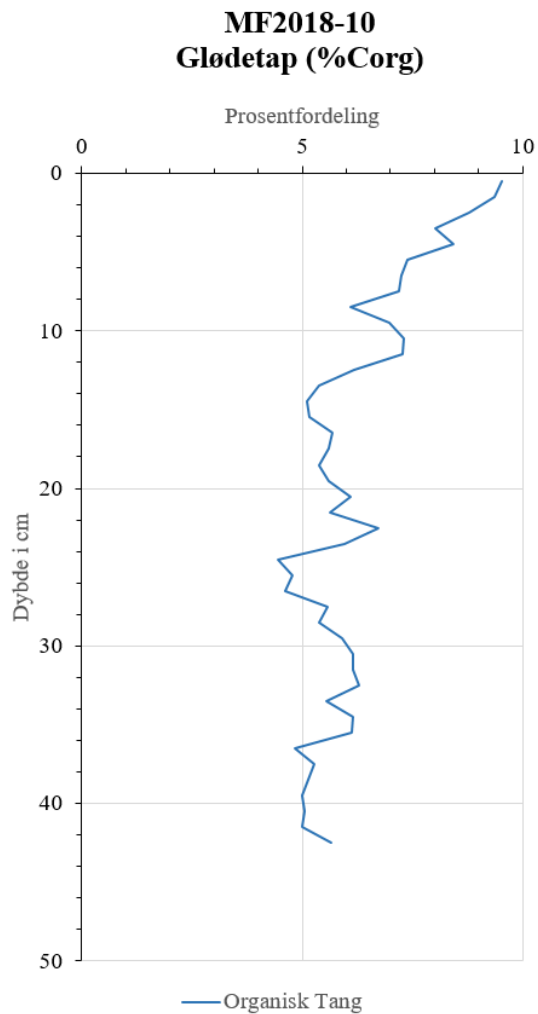
MF2018-11 Tang



Figur 50: Visuell beskrivelse av kjerne MF2018-11 Tang med fargebilde, fargekode (Munsell 1994), beskrivelse av fargekoder (Munsell 1994) og litologi

16.3.2 Glødetap

Grafen viser en jevnt økende trend av organisk innhold stratigrafisk fra bunn til topp av kjerne MF2018-10 Tang. Ved 25 cm og 8,5 cm blir økningen mer intensiv (Figur 51).

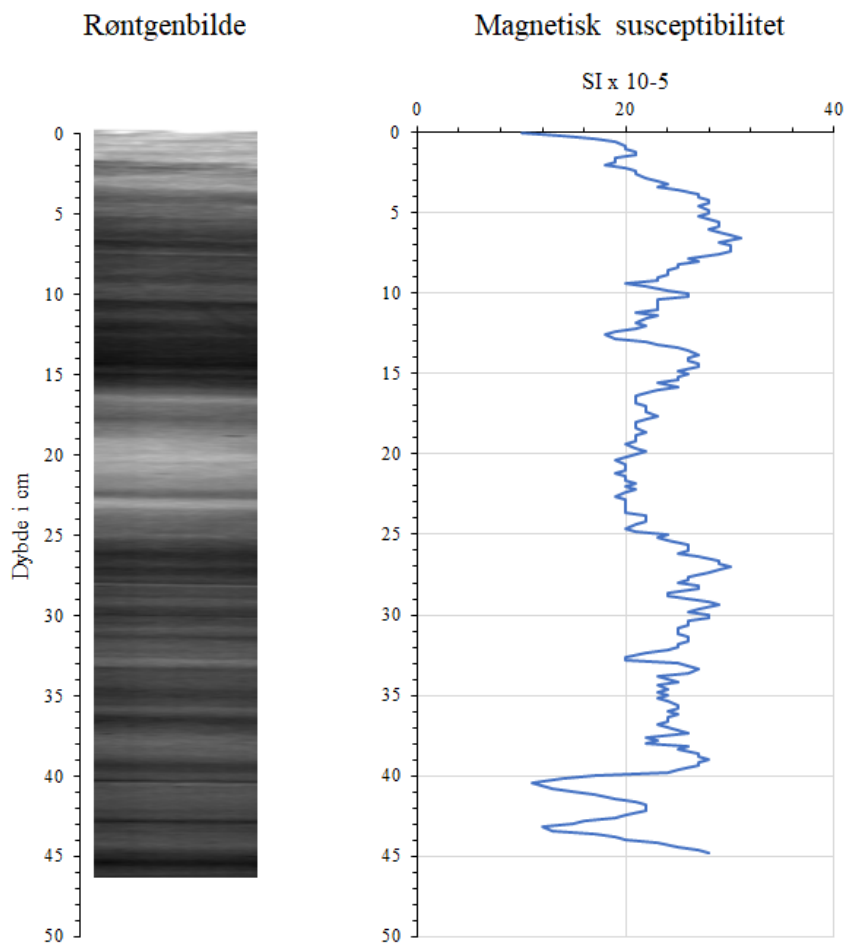


Figur 51: viser vektprosent av organisk karbon (CORG) fra glødetap for kjerne MF2018-10

16.3.3 Magnetisk susceptibilitet

Magnetisk susceptibiliteten viser to bunnpunkter ved 42cm og 40cm. Den gjennomsnittlige trenden opptil 14 cm er hverken økende eller minkende. Det er en økning fra 13,5 cm opptil 4,5 cm der det er en reduksjon ti toppen av kjernen (Figur 52).

Røntgenbildet viser generelt en høy tetthet med laminasjon av lavere tetthet opptil 25 cm. Fra 25 cm opptil 16 cm er det et lyst lag som indikerer lav tetthet. Det er der den magnetisk susceptibilitets grafen får en reduksjon (Figur 52).

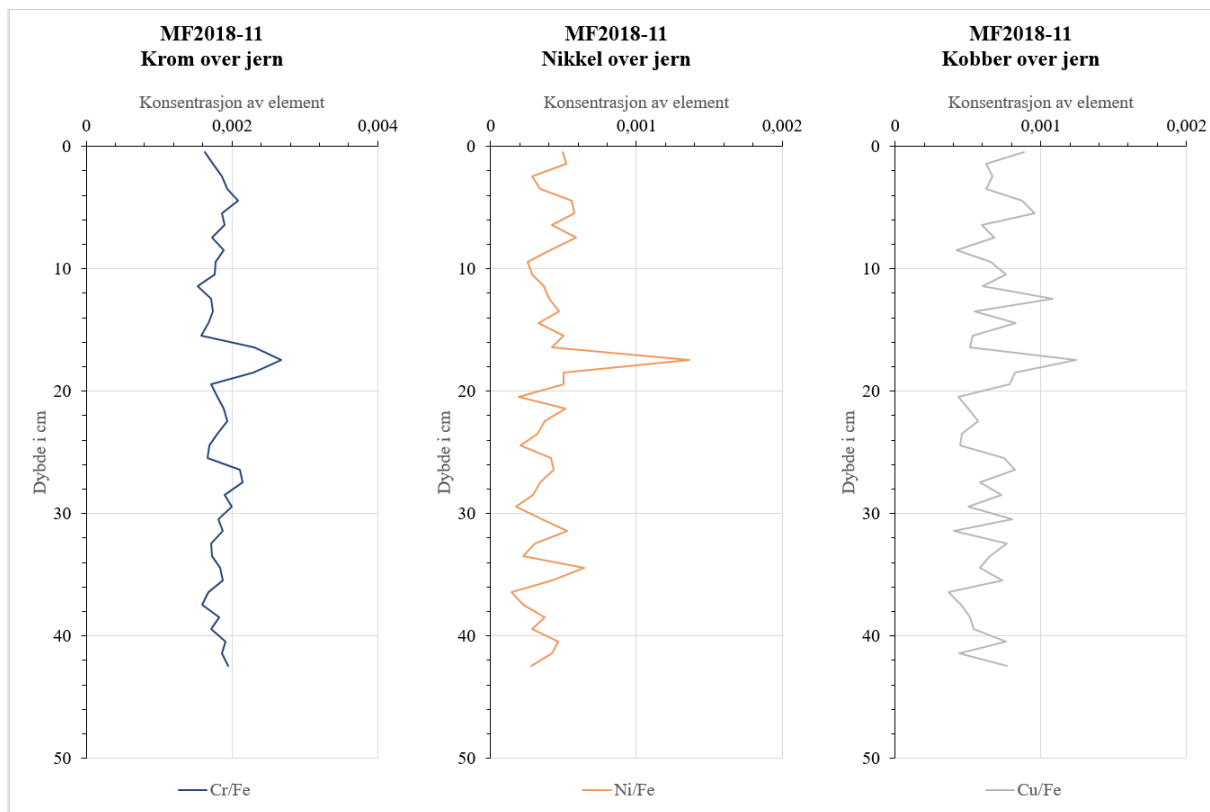


Figur 52: viser endringen i magnetisk susceptibilitet og røntgenbilde for kjerne MF2018-11

16.3.4 XRF

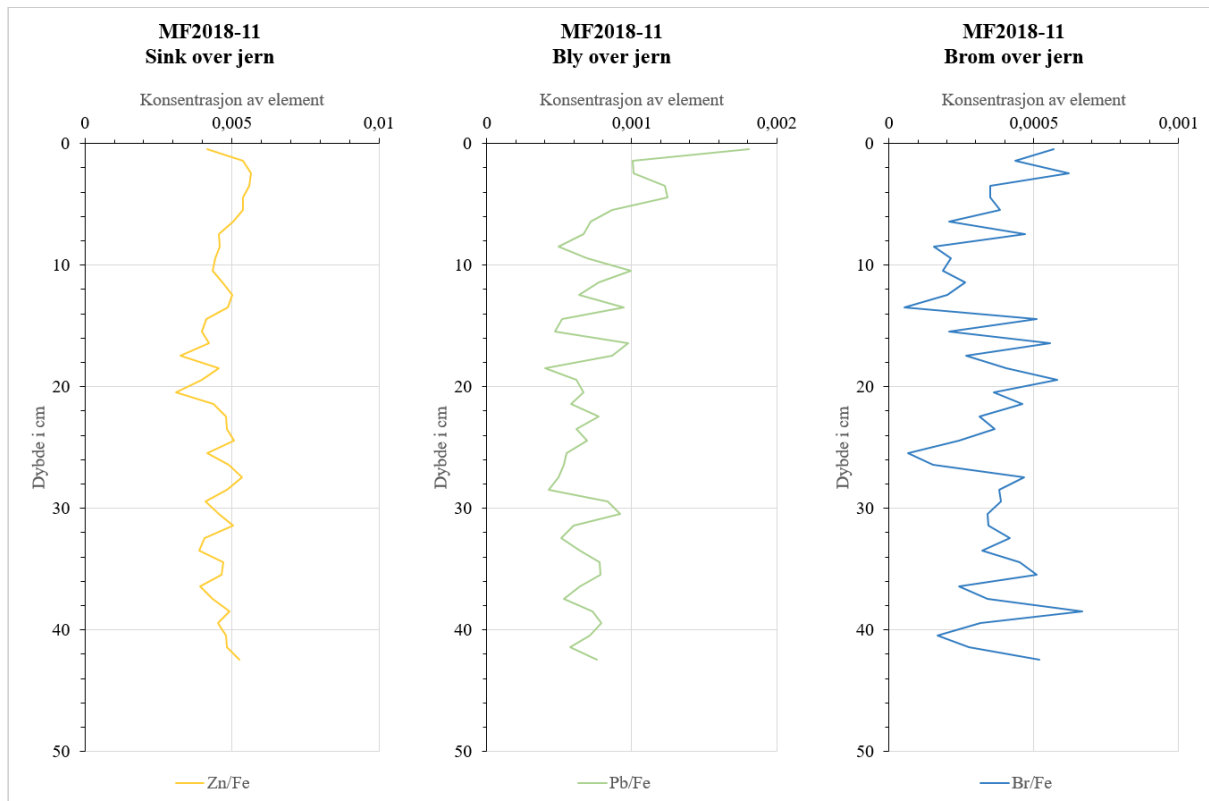
Figurene 53 og 54 viser bearbejdet XRF grafer for kjerne MF2018-11 Tang med gjennomsnittsverdier for hver 10 millimeter. Rådata for grafene samt andre XRF verdier finnes i appendiks.

XRF grafen for krom over jern (Cr/Fe) viser en jevn reduksjon, med en topp ved 17,5 cm, opptil 11,5 cm der trenden øker opptil 4,5 cm og reduseres til toppen av kjernen. XRF grafen for nikkell over jern (Ni/Fe) viser en jevnt økende strategrafisk trend med en distinkt topp ved 17,5 cm. XRF grafen for kobber over jern (Cu/Fe) viser en lik trend og topp som nikkell, men har mer intensive svingninger og toppen er ikke like distinkt (Figur 53).



Figur 53: XRF grafer for krom over jern (Cr/Fe), nikkel over jern (Ni/Fe) og kobber over jern (Cu/Fe) for kjerne MF2018-11 Tang

XRF grafen for sink over jern (Zn/Fe) viser en reduserende trend opptil 18,5 cm, der trenden blir økende til toppen av kjernen. XRF grafen for bly over jern (Pb/Fe) viser en jevnt økende trend opptil 9,5 cm der økningen blir mer intensiv til toppen av kjernen. XRF grafen for brom over jern (Br/Fe) viser en gjennomsnittlig trend som verken øker eller reduseres opptil 14,5 cm, der det skjer en brå reduksjon opptil 13,5 cm. Til toppen av kjernen er trenden økende (Figur 54).



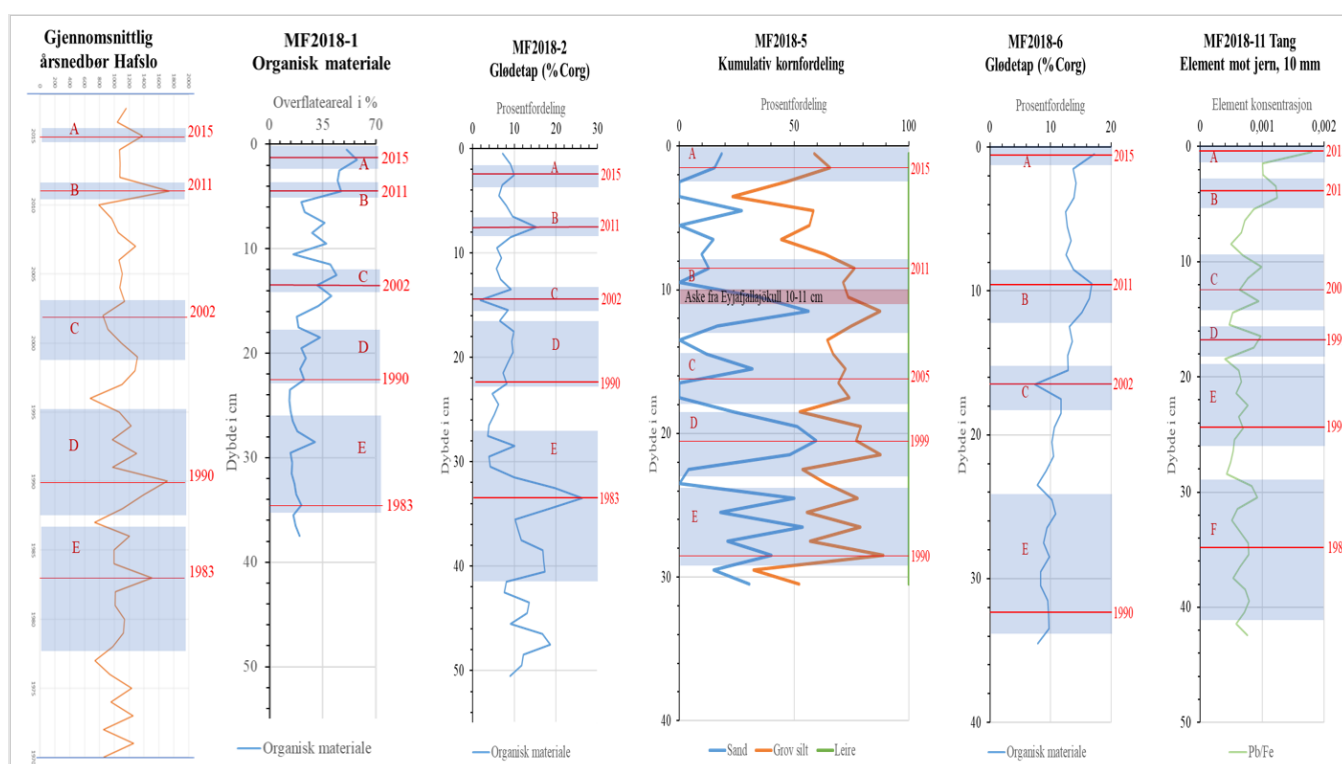
Figur 54: XRF grafer for sink over jern (Zn/Fe), bly over jern (Pb/Fe) og brom over jern (Cr/Fe) for kjerne MF2018-11 Tang

Elementene som har en økende trend er nikkel, kobber, sink, bly og brom. Det er kun elementet krom som viser en samlet reduserende trend.

16. Datering

16.1 Nedbør

En grundig analyse av alle de mulige parameterne som kan bli brukt til datering i relasjon med nedbør, gav de følgende resultatene; organisk materiale fra partikulær analyse i MF2018-1, glødetap fra MF2018-2, en kombinasjon av kumulativ sand og grov silt fra partikulær analysen i MF2018-5, glødetap fra MF2018-6 og konsentrasjonen av bly over jern med 1 cm gjennomsnittlige verdier i MF2018-11 kunne alle bli brukt til datering i hver sin tilhørende kjerne. Dateringene og sammenlikningene kan bli sett steg for steg i powerpointpresentasjon «Datering av alle kjernene, animasjon» i Appendiks 18.



Figur 55: Relativ datering ved bruk av nedbør og avhengige parametre fra hver kjerne. Fra kjerne MF2018-1 organisk materiale fra smøpreparatanalysen, MF2018-2 Glødetap, MF2018-5 kumulativ sand og grov silt, MF2018-6 Glødetap og MF2018-11 bly over jern.

Tabell 56 viser sedimentasjonsraten over tidsperiodene 1983 til 1990, 1990 til 2002 og 2002 til 2015 for Tverbergvatnet, Botn og Tang. Kjernene tatt ved Botn var ikke lang nok til å kunne vise datering ned til 1983. I tidsperioden mellom 1983 og 1990 er sedimentasjonsraten i Tverbergvatnet og Tang 1,57 cm/år som er en høy sedimentasjonsrate. Mens i tidsperioden fra 1990 til 2002 reduseres sedimentasjonsraten for Tverbergvatnet og Tang. Botn har i denne perioden den høyeste sedimentasjonsraten. Videre viser trenden en økning av

sedimentasjonsraten i tidsperioden 2002-2015 med unntak av kjerne MF2018-6 fra Botn som viser en reduksjon. Sedimentasjonsraten ved Botn er altså den høyeste. Dette kan skyldes at dette er relativ datering med en del unøyaktigheter som kan gi små utslag på beregningene av sedimentasjonsratene og forklare små forskjeller mellom parallelle kjerner.

Tabell 12: Sedimentasjonsratene for de ulike områdene i ulike tidsperioder.

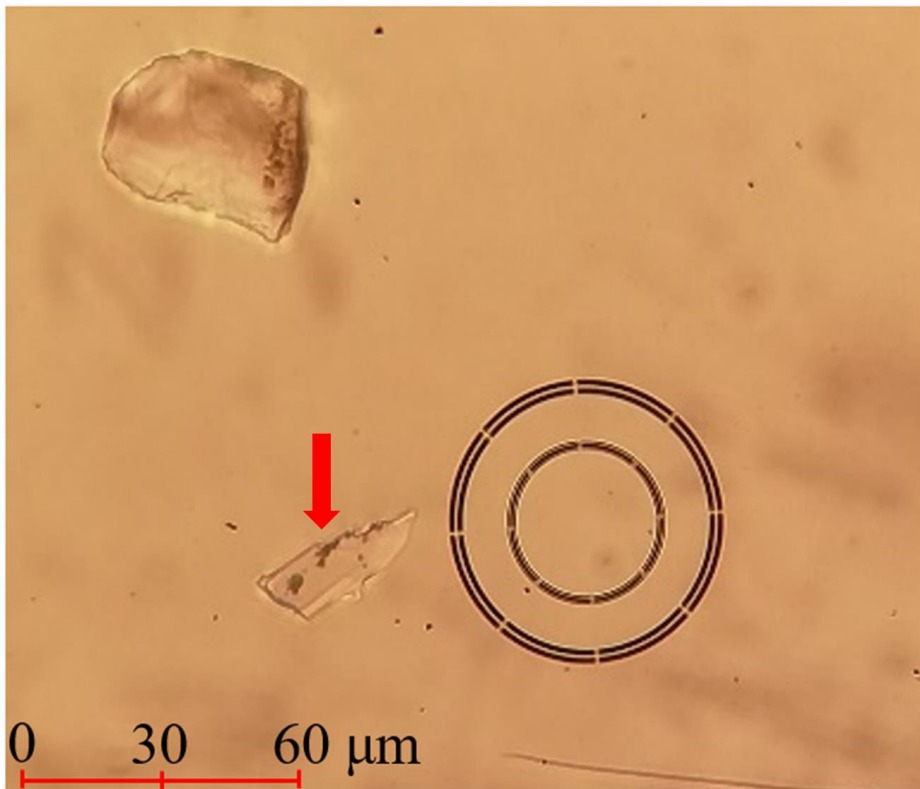
Sedimentasjonsrate cm/år					
Års periode	Tverbergvatnet 1/2		Botn 5/6		Tang 11
2015 - 2002	0,85	0,92	1,31	1,15	0,84
2002 -1990	0,69	0,67	0,83	1,33	0,75
1990 - 1983	1,57	1,57	na		1,57
2015- 1990	0,77	0,80	1,08	1,24	0,80

Det ble gjennomført en visuell analyse for hver sedimentkjerne, for å finne korrelasjoner mellom de parallelle kjernene, relasjoner mellom de ulike sedimentkjernene og for å se om dateringene kunne stemme. Dette vil bli diskutert i diskusjonsdelen.

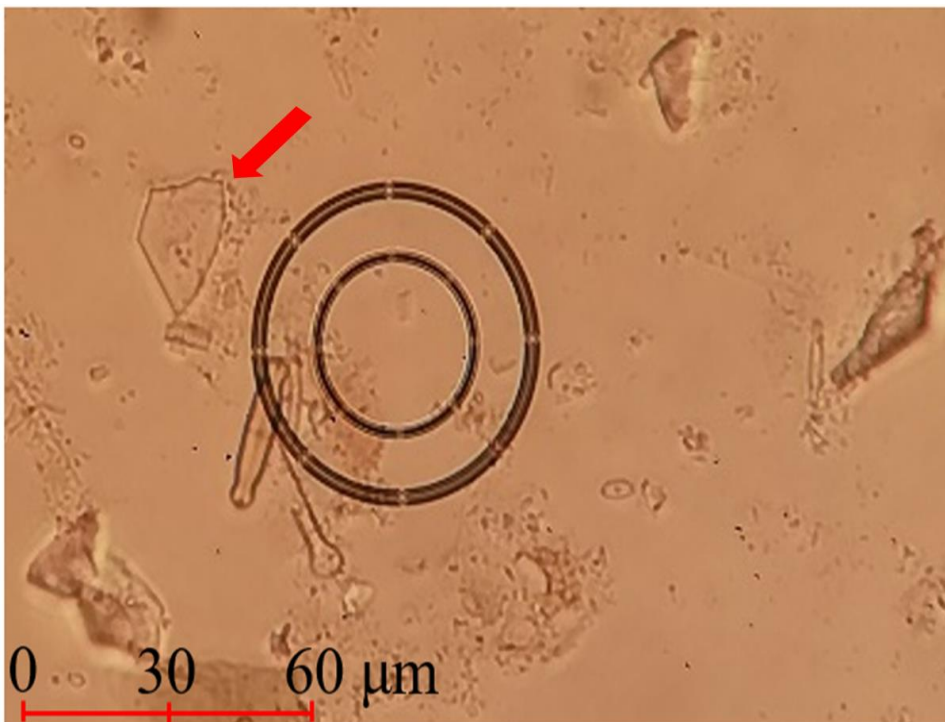
16.2 Aske

I sedimentkjernen MF2018-5, fra Botn, ble det observert 1 til 2 individuelle askepartikler på enkelte dybder, men ved dybden 10-11 cm ble det observert flere partikler under diatoméanalysen. Dette resulterte i en nærmere undersøkelse av konsentrasjonen av askepartikler for denne dybden. Det ble observert 20 glasskår, før analysen ble avsluttet (Figur 56 og 57). Det er en type askepartikkel som er tidligere gjenkjent i Sogndalsfjorden (Kivets 2012). Mesteparten av glasskårene var av størrelsen grov silt.

I april 2010 hadde den islandske vulkanen Eyjafjallajökull et utbrudd. Askepartikler fra dette utbruddet ble spredt over store deler av Nord-Europa ([http 28](http://www.eyjafjallajokull.is)). De observerte glasskårene i smørepreparat 10-11 cm er tolket til å komme fra dette utbruddet, basert på analyse av askepartiklene i sediment gjennomført av Kievits (2012).



Figur 56: Viser et glasskår fra kjerne MF2018-5 i smørepreparatet 10-11 cm. Rød pil peker på glasskåret



Figur 57: Viser et glasskår fra kjerne MF2018-5 i smørepreparatet 10-11 cm. Rød pil peker på glasskåret.

17. Diskusjon

I dette kapittelet vil resultatene bli diskutert og satt opp mot hverandre.

17.1 Avgrensing

I henhold til målsetning 1 (avgrensning av søppelfyllingene) viser Figur 24 avgrensingen til søppelfyllingen ved Soget og dermed kildeområdet for potensielle forurensende stoffer. Denne nye GIS-presentasjonen står i kontrast til Miljødirektoratets kart ([http 1](http://1)) som har kartlagt denne søppelfyllingen på motsatt side av Sogelvi (Figur 1 og Figur 24).

Kildeområdet i Botn ble også avgrenset under feltundersøkelsene (Figur 23). Det er en viss usikkerhet angående denne avgrensingen grunnet en usikkerhet knyttet til nøyaktig lokasjon av det tidligere bekkeløpet som fraktet oljesøl fra bensinstasjonene på 60-tallet. Bekkeløpet er ikke gjenkjent på flyfoto. Et topografisk norgeskart fra 60-tallet kunne gi en indikasjon på hvor bekkeløpet gikk, men et slikt kart har ikke vært å få tak i. Dette kan ha gitt utslag på resultat fra jordprøvene tatt ved Botn.

17.2 Forurensing

Målsetning 2 spør om det finnes avsetninger av forurensende stoffer i sedimentkjernene, sedimentprøvene og jordprøvene ved og i nærheten av kildeområdene.

Jordprøvene ved Soget viser forurensing. Før prøvetaking tydet feltobservasjoner på avrenning av sigevann fra søppelfyllingen ned til Tverbergvatnet. Årsaken til at de forurensende stoffene i Tverbergvatnet viser hovedsakelig bakgrunnsverdier og gode verdier, med unntak av sink i sedimentprøvene, kan knyttes til avsetningsmiljøet der. Tverbergvatnet har høy ferskvannstilførsel fra Jostedalsbreen gjennom nedbørsfeltet til Austerdalen og Veitastrondsvatnet som fører til mye utvasking av sediment og utskifting av vannmassene i tillegg til sterk strøm. Dette gjør at en eventuell tilførsel av forurensende stoffer fra Soget blir enten uttynnet i sediment eller, sannsynligvis hovedsakelig fraktet videre til Hafslovatnet der strømningshastigheten avtar og sedimentene kan avsettes (Hjulström 1935).

Som nevnt tidligere kan avgrensingen av kildeområdet i Botn og valg av prøvelokalitet innenfor området forklare hvorfor verdiene for jordprøvene viser hovedsakelig bakgrunnsverdier med unntak av sink.

Sedimentprøvene tatt ved Botn viser generelt høyere verdier av PAH-forbindelsene enn ved de andre lokalitetene.

Dateringen viser at kjernene fra Botn ikke går dypt nok ned i sedimentbunnen til 60-tallet da den flerårige oljelekkasjen fra bensinstasjonen pågikk.

Tang som i utgangspunktet skulle være en referansestasjon viser avsetninger av det forurensende elementet sink med «moderate verdier», mens TBT klassifiseres som «svært dårlig». Også sink er målt med de høyeste verdiene ved Tang. Kildene til denne utvikling ser ut til å være lokale i og med at en spredning til eller fra de andre lokalitetene ikke kan spores. Se kapittel 17.4 for en oppsummering av mulige kilder.

17.3 Datering

I henhold til Målsetning 3 (datering av sedimentkjernene) er dateringen basert på fordelingen av organisk materiale i MF2018-1, glødetap fra MF2018-2 og MF2018-6, kumulativ kornfordeling av sand og grov silt fra MF2018-5 og bly over jern fra MF2018-11.

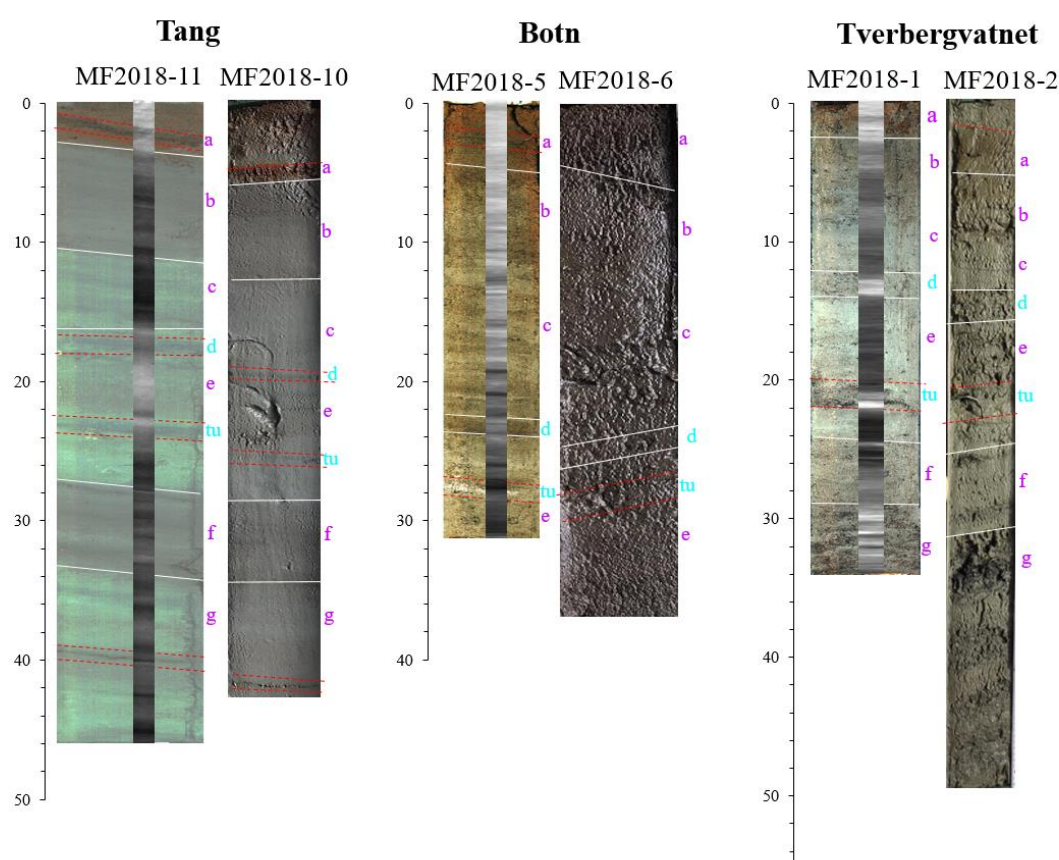
Fordeling av organisk materiale og glødetap inkluderer både lakustrint organisk og terrestrisk organisk materiale. Tilførselen av terrestrisk organisk materiale er den andelen som blir styrt av avrenning og er dermed mest nedbørsrelatert. En liten endring i nedbørsmengden vil påvirke strømningshastigheten og dermed avsetningen av de ulike kornstørrelsene (Hjulström 1935). Det kan gi utslag på hvilke kornstørrelser som blir dominerende. Ved høyere avrenning avsettes det mer grovere kornstørrelser.

Bly over jern korrelerer med bly fra sedimentprøvene fra kjerne MF2018-11, som tyder på en naturlig kilde. Bly er et tungmetall som vil kunne knyttes til partikler (http 29) og kan dermed fraktes med nedbør og avrenning. De grovere fraksjonene blir liggende i grøfter mens, de fine partikkelen kan transporteres videre (Bækken 1993). Derfor kan bly bli brukt til å finne en relativ datering for kjerne MF2018-11. Det er kjent at avrenning fra veg-nære innsjøer kan inneholde bly fra blant annet dekkslitasje slitasje på veier. (http 30).

For å redusere avviket knyttet til den relative dateringen gjort med parametere sett opp mot nedbør, der nedbørsmengden vil styre fordeling av innhold organisk materiale og enkelte kornstørrelser transporteres ved en gitt avrenning. Så vil en absolutt datering som funn av askelag øke troverdigheten til dateringen.

17.4 Korrelasjon mellom kjernene

Boggs 2001 definerer stratigrafisk korrelasjon som like stratigrafiske lag. I figur 58 er de stratigrafiske lagene fra “a” til “e” gjenkjent som like lag i alle kjernene. Lag “f” og “g” er ikke gjenkjent i kjernene MF2018-5 og MF2018-6, dette skyldes trolig en høyere sedimentasjonsrate ved Botn. Lagene ble gjenkjent i kjerne MF2018-1 selv om kjernelengden tilsvarer omtrent den samme dybden til kjernene tatt ved Botn. Kjernelengden til MF2018-2 gjorde det mulig å relatere kjernene fra Tverbergvatnet opp mot kjernene til de andre lokalitetene. Figur 58 viser at selv om de parallelle kjernene korrelerer med hverandre og alle kjerner relaterer med hverandre, så representerer de tre lokalitetene ulike avsetningsmiljø.



Figur 58: Relasjon mellom sedimentkjerne med røntgenbilde, optisk bilde og fargebilde.

17.5 Organisk materiale

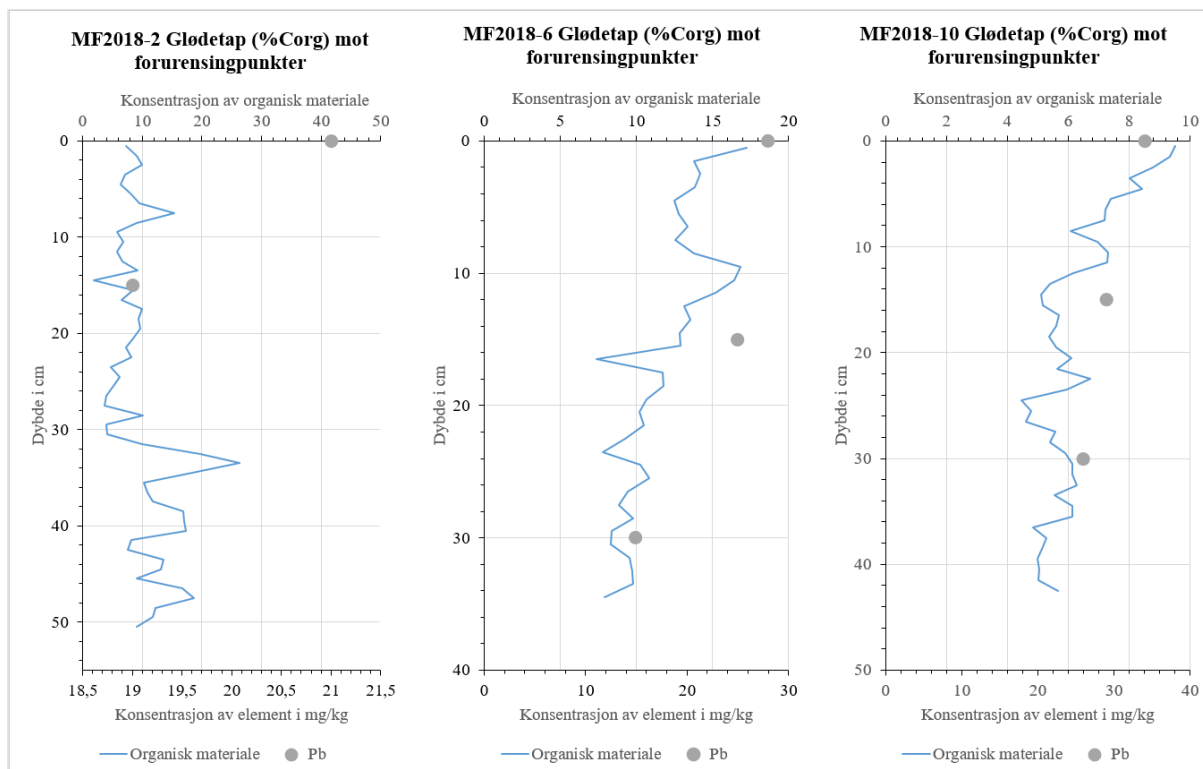
Miljøgifter kan tas opp av organismer, blant annet bentiske diatoméer, som vil kunne transportere miljøgiftene og avsette de på sedimentbunnen når disse organismene dør. Det kan skje en akkumulasjon av enkelte miljøgifter ved at fisk og andre dyr spiser mikroorganismer eller organismer som har tatt til seg forurensende stoffer, dette er kalt

biomagnifisering (Breedveld et al. 2015). En økning av organismer, ergo organisk materiale, vil kunne øke avsetningen av forurensende stoffer.

Dateringene for Tverbergvatnet viser at fordeling av organisk materiale kan deles inn i to perioder før og etter 1983. I perioden før 1983 var det høye avsetninger av organisk materiale mens etter 1983 har avsetning av organisk materiale blitt redusert, men trenden viser en økning. Korrelasjonen mellom kjernene for Tverbergvatnet viser at lag "g" har avsetninger opptil år 1980. For Brom over jern (Br/Fe) for kjerne MF2018-1 er det vanskelig beregne avsetningsraten av organisk materiale i denne perioden. Grafen indikerer en reduksjon opptil 30 cm. Denne toppen kan trolig ses i glødetapgrafen for den parallelle kjernen MF2018-2 ved tilsvarende dybde. Fordeling av organisk materiale i kjerne MF2018-1 fra smørepreparat viser lik trend fra 30 cm som brom over jern og glødetapsgrafen viser. Brom over jern (Br/Fe) fra kjerne MF2018-11 Tang kan også relateres opp mot glødetap fra den parallelle kjernen MF2018-10.

Fordeling av organisk materiale fra smørepreparat fra kjerne MF2018-5 viser en trend fra 20 cm til toppen av kjernen. Denne trenden kan relateres til brom over jern og glødetap som viser en liknende trend. Grunnen til at fordeling av organisk materiale ikke korrelerer i den nedre delen kan skyldes at det er en skjult avhengig variabel som styrer et forhold. Samt feilvurdering og beregning i mikroskop.

Den generelle trenden av organisk materiale viser en økende utvikling av organisk materiale i alle kjernene. Fordelingen av lakustrint organisk materiale fra kjerne MF2018-1 kan relateres opp mot total fordeling av organisk materiale fra kjerne MF2018-X. Økt andel av lakustrint organisk materiale vil kunne ta opp og avsette mer forurensende stoffer, og økt tilførsel av terrestrisk organisk, som de forurensende stoffene kan feste seg til, vil også føre til mer avsetning av stoffene. Det var ikke mulig å relatere lakustrint organisk for Botn opp på samme måte.



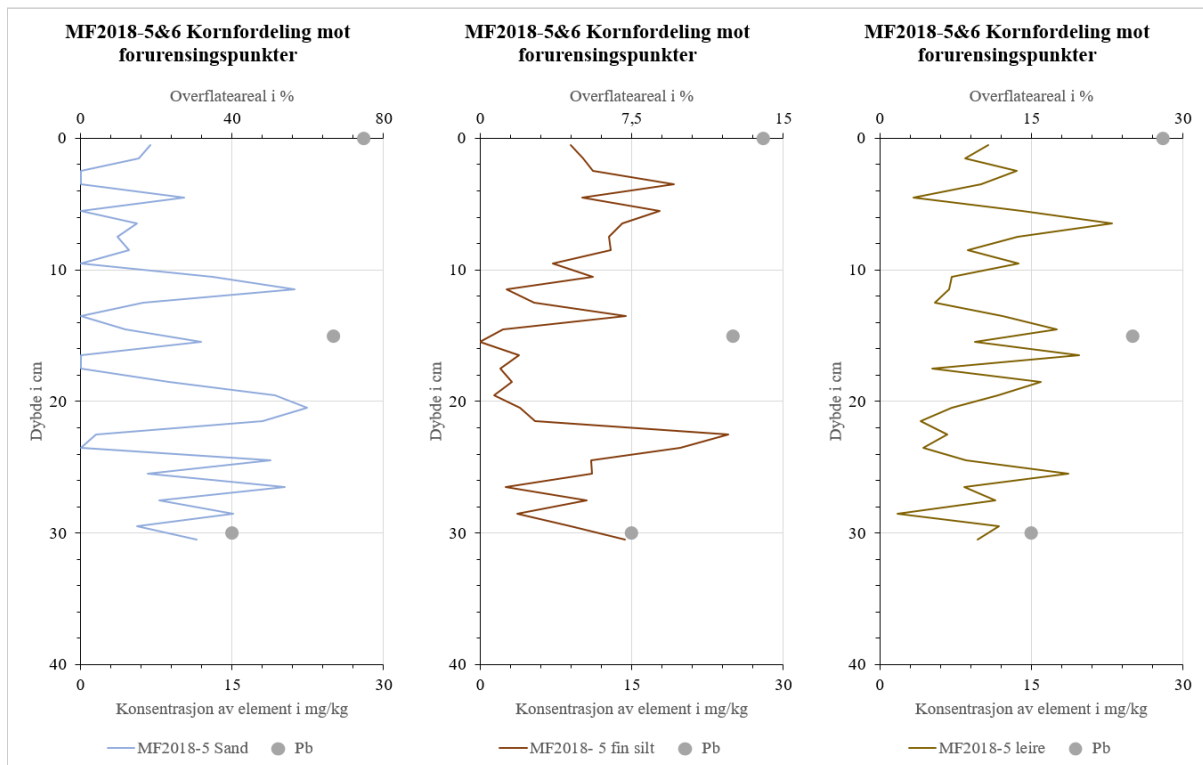
Figur 59: Eksempel på forurensingspunkt (sedimentprøve verdier) satt opp mot glødetap fra de ulike kjernene.

17.6 Minerogent materiale

Forurensende stoffer kan bli transportert ved at de blir bundet til de fine sedimentpartiklene som silt og leire (Breedveld et al.2015). De fine kornstørrelsene (leire og silt) avsettes ved de laveste avsetningshastighetene (Hjulström 1935). Dette gjør at disse kornstørrelsene holder på miljøgiftene i vannmassen (Miljødirektoratet) før de senere avsettes på sedimentbunnen. Samtidig er leire den kornstørrelsen som eroderes og settes i bevegelse til slutt. Dette skyldes elektrostatiske krefter mellom kornene (Boggs 2001).

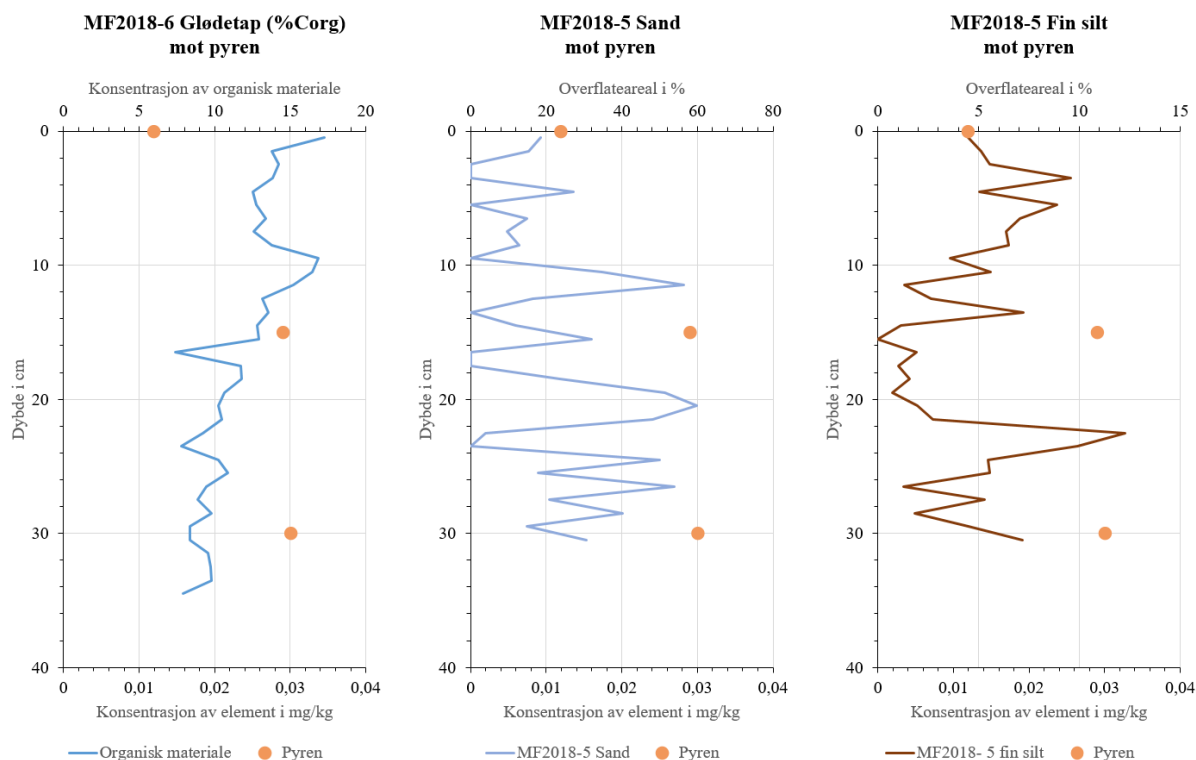
Elementene bly, krom, nikkel, kobber og sink viser økende verdier i sedimentprøvene tatt i Tverbergvatnet og ved Botn. Samtidig viser resultatet fra kornfordelingsanalysen i smørepreparatene fra kjerne MF2018-1 en økning av silt fraksjonene. Den parallelle kjerne MF2018-2 viser også en økende trend for fin-, veldig fin silt og leire.

Dette tyder på at de forurensende stoffene trolig har blitt adsorbent på disse fin-partiklene, som senere har blitt avsatt på sedimentbunnen. En økning av disse kornstørrelsene vil kunne øke avsetningen av de forurensende stoffene.



Figur 60: Eksempel på forurensningspunkt (sedimentprøve verdier) sett opp mot kornstørrelser. Som vist så følger forurensningspunktene en økende trend som de fine materialene (fin silt og leire) og ikke de grove materialene (sand) som har en reduserende trend.

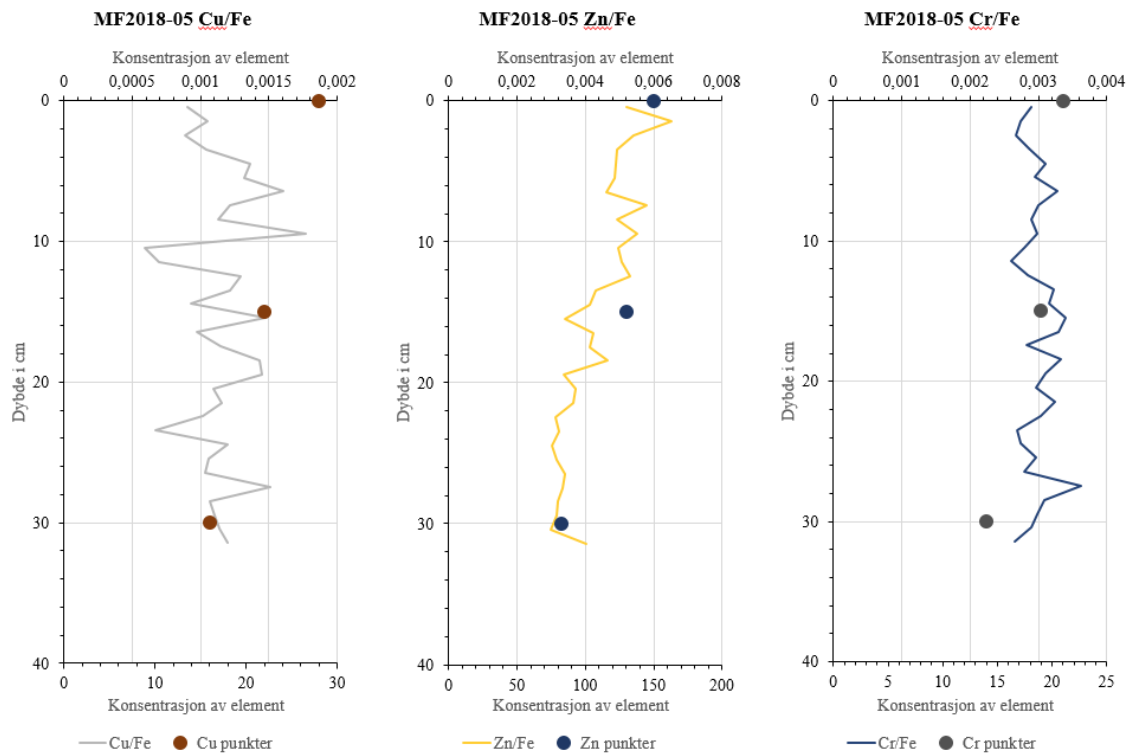
De organiske PAH-forbindelsene fluoranten, pyren og benzo (b) fluoranten viser også en økning i sedimentprøvene tatt i Tverbergvatnet, mens for sedimentprøvente tatt i Botn viser utviklingen en reduksjon av disse forbindelsene, men med en høyere konsentrasjon. PAH kan absorberes av partikler (Ruus et al. 2016). Figur 61 viser at PAH forbindelsen pyren kan relateres til partikkelfraksjonene sand og i en viss grad til fin silt ved Botn som viser en reduserende trend. Vannløseligheten til PAH forbindelsene har innvirkning på hvor sterkt kjemisk tiltrekningskraft forbindelsen har. Disse faktorene styrer bevegelsen til PAH. Av de analyserte PAH forbindelsene er Indeno (1,2,3- cd) pyren og benzo (g,h,i) perylen minst bevegelige (Ruus et al. 2016).



Figur 61: PAH forbindelsen pyren fra kjerne MF2018-5. Den er satt opp mot glødetap fra kjerne MF2018-6 og fin silt fra MF2018-5.

17.7 Mulige forurensningskilder

I henhold til Målsetning 4 (kilder til forurensning) ser kildene ut til å være flerfoldige. Ved å sette opp de analyserte elementene i sedimentprøvene mot de samsvarende XRF-grafene kan det sies om stoffet forekommer naturlig i område eller ikke. De elementene som var tilgjengelig og ble analysert i sedimentprøvene og XRF ble: bly (Pb), kobber (Cu), krom (Cr), nikkel (Ni) og sink (Zn). Resultatet ble at bly kom inn naturlig i alle områdene; Tverbergvatnet, Botn og Tang. Sink kom inn naturlig bare ved Botn, og alle de andre elementene kom inn unaturlig i alle områdene. Figur 62 viser tre grafer hvor forurensningspunktene blir sammenliknet med XRF grafer, alle kan bli sett i appendiks 11, 15 og 17: XRF dokumentene. Ved å se på mineraloppbyggelsen av bergartene innenfor nedbørsfeltene Austerdalsbreen, Veitastrondevatnet og Hafslovatnet avslører det at det er ingen naturlige kilder til disse elementene. De må derfor komme fra en unaturlig kilde.



Figur 62: Eksempler av forurensingspunktene sett opp mot XRF grafene fra kjerne MF2018-5. Kobber (Cu) og krom (Cr) kommer inn unaturlig. Sink (Zn) kommer inn "naturlig".

Bly

En veldig sannsynlig kilde for forurensingen er veinettet. Veier kan være oppbygd av andre bergarter enn de som ligger i området rundt der en vei skal bygges/repareres. Disse bergartene kan da inneholde disse elementene som forurenser Tverbergvatnet og Hafsløvatnet. Når veier brukes blir den slitt ned. Desto tyngre og raskere trafikken er på veien, desto mer slitasje oppstår. Støvet som før var en del av veien kan da blåses direkte inn i vannene, eller bli vasket ned til vannene av nedbør. Det vil si at mer nedbør vil kunne frakte mer av veistøvet inn i vannene hvor det fester seg til organisk materiale og minerogent materiale og avsettes, som for eksempel observert i Vågen (Bergen havn) av Paetzel et al. (2003).

Sink

Analysen av sedimentprøvene viser høye verdier av elementet sink (Zn) ved alle sedimentdyp ved Tverbergvatnet og Tang. Sink er et element som kan brukes i batterier, som korrosjonsbeskyttelse og i maling (<http> 31). Alle disse objektene ble funnet i søppelfyllingen ved Soget. Jordprøven MF2018-Soget-4 viser en konsentrasjon av sink på 490 mg/kg. Dette

kan indikere at avrenning av forurensede stoffer ut i Tverbergvatnet blir avsatt. Det er lite trolig at de høy sink verdiene kan knyttes til veitrafikk. Siden prøvene ble tatt et godt stykke unna nærmeste vei.

Høye sinkverdier ved Tang kan derimot knyttes opp til trafikk og avrenning fra veien ovenfor som strekker seg langs hele bukta der prøvene ble tatt. Sink kan komme fra slitasje fra bildekk, karosseriet til bilen og fra eksos (Paetzel et al. 2003), der 40-50% av sinken vil være bundet opp til partikler som kan fraktes ved avrenning tillegg til lufttransport (Statensvegvesen, avrenning fra gater). Tang ligger derimot eksponert til vei langs hele bukten. I tillegg er det flere små bekker som renner ut i bukten, som alle kan frakte vegstøv inn i bukten. Det er også tilrettelagt en båthavn ved Tang, som kan leke sink ut i vannet fra enten maling eller korrosjonsbeskyttelse som begge inneholder sink og er sannsynlig brukt på båtene.

TBT

Høy TBT-verdier ved Tang kan knyttes opp til tidligere begroingsstoff til båter, som ble forbudt å bruke i bunnstoff til båter under 25 m og i treimpregneringsmidler fra 1990. Datering viser at konsentrasjonen av TBT har gått ned etter 1990.

PAH – mulige kilder

PAH kan knyttes opp til ufullstendig forbrenning av fossilt brensel fra biler. Fluoranten vil være bundet til partikler ved transport i luft ([http 32](#)). [Pyren kan knyttes også opp til avrenning fra veier og kan komme fra dekkslitasje \(http 30\)](#). Tillegg viser total hydrokarbon (THC>C16-C35, THC>C12-C35, sum THC (>C5-C35)) verdiene fra sedimentprøvene de høyeste verdiene. Høye total hydrokarbon kan indikerer kilde fra oljeutslipp ([http 33](#))

17.5 Fremtiden

Som nevnt viser nesten alle målinger i analysene av sediment- og jordprøvene bakgrunns- og “gode” verdier. Mesteparten av stoffene og elementene har altså ikke høye nok konsentrasjoner til å ha giftige effekter på organismer, ennå. Men mesteparten av stoffene har en økende trend, disse kan bli sett i tabell 11 som følger Scenario 1 og 3b, og det er ikke usannsynlig at stoffene vil fortsette å øke i fremtiden.

I kjerne MF2018-5 har bly en kraftig topp i toppen av kjernen, fra 11 cm til 2 cm (Figur 48). Denne toppen skjer fra omtrent 2010 til 2014. *Thalassiosira weissflogii* i kjernene MF2018-5&6 viser den samme kraftige toppen (Figur 43 og 44). *Thalassiosira weissflogii* er en

planktonisk diatomé som betyr at den lever fritt i vannmasser, det vil si at de avsettes i sedimentbunnen når de dør. I kjerne MF2018-5 skjer en liknende topp ved dybde 10 til 2 cm, som tilsvarer årene 2010 til 2014. I kjerne MF2018-6 øker mengden *Thalassiosira weissflogii* fra 20 cm til 17 cm. Tilsvarende topp kommer i årene 2000 til 2017 fra 17 cm til toppen av kjernen. I tillegg har terrestrisk organisk materiale en tilsvarende topp. Årlig gjennomsnittlig nedbør for Hafslo har også en topp som trolig relaterer med disse toppene. Økningen av nedbør kan ha ført til mer erosjon som kan ha frigjort bly, terrestrisk organisk materiale og *Thalassiosira weissflogii* fra sedimentene, og avsatt disse hvor sedimentkjernene ble tatt. Dette kan være et eksempel på faren knyttet til akkumulering av forurensende stoffer. Når en stor mengde forurensende stoffer blir frigjort fra jordsmonn og sediment til vannmasser, over en kort periode, kan det føre til skader på økosystemet.

Ved å se på sedimentasjonsrate og forskjellen mellom konsentrasjonene av de forurensende stoffene kan et grovt estimat bli utregnet for de fremtidige forholdene. Det blir her brukt sedimentasjonsraten for tidsperioden 2015-1990 fra MF2018-5 og MF2018-11 til å regne ut når konsentrasjonen av elementet bly (Pb) vil oppnå «moderat» forurensnings klassifisering, som i ferskvann er 66 mg/kg (Miljødirektoratet 2016). Tabell 12 viser at sedimentasjonsraten over denne 25 års tidsperioden er 1,08 cm/år for MF2018-5 og 0,8 cm/år for MF2018-11.

Sedimentprøvene for Botn viser at konsentrasjonene av bly øker stratigrafisk fra å være 15 mg/kg til 25 mg/kg og 28 mg/kg, som er en endring på 13 mg/kg over 25 år. Altså øker konsentrasjonen av bly i Botn med 0,52 mg/kg per år. Grenseverdien for «moderat» konsentrasjon er 66 mg/kg i ferskvann, og den siste målingen er fra 2015 med en konsentrasjon på 28 mg/kg. Bly må da øke med 38 mg/kg for å bli «moderat» forurensning. Med en årlig økende konsentrasjon på 0,52 mg/kg per år vil det ta 73 år før bly oppnår «moderat» forurensning ved Botn. Denne konsentrasjonen av bly vil være spredt over et sedimentdyp på 131,4 cm når sedimentasjonsraten ved Botn er 1,08 cm/år.

Sedimentprøvene for Tang viser at konsentrasjonene av bly øker stratigrafisk fra å være 26 mg/kg til 29 mg/kg og 34 mg/kg, som er en endring på 8 mg/kg over 25 år. Årlig økning av bly blir da 0,32 mg/kg per år. Bly ved Tang må øke med 32 mg/kg for å bli «moderat» forurensning. Med en årlig økende konsentrasjon på 0,32 mg/kg vil det ta 100 år med en sedimentasjonsrate på 0,80 cm/år. Da vil sedimentdypet øke med 80 cm.

18.0 Konklusjon

Den reelle avgrensingen og lokaliteten til søppelfyllingen ved Soget er vist i figur 24, den mistenkte søppelfyllingen er vist i figur 1. Det er sterkt anbefalt at søppelfyllingen sikres og undersøkes videre for opphopning og lekkasje av forurensende stoffer, særlig dersom Hafsløvatnet skulle brukes som drikkevannreservoar, fuglereservat og rekreasjonsområde for hobbyfiskere i fremtiden.

Kjernene ved Botn går ikke dypt nok til å kunne avgrense kildeområde grunnet høy sedimentasjonsrate, og det er usikkerhet knyttet til hvor bekken som fraktet olje ned til Botn på 60-tallet er i dag og hvordan den har endret løp. Det kan da hende at det ble hentet ut jordprøver på feil plass.

Det er blitt gjort relative dateringer i alle kjernene. Alle endringer i konsentrasjonen av de forurensende stoffene kan da dateres til et år eller en tidsperiode.

Forurensingssituasjonen er i dag ikke så gale som det kunne ha vært, men de forventede fremtidige klimaendringene vil trolig føre til en forverring av situasjonen. Det er relasjoner mellom organisk materiale, fin materiale (silt og leire) og de forurensende materialene. Det organiske materialet er økende ved alle områdene, samt noen av de fine materialene. Mer forurensende stoffer vil bli avsatt dersom trenden med økt tilførsel av næringsstoffer (og dermed produksjon av organisk materiale) og finkornet minerogent materiale fortsetter i tiden fremover. Både økt næringstilførsel og økt fra avrenning ved økt nedbør og/eller økt smelting av breene kan forventes dersom den pågående klimaendringen fortsetter.

19.0 Referanseliste

19.1 Litteratur

Aa, A.R. (1982). Ice movements and deglaciation in the area between Sogndal and Jostedalsbreen, western Norway. Norsk Geologisk Tidsskrift, Vol. 62, 179-190

Barber, H.G. & Haworth, E.Y. (1981). Guide to the morphology of the diatom frustule – With a key to the British freshwater genera. Freshwater Biological Association Scientific Publication 44, 112 sider

Bartington Instruments (u.å.). Operation manual for MS2 magnetic susceptibility system. Bartington Instruments Manual 0M0408/49, 82 sider

- Boggs, S. (2001). Principles of sedimentology and stratigraphy. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall, Inc. (3. utgave), 726 sider.
- Breedveld, G., Ruus, A., Bakke, T., Kibsgaard, A. & Arp, H.P. (2015). Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. Miljødirektoratet, Veileder M-409/2015, 107 sider
- Bækken, T. (1993). Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje. Nordisk Ministerråd, København, 42 sider.
- Croudace, I.W., Rindby, A., & Rothwell, R.G. (2006). ITRAX: description and evaluation of a new multi-function X-ray core scanner. Geological Society, London, Special Publications 267 (1), 51-63.
- Croudace, I.W. & Rothwell, R.G. (2015). Micro-XRF Studies of Sediment Cores Applications of a non-destructive Tool for the Environmental Sciences. Springer Verlag, London, 668 sider.
- Hjulström, F. (1935). Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. Bulletin of the Geological Institute of Uppsala (25), 221-527
- Hochleitner, R. (1991). Mineraler og krystaller. Cappelen Bokklubben, Oslo, 254 sider
- Hyndman, D. & Hyndman, D. (2016). Natural Hazards and Disasters. Cengage Learning, Boston, USA (5. utgave) 560, 346-347
- Johnsen, G.H. (2013). Vasskvalitet på 33 utvalde lokaliteter i 12 vassdrag i Indre Sogn Vassområde 2013. Rådgivende Biologer AS, Bergen, 13 sider
- Kievits, L. (2012). Volcanic ash dating of recent Sogndalsfjord sediments, Western Norway. Bacheloroppgave, Høgskulen i Sogn og Fjordane, Sogndal, Norge, 69 sider
- Kristensen, K., Domaas, U., Høydal, Ø., Ekseth, K. & Gauer P. (2015). Skredfarekartlegging i Luster kommune. Norges vassdrags- og energidirektorat 32/2015, 175 sider
- Miljødirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Miljødirektoratet, Veileder M-608/2016, 26 sider
- Munsell® (1994). Soil color charts. GretagMacbeth, New York (revised edition)
- Nesse, W.D. (2017). Introduction to mineralogy. Oxford University Press, 480 sider
- Nichols, G. (2009). Sedimentology and Stratigraphy. Wiley-Blackwell (2nd edition), 419 sider
- Paetzel, M. & Dale, T. (2010). Climate proxies for recent fjord sediments in the inner Sognefjord region, western Norway. Geological Society, London, Special Publications 344, 271-288
- Paetzel, M. & Schrader, H. (1991). Heavy metal (Zn, Cu, Pb) accumulation in the Barsnesfjord: Western Norway. Norsk Geologisk Tidsskrift 71, 65-73.

Paetzel, M., Nes, G., Leifsen, L. & Schrader, H. (2003). Sediment pollution in the Vågen, Bergen Harbour, Norway. *Environmental Geology* 43 (4), 476-483

Ramberg, I.B., Bryhni, I., Nøttvedt, A., Rangnes, K. (2013). Landet blir til: Norges geologi. Norsk geologisk forening, Trondheim (2. Utgave), 655 sider.

Rothwell RG (1989): Minerals and mialoids in marine sediments – An optical identification guide. Elsevier Applied Science, London, 279 sider.

Ruus, A., Arp, H.P., M-P-Oen, A., Grung, M. & Breedveld G (2016). PAH i forurenset sediment: Utredning av egnethet av PAH-komponenter/grupperinger for vurdering av tiltaksbehov. Miljødirektoratet, Veileder M-436/2016, 75 sider

Schou Jensen, E. (2006). Bergarter og mineraler. Damms naturhåndbøker, Damm forlag, Oslo, 221 sider

Tysnes, A., Røthe Bøen, M. & Svenheim Rongved, J.A. (2015). Endringer i sammensetningen av sedimenter i Barsnesfjorden, Vest-Norge, over de siste 50 år. Bacheloroppgave, Høgskulen i Sogn og Fjordane, Sogndal, Norge, 64 sider

Udden JA 1914: Mechanical composition of clastic sediments. *Geological Society of America Bulletin* 25 (1), 655-744.

Wentworth CK 1922: A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology* 30 (5), 377-392.

Nettsider

Nettsider

Http 1: <https://www.nrk.no/ostlandssendingen/her-er-norges-skjulte-soppeldynger-1.14000265>
Hentet 09.01.2019

Http 2: <https://www.vannportalen.no/regelverk/vanndirektivet/>
Hentet 02.06.2019

http 3: lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_16
Hentet 24.05.2019

http 4: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/077-1603-L>
Hentet 24.05.19

http 5: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#>
Velg vannkraftverk og zoom til Hafslovatnet

http 6: <file:///C:/Users/161277/Downloads/Forvaltningsplan+for+Hafslovatnet+fuglefredingsomr%C3%A5de.pdf>

Hentet 01.06.2019

http 7: <http://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Kart/B250/Aardal.pdf>

Hentet

http 8: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>

Søk: Sogn og Fjordane, Luster og zoom inn på Hafslovatnet. Berggrunnskart N250

http 9: <https://www.ngu.no/FileArchive/197/HafslovatnetK20.pdf>

Hentet 02.06.2019

http 10: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/>

Søk: Sogn og Fjordane, Luster og zoom inn på Hafslovatnet

http 11: <https://www.allkunne.no/framside/fylkesleksikon-sogn-og-fjordane/samfunn/industri-naring-og-bedrifter/aroykraft/1900/77787/>

Hentet 02.06.2019

http 12: <http://eklima.met.no>

Data hentet ut 19.11.2018

http 13: <https://www.miljostatus.no/forurensning-sedimenter-norskehavet/>

Hentet 10.05.2019

http 14: <https://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/forurenset-grunn>

Hentet 26.04.2019

http 15: <https://www.periodesystemet.no/>

Hentet 26.04.2019

http 16: <https://snl.no/metalloid>

http 17: <https://www.miljostatus.no/definisjoner/t/tungmetaller/>

Hentet 26.04.2019

http 18: <https://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/prioritetslisten/arsen/>

Hentet 10.05.2019

http 19: <https://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/prioritetslisten/bly/>

Hentet 10.05.2019

http 20: <https://infinittummovement.no/tung-luft/>

Hentet 10.05.2019

http 21: <https://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/prioritetslisten/pah/>

Hentet 26.04.2019

http 22: <https://www.miljostatus.no/PCB>

Hentet 10.05.2019

http 23: <https://www.miljostatus.no/tbt>

Hentet 11.05.2019

http24: <https://ndla.no/subjects/subject:21/topic:1:183344/topic:1:183348/resource:1:4927>

Hentet 03.06.2019

http 25: <https://www.geotek.co.uk/sensors/magsusc/>

Hentet 30.04.2019

http 26:

[http://folk.ntnu.no/andersty/2.%20Klasse/TMT4122%20Generell%20og%20Organisk%20la
bkurs/Organisk/Eksperiment%20%20Destillasjon/Datablader/Toluen.pdf](http://folk.ntnu.no/andersty/2.%20Klasse/TMT4122%20Generell%20og%20Organisk%20la%20kurs/Organisk/Eksperiment%20%20Destillasjon/Datablader/Toluen.pdf)

Hentet 26.03.2019

http 27: <http://www.brunelmicroscopes.co.uk/naphrax.html>

Hentet 26.03.2019

http 28: [https://www.dagbladet.no/nyheter/vulkanutbrudd-pa-island-kan-bli-
langvarig/65070472](https://www.dagbladet.no/nyheter/vulkanutbrudd-pa-island-kan-bli-langvarig/65070472)

Sist lest 03.06.2019

http29: [https://www.miljostatus.no/tema/hav-og-kyst/norskehavet/miljotilstanden-i-
norskehavet/forurensende-stoffer/atmosfariske-tilforsler-av-miljogifter-til-](https://www.miljostatus.no/tema/hav-og-kyst/norskehavet/miljotilstanden-i-norskehavet/forurensende-stoffer/atmosfariske-tilforsler-av-miljogifter-til-)

[norskehavet/atmosfariske-tilforsler-av-miljogifter-til-norskehavet/Rapport](#)

sist lest 03.06.2019

http 30:

<https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2016/09/4.-Turid-Hertel-Aas.pdf>

Sist lest 03.06.2019

http 31: <https://snl.no/sink>

Hentet 01.05.2019

http 32: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Ovriga-organiska-amnen/Fluoranten/>

Hentet 01.05.2019

http 33: http://www.mareano.no/tema/forurenset_havbunn

Hentet 01.05.2019