

Sindre Bø Vaksvik

Geokjemisk analyse av sedimenter fra Endalen (Svalbard), Sandmoen og Øya (Trondheim)

Masteroppgave i geologi
Veileder: Mai Britt Mørk
Juni 2019

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for ingeniørvitenskap
Institutt for geovitenskap og petroleum

Sammendrag

Den naturlige geokjemiske sammensetningen varierer regionalt og lokalt. Den reflekterer i utgangspunktet jordskorpens kjemiske sammensetning. Et høyt innhold av skadelige grunnstoffer er ikke nødvendigvis et resultat av antropogen aktivitet. Utslipp av giftige stoffer har økt i sammenheng med økt industrialisering og forbruk av fossile brensler, særlig i forrige århundre. Miljøgifter, som tungmetaller, utgjør en stor fare for miljø og helse.

Formålet med denne oppgaven er å gjennomføre en geokjemisk undersøkelse av tre forskjellige områder hvor tidligere studier har identifisert forurensning. I løpet av sommeren og høsten 2018 ble det samlet inn prøver fra flomslettededimenter ved Nidelva og jordprøver nær E6 ved Sandmoen, begge stedene i Trondheim. Det ble også samlet inn elve- og jordsedimenter fra Endalen, Svalbard. Analysene ble utført med ICP-MS ved Institutt for geovitenskap og petroleum, NTNU.

De analyserte prøvene fra Endalen viser forhøyede konsentrasjoner av arsen, krom, kobber, barium og vanadium i sedimentene nær de gamle gruvemassene sammenliknet med resten av dalen. Samtidig viser analysene en markant reduksjon i konsentrasjonen av kalsium. Det ble ikke påvist skadelige konsentrasjoner i prøvene fra utkanten av Endalen. Det kan derfor konkluderes med at det fortsatt pågår sur avrenning med skadelig konsentrasjoner av flere grunnstoffer, men at dette er konsentrert til områdene nær gruvedeponiene. Analyse av blyisotopforholdene i Endalen bekrefter at blyinnholdet kan ha opphav i kullforekomstene og samfaller med $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet for europeisk kull.

Resultatene fra Trondheim viser forhøyede konsentrasjoner som følge av antropogene aktiviteter. Disse konsentrasjonene forekommer hovedsakelig i relativt små mengder og utgjør ikke en miljøfare. De fleste prøvene som overskrider grensene for akseptable verdier fastsatt av Miljødirektoratet skyldes høye bakgrunnsverdier for krom og nikkel. Flomslettededimenter nær Nidelva inneholder store mengder bly, som også er påvist i tidligere studier. Det bør vurderes om det skal utføres tiltak for å redusere blykonsentrasjonen i dette området. Analysene av blyisotoper bekrefter at økningen av blymengden i prøvene ved Nidelva og høyt oppe i jordprofilene ved Sandmoen er av antropogent opphav.

Abstract

The natural geochemical composition of bulk materials varies regionally and locally and generally reflects crustal abundances. A high content of harmful elements is not necessarily the result of human activity. However, emissions of toxic elements have increased in correlation with increased industrialization and use of fossil fuels, especially in the last century. Toxic elements, such as heavy metals, represent a great risk to humans and the environment.

The goal of this thesis is to conduct a geochemical survey of three main areas where previous studies has identified pollution. During the summer and fall of 2018 samples were collected from overbank sediments in Nidelva and soil samples near a highway at Sandmoen, both located in Trondheim, as well as fluvial and soils sediments from Endalen, Svalbard. Analysis were carried out by ICP-MS at the Department of Geoscience and Petroleum at NTNU.

The analyzed samples from Endalen showed that sediments near the old mine fillings experience pronounced concentrations of arsenic, chromium, copper, barium and vanadium. Meanwhile, the amount of calcium decreases. In the outskirts of the valley sediments does not contain large concentrations. Therefore, it can be concluded that acidic runoff and toxic levels of several elements are still ongoing, however it is concentrated to the areas surrounding the mine fillings. Analysis of the lead isotopes in the Endalen confirms that the lead content may originate in coal deposits and coincide with the $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ratio of European coal.

The results from Trondheim showed increasing concentrations due to anthropogenic activities. However, these concentrations are mainly detected in small amounts which does not pose an environmental hazard. Most samples exceeding the limits of acceptable values set by the Norwegian Environmental Agency are due to high background values of chromium and nickel. Overbank sediments near Nidelva consist of large amounts of lead, also detected in previous studies, and it should be considered whether action should be taken place. Analysis of lead isotope ratios confirmed that the large lead amounts by Nidelva and high up in the soil profiles at Sandmoen is in fact of anthropogenic origin.

Forord

Denne masteroppgaven er en del av et toårig masterprogram i geologi ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Masteroppgaven utgjør 60 studiepoeng.

Jeg ble inspirert til å skrive en masteroppgave i miljøgeologi av Rolf Tore Ottesen som underviste i anvendt geokjemi ved NTNU. Ideen til masteroppgaven utviklet seg etter flere samtaler med blant annet Bjørn Frengstad, Jim Bogen, Ola Magne Sæther og Mai Britt Mørk.

Først og fremst vil jeg takke veilederen min, Mai Britt Mørk, for gode samtaler og råd underveis i masterprosjektet mitt. Jeg vil også takke Atle Mørk og faren min som ble med til Svalbard for å hjelpe meg med feltarbeidet i Endalen sammen med Mai Britt Mørk. Jeg vil også takke Forskningsrådet og Svalbard Science Forum for økonomisk støtte til utføring av feltarbeidet på Svalbard. I tillegg rettes en stor takk rettes til Laurentius Tjihuis for god hjelp og veiledning under laboratoriearbeidet.

Arbeidet med masteroppgaven har vært krevende, men også svært lærerikt og givende. Det å tilbringe en sommer på Svalbard var fascinerende og opplevelsesrikt å se den unike geologien og naturen.

Jeg vil rette en takk til venner, familie og kjæreste for støtten underveis. Jeg vil gi en ekstra takk til kjæresten min som stilte opp som feltassistent til prøvetaking ved Nidelva og Ola Magne Sæther som hjalp meg med prøvetakingen på Sandmoen.

Trondheim 05.06.2019

Sindre Andreas Bø Vaksvik

Ordforklaringer

SB = Svalbard (navn på prøvene fra Endalen)

SM = Sandmoen (navn på prøvene fra Sandmoen)

N = Nidelva (navn på prøvene fra Øya)

AMD = Acid mine drainage

As = Arsen

Ba = Barium

Ca = Kalsium

Cd = Kadmium

Cr = Krom

Cu = Kobber

Mg = Magnesium

Ni = Nikkel

Pb = Bly

V = Vanadium

Zn = Sink

m = Meter

cm = Centimeter

mm = Millimeter

g = gram

Moh. = Meter over havet

ICP-MS = Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy

TA-2553/2009 = «Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn» av Miljødirektoratet

NILU = Norsk institutt for luftforskning

Innhold

Sammendrag	i
Abstract	ii
Forord	iii
Ordforklaringer	iv
1. Innledning	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Mål med oppgaven	2
1.3 Oppbygning av oppgaven	2
2. Teori	4
2.1 Grunnstoffer	4
2.1.1 Arsen (As)	4
2.1.2 Barium (Ba)	5
2.1.3 Kalsium (Ca)	5
2.1.4 Kadmium (Cd)	6
2.1.5 Krom (Cr)	6
2.1.6 Kobber (Cu)	6
2.1.7 Magnesium (Mg)	7
2.1.8 Nikkel (Ni)	7
2.1.9 Fosfor (P)	8
2.1.10 Bly (Pb)	8
2.1.11 Vanadium (V)	9
2.1.12 Sink (Zn)	10
2.2 Geokjemisk kartlegging	10
2.2.1 Introduksjon	10
2.2.2 Tilstandsklasser for forurenset grunn	12
2.3 Geokjemiske medier	14
2.3.1 Geokjemisk analyse av fluviale sedimenter	15
2.3.2 Geokjemisk analyse av flomsletted sedimenter	16
2.3.3 Geokjemisk analyse av jord	19
2.4 Forurensning i byer	21
2.4.1 Luftforurensning	22
2.4.2 Vannforurensning	24
2.4.3 Grunnforurensning	25
2.5 Forurensning fra kullgruver	26

2.6 Proglasiale og meandrerende elver	28
2.6.1 Proglasiale elver	28
2.6.2 Meandrerende elver.....	31
2.7 Blyisotop	33
2.8 Kvalitetskontroll	35
2.8.1 Prøvetaking.....	36
2.8.2 Laboratoriet.....	36
3. Områdebeskrivelse.....	37
3.1 Svalbard	38
3.1.1 Geologi og kulldannelse på Svalbard.....	39
3.1.2 Gruvedrift på Svalbard	42
3.1.3 Endalen	44
3.2 Trondheim	51
3.2.1 Sandmoen.....	53
3.2.2 Øya og Nidelva.....	53
3.2.3 Forurensningskilder i Trondheim	56
3.2.4 Geologi i Trøndelag.....	61
3.2.5 Geologi i Trondheim	63
4. Metode	66
4.1 Feltkartlegging og innsamling av data	66
4.1.1 Utstyr	66
4.1.2 Prøvetaking i Endalen	67
4.1.3 Prøvetaking på Sandmoen.....	72
4.1.4 Prøvetaking på Øya	76
4.2 Kjemisk analyse	79
4.2.2 Elementanalyse - ICP-MS.....	80
5. Resultater	81
5.1 Oppsummering av resultater	85
5.2 Grunnstoffer	87
5.2.1 Arsen (As)	87
5.2.2 Barium (Ba).....	89
5.2.3 Kalsium (Ca).....	91
5.2.4 Kadmium (Cd).....	93
5.2.5 Krom (Cr)	95
5.2.6 Kobber (Cu).....	97
5.2.7 Magnesium (Mg)	99

5.2.8 Nikkel (Ni)	101
5.2.9 Fosfor (P)	103
5.2.10 Bly (Pb).....	105
5.2.11 Vanadium (V).....	107
5.2.12 Sink (Zn)	109
5.3 Blyisotop	112
5.4 Kvalitetssikring for laboratoriearbeid.....	114
6. Diskusjon	115
7.1 Endalen	116
7.1.1 Arsen.....	117
7.1.2 Krom	118
7.1.3 Nikkel	119
7.1.4 Kadmium, kobber, bly og sink	120
7.1.5 Resterende stoffer.....	121
7.1.6 Vurdering av forurensningskilder	125
7.2 Sandmoen.....	128
7.2.1 Krom	129
7.2.2 Nikkel.....	129
7.2.3 Bly	130
7.2.4 Arsen og kadmium.....	132
7.2.5 Kobber og sink.....	133
7.2.6 Resterende stoffer.....	133
7.2.7 Vurdering av forurensningskilder	135
7.3 Øya.....	137
7.3.1 Arsen.....	138
7.3.2 Kadmium	138
7.3.3 Krom	139
7.3.4 Kobber	139
7.3.5 Nikkel.....	139
7.3.6 Bly	140
7.3.7 Sink	141
7.3.8 Resterende stoffer.....	141
7.3.9 Vurdering av forurensningskilder	143
7.4 Blyisotop	146
7.4.1 Endalen	146
7.4.2 Sandmoen.....	146

7.4.3 Øya.....	147
7.4.4 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ mot $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	148
7.5 Feilkilder	149
8. Konklusjon og videre arbeid	150
Referanseliste.....	153
Vedlegg.....	176

1. Innledning

Denne masteroppgaven er basert på tidligere utførte geokjemiske undersøkelser som enten har påvist forurensning eller kartlagt naturlige bakgrunnsverdier til bruk i videre miljøundersøkelser. Bogen *mfl.* (2000) og Ottesen *mfl.* (2010) gjennomførte på 80- og 90-tallet kartlegginger av uorganiske grunnstoffer i flomsedimenter i Norge og på Svalbard. Hansen og Danielsberg (1998) studerte avrenning fra kullgruver på Svalbard og konkluderte med at det var behov for flere undersøkelser for å bestemme omfanget av forurensning i Endalen på Svalbard. Ottesen *mfl.* (2000) foretok jordundersøkelser gjennom hele Trondheim, mens Gjeldokk *mfl.* (2002) fokusert på blyforurensning og tilhørende isotoper på Sandmoen og Øya. Begge studiene fra Trondheim påviste antropogen forurensning med høyere konsentrasjoner i nærheten av veier og bekker. Miljødirektoratet har skrevet en veileder for innhold av miljøgifter i sedimenter kalt «Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn» (TA-2553/2009). Stoffene som inngår i veilederen vil bli brukt til å gjøre en risikovurdering av konsentrasjonen.

1.1 Bakgrunn

Norge er et av de ledende landene i verden til kartlegging og hindring av forurensning. Dette har ført til at noe av forurensningen har blitt redusert og i noen tilfeller stoppet. Likevel utgjør forurensning fra tidligere aktiviteter fortsatt en stor naturrisiko. Kunnskap om naturlig og menneskepåvirket geokjemi er et viktig verktøy i forvaltningen av miljøet og ressursene. Prøvetaking og analyser av fluviale sedimenter og jordprofiler er en effektiv metode for regional og lokal geokjemisk kartlegging. Dette kan gi kunnskap om miljøgifter som utgjør et miljø- og helsemessig problem (Bogen *mfl.*, 2000). Ved påvisning av høye konsentrasjoner av miljøgifter og forurensningskilden kan tilstrekkelige tiltak utføres for å begrense eller hindre skader.

1.2 Mål med oppgaven

Temaet for denne masteroppgaven er geokjemisk kartlegging av tre lokaliteter: 1. Endalen på Svalbard. 2. Sandmoen i Trondheim 3. Øya i Trondheim. Prøver fra disse områdene blir samlet og analysert.

Oppgaven har et miljøbasert perspektiv og vil fokusere på konsentrasjoner og grunnstoffer som kan føre til problemer for miljø og helse. Av de totalt 23 analyserte grunnstoffene er denne oppgaven basert på 12 av disse. De valgte grunnstoffene er arsen, barium, kalsium, kadmium, krom, kobber, magnesium, nikkel, fosfor, bly, vanadium og sink. I tillegg blir blyisotopforholdet analysert for å vurdere om blykonsentrasjonene er av naturlig eller menneskelig opphav.

Hovedmålet med oppgaven er å kartlegge dagens forurensning i de tre områdene. I tillegg ønsker jeg å sammenligne situasjonen i dag med tidligere forhold. Resultatene vil bli sammenliknet med tidligere utførte geokjemiske studier. Disse dataene kan brukes til å se om situasjonen har forandret seg, om det har blitt verre eller bedre, i tillegg til å vurdere om det bør utføres tiltak for å bedre forholdene.

1.3 Oppbygning av oppgaven

Etter denne innledningen vil kapittel 2 omhandle teorien som ligger til grunne for vurderingene i oppgaven. Den består av følgende temaer:

- Informasjon om hvert av de 12 grunnstoffene.
- Introduksjon til geokjemisk kartlegging.
- Geokjemiske mediene som ble tatt i bruk under innsamling av prøvene
- Hva som kan forventes av forurensning i byområder
- Hva som kan forventes av forurensning i områder med kullgruvedrift
- Forståelse av sedimentologien i proglasiale og meandrerende elver
- Introduksjon av blyisotop til miljøgeologiske undersøkelser
- Kvalitetskontroll med hensyn på tiltak som bør gjøres for å ha representative prøver

Kapittel 3 omhandler lokalitetene der det ble utført geokjemisk kartlegging. Lokalitetene er inndelt i følgende rekkefølge:

- Første del er grunnleggende informasjon om Svalbard, om Svalbardsgeologi med fokus på kulldannelse og mer spesifikt om Endalen, Endalselva og geologien i Endalen.
- Andre del er om Trondheim. Der står det først generelt om byen, før det deles inn i Sandmoen og Øya. Deretter er det en del om forurensningskildene som finnes i Trondheim og geologien som forekommer både regionalt og lokalt.

Kapittel 4 forklarer metodene som ble brukt under kartleggingen og består av følgende delkapitler:

- Beskrivelse av kartleggingen i felt og innsamlingen av prøvene
- Et sammendrag av prøveprepareringen og analysemetoden

Kapittel 5 representerer resultatene og er inndelt i følgende delkapitler:

- Først en oppsummering av konsentrasjonen.
- Resultatene for hvert grunnstoff på hver lokalitet representert med kart over konsentrasjonen i Endalen og grafer over konsentrasjonene i Sandmoen og Øya
- Oppsummering av resultatene for blyisotopene
- Kvalitetssikring av laboratoriearbeidet med en gjennomgang av resultatene til kontrollprøver

Kapittel 6 omhandler diskusjonen av resultatene fra kapittel 5. Diskusjonen inneholder følgende:

- Gjennomgang av konsentrasjonen i grunnstoffene fra hver lokalitet, mulige forurensningskilder, skadepotensiale og en sammenlikning av tidligere arbeid.
- Vurdering av blyisotopene og om forholdet samsvarer med vurderingene av kilder
- Mulige feilkilder og begrensninger ved utførelsen av oppgaven

Kapittel 8 er om de viktigste konklusjonene som har blitt gjort under arbeidet med oppgaven, samt anbefalinger til videre arbeid.

2. Teori

Dette kapitlet omhandler teoretisk kunnskap som legger til grunn for diskusjonen og konklusjonen senere i oppgaven. Første del, kapittel 2.1, inneholder en beskrivelse av forekomster, egenskaper og miljørelaterte problemer til de 12 valgte grunnstoffene. Etter hvert grunnstoff vil det stå medianen for flomsedimenter i Norge og på Svalbard etter kartleggingen fra henholdsvis Bogen *mfl.* (2000) og Ottesen *mfl.* (2010). Neste kapittel, 2.2, fungerer som en introduksjon i geokjemisk kartlegging, samt en forklaring av grunnprinsippene i «tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553/2009)» fra Miljødirektoratet. I neste del, 2.3, omtales de ulike geokjemiske mediene som ble prøvetatt i løpet av oppgaven, henholdsvis fluviale sedimenter, flomslettededimenter og jord. Kapittel 2.4 inneholder forurensning som typisk forekommer i byområder som Trondheim, mens kapittel 2.5 er om hva slags påvirkninger kullgruver, som i Endalen, kan ha på miljøet. Deretter vil 2.6 handle om elvesedimenter med fokus på proglasiale elver, som Endalselva, og meandrerende elver, som Nidelva. Kapittel 2.7 er en introduksjon i blyisotoper, og hvordan blyisotopforhold kan brukes til å påvise spesifikke forurensningskilder. Til slutt handler kapittel 2.8 om kvalitetskontroll med ulike tiltak som bør innføres ved geokjemiske undersøkelser for å sikre mest mulig representativt resultat.

2.1 Grunnstoffer

2.1.1 Arsen (As)

Arsen er et tungmetall som forekommer i små mengder i jordskorpen (~1,8 mg/kg) (Bogen *mfl.*, 2000), som oksider, sulfider, sulfarsenider og arsenider (Pedersen, 2018a). Noen av de vanligste mineralene med arsen i mineralstrukturen er arsenopyritt, realgar, arsenolitt, nikkelin og koboltitt. I tillegg kan mineraler som feltspat, magnetitt, ilmenitt og apatitt og pyritt inneholde spor av arsen. Naturlig konsentrasjon av arsen er 0,7 mg/kg i gabbro og basalt, 3 mg/kg i granitt, 13 mg/kg i skifer, 0,5 mg/kg i sandstein og 10 mg/kg i kull. Giftigheten avhenger av valensen, der sammensetninger av As^{3+} er mest skadelig (Tijhuis, 2003). Arsen binder seg ofte til humusmateriale og akkumuleres i vegetasjon. Antropogene utslipp kommer fra gruve- og metallindustri, landbruk, forbrenning av kull og trykkimpregnert treverk. Selv små mengder anses for å være giftig for planter, dyr og mennesker (Bogen *mfl.*, 2000).

Median i flomsedimenter Norge: 2,5 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 6,8 mg/kg

2.1.2 Barium (Ba)

Barium forekommer i moderate mengder i jordskorpen (~425 mg/kg) (Bogen *mfl.*, 2000). Typiske mineraler med barium i mineralstrukturen er barytt og witheritt. Sporstoff av barium kan forekomme i glimmer, kalifeltspat, apatitt og kalsitt (Tijhuis, 2003). Aske fra kullforbrenning kan ha et betydelig innhold av barium. Mengden bariumoksid i noen asketyper kan være så høyt som 10 000 mg/kg (Goldschmidt, 1954, sitert fra Tijhuis, 2003). Generelt vil naturlige forekomster ha en større påvirkning på konsentrasjonen enn antropogene aktiviteter. Barium brukes som tilsetning i boreslam ved oljeboring og kontrastmiddel ved røntgenfotografering (Bogen *mfl.*, 2000). Det er et moderat giftig grunnstoff, avhengig av løseligheten. Lettløselige bariumforbindelser er svært giftige og vil absorberes i lunger og akkumuleres i benstrukturer (Tijhuis, 2003). Høye konsentrasjoner kan føre til rytmeforstyrrelser i hjertet samt sammentrekning av kranskarene i hjertet (Pedersen, 2018b).

Median i flomsedimenter Norge: 63 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 107 mg/kg

2.1.3 Kalsium (Ca)

Kalsium utgjør ~3,4 % av jordskorpen og er det femte vanligste grunnstoffet (Pedersen, 2018c). Under forvitring er det meget mobilt (Bogen *mfl.*, 2000). Kalsitt, gips og flusspat er de vanligste mineralene med innhold av kalsium. Sporelementer kan også eksistere i karbonat, feltspat, pyroksen og amfibol. Innenfor industrien er kalsium hyppig brukt, blant annet i produksjon av sement og gjødsel (Tijhuis, 2003), samt til nøytralisering av syre. Kalsium er et viktig næringsstoff og helt essensielt for de fleste organismer. Ulike kalsiumforbindelser er en viktig bestanddel i benvev, tenner, skall og annet vev hos mennesker og dyr (Pedersen, 2018c).

Median i flomsedimenter Norge: 4600 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 18 000 mg/kg

2.1.4 Kadmium (Cd)

Kadmium forekommer naturlig i svært små mengder i jordskorpen (0,11 mg/kg) (Pedersen og Kofstad, 2018a). I naturen finnes det hovedsakelig i forbindelse med sink. Sinkminerale som sinkblende og smithsonitt kan inneholde rundt 0,3 % kadmium (Pedersen og Kofstad, 2018a). Kadmium slippes ut i naturen gjennom et stort antall prosesser. Erosjon av berg, gruvedrift, smelteverk, brenning av avfall og olje, gjødsel og kloakkanlegg er noen spredningsveier (Tijhuis, 2003). I industri brukes det som belegg på jern og stål for å forhindre korrosjon. Både rent kadmium og kadmiumforbindelser er giftige og representerer et alvorlig forurensningsproblem (Pedersen og Kofstad, 2018a), blant annet gjennom akkumulering i dyr og planter. I mennesker akkumuleres det i nyre og lever som fører til skader (FHI, 2015b).

Median i flomsedimenter på Svalbard: 0,15 mg/kg

2.1.5 Krom (Cr)

Krom forekommer i relativt små mengder i jordskorpen (~100 mg/kg). Kromitt er det viktigste vertsm mineralet, mens det forekommer som sporelement i eksempelvis pyroksen, amfibol, glimmer kloritt og epidot. Forbruket av krom går i hovedsak i legeringer og treimpregnering (Bogen *mfl.*, 2000). Utslipp i naturen skyldes forvitring, samt menneskelig aktivitet som forbrenning av naturgass, kull og olje, utslipp av kloakk og treimpregneringsverk. Det er essensielt for noen organismer (Tijhuis, 2003), men viktigheten for mennesker er uvisst. Krom med høyt oksidasjonstrinn, som Cr^{6+} , kan være svært giftig. (Bogen *mfl.*, 2000).

Median i flomsedimenter Norge: 27 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 22 mg/kg

2.1.6 Kobber (Cu)

Kobber forekommer i små mengder i jordskorpen (~55 mg/kg), ofte sammen med krom, jern, nikkel, kobolt og arsen. De vanligste vertsm mineralene er kobberkis, bornitt og kobberglans (Bogen *mfl.*, 2000). Gabbro og basalt er to magmatiske bergarter som kan inneholde kobber, mens det i sedimentære bergarter forekommer mest i svartkifer, røde sandsteiner, samt noen karbonater (Tijhuis, 2003). Kobber har mange bruksområder, spesielt på grunn av sin gode elektriske og termiske ledningsevne. Grunnstoffet er essensielt for mennesker, samt de fleste

dyr og planter. Kobber har lav grad av giftighet, men for høyt inntak kan føre til lever-, hjerne- og nerveskader (Pedersen, 2018d).

Median i flomsedimenter Norge: 18 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 20 mg/kg

2.1.7 Magnesium (Mg)

Magnesium utgjør ~2,1 % av jordskorpen. De viktigste vertsmineralene er olivin, pyroksen, amfibol, biotitt, og magnesitt. Konsentrasjonen er størst i ultrabasiske bergarter og kalkstein, spesielt dolomitt. Det er relativt mobilt under forvitring (Bogen *mfl.*, 2000). Magnesium er et sterkt reduksjonsmiddel, men under vanlige forhold vil det dannes en tynn film av oksid rundt metallet som beskytter mot reaksjon. Grunnet en større mekanisk styrke enn rent metall, brukes magnesium hyppig i diverse legeringer. Andre bruksområder er produksjon av elektriske batterier og beskyttelse av stålkonstruksjoner (Pedersen og Kofstad, 2019b). Antropogene utslipp kommer fra gjødsel, avfall fra ildfast materiale og kjemikalier. Grunnstoffet er essensielt i alle levende organismer. Enten lave eller høye konsentrasjoner vil føre til sykdom. Blant annet er magnesium en viktig komponent i klorofyll hos planter (Bogen *mfl.*, 2000).

Median i flomsedimenter Norge: 6200 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 11 000 mg/kg

2.1.8 Nikkel (Ni)

Nikkel forekommer i små mengder i jordskorpen (~75 mg/kg), der magnetkis er et av de viktigste vertsmineralene. Sporelementer finnes i svovelkis, magnetkis, samt mineraler som amfibol, olivin og pyroksen. Under forvitring binder nikkel seg til jernoksider og humus (Bogen *mfl.*, 2000). Mesteparten av nikkelproduksjonen brukes i legeringer eller som belegg på metall for å beskytte mot korrosjon (Pedersen og Kofstad, 2018b). Det er ikke essensielt for mennesker, men enkelte organismer har enzymer som forbruker nikkel. Både forbindelse, eksponeringsmåte og konsentrasjon påvirker giftigheten. I form av støv eller damp kan nikkel være kreftfremkallende (FHI, 2018). Nikkelmetall kan gi allergi reaksjon på huden (Pedersen og Kofstad, 2018b).

Median i flomsedimenter Norge: 18 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 28 mg/kg

2.1.9 Fosfor (P)

Fosfor finnes i relativt store mengder i jordskorpen (~0,22 %) (Bogen *mfl.*, 2000). Apatitt er den viktigste kilden for fosfor i naturen. Mindre konsentrasjoner kan forekomme i monazitt, xenotim og andre fosfater (Tijhuis, 2003). Mineraler som olivin, pyroksen, amfibol og feltspat kan inneholde sporelementer (Goldschmidt, 1954, sitert fra Tijhuis, 2003). Produksjonen av fosfor på verdensbasis er stor. Blant annet er det et viktig råstoff i kunstgjødsel. Andre formål er vaskemidler samt i ulike legeringer. Antropogene kilder innebærer kloakk og avrenning fra landbruk (Bogen *mfl.*, 2000). Fosfor er essensielt for alle levende organismer, blant annet til oppbygning av benvev og i DNA. Hvitt fosfor er meget giftig. Inntak av fosfor ved svelging eller via fordampning over lengre tid kan føre til forgiftning (Pedersen og Kofstad, 2019a).

Median i flomsedimenter Norge: 900 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 700 mg/kg

2.1.10 Bly (Pb)

Bly forekommer i små mengder i jordskorpen (~13 mg/kg) (Bogen *mfl.*, 2000), og forekommer naturlig som sporstoff i jord, vegetasjon og vann (Needleman, 1999). Vanlige mineraler med bly i strukturen er blyglans, anglesitt og cerusitt. Vertsmineraler med mulig sporinnhold er kalifeltspat, plagioklas og glimmer (Tijhuis, 2003). Bly har en tendens til å binde seg i humus, og konsentrasjonen er ofte høy i de første cm av et jordprofil (Reimann og de Caritat, 1998, sitert fra Tijhuis, 2003). Miljødirektoratet antar at rundt 80 % av all blyutslipp havner i jordsmonnet (Miljødirektoratet, 2017a).

Blykonsentrasjonen fra produksjon (gruvedrift og smelteverk), forbruk (batterier, keramikk og plast) resirkulering, forbrenning av fossile brensler (kull og tidligere bruk av blyholdig bensin) og kloakkslipp har introdusert ulike former for blyforurensning til miljøet (Komárek *mfl.*, 2008). Menneskelig aktivitet har antageligvis ført til forurensning siden oldtiden, men har blitt betydelig redusert i nyere tid (Bogen *mfl.*, 2000). På grunn av nye industrielle aktiviteter på starten av 1900-tallet økte forbruket til rundt 1×10^6 tonn per år, blant annet

etter innføringen av blyholdig bensin (Shirahata *mfl.*, 1980). På 60- og 70-tallet var blytilsetninger i bensin den viktigste kilden til blyforurensning (Nriagu, 1990; Komárek *mfl.*, 2008). I dag er det ulovlig å selge blyholdig bensin i de fleste vestlige land (Sæther *mfl.*, 2017). Etter innføringen av blyfri bensin har blyutslippene i Norge blitt kraftig redusert. I perioden 1995–2015 ble utslippene av bly redusert med nesten 90% (Miljødirektoratet, 2017a). Det ble også innført et forbud mot blyholdig haglammunisjon i 1991, men forbudet ble omgjort i 2015 da det ble tillat å bruke blyhagl igjen i jakt (Sæther *mfl.*, 2017). Utslipp av bly fra blyholdig ammunisjon utgjorde ca. 55% av de totale utslippene av bly i 2015 (Miljødirektoratet, 2017). Som et resultat av menneskelig aktivitet, har bly blitt det mest spredte giftige metallet i verden. (Needleman, 1999).

Grunnstoffet er meget giftig for både planter, dyr og mennesker (Bogen *mfl.*, 2000). Høy blykonsentrasjon i blodet er linket til lavere IQ og konsentrasjonsvansker hos barn (FHI, 2015a).

Median i flomsedimenter Norge: 16 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 12 mg/kg

2.1.11 Vanadium (V)

Vanadium forekommer i relativt små mengder i jordskorpen (~135 mg/kg), ofte sammen med jern. De viktigste vertsmineralene er coulsonitt, vanadinitt, descloisitt og carnotitt. Det forekommer som sporelement i magnetitt, spinell og jern-magnesium-silikater. Vanadium brukes i hovedsak i stålindustrien, blant annet i legeringer (Bogen *mfl.*, 2000). Utslipp av vanadium kommer fra både menneskeskapte og naturlige kilder. Det menneskeskapte bidraget dominerer spesielt i tett befolkede områder (Visschedijk *mfl.*, 2012). Gasser etter forbrenningsprosesser kan inneholde vanadium og være forurensende (Bogen *mfl.*, 2000). Det forekommer også i varierende konsentrasjoner i olje, koks og kull. Spesielt i tungolje kan konsentrasjonen bli svært høy. Visschedijk *mfl.* (2012) undersøkte vanadiumutslipp i Vest-Europa og konkluderte med at forbrenningen av tungolje gir det største bidraget. Kullavfyring bidrar med litt over 1% av all utslipp av vanadium. Verdens helseorganisasjon har uttrykt at vanadium er et grunnstoff av bekymring med tanke på luftkvalitet og eksponering for mennesker (WHO, 2000). Det er uvisst hvilken betydning grunnstoffet har for menneskets helse, men inhalering av støv kan føre til forgiftning. I enkelte planter og organismer er det et essensielt sporstoff (Pedersen og Kofstad, 2019c).

Median i flomsedimenter Norge: 39 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 29 mg/kg

2.1.12 Sink (Zn)

Sink forekommer i små mengder i jordskorpen (~70 mg/kg) (Bogen *mfl.*, 2000). Viktige mineraler med innhold av sink er sinkblende, wurtzitt, smithsonitt og sinkitt. Sporstoffer kan forekomme eksempelvis i pyroksener, amfiboler og glimmer (Tijhuis, 2003). Sink benyttes til en rekke formål. Det fungerer som en beskyttelse mot korrosjon og er tilsatt i diverse legeringer. Utslipp av sink kan komme fra industri, metallkonstruksjoner, gummi og batterier. Forurensning fra disse aktivitetene er vanlig (Bogen *mfl.*, 2000). Det er et essensielt grunnstoff for planter og dyr, blant annet i proteiner (Tijhuis, 2003). Selv om sink har en lav giftighet, kan høye konsentrasjoner være giftig for planter (Bogen *mfl.*, 2000).

Median i flomsedimenter Norge: 45 mg/kg

Median i flomsedimenter på Svalbard: 68 mg/kg

2.2 Geokjemisk kartlegging

2.2.1 Introduksjon

Geokjemiske undersøkelser innebærer innsamling og analyser av prøver fra forskjellige jordmaterialet. Valget av prøvemedium, preparering, hva som skal analyseres og analysemetode avhenger av formålet med undersøkelsen. Disse valgene må derfor vurderes nøye (Ødegård, 1995). Tradisjonelt sett har geokjemiske undersøkelser vært mest benyttet innenfor kartlegging av utnyttbare mineraler. I senere tid har slike undersøkelser vist seg å være hensiktsmessige innenfor miljøstudier. Variasjoner i kjemisk sammensetning av visse materialer kan fortelle om kilden og miljøet der disse materialene forekommer (Carranza, 2011).

Geokjemiske studier består ofte av et stort antall prøver fordelt ut over området av interesse. Desto større og bedre fordelt prøvene er, desto mer representative vil de være. Dette gjør det mulig å finne bakgrunnsverdier til analyserte grunnstoff. Bakgrunnsverdier brukes om den konsentrasjonen av et grunnstoff i naturlig og uforurenset tilstand, og vil variere mellom ulike områder. Dette kan bestemmes ved å ta gjennomsnittsverdien av grunnstoffer i jordskorpen

(Taylor og McLennan, 1995), gjøre stor-skala undersøkelser av overflatesedimenter (Bogen *mfl.*, 2000) eller grave dype hull og analysere konsentrasjonen oppover i profilet (Cobelo-Garcia og Prego, 2003). Kjennskap til det naturlige bakgrunnsnivået er spesielt interessant i områder der grunnstoffkonsentrasjonen er påvirket antropogene aktiviteter (Andersson *mfl.*, 2011).

Anomali

Anomalier vil si verdier som skiller seg ut fra gjennomsnittsverdiene eller mønsteret i datasettet. Dette er av stor interesse innenfor geokjemiske studier. Verdier innenfor det som kalles normverdiene refereres til som bakgrunnsverdier og de over eller under som kalles anomalier. Ved leting etter mineralforekomster er det generelt positive anomalier som er av interesse. Positive anomalier består av konsentrasjoner som skiller seg ut med høye verdier. Økningen i konsentrasjonen kan skyldes en malmforekomst i området. Negative anomalier kan også være viktige, som for eksempel uttynning av enkelte grunnstoffer ved endringer i bergarter som følge av malmdannelse (McQueen, 2008). For å kunne skille mellom bakgrunnsverdier og anomalier, ble begrepet normverdi introdusert (Reimann og Garrett, 2005).

Normverdi

Normverdi brukes av Miljødirektoratet som en «grenseverdi for et stoff som forteller om grunnen kan ha en forurensningsrisiko eller ikke» (Miljødirektoratet, 2009b). Begrepet normverdi er basert på skadepotensialet til et stoff (Andersson *mfl.*, 2011). Konsentrasjoner innenfor normverdien utgjør ingen risiko for helse eller miljø og er representert av grenseverdien mellom klasse 1 og 2 (Miljødirektoratet, 2009). Verdiene vises i Tabell 1. For noen stoffer, for eksempel for arsen, sink og krom, har fastsettingen av normverdier tatt hensyn til det naturlige bakgrunnsnivået i Norge (Miljødirektoratet, 2009b).

Tabell 1: Viser normverdiene til for grunnstoffer som inngår i denne oppgaven. Data er hentet fra Miljødirektoratet (2009a).

Stoff	Normverdi [mg/kg]
Arsen	< 8
Bly	< 60
Kadmium	< 1,5
Kobber	< 100
Sink	< 200
Krom (III)	< 50
Krom (IV)	< 2
Nikkel	< 60

2.2.2 Tilstandsklasser for forurenset grunn

«Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553)» (Miljødirektoratet, 2009a) er en veileder utarbeidet av Miljødirektoratet (tidligere Statens Forurensningstilsyn). Denne veilederen brukes i behandling og vurdering av helserisiko i forbindelse med forurensning i grunnen på nasjonal basis. Den inneholder krav til konsentrasjon av miljøgifter og er laget for å hjelpe tiltakshavere, grunneiere og konsulenter som jobber med forurensning i grunnen (Miljødirektoratet, 2009a).

Miljødirektoratet mener at veilederen vil føre til:

- Større grad av likebehandling
- Større grad av forutsigbarhet
- Forenklet behandling av saker med grunnforurensning og redusere tidsforbruket (Miljødirektoratet, 2009a)

Klasseinndelingen går fra 1-5, der 1 innebærer meget god tilstand på massene, mens 5 innebærer svært dårlig tilstand. De ulike klassene representert med hver sin farge kan ses under i Tabell 2 Det finnes egne tilstandsklasser for dyptliggende jord (>1m), men anses ikke som like relevant i denne oppgaven da kun én av 74 prøver er dypere enn 1 m.

Tabell 2: Inndeling av tilstandsklasser for forurenset grunn. Tabell hentet fra Miljødirektoratet (2009a).

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense styres av	Normverdi	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Nivå som anses å være farlig avfall

Områder med følsomt arealbruk har strengere krav en annen arealbruk. For eksempel skal barnehager eller lekeplasser ha få miljøgifter og det stilles strengere krav til tilstandsklassen, mens dette ikke er like viktig for industriområder. Krav til tilstandsklasse etter arealbruk kan ses i Tabell 3. Risiko for spredning av forurensning til omkringliggende resipienter må vurderes. Generelt sett er denne vurderingen kun nødvendig hvis forurensningen tilhører tilstandsklasse 4 eller 5. I klasse 5 anses massene som farlig avfall, uansett arealbruk (Miljødirektoratet, 2009a).

Tabell 3: Viser egnet arealbruk for tilstandsklassene. Data er hentet fra Miljødirektoratet (2009a)

Planlagt arealbruk	Tilstandsklasse i toppjord (< 1m)
Boligområder	Tilstandsklasse 2 eller lavere.
Sentrumsområder, kontor og forretning	Tilstandsklasse 3 eller lavere
Industri og trafikkareal	Tilstandsklasse 3 eller lavere. Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, hvis det ved risikovurdering av spredning kan dokumenteres at risikoen er akseptabel.

Klassene er laget for 21 kjemiske forbindelser og tungmetaller, basert på nasjonalt naturlig bakgrunnsnivå og den kjente helseeffekten til stoffene. Av de 13 grunnstoffene i denne oppgaven inngår 7 av disse i (TA-2553/2009). Disse stoffene kan ses i Tabell 4. I tillegg er krom inndelt i Cr(III) og Cr(VI) på grunn av betydelig forskjell i giftighet. Grensene mellom klassene er kvalitetssikret av norske helsemyndigheter, både med norske og andre land sine erfaringer og kunnskaper (Miljødirektoratet, 2009a).

Tabell 4: Inndeling av tilstandsklassene til relevante grunnstoffer i denne oppgaven. Tabell hentet fra Miljødirektoratet (2009a).

Tilstandsklasse/ Stoff	1	2	3	4	5
	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Arsen	< 8	8-20	20-50	50-600	600-1000
Bly	< 60	60 -100	100-300	300-700	700-2500
Kadmium	<1,5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000
Kobber	< 100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000
Sink	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
Krom (III)	<50	50-200	200-500	500-2800	2800-25000
Krom (VI)	<2	2-5	5-20	20-80	80-1000
Nikkel	< 60	60- 135	135-200	200-1200	1200-2500

Kravene er satt for hva som tolereres for at massene i grunnen skal kunne brukes fritt uten å skade naturen eller mennesker. Hvis konsentrasjonen til miljøgiftene befinner seg over normverdien, altså i tilstandsklasse 2 eller høyere, kan det ikke benyttes fritt. Arealbruken, samt miljø- og helsefaren til massene må da vurderes og eventuelle tiltak må utføres (Eggen og Ottesen, 2007).

De naturlige bakgrunnsnivåene for krom og nikkel i Trondheim er høyere enn snittet i Norge. Som følge av dette aksepteres det høyere innhold av krom og nikkel i ren jord i Trondheim enn Miljødirektoratets normverdier. I tilfelle kromverdier skulle overskride normverdiene kreves det analyse av krom (VI) på prøven (Miljøenheten, 2016). Kravene for Trondheim finnes i Tabell 5.

Tabell 5: Endringene i krom- og nikkelkravene for ren jord i Trondheim som følge av forhøyede naturlig bakgrunnsverdier (Miljøenheten, 2016)

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Stoff	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Krom-total ¹⁾	<100 ²⁾	100-200 ²⁾	>200-500 ²⁾	>500-2800 ²⁾	>2800-25000 ²⁾
Nikkel ¹⁾	<75	75-135	>135-200	>200-1200	>1200-2500

2.3 Geokjemiske medier

Ulike prøvemedier innebærer bergarter, sedimenter, jord, vann og vegetasjon. Disse har hver sine styrker og svakheter. Dette kapittelet omhandler de ulike geokjemiske mediene som ble brukt i denne oppgaven.

2.3.1 Geokjemisk analyse av fluviale sedimenter

Fluviale sedimenter oppstår ved forvitring eller erosjon og deretter transport av uorganiske og organiske partikler i et vassdrag. Sedimentene akkumuleres langs strekninger med rolige strømningsforhold, gjerne i innersvinger og områder med lav gradient. Mesteparten av sedimentene transporteres ut i innsjøer eller hav (NVE, 2015b). Både nedbrytningsprosessene og transporten vil ofte foregå innenfor samme nedbørsfelt. Sedimentene antas derfor å gi en gjennomsnittlig representasjon av geokjemien til blotninger og aktive sedimenter oppstrøms fra prøvelokaliteten (De Vos *mfl.*, 2006). Bruken av aktive fluviale sedimenter, det vil si nylig transportert og avsatte sedimenter, har lenge vært en av de vanligste metodene for geokjemiske studier. Først og fremst av bekkersedimenter, der prøvetakingen skjer i de aktive sedimentene midt i bekken. Bekkesedimenter innebærer alt materiale fra stein, grus, til finstoff av mineralkorn, samt rester og jern-mangan-oksider. (NGU, 2018a).

Regionale geokjemiske kart har derfor blitt produsert ved analysering av prøver fra aktive fluviale sedimenter tatt med bestemte intervaller, gjerne i større bekker med et nedbørsfelt mellom 1-20 km² (Bogen, Ottesen og Bølviken, 1992). For best mulig representasjon av nedbørsfeltet er denne metoden å foretrekke i områder med temperert klima og et kompakt vassdrag (Galović *mfl.*, 2012), men selv i tørre regioner kan bekkersedimenter være et godt geokjemisk verktøy (Hinkle, 1988).

Opprinnelsen til bruken av fluviale sedimenter i geokjemiske undersøkelser kan følges tilbake til Sovjetunionen på 1930-tallet (Ginzburg, 1960). Det er dokumenterte studier fra 1950-tallet som bruker metoden til påvisning av mineralforekomster i Canada og USA (Kennedy *mfl.*, 1963). Metoden ble vitenskapelig akseptert med publiseringen av det første regionale geokjemiske atlas over Nord-Irland i 1973 (Webb *mfl.*, 1973) samt England og Wales i 1978 (Webb *mfl.*, 1978). Siden den gang har et stort antall geokjemiske atlas blitt publisert i Europa ved bruk av elvesedimenter (De Vos *mfl.*, 2006).

Selv om prøvetaking av aktive bekkersedimenter er en av de vanligste metodene for regionale geokjemiske studier, er det blitt påvist flere svakheter med metoden. Ottesen *mfl.* (1989), hevdet at sedimenter på et bestemt punkt i elveleiet ofte har opphav i lokale sedimentkilder. En gruppe forskere satt sammen av Forum of European Geological Surveys (FOREGS) konkluderte med at metoden:

- krever et stort antall prøver, som fører til stor arbeidsmengde og høye kostnader

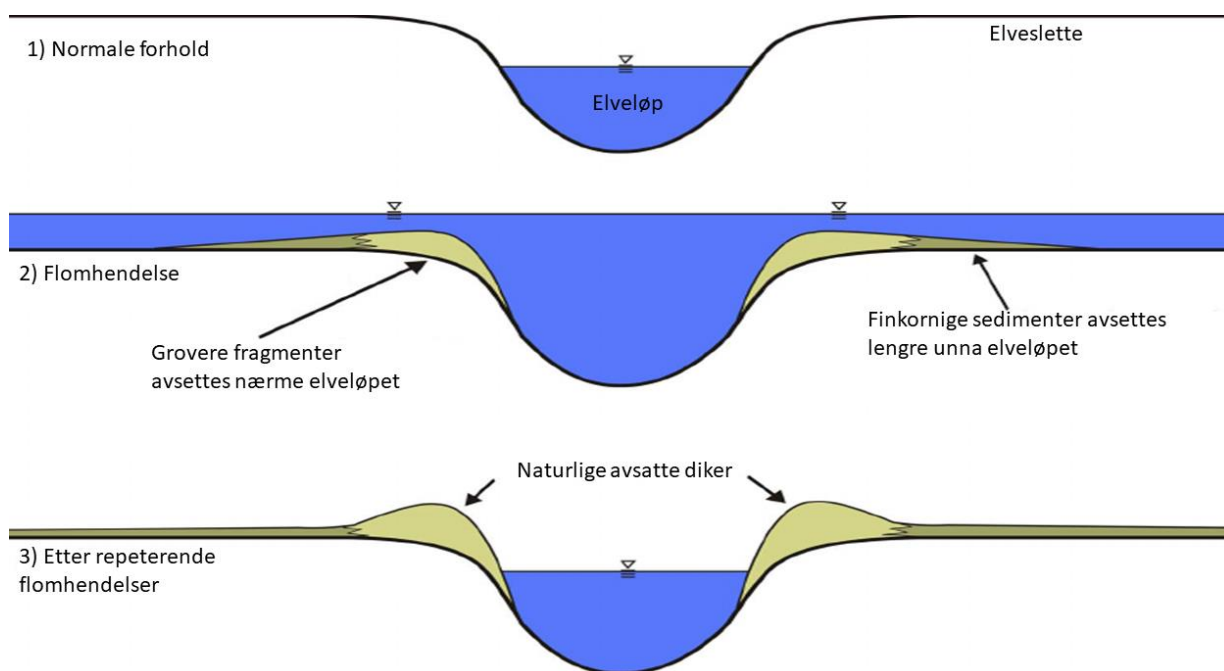
- ikke nødvendigvis er representativ for geokjemien i nedbørsfeltet ettersom sedimentkildene vil være ujevnt fordelt og bidraget fra hver kilde varierer med tiden.
- ikke alltid er effektiv for å bestemme naturlige bakgrunnsverdier da mange vassdrag, og medfølgende fluviale sedimenter, er påvirket av antropogen forurensning.
- vanskeliggjør prøvetaking ettersom mange bekker og elver er kanaliserte og sikret mot erosjon (Swennen *mfl.*, 1998).

Etter å ha innsett svakhetene til bruken av aktive fluviale sedimenter til regionale geokjemiske analyser, var det ønsket å få bredere kunnskap om migrasjon og sedimentasjonsprosesser i vassdrag. Dette førte til at sedimentologer og geokjemikere fra NGU, Universitet i Oslo og NVE utviklet en ny metode for regionale geokjemiske analyser: nemlig bruken av flomsedimenter (Bogen, Ottesen og Bølviken, 1992).

2.3.2 Geokjemisk analyse av flomslettedsedimenter

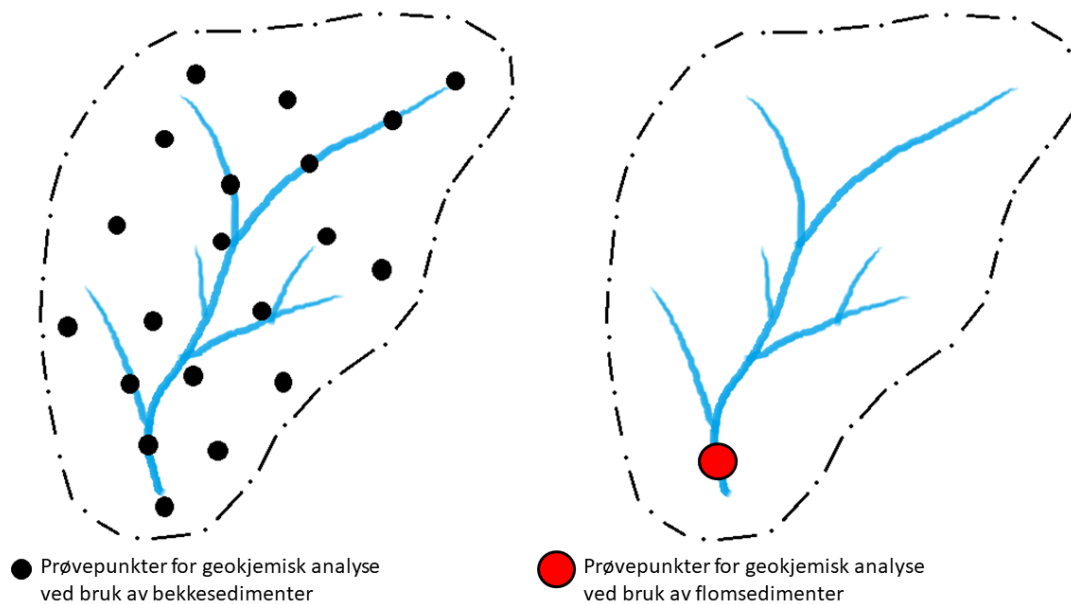
Flomsedimenter avsettes i forbindelse med variabel vannføring i elver og bekker. Under en flom kan vannstanden overstige elvebredden og flomme ut over omliggende områder. Sletter som overflommes kalles flomsletter. Dette er illustrert i Figur 1. Selv i moderate store bekker kan vannstanden stige med flere meter og dekke store landområder (NGU, 2018b).

Flomsletter forekommer ofte i forbindelse med meanderende elver. Suspendert materiale vil fraktes med vannet og akkumuleres, spesielt under vannets tilbaketrekning ved siste fase av flomhendelsen. Ettersom vannhastigheten på flomslettene er forholdsvis lav vil ikke tidligere akkumulert materiale bli omrørt. Samtidig vil det føre til en vertikalt avsetning av flomsedimenter (Bølviken *mfl.*, 2004). Det akkumulerte materialet vil inneholde både naturlige og antropogene giftstoffer (NGU, 2018b).



Figur 1: Viser sedimentavsetningene under en flomhendelse. Figur modifisert fra Rogers (2008).

Den geokjemiske sammensetningen av flomsedimenter har blitt brukt aktivt i flere europeiske land etter at Ottesen *mfl.* (1989) først skrev om metoden. Studien konkluderte med at metoden ga flere fordeler enn geokjemisk analysering av bekkersedimenter, blant annet ved å bedre representere geokjemien i hele nedbørsfeltet (Ottesen *mfl.*, 1989). Senere studier har sagt seg enig i denne påstanden (Bogen, Ottesen og Bølviken, 1992; Swennen *mfl.*, 1998; Bølviken *mfl.*, 2004). Disse studiene hevder at den store vannmengden under flomhendelser vil aktivere flere sedimentkilder, som gjør at materialet i én enkelt prøve har opphav i flere sedimentkilder. Aktiviseringen foregår ved at intenst regn utløser skred, fjerner vegetasjon som har en bindende effekt på sedimentene, og generelt utsetter større andel sedimenter for erosjon (Bølviken *mfl.*, 2004). Flomsedimenter kan prøvene tas med lavere tetthet enn bekkersedimenter som fører til lavere kostnader per arealenhet, illustrert i Figur 2. Samtidig finnes det i alle vassdrag med en viss variasjon i vannstanden (Bogen, Ottesen og Bølviken, 1992).



Figur 2: Ved å bruke flomsedimenter som et verktøy for regional geokjemisk analyse, vil ett enkelt prøvepunkt representere mange prøvepunkter av aktive fluviale sedimenter. Figuren er modifisert fra Bølviken mfl. (2004).

For å få en sedimentprøve som er representativ for alle diskrete kildene innenfor nedbørsfeltet, må materiale fra flere flomhendelser samles. En kombinert prøve vil inneholde sedimenter fra kilder som har vært aktive til ulike tider (Bogen, Ottesen og Bølviken, 1992). Den vertikale avsetningen av flomsedimenter skaper en profil der hver flom er representert av et sedimentlag, med yngre flomhendelser øverst og eldre lengre ned i profilet. Dette gjør det mulig å få en historisk oversikt over kjemisk og mineralogisk sammensetning under tidligere flommer (Sanjuán mfl., 2014). Innholdet i flomsedimenter består i hovedsak av naturlig materiale, men i urbane områder vil sedimentene inneholde forurensning fra antropogene kilder. Vanligvis viser jordprofilet en vertikal trend der det blir mer forurensning høyere opp som følge av antropogen forurensning. Dette er en konsekvens av aktiviteter i nyere tid både fra økt industrialisering og økt populasjon. Lengre ned fra overflaten finnes uberørt materiale som reflekterer den kjemiske sammensetningen til det naturlige, preindustrielle miljøet (Bogen, Ottesen og Bølviken, 1992). Den totale tykkelsen på flomsediment kan være opptil flere meter (NGU, 2018b).

Materialet avsatt under flomhendelser er karakterisert som finkornige sedimenter. Rundt 90-99% av mineralkornene stammer fra bergartsfragmenter, der mesteparten har en diameter mindre enn 0,2 mm (NGU, 2018b). Det kan antas at sedimentmengden er størst i nærheten av elveleiet, noe som vil øke sjansen på å finne et godt vertikalt profil. Noen studier viser til at konsentrasjonen av metaller vil være størst i samme området (Langedal, 1996), mens andre

studier påpeker at grovere kornstørrelse som følge av høyere energi, fører til en lavere andel metaller ettersom de ofte kan være svært finkornig (Middlekoop og Asselman, 1995).

Det finnes unntak som fører til vertikale variasjoner i jordprofilen. En spesielt sterk flom kan føre til endringer i sedimentasjonen ved omrøring eller erosjon av tidligere avsatte sedimenter. I tillegg kan sekundære hendelser som utvasking av mineraler, kjemiske reaksjoner eller biologiske aktiviteter komplisere analysene. Flere studier viser til at de laterale variasjonene i elementinnholdet på flomsletter vil være små. Edén og Björklund (1994) analyserte 49 ulike flomsletter i Norge, Sverige og Finland og konkluderte med at den laterale variasjonen er neglisjerbar.

2.3.3 Geokjemisk analyse av jord

Jordsmonn er et resultat av forvitring av berggrunn, nedbrytning av organisk materiale og avsetning av transportert materiale. Generelt sett består sammensetningen av ~45 % mineraler, ~5 % organisk materiale og ~50 % porerom. Porene inneholder ulike mengder vann og luft. Mineralinnholdet i jord er varierende, men domineres av leirmineraler og kvarts, samt mindre mengder feltspat og små bergartsfragmenter (Earle, 2015). Strukturen og innholdet i jord defineres i stor grad av geologien (USDA, 2017). Dette var årsaken til at systematiske prøvetaking og analyser av jord tidlig var kjent for å være en enkelt og relativt pålitelig metode innenfor geokjemi. Spesielt med tanke på påvisning av mineralforekomster. Under normale forvittringsforhold og jorddannelse, vil sporelementer fra berggrunnen påvirke sammensetningen i omkringliggende jordlag. Liknende prosesser forekommer også i underjordiske malmforekomster, og kan føre til høye konsentrasjonen av sporelementer i overliggende jordsmonn (Bradshaw og Thomson, 1979).

Større studier av jordsmonn har blitt brukt innenfor landbruk. Jordundersøkelser i forbindelse med landbruk ble foretatt for å hjelpe bønder med å finne hvilke jordtyper som var tilpasset hvilke avlinger (USDA, 2017). The U.S. National Cooperative Soil Survey (NCSS) har drevet systematiske studier av dette mediet i over 100 år (Burt, Wilson og Lee, 2006), mens «Geochemical mapping of agricultural soils and grazing land of Europe» (GEMAS) har foretatt omfattende undersøkelser i Norge og Europa (NGU, 2008b; Fabian *mfl.*, 2014; Saaltink *mfl.*, 2014).

Prøvetaking av jordsmonn til miljøundersøkelser har hatt en økende bevissthet og aksept av menneskers påvirkning på jordsmonnet. Tidligere er dette noe som ble ansett for å være neglisjerbare i forhold til naturlige prosesser (USDA, 2017). I 1994 ble det gjennomført en geokjemisk kartlegging av jordmateriale i Trondheim (Ottesen, Almklov og Tijhuis, 1995). Studien hadde tre mål:

- i) å vurdere påvirkning av ulike kilder
- ii) å fungere som et grunnlag for senere overvåkingsprogrammer
- iii) å gi en database for evaluering av farer for miljøhelsefare

Et annet utfall av jordundersøkelser i Trondheim ble opprettelse av regler for håndtering av jord fra byområder (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010). Ved grave- og byggearbeid er det lovpålagt å vurdere i hvilken grad massene er forurenset. Ved mistanke om forurensning skal det utføres undersøkelser for å kartlegge omfanget av forurensningen (Lovdata, 2009; Andersson *mfl.*, 2011).

I en geokjemisk studie kan det være ønskelig å prøveta øvre jordlag, hovedsakelig organisk jord, og underliggende jordart, hovedsakelig mineraljord. Organisk jord omfatter løsmateriale med stort humusinnhold, og kan i urbane områder være påvirket av antropogene prosesser. Mineraljord er dannet ved forvitring av fjellgrunnen (Bratberg, 2015) og kan fortelle om geologien i regionen. Ved prøvetaking av bestemte intervaller oppover et jordprofil er det mulig å både kartlegge antropogen forurensning og naturlig geokjemi i mineraljorden. Prøvetaking av jord er det mest brukte mediet i urbane områder (Johnson *mfl.*, 2011).

Johnson *mfl.* (2011) samlet en rekke studier der prøvetaking av overflatejord eller matjord viste seg å være den vanligste metoden for geokjemisk kartlegging. The British Geological Survey (BGS) samler rutinemessig prøver fra tre dybder for urbane geokjemiske undersøkelser: 0-2 cm (overflatjord), 5-20 cm (matjord) og 35-50 cm (profiljord). For prøvetaking i regionale geokjemiske undersøkelser av bakgrunnsverdier brukes overflate- og profilprøver. Organisk materiale vil påvirke fordelingen av sporstoffer. Derfor blir overflatejord og rotsonen, representert ved de øverste ~5 cm, ofte ikke samlet inn ved. Humusrik overflatejord i skogsområder bør unngås av samme grunn. Locutura og Bel-lan (2011) konkluderer med at geokjemiske analyser av jordprofiler er en bra metode for å skille historisk og akkumulert forurensning (Johnson og Demetriades, 2011).

2.4 Forurensning i byer

Det er antatt at mer enn halvparten av verdens befolkning lever i byer og tettsteder. I 2014 bodde 73% av den europeiske befolkningen i byer (FN, 2014). Disse urbane områdene inneholder en rekke antropogene aktiviteter som fører til spredning og avsetning av miljøgifter (Johnson *mfl.*, 2011). En av de største helse- og miljøfarene er utslipp og akkumulering av tungmetaller, som kobber, bly, sink, kadmium, nikkel, vanadium og krom, samt arsen (Kelly, Thornton og Simpson, 1996; Ottesen *mfl.*, 2000). Utslipp av tungmetaller kan settes i forbindelse med gruvedrift, smelteverk, industriell produksjon, oppvarming, forbrenningsanlegg, kull- og oljefyrte kraftverk, gjødsling, samt bensin- og dieseldrevne kjøretøy (Albanese og Breward, 2011). Tabell 6 inneholder en oversikt over kilder for aktuelle miljøskadelige grunnstoffer i bebygde strøk

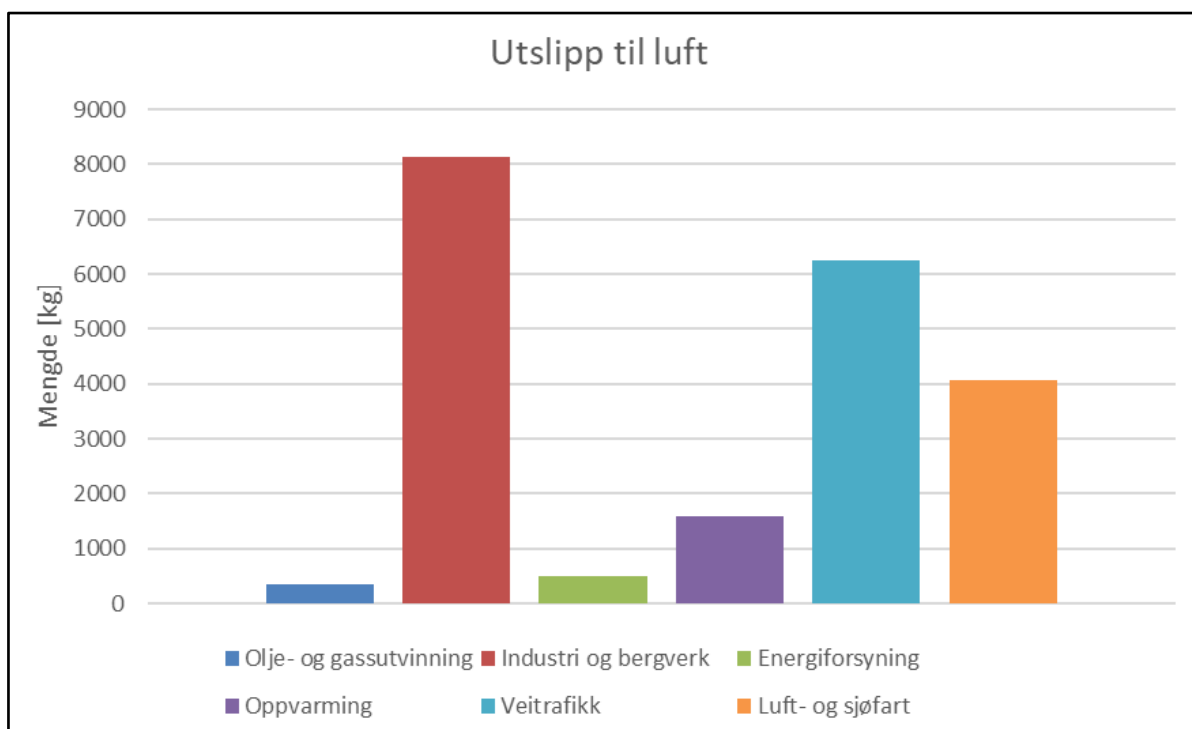
Tabell 6: Viser typiske forurensningskilder i byområder med potensielle miljøgifter som er aktuelle for denne oppgaven. Data er hentet fra (Mortvedt, 1996; Aucott, 2006; Albanese og Breward, 2011; Moe, 2015).

Kilde	Miljøgifter
Metallurgisk industri	As, Cd, Cr, Ni, Pb og Zn
Elektronikk	As, Cd, Cu og Ni
Keramikk, glass	Pb
Trafikk	Ba, Cu, Pb, V og Zn
Maling	Pb og Zn
Byggemateriale	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn
Avfallsdeponi	As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni og Zn
Impregnert trevirke	As, Cr, Cu
Gruveindustri	As, Cd, Cr, Ni, Pb og Zn
Gjødsel	P, Mg, Ca, Cd
Kloakk	Cr
Forbrenningsprosesser	
- Avfall	Cd og Pb
- Fossilt brennstoff	As, Ba, Cd, Cu, Cr, Pb, Ni og Zn

Mange europeiske byer har en lang historie med industrialisering og urbanisering, som har resultert i utslipp og spredning av miljøgifter (Albanese og Breward, 2011). Spredning kan foregå både gjennom luft, vann og grunn.

2.4.1 Luftforurensning

Luftforurensning skyldes lokale, regionale eller globale utslipp og er den vanligste spredningsveien for miljøgifter i urbane områder (Albanese og Breward, 2011). I 2016 var industri og bergverk den største kilden for utslipp av tungmetaller til luft i Norge, etterfulgt av vei-, og luft- og sjøtrafikk. Dette er vist i Figur 3. Oppvarming, spesielt ved bruk av vedfyring, samt bygg- og anleggsvirksomhet er også store bidragsytere. Luftforurensning fra industri kommer fra forbrenningsprosesser, som for eksempel krematorier, avfallsanlegg, oppvarming og smelteverk (Andersen og Nestaas, 2018).

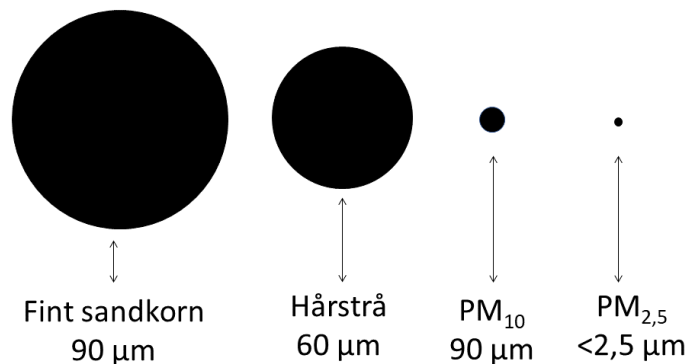


Figur 3: Viser total mengde utslipp av tungmetaller til luft i Norge fra diverse kilder. Data er hentet fra SSB (2018c).

I byområder oppstår de største helseproblemene som følge av utslipp fra lokale kilder, der veitrafikk anses for å være hovedaktøren (Miljødirektoratet, 2019b). Forurensningen transporteres gjennom luften i form av svevestøv, altså små luftbårne partikler som varierer i størrelse og sammensetning. Opphavet til svevestøv kan være både antropogent og naturlig. Antropogent svevestøv stammer hovedsakelig fra veitrafikk, firing og industri, mens naturlig svevestøv dannes ved jorderosjon, skog og gressbranner, vegetasjon, sjøsprøyt med saltpartikler, sandstormer og vulkanutbrudd (European Environment Agency, 2012; Miljødirektoratet, 2017d). De viktigste partikkelstørrelsene deles inn i fire grupper:

- $PM_{0,1}$ (ultrafin fraksjon, $0,1 \mu M$)
- $PM_{2,5}$ (finfraksjonen, $2,5 \mu M$)
- $PM_{10-2,5}$ (grovfraksjonen $2,5-10 \mu M$)
- PM_{10} (grovfraksjon + finfraksjon, $10 \mu M$) (Miljødirektoratet, 2017d).

Figur 4 illustrerer størrelsesordenen til partikler i PM_{10} - og $PM_{2,5}$ -fraksjonene sammenliknet med størrelsen til et typisk sandkorn og hårstrå.



Figur 4: Viser en typisk størrelse for et sandkorn og hårstrå, sammenliknet med fraksjoner innenfor PM_{10} og $PM_{2,5}$. Bildet er hentet fra Miljødirektoratet (2019).

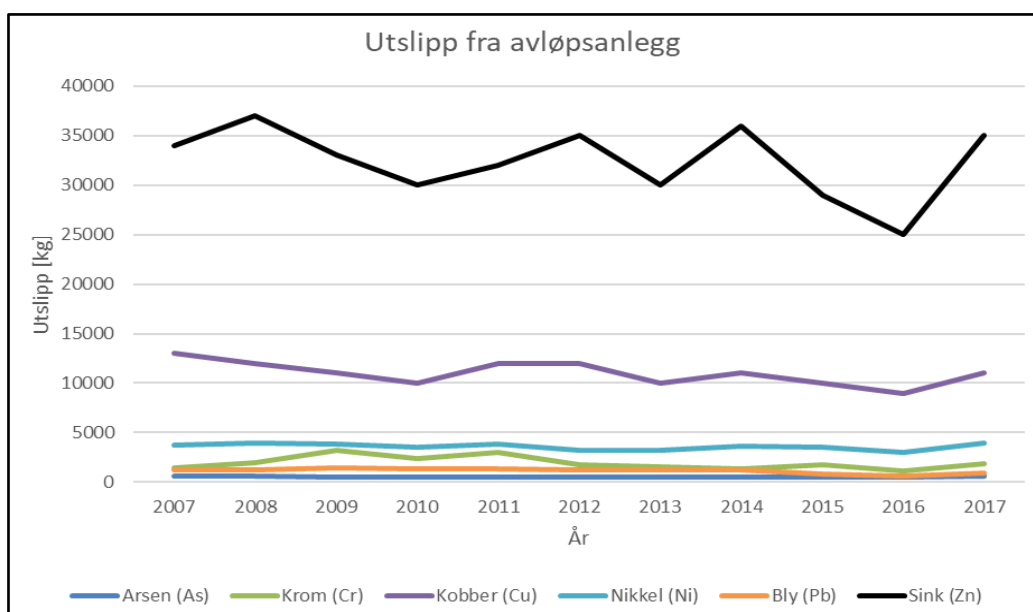
Mekanisk slitasje genererer mesteparten av grovfraksjonene, som består av mineraler og metaller, samt noe biologisk materiale som pollen. Typiske kilder til PM_{10} -fraksjoner er asfalt-, bremse- og dekkslitasje, strøsand, vedfyring, industri og langtransporterte bidrag. Konsentrasjon av tungmetaller innenfor denne klassen anses for å være relativt høy. Dette gjelder blant annet kobber, sink, bly og kadmium. Tabell 7 viser innhold av metaller i prøver av veistøv fra Strindveien i 1995. Ultrafin- og finfraksjonene, $PM_{0,1}$ og $PM_{2,5}$, domineres i hovedsak av forbrenningspartikler. Partiklene består av en karbonkjerne med kondenserte hydrokarboner, samt spor av metallisk aske. Vedfyring, eksosutslipp, industri og langtransporterte bidrag er hovedkildene til $PM_{2,5}$ -fraksjoner. Fraksjonen $PM_{2,5}$ er i større grad dominert av mineralpartikler (Frengstad, 2018). Akkumulering av luftbåren forurensning gir en opphopning av forurensning på harde flater, jordsmonn, vegetasjon, overflatevann og grunnvann (Albanese og Breward, 2011).

Tabell 7: Syreløselig innhold (mg/kg) i fraksjonen PM10 i prøver av veistøv i Strindveien i Trondheim. Kolonnen til høyre inneholder normverdiene. * Forbud mot bly i bensin kom samme år som prøvene ble tatt. Tabellen er hentet fra Ulvang (1995) via Frengstad (2018).

Element	Strindveien	Normverdi
Arsen	19	8
Bly	116	60
Kadmium	2	1,5
Kobber	973	100
Krom (total)	84	100
Nikkel	61	75
Sink	709	200

2.4.2 Vannforurensning

Spredning av forurensning i bebygde strøk kan også foregå via nedbør, overflatevann, sigevann, eller i elver og bekker. Overvann som følge av nedbør kan plukke med stoffer fra flater og jord under drenering. Urbane områder består av impermeable overflater, som fører til en økt avrenning og dermed spredning over større områder (Moe, 2015). En konsekvens av dette er oppsamling av forurensning i vannmagasiner (Wyman og Stevenson, 1991; Albanese og Breward, 2011). Utløpsrør fra renseanlegg, fabrikker, dreneringssystemer eller byggeplasser kan ha direkte utslipp av miljøgifter i naturen. Total mengde utslipp av tungmetaller fra kommunale avløpsanlegg er vist i Figur 5, der innholdet av sink høyst, etterfulgt av kobber.



Figur 5: Viser utslipp av miljøgifter fra kommunale avløpsanlegg. Data er hentet fra SSB (2018).

Avskalling av maling er en annen forurensningskilde (Moe, 2015). Sigevann fra avfallsdeponier kan inneholde tungmetaller og andre skadelige stoffer. I tilfeller der urensset sigevannet og lekker ut i elver, fjorder eller avløpsnett, kan det medføre forurensning og redusert kvaliteten på lokale vannforekomster (Miljødirektoratet, 2017b). Bruken av gjødsel til landbruk kan være problematisk av flere grunner. Tilførsler av fosfor og nitrogen kan gi overgjødsling med økt begroing og forbruk av oksygen i vann. Av tungmetallene er det i hovedsak avrenning av kadmium som knyttes til gjødsel (Nøst, Fremstad og Thingstad, 2007), men det kan også inneholde andre tungmetaller som arsen, kobolt, nikkel og bly (Curtis og Smith, 2002).

Spredning fra deponier skjer i all hovedsak ved at regnvann eller overflatevann kommer i kontakt med deponerte masser. Giftstoffer fra massene bindes til vannet og blir fraktet gjennom permeable lag i deponiet (Roset, 2014). I forbindelse med anleggsarbeid kan utvasking av forurensning komme fra blant annet sprengstoff, i tillegg til avrenning og forbrenningspartikler fra maskinparken som brukes. I nærheten til veianlegg kan avrenning fra biler, bildekk og veidekke påvirke vann. Salting av veien fører til spredning av natriumklorid (Statens vegvesen, 2018a). Flere studier har påvist at avrenning fra gruveindustrien i Norge kan ha negative konsekvenser for kvaliteten til vannforekomster (Grande og Romstad, 1989; Hylland *mfl.*, 1998; Statens forurensingstilsyn, 2009). Fra norsk gruvevirksomhet er avrenning av kobber, sink, kadmium, bly, jern og nikkel de meste aktuelle metallene (Statens forurensingstilsyn, 2009).

2.4.3 Grunnforurensning

Jordsmonn og grunnmasser i byer utsettes for konstant forurensning enten ved direkte utslipp eller som følge av akkumulering fra avrenning eller luftbårne partikler (Galitskova og Murzayeva, 2016). Forurensning i grunnen kan dermed ha utgangspunkt i de fleste forurensende aktiviteter. Tidligere utslipp fra industri og annen næringsvirksomhet samt utlekking fra gamle avfallsfyllinger er de viktigste årsakene til forurensninger i grunnen (Miljødirektoratet, 2019a).

Tettbebygde strøk består av alt fra relativt uberørt jord til fullstendig menneskeskapt jord. I mange byer består grunnmassene av byjord. Dette er masser som har blitt gravd, flyttet og gjenbrukt siden byens opprinnelse (Jartun, 2008). De består av bygningsrester, brannrester,

husholdningsavfall, industriavfall, tilkjørte gravemasser, samt noe lokal naturlig jord. Med det varierte innholdet og forurensning over lang tid, kan urbane grunnmasser inneholde mange forskjellige miljøgifter. Under rivning, lagring, transportering og deponering av masser bidrar til en spredning av forurensede massene (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010). De mest problematiske miljøgiftene i byjord er arsen, bly, kadmium, kobber, sink, krom og nikkel (Wei og Yang, 2009; Trondheim kommune, 2019). Forvitring av bygningsmasser, som betong, murpuss og fugemasser, vil forurense omkringliggende grunn (Moe, 2015). Det samme gjelder hyppig bruk av plantevernmidler og gjødsel i hager, parker og landbruk (Revitt *mfl.*, 2004; Albanese og Breward, 2011). Langvarig påføring av gjødsel i landbruket fører til oppkonsentrering av miljøgifter. Flere studier har påvist akkumulering av tungmetaller i hager, der blant annet en økende blykonsentrasjonen kan ses i sammenheng med en økende alder på bolig (Davies, 1977; Thornton *mfl.*, 1985; Thornton, Bullock og Gregory, 1991).

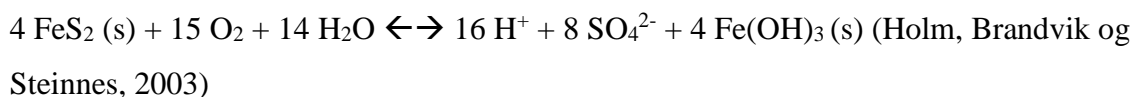
2.5 Forurensning fra kullgruver

Kull er det fossile brenselet med lengst brukshistorikk, med funn i Kina og Wales datert til 3000 f.Kr. Forbruket og etterspørselen av kull økte voldsomt under den industrielle revolusjonen i Europa på slutten av 1700-tallet (Cleveland og Morris, 2013). Siden starten av det 21-århundre har kull vært den raskest voksende globale energikilden. Rundt 40 % av verdens energiproduksjon er i dag basert på kull. Økning i forbruket de siste tiårene skyldes økonomisk vekst i utviklingsland, hovedsakelig Kina (IEA, 2014). Forbrenning av kull gir mange økonomiske fordeler og spiller en viktig rolle i en rekke prosesser, blant annet kraftproduksjon, samt i jern-, sement- og stålindustrien. Fra et miljøperspektiv er derimot utvinning og forbrenning av kull problematisk. Forbrenningen resulterer i utslipp av store mengder forurensende stoffer. I tillegg til dannelsen av skadelige gasser som CO₂, SO_x, NO_x, kan kull føre til en forsuring av vann og grunn, samt mobilisering av skadelige sporstoffer (Behera, Kumari og Meikap, 2018).

Kullgruvedrift kan medføre miljøproblemer i forbindelse med kullager, berghald, skeidestein, kullstøv og grovavfall (Hansen og Danielsberg, 1998). Under utvinning av kull fjernes sidebergarter med lavt kullinnhold (<30%). Avfallsmaterialet blir vanligvis deponert i nærheten som berghald, som vil si hauger av gråberg og fattig malm (Nordstrom og Alpers,

1999; Rui, 2018). Skeidestein er avfallet etter rensing av kullet, som kan gjøres manuelt i gruveutgangen eller maskinelt i et oppredningsverk.

Miljøproblemer rundt kullgruveområder er i stor grad knyttet til sulfidinnholdet i berghaldet og skeidesteinen (Hansen og Danielsberg, 1998). Under kontakt med oksygen, vann og bakterier kan sulfidmineralene i avgangsmassene oksideres (Askaer *mfl.*, 2008). Dette resulterer i dannelse av svovelsyre, andre sulfatforbindelser og mineraler, samt en senkning av pH-verdien. Hovedsakelig gjelder dette svovelkis (FeS_2) (Miljødirektoratet, 2015), men oksidasjon av jernspat (FeCO_3), and ankeritt ($\text{Ca}(\text{Fe},\text{Mg},\text{Mn})(\text{CO}_3)_2$) kan også føre til en forsurening (Granberg, Ask og Gabrielsen, 2017). I det sure miljøet kan det skje en utlekking av sporstoffer som tidligere var bundet til berg. Høye konsentrasjoner av jern, aluminium og mangan, samt tungmetaller som nikkel, sink, kadmium og bly i sigevannet er vanlig rundt kullgruver (Elberling *mfl.*, 2007). Avrenning av surt ($\text{pH}<4$) og metallrikt sigevann kalles «acid mine drainage» (AMD) (Askaer *mfl.*, 2008). Den kjemiske reaksjonen som fører til AMD er:



Det kan også pågå forvitningsreaksjoner ved nøytrale pH-verdier, men disse vil vanligvis forløpe tregere enn ved lave pH-verdier. Sigevann med nøytrale pH-verdier kan derfor være anriket av tungmetaller (Miljødirektoratet, 2015). Geokjemiske forvitningsprosesser kan være tilsvarende i naturlige avsetninger som i avsatte gruvemasser med tanke på oksidasjon og oppløsning. Derimot kan hydrologien, reaksjonshastigheten og de miljømessige konsekvensene være annerledes. Geokjemiske reaksjoner vil foregå raskere i gruveområder som følge av:

- i) Større tilgjengelighet av oksygen gjennom utgravde gruvesjakter, avfall og slam
- ii) Større overflateareal i utgravde gruvesjakter, avfall og slam
- iii) Annerledes sammensetning av gruveslam som et resultat av mineralbehandling (Nordstrom og Alpers, 1999)

Forvitningsprosessene foregår både i aktive gruver og i tidligere deponerte masser. Høye konsentrasjoner av sulfat og tungmetaller finnes i overflatevann, grunnvann eller sedimenter selv lenge etter at gruve drift er avsluttet. Avrenning av sigevannet, skred eller erosjon gjør at forurenset materiale sprer seg. Med en pH-konsentrasjon mellom 2-4, samt høy

konsentrasjon av giftige metaller, kan nærliggende områder og vassdrag bli forurenset (Nordstrom og Alpers, 1999).

I tillegg til miljøproblemer relatert til avgangsmateriale, vil kullgruver legge igjen store mengder kull både i umiddelbar nærhet til gruen og under transporter. Dannelsen av kullstøv utgjør miljø- og helsemessige farer (Thornton, 1990) på samme måte som annet svevestøv og kan bli absorbert av vegetasjon (Ghose og Majee, 2007). For mennesker kan kullstøv påvirke luftveiene ved å redusere lungefunksjonen og endre lungevevet (Marcus og Finkelman, 1997 via Finkelman og Gross, 1998).

Tidligere har det vært antatt at arktiske miljøer er ideelt for deponering av gruveavfall. Det kjølige og forholdsvis tørre klimaet bremser biologiske og kjemiske prosesser.

Tilstedeværelse av permafrost reduserer migrasjonen av forurensende stoffer. Studier har imidlertid dokumentert at temperaturer under 0 °C ikke vil forhindre kjemiske og biologiske prosesser fullstendig. Både bakteriedannelse og oksidasjon kan forekomme (Elberling, Schippers og Sand, 2000; Elberling, 2001, 2005; Askaer *mfl.*, 2008). Varmeproduksjon som følge av oksidasjon gjør at deponimasser kan beholde en temperatur på rundt 5 °C året rundt til tross for gjennomsnittstemperatur på under -5 °C (Elberling *mfl.*, 2007). Likevel vil AMD være begrenset mesteparten av året, og de observerte miljøpåvirkningene er først og fremst relatert til sommeren (Elberling *mfl.*, 2007). Dette sammenfaller med den korte arktiske vegetasjonsperioden og forsterker vegetasjonsproblemer rundt kullgruveavfall. Mer enn halvparten av gruveavfallsdeponiene på Svalbard har blitt karakterisert som potensielle miljøfarer som krever videre undersøkelse (Hansen og Danielsberg, 1998).

2.6 Proglasiale og meandrerende elver

2.6.1 Proglasiale elver

Proglasiale elver har utgangspunkt i smeltevann fra isbreer. Sekundære kilder som nedbør og mindre sidebekker spiller en viktig rolle i vannmengden (Marren, 2004). Studier og modeller viser at elvene er bygget opp av kanaler, skureflater, store elvebanker, samt rester etter tidligere elvebanker (Sheets, Hickson og Paola, 2002; Lunt og Bridge, 2004; Gardner, Ashmore og Leduc, 2018). Proglasiale elvesystemer er svært forskjellige fra de som ligger i de fleste bebodde områder på jorda. Elvene er fullstendig frosset mesteparten av året, men under smelteperioden, fra sen vår og gjennom sommeren, kan elvene fylles med smeltevann. På grunn av en svært skiftende geomorfologi blir de ofte karakterisert som forgrenete elver

(Kociuba, Janicki og Dyer, 2019), eller «sandur». Sandur er opprinnelig et islandsk ord og betyr vifteformet slette eller dalfylling av breelvmateriale (NGU, 2015b).

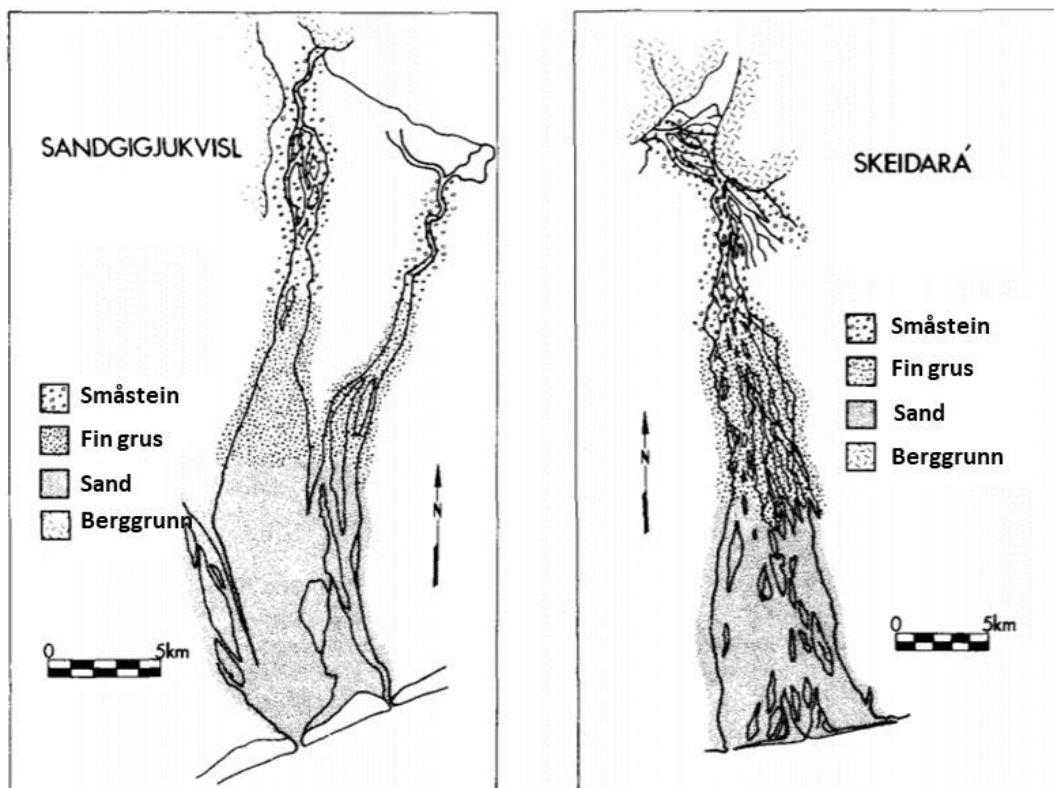
Forgrenede elver er en vanlig avsetningsform i arktiske områder, der proglasiale elvesystemer frakter store mengder sedimenter ut i vide u-daler med lav gradient. Figur 6 viser hvordan Endalselva på Svalbard forgrener seg ut i flere kanaler i dalbunnen. Sedimenttransporten består av grov bunntransport som fører til dannelsen av stadig nye kanaler adskilt fra hverandre (Park, 2007). Når store mengder med materiale som er erodert i kildeområdet fraktes ut i løpet av den korte smelteperioden som finnes i det arktiske klimaet, vil transportkapasiteten til elven overskrides. Spesielt gjelder dette på dagtid når ablasjonen på isbreer er størst. Alt fra breslam til blokker vil transporteres nedover elven. Grove fragmenter blir fraktet i perioder der vannstrømningen er større. Etter endt smelteperiode vil blokker, steiner og andre fragmenter bli liggende og blokkere elveløpet. Dette gjør at elven forskyves lateralt på leting etter nye kanaler (Marren, 2004). Etersom sedimenttilførselen er enorm, er vannføringen den kontrollerende faktoren for transport av grovere partikler (Baewert og Morche, 2014).



Figur 6: Bilde av Endalselva i Endalen, som er en forgrenet proglasial elv med utgangspunkt i smeltevann fra to isbreene Nordre Bayfjellbreen og Bogerbreen.

Gjentagende bytting av elveleie gjør at systemet på et eller annet tidspunkt vil dekke hele dalbunnen (Piepjohn *mfl.*, 2012). Geomorfologien bestemmes av topografien og geometrien i kanalene, akkumulasjon av fragmenter, og dannelse av elvebanker (Bridge og Lunt, 2006; Van De Lageweg, Van Dijk og Kleinhans, 2013; Gardner, Ashmore og Leduc, 2018).

Proglasiale elver kan ofte bestå av én eller noen få kanaler proksimalt til isbreen. Det innsnevrede elveløpet skyldes at vannføringen er størst høyt oppe, og kun de groveste fragmentene vil akkumuleres. Dannelsen av blokkeringer i kanalen vil være minimal, og elven vil ikke forskyves lateralt. Nedover i elvesystemet vil fragmentstørrelse og mengde minske i korrelasjon med avtagende vannføring og gradient. Først vil det danne seg et forgrenet område bestående av grove fragmenter, deretter finere fragmenter. Figur 7 viser hvordan sedimentfordelingen foregår nedover et elveløp. I de distale områdene av elvesystemet vil kun de minste partiklene, som breslam, silt og leir være i suspensjon. Denne finkornige avsetningen gjør det mulig med dannelse av vegetasjon, som gress og myrull. Med mindre en elvebank er totalt uberørt av aktive elvekanaler, vil ikke denne type vegetasjon dannes i de proksimale områdene på grunn av mangel på nødvendig finkornig materiale (Boothroyd og Nummedal, 2009).

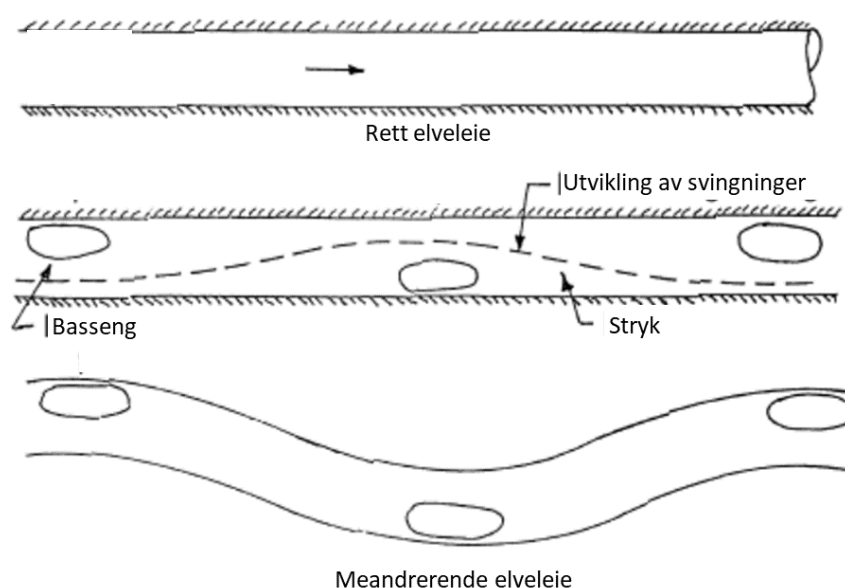


Figur 7: Viser sedimentfordelingen i to forgrenede elver på Island. Partikkelstørrelsen er størst øverst, og avtar nedover elveleiet. Figuren er modifisert fra (Boothroyd og Nummedal, 2009).

Kompleksiteten på proglasiale elver gjør det nødvendig med en grundig forundersøkelse og god forståelse av sedimenttransport i elva for å finne optimale prøvelokaliteter. Studien til Bogen, Ottesen og Bølviksen (1992) av elver i Vest-Europa viste at forgrenete elver ofte er tynne og spredt utover et større område, og at alderen på kanalene vil variere. Likevel vil det være mulig, med nok kunnskap om sedimentologien, å skille mellom eldre og nyere avsetninger (Bogen, Ottesen og Bølviken, 1992).

2.6.2 Meandrerende elver

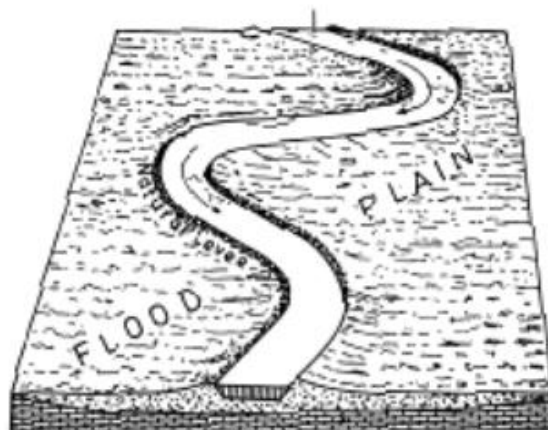
En meandrerende elv består av en enkelt kanal med stadige svingninger, kalt meandrere. Elveformen er vanlig i områder med lav gradient og underlag dekket med homogene løsmasseavsetninger. Meandere dannes ved at det oppstår konvekse og konkave svingninger i elven på tvers av strømrretningen. Dette kan forekomme i forbindelse med dannelse av dype og grunne partier i elven, såkalt stryk- og bassengsekvenser, eller avsetning av banker. Figur 8 viser omdanningen fra en rett elv til en meandrerende elv. Forandringene fører til variasjon i hastigheten innad i elveleiet som forårsaker erosjon og avsetning (Garde, 2006), som vil bli ytterligere forsterket etter hvert som svingningene utvikles. I yttersvinger får vannet høy hastighet og vil erodere. Samtidig er hastigheten i innersvinger lav, som gjør at materialet avsettes som innersvingsbanker (point bars) (SNL, 2018). Dette fører til stadig større svingninger dersom massene er eroderbare (Garde, 2006). Etter lengre tid kan elven bryte gjennom en sving og den tidligere buktningen blir til et bueformet tjern, kalt kroksjø.



Figur 8: Dannelse av bassenger og stryk innad i et elveleie kan forklare meandring. Bildet er modifisert fra Garde (2006).

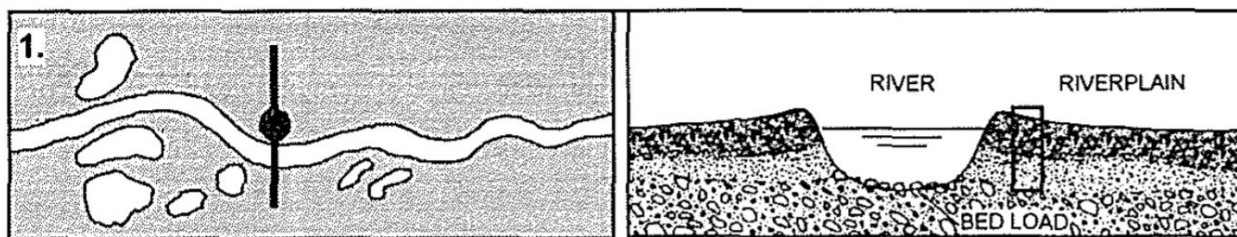
Generelt sett vil meandrenes størrelse vokse med størrelsen på elven (SNL, 2018). Svingene kan forekomme enten regelmessige eller uregelmessige som følge av skiftende forhold i strømning, gradient, sedimentmengde og litologi (Garde, 2006).

Dannelsen av naturlige levéer er typisk for meandrerende elver. Naturlige levéer er forhøyninger dannet ved avsetning av materiale langs elveløpet, som oftest under flomhendelser (Mæhlum, 2018). Når elvebredden overskrides vil hastigheten på vannstrømningen og bærekapasiteten reduseres. Dette resulterer i avsetning av grove sedimenter og dannelse av en forhøyning som gradvis avtar med avstanden fra elveløpet. Som nevnt forekommer meandrerende elver ofte i områder med lav gradient, og vannhastigheten er lav utenom i yttersvinger. Dette gjør at den vertikale erosjonen er lav i forhold til den laterale erosjonen, som igjen fører til en utvidelse av dalbunnen og dannelse av flate omkringliggende sletter, kalt flomsletter. Dette er vist i Figur 9. Levéer skiller ofte elveleier fra flomsletter (Garde, 2006).



Figur 9: Viser plasseringen av flomslette og levé tilknyttet en meandrerende elv (Garde, 2006).

Geokjemiske undersøkelser i meandrerende elver er godt dokumentert. Studier fra Bogen, Ottesen og Bølviken (1992) har vist at meandrerende eller rette elveleier har områder med både nyere og preindustrielt materiale. Dette forekommer på strekninger med spesielt lav vannhastighet. I Vest-Europa har et stort antall flomsletter i tilknytning til meandrerende elver blitt undersøkt (Bogen og Ottesen, 2006). For geokjemiske analyser av flomsedimenter i meandrerende elver er det anbefalt å prøveta sedimenter fra innersvingen i elveløpet, der hastigheten på vannet er lavest og materiale blir avsatt (Bogen, Ottesen og Bølviken, 1992). Dette er illustrert i Figur 10.



Figur 10: Viser anbefalt prøvetaking av sedimenter langs meandrerende elver (Bogen, Ottesen og Bølviken, 1992).

2.7 Blyisotop

Bly har fire stabile isotoper i naturen: ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb og ^{208}Pb . De tre sistnevnte isotopene er radiogene og dannet under nedbrytning av henholdsvis ^{238}U , ^{235}U og ^{232}Th (Saint-Laurent *mfl.*, 2010). ^{208}Pb er den vanligste blyisotopen og utgjør 52% av total mengde. Deretter kommer ^{206}Pb med 24%, ^{207}Pb med 23% og ^{204}Pb som utgjør 1% (Komárek *mfl.*, 2008).

I årene etter 2. verdenskrig ble det publisert en rekke artikler angående bruk av blyisotoper, hovedsakelig av den amerikansk forskeren Claire Patterson og medarbeidere (Moorbath og Vokes, 1963). I 1956 skrev Patterson en artikkel kalt «Age of meteorites and earth» der han tok i bruk disse blyisotopene til å bestemme alder på meteoritter (Patterson, 1956). Siden den gang har et stort antall geokjemikere tatt i bruk blyisotop-metoden, spesielt med måling av blyforurensning i naturen. Et stort problem innenfor miljøundersøkelser er knyttet til identifikasjon av forurensningskilden. Blyisotoper er spesielt effektive for å bestemme de ulike kildene til blyforurensningen, samt størrelsen på bidraget fra disse kildene.

Sammensetningen av blyisotoper vil ikke bli påvirket i en målbar grad av fysiske eller kjemiske prosesser (Bollhofer og Rosman, 2001; Saint-Laurent *mfl.*, 2010).

Analyser med massespektrometer av blyisotoper resulterer i et tall, kalt intensitet (counts), som representerer antall atomer av hvert isotop i prøven. Det første steget ved analyse av blyisotoper er å bestemme om det er ønskelig å transformere intensitetsverdiene til et sammenliknbart tall. Dette kan gjøres ved å lage et forhold mellom isotopene (Reedy og Reedy, 1988). I geologi og miljøvitenskap er isotopsammensetningen vanligvis uttrykt med et forhold mellom $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ eller $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$. Forholdet $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ er mest brukt fordi det kan bestemmes nøyaktig ved hjelp av analytiske instrumenter. Samtidig utgjør begge en betydelig mengde av blyisotopene. Mengden ^{207}Pb har forandret seg svært lite i løpet av de siste milliarder årene ettersom ^{238}U fortsatt har en relativt høy bestanddel på jorden (Erel *mfl.*, 2001; Komárek *mfl.*, 2008). Forvitningsprosesser og oksidering av granitter kan føre til

frigjøring av uran som vil forårsake en anrikning av thorium i gjenværende berggrunn. Bly vil i slike tilfeller bli anrikt med ^{208}Pb (Adánez Sanjuán *mfl.*, 2018).

Antropogent bly har utgangspunkt i malmforekomster og er generelt sett lite radiogent på grunn av separasjonen av bly fra uran og thorium (Komárek *mfl.*, 2008). Pb/U- og Pb/Th-forholdet er dermed høyt (Komárek *mfl.*, 2008). Derimot har bly som forekommer i jord og sedimenter hatt en viss grad av kontakt med thorium og uran (Bacon og Dinev, 2005).

Yngre malmer har et høyt $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forhold ($>1,18$) på grunn av mindre radioaktiv nedbrytning enn eldre blymalmer. Eldre blymalmer er preget av et lavt $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forhold (1,06-1,10). (Komárek *mfl.*, 2008). Ifølge Sangster, Outridge og Davis (2000) kjennetegnes $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet fra de fleste blygruver med et intervall på 1,15-1,22 (Sæther *mfl.*, 2017). På bakgrunn av dette er det mulig å skille mellom bly med opphav i malmforekomster og bly fra forvitret berggrunn. Det er denne unike signaturen som gjør at blyisotoper kan brukes til å bestemme naturlig og antropogen blykonsentrasjon. Siden hver kilde har sin egen spesifikke isotopiske sammensetning er det mulig å identifisere nøyaktig opphavet til den antropogene forurensningen. Som en generell regel kan det antas at antropogene kilder har et $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forhold over 1,25. For å bestemme antropogen forurensning ved blyisotoper antas det at bly fra bearbeidet malm er tilsatt i produkter uten å påvirke den opprinnelige isotopiske sammensetningen (Komárek *mfl.*, 2008).

Bruk av blyholdig bensin representerte en av de viktigste kildene til verdens blyforurensning i 1940-1980-årene. Isotopsammensetningen i blyholdig bensin i Europa har vært avhengig av økonomiske faktorer, som for eksempel tilgjengeligheten og pris, og har variert som følge av bruk av forskjellige forekomster. Tradisjonelt sett har europeisk bensin hatt et lavt innhold av radiogent bly, med et $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forhold rundt 1,06-1,09 (Komárek *mfl.*, 2008). Bensin i Vest-Europa har det blitt tilsatt store mengder bly fra Broken Hill i Australia, med et $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forhold på rundt 1,04 (Monna *mfl.*, 1997).

En studie av isotoper i torvavsetning viste at kullforbrenning var den største kilden til atmosfærisk bly før innføring av blyholdig bensin og strengere krav om utslipp fra varmekraftverk (Vile, Wieder og Novak, 2000; Komárek *mfl.*, 2008). I europeisk kull varierer $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet mellom 1,16-1,21 (Farmer, Eades og Graham, 1999; Hansmann og Köppel, 2000).

Andre forurensende aktiviteter med spesifikk isotopsignatur er metallurgisk industri, ofte med et $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forhold mellom 1,12-1,18, og avfallsforbrenning mellom 1,14-1,25 (Komárek

mfl., 2008). Isotopstudier har også blitt brukt i jordanalyser for å evaluere migrasjonen av bly nedover i jordprofilen (H Puchelt *mfl.*, 1993; Ettler, Mihaljevič og Komárek, 2004). Studien til Erel (1998) konkluderte med at migrasjonen av bly fra bensin var på rundt 0,5 cm i året rundt Middelhavet. Denne hastigheten vil variere fra sted til sted og er påvirket av flere faktorer som utfelling, organisk materiale og leirinnhold (Ettler, Mihaljevič og Komárek, 2004; Komárek *mfl.*, 2008).

Adánez Sanjuán *mfl.*, 2018 undersøkte innholdet av bly, uran, thorium og blyisotopforhold av flomslettededimenter i Spania. Funnene som ble gjort viste fire hovedtrender:

- i) Naturlig bly med geogen opprinnelse er karakterisert ved lav blykonsentrasjon, høyt innhold av uran og thorium, og høye $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forhold.
- ii) Naturlig bly med ikke-geogen opprinnelse er karakterisert ved lavt bly-, uran- og thorium-innhold, samt lavt $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forhold.
- iii) Bly med antropogen opprinnelse fra urbane og industrielle områder er preget av høy blykonsentrasjon. Uran- og thoriuminnholdet varierer avhengig av bakgrunnsverdiene. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forholdet er lavt, men varierende avhengig av påvirkningen fra ulike antropogene kilder.
- iv) Bly som er utvunnet i forbindelse med gruvedrift har det høyeste blyinnholdet, men det lavest innholdet uran og thorium. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forholdet er lavt og kilden kan enkelt spores (Adánez Sanjuán *mfl.*, 2018).

2.8 Kvalitetskontroll

Kvalitetskontroll av data er en viktig del av kvalitetssikringen for geokjemiske prosjekter. Kontrollen bør dekke alle aspekter, fra prøvetaking i felt til kontroll av data etter analyseresultat. Kvalitetskontroll vil kunne identifisere feil og usikkerheter ved prøvetakingen. Dersom det viser seg at prøvetakingen ikke består kvalitetskontrollen bør tilhørende analyseresultater identifiseres og utelukkes fra tolkningen. Dette gjelder for tilfeller der mesteparten av variabiliteten mellom prøvene tilskrives analysemetoden i stedet for variasjon mellom lokasjonene. Ved å introdusere kontrollprøver i ulike steg i prosessen, kan dette kontrolleres. Kontrollprøver deles inn i fire kategorier: blankprøve, duplikat, replikat og referansemateriale (Johnson *mfl.*, 2011).

2.8.1 Prøvetaking

Kvalitetskontroll ved prøvetaking skal sikre at prøvene er representative for de faktiske *in situ* forholdene. Representative prøver forutsetter at metoden for prøvetaking er egnet og at den utføres riktig for alle prøvene. Det er viktig at utstyr og transport ikke fører til kontaminering av prøvene. Ved analyse av uorganiske stoffer kan blant annet maling fra utstyret kontaminere prøvene. For organisk stoffer bør bruk av plastutstyr unngås på grunn av sorpsjonskapasiteten, og fordi plast kan forurense prøver med for eksempel myknere (Johnson *mfl.*, 2011). En generell regel er å unngå å bruke utstyr og prøveemballasje som kan inneholde de samme stoffene som skal analyseres. Forholdene ved lagring må være hensiktsmessige for å unngå endringer i den kjemiske sammensetningen av materialet (Rosnes, 2015). Dersom prøvene skal lagres over lengre tid kan det være nødvendig å fjerne fuktighet og vakuumere prøvene.

En duplikatprøve samles fra samme lokalitet og på samme måte som en annen prøve. Typisk tas duplikatprøven mellom 2-10 m fra den ordinære prøven (NGU, 2015c). Duplikatprøven og den ordinære prøven danner et duplikatpar som gir en indikasjon på variasjon i området.

Ettersom duplikatprøver samles under feltarbeid, blir det ofte også omtalt som et feltduplikat.

For sediment- og jord prøver vil det generelt sett være tilstrekkelig å lagre prøvene kjølig for å stabilisere materialet til det når laboratoriet. Ved analyse av blant annet krom kan det være nødvendig å fryse ned prøvene dersom laboratorieprosessen ikke skjer umiddelbart, da hindring av biologisk aktivitet er avgjørende (Johnson *mfl.*, 2011).

2.8.2 Laboratoriet

Selv med strenge rutiner, god opplæring og moderne utstyr vil ikke prøver som er bearbeidet og analysert i laboratorium gi et helt nøyaktig svar på elementkonsentrasjonen. Samtidig er det krevende å oppdage og korrigere feilene. Likevel finnes det måter å kontrollere at analyseresultater er anvendelig. Blant annet kan det settes krav om at resultatene fra ulike analyser og laboratorium bør være innenfor et bestemt prosentavvik (Rosnes, 2015).

Blankprøver brukes for å identifisere kontaminering under laboratoriearbeidet og deles videre inn i tre typer. En blankprøve med fast stoff (solid blank) inneholder svært lave nivåer av alle de kjemiske elementene som skal analyseres. For jord eller sedimenter blir det ofte brukt ren silisiumsand. En blankprøve med reaktanter (reagent blank) innføres ved tilsetning av reaktanter til prøvematerialet. Denne blankprøven inneholder derfor samme sammensetning

av syre og destillert vann og overvåker den potensiell forurensning under hele laboratorieprosedyren. En blankprøve med destillert vann (water blank) brukes som oftest til kontroll av vannanalyser (Johnson *mfl.*, 2011).

En replikat er enten produsert under feltarbeidet eller laboratoriearbeidet ved å splitte en prøve i henhold til en bestemt protokoll. Replikatparet kan deretter brukes til å identifisere laboratoriefeil. Slike prøver blir omtalt som laboratorieduplikater (Johnson *mfl.*, 2011).

Referansemateriale, også kalt standarder, er en prøve som er samlet, forberedt og analysert gjentatte ganger i henhold til dokumenterte prosedyrer slik at konsentrasjonen i materialet er akseptert som sanne verdier (Johnson *mfl.*, 2011). Den har dermed en kjent konsentrasjon og kan settes inn med jevne mellomrom i hele prøveserien, både til kalibrering av utstyret eller for å detektere variasjon i instrumentet utover i analysesekvensen (NGU, 2015c).

Et siste tiltak før prøvene sendes til analyse bør være randomisering av prøveserien. Det vil si at prøvene settes i tilfeldig rekkefølge, gjerne med ny prøvenummerering. Dette gjøres for å redusere påvirkning fra feilvariasjon i analyseinstrumentet etter hvert som prøvene analyseres. Eventuelle feil vil på denne måten spres tilfeldig utover datasettet og hindrer en dannelse av falske anomalier (NGU, 2015c).

3. Områdebeskrivelse

Dette kapittelet handler om de tre lokalitetene der det ble utført geokjemiske undersøkelser. Første del, 3.1, handler om Svalbard, først med generell informasjon etterfulgt av en beskrivelse av geologien i området med fokus på kulldannelse. Deretter omtales gruvehistorien som har hatt en stor påvirkning på Svalbard. Siste del av 3.1 fokuserer mer på Endalen, med geografi, Endalselva og geologi. Kapittel 3.2 er om Trondheim og deles videre inn i Sandmoen og Øya. Etter en beskrivelse av beliggenheten til lokalitetene og faktorer som påvirker områdene, handler neste del om forurensningskilder i Trondheim. Til slutt er det grunnleggende om regionalgeologien i Trøndelag og den lokale geologien i Trondheim.

3.1 Svalbard

Svalbard er en arktisk øygruppe som ligger mellom breddegradene 74 og 81°N og 10 til 35°E. Totalt består området av 62 000 km², der ca. 60 % er dekket av isbreer og innlandsis (Hagen *mfl.*, 1993). Den største øya er Spitsbergen, etterfulgt av Nordaustlandet, Edgeøya og Barentsøya. Administrasjonssenteret er Longyearbyen, der rundt 2100 av Svalbard sine 2800 innbyggere er bosatt (Thuesen og Barr, 2019). Den gjennomsnittlige årstemperaturen på Svalbard i perioden 1971-2000 varierer mellom -1,7 på Bjørnøya til -5,9 på Svalbard lufthavn. Vestsiden og sørsiden av Spitsbergen er varmest. Nedbøren for samme periode er generelt lav, med rundt 200 mm nedbør i de sentrale delene, og opp mot 800 mm på vestkysten (Hanssen-Bauer *mfl.*, 2017). Mesteparten av nedbør faller som snø.

Svalbard er et populært reisemål for turister. Antallet gjestedøgn i Longyearbyen var i 2015 på 130 000. Det samme året ankom 82 000 passasjerer Svalbard lufthavn. 41 000 passasjerer ankom Longyearbyen med cruiseskip. Det finnes rundt 180 lokasjoner utenfor bosetningene der passasjerer kan gå i land fra cruiseskip (Eeg-Henriksen og Sjømæling, 2016). Svalbard er også svært attraktivt for forskere. Fordi Svalbard har ligget under havnivå gjennom lange perioder, har en nesten kontinuerlig sedimentering av sand, grus, leire, karbonat foregått. Dette materialet har senere blitt omgjort til bergarter, med godt bevarte fossiler av dyr og planter. Stratigrafien har senere blitt løftet opp fra havet og eksponert (Hjelle, 1993). Dette kan ses i Figur 11. Den eksponerte geologien er analog til bergartene i Barentshavet, og formasjonene på Svalbard gir derfor nyttig informasjon om reservoarer og kildebergarter på sokkelen. Siden forrige istid har isbreer slitt ned og erodert store landmasser, og i u-daler og fjorder er dyptliggende stratigrafi eksponert. Det kalde klimaet, med sparsommelig vegetasjon og begrensede erosjonsprosesser, fører til at bergartene trer tydelig frem (Hellevang, 2018).

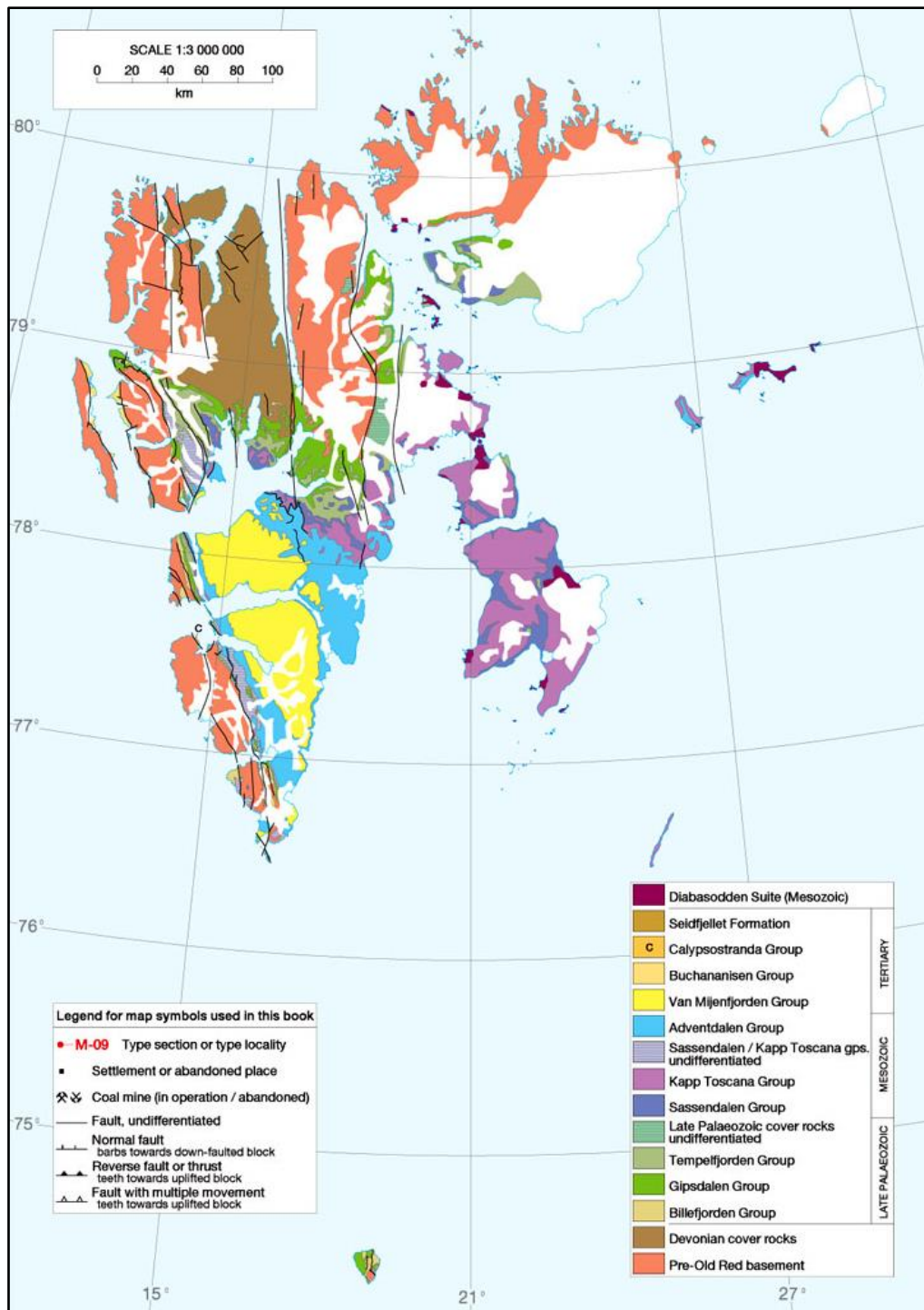


Figur 11: Bildet, som er i fra nordsiden av Isfjorden, viser hvordan stratigrafien på Svalbard kan være eksponert. Dette gjør det attraktivt for geologer fra hele verden å dra til øygruppen (Wilson, 2009).

3.1.1 Geologi og kulldannelse på Svalbard

Kulforekomstene på Svalbard representerer flere geologiske perioder. De største kulforekomstene på Svalbard finnes i yngre sedimentære bergarter fra paleogen (Brugmans, 2016). Dette omfatter gruvedriften i Ny-Ålesund, omkring Longyearbyen og Sveagruven, som alle driver kull dannet i den eldste delen av paleogen (Thomsen, 2009). I tillegg har det pågått kullutvinning fra devon på Bjørnøya, forsøk på utvinning på bergarter fra kritt i Adventdalen, og 50 års drift av kull fra karbon i Pyramiden (Brugmans, 2016).

De eldste bergartene på Svalbard ble dannet i jordens urtid, prekambrium, og består av metamorfiserte sedimentære- og vulkanske bergarter som glimmerskifer, gneiser og smeltebergarter som granitter. Nord på Spitsbergen er det funnet zirkon-korn som er anslått å være 3,2 milliarder år gamle (Syssemmannen på Svalbard, 2012). Generelt sett forekommer grunnfjellet langs vest- og nordsiden av Spitsbergen, samt et lite område på Bjørnøya (Elvevold, Dallmann og Blomeier, 2007). Den siste store fjellkjededannelsen, den kaledonske fjellkjedefoldning, skjedde for omkring 500-400 millioner år siden og sporene av denne kan fortsatt ses på Svalbard (Fossen *mfl.*, 2013). Granittene som trengte inn under fjellkjededannelsen utgjør fortsatt i dag noen av de høyeste fjelltoppene, men erosjon har brutt ned mesteparten av fjellkjeden (Syssemmannen på Svalbard, 2012). Figur 12 viser et geologisk kart over Svalbard.



Figur 12: Geologisk kart over Svalbard. Kartet er hentet fra Dallmann mfl., (1999a).

Etter dannelsen av den kaledonske fjellkjeden startet erosjonen av fjellene i devon. Store mengder sedimenter ble avsatt på elvesletter, elvedeltaer og på havbunnen (Elvevold, Dallmann og Blomeier, 2007). Avsetningene fra devon har ofte en karakteristisk rødfarge. Karbonperioden fulgte etter med opphoping av store mengder plantemateriale som senere har blitt omvandlet til kull. Det er antatt at de tidlige landplantene hadde fått utviklet seg til store trær som dannet store sumpskog. Avsetningene fra karbon på Svalbard går gradvis over i

avsetninger fra perm (Barr og Torkildsen, 1991). De representerer en periode med regional innsynkning og dannelsen av en karbonatplattform som dekket store deler av Barentshavet. I løpet av karbon og perm drev Svalbard nordover gjennom flere ulike klimasoner, og endringer i avsetningsmiljøet kan observeres gjennom lagrekken. De permiske bergartene på Svalbard er dominert av karbonater hovedsakelig av biologisk opprinnelse (Grundvåg og Stemmerik, 2013).

Avsetninger fra Mesozoikum tyder på at klimaet stort sett var temperert og fuktig. Svalbard var dekket av hav, men perioder med vekselvis transgresjon og regresjon førte til at både hav- og landavsetninger forekommer. Avsetningene fra denne tida kjennetegnes med skifre, silt- og sandsteiner (Elvevold, Dallmann og Blomeier, 2007). Triasavsetningene består hovedsakelig av både mørke skifre avsatt i dype bassenger samt sandsteiner fra elve- og deltasystemer. Fra slutten av perioden finnes tynne kullag i mektige sandsteinavsetninger som særlig er eksponert på Edgeøya. Avsetninger fra jura er ikke utbredt på Svalbard, men noen mindre lag kan forekomme ved ytre Isfjorden og Edgeøya. I første halvdel av jura var den vestlige delen av Svalbard et landområde. Senere trengte havet inn og avsatte mørke skifre med stort innhold av organisk materiale. Jura var en periode med rik bestand av virvelløse dyr i havet. Kritt utgjør siste del av mesozoikum, og bergarter fra denne perioden finnes på store deler av Svalbard, spesielt de sørlige områdene. Perioden starter med avsetning av mørke skifre med høyt fossilinnhold, og går etter hvert over i sandsteinslag avsatt i elver på land etter som Svalbard steg opp fra havet (Barr og Torkildsen, 1991). I kritt ble de stabile forholdene på Svalbard avbrutt av en urolig periode med vulkansk aktivitet og dannelsen av forkastninger. Dette resulterte i dannelsen av doleritt-ganger (Elvevold, Dallmann og Blomeier, 2007).

Jordskorpebevegelsene som påbegynte mot slutten av mesozoikum skapte en ny fjellkjede på vestkysten av Spitsbergen tidlig i paleogen. Øst for den nye fjellkjeden, i de sentrale delene av Svalbard, sank landet inn og dannet stedvis hav- og sumpområder. Der ble det avsatt sandsteiner og leirskifre, samt store mengder plante- og algerester. I dette området, som kalles Det tertiære sentralbasseng, finnes de fleste av Svalbards kullforekomster (Elvevold, Dallmann og Blomeier, 2007). Avsetningene i det tertiære sentralbassenget ligger nesten horisontalt uten påvirkning av forkastningene som skjedde i vest (Dallmann og Henriksen, 2015). Det er anslått at Svalbard under paleogen lå ved rundt 70. breddegrad, det som i dag tilsvarer Nordland fylke. Likevel var området preget av frodig vegetasjon og gode forhold for planter på grunn av et varmere klima enn det vi har i dag. Det varme og fuktige klimaet førte med seg et høyt grunnvannsnivå og sumpdannelse spesielt i kystnære strøk (Piepjohn *mfl.*,

2012). Dette vannet var oksygenfattig som gjorde at nedbrytningsprosessen av plantematerialet ble hemmet. Etter gjentatte prosesser og overlaging (Thomsen, 2009), spesielt fra transportert materiale fra store elvesystemer med erodert fjellmasser, ble det nedbrutte plantematerialet omdannet til kull. De tykke lagene av plant- og algerester ble senere trykket sammen til en tiendedel av sin opprinnelige tykkelse (Knutsen, Nakrem og Hurum, 2010).

I løpet av de siste to millioner årene, i kvartærtiden, er det i hovedsak istider som har preget geologien på Svalbard. Dagens landskap er i hovedsak formet i denne perioden (Dallmann, 2002). Spesielt tydelig er de løse avsetningene dannet under og etter den siste istiden. Dette innebærer morener, elveavsetninger, strandavsetninger, urer, ras og blokkmark. Kvartærtiden har også inneholdt vulkansk aktivitet. På Nordvest-Spitsbergen finnes det fortsatt varme kilder som vitner om dette (Dallmann, 2015).

I dag påvirkes Svalbard av de samme prosessene som typisk kjennetegner et landskap mot slutten av en istid. Vegetasjon er sparsom, og gravitasjonsprosesser som ras og solifluksjon foregår i dalsidene. Isbreer eroderer berg og skyver frem løsmasser, spesielt under smeltesesongen som varer fra senvår til august-september. Glasifluvial transport fører med seg store mengder stein, grus og leire gjør at massene avsettes på sletter i dalene eller som deltaer i sjøen (Syssemmannen på Svalbard, 2012). Alt dette danner et undulerende og ulent terreng. Om vinteren er snøskred vanlig.

3.1.2 Gruvedrift på Svalbard

Kullforekomsten på Svalbard har vært kjent helt siden jegere kom til Svalbard på 1600-tallet. På vestsiden av Spitsbergen, spesielt i området rundt Isfjorden, er kullagene eksponert i fjellsidene noe som gjorde dem lett gjenkjennelig. I første omgang ble kullet kun brukt som fyringsmateriale om bord på båtene (Avango, 2005), mens det var først flere hundre år senere at kulldriften på Svalbard tok en industriell retning. I 1906 ble det amerikanske selskapet Arctic Coal Company etablert i Longyearbyen, og i løpet av de neste 15 årene startet gruvedriften opp både i Sveagruva, Ny Ålesund, Barentsburg, Grumant og på Bjørnøya (Brugmans, 2016).

På 1950-tallet var kullforekomstene i Longyeardalen nesten tomme. Det ble derfor vurdert alternativer i nærheten. Forekomster i Adventdalen hadde lenge vært kjent (Brugmans, 2016), og arbeidet med Gruve 5 i Endalen, også kalt Olav V's gruve, ble påbegynt i 1956 (Palm,

2014). I løpet av høsten 1959 var kullproduksjonen i gang. Gruven var aktiv frem til 1972 da den var utdrevet, og stod i løpet av disse årene bak mesteparten av den norskdrevende kullproduksjonen på Svalbard. Rundt 3,5 millioner tonn kull ble hentet ut (SNSK, 2001).

Frem til 2016 ble det drevet tre kullgruver på øygruppen: Sveagruven i Van Mijenfjorden og Gruve 7 i Adventdalen og en russiskdrevet gruve i Barentsburg. Fra 2010 og utover førte fallende kullpriser og komplisert utvinning til at gruvedriften i Svea Nord, samt utvidelsen i Lunckefjell, opphørte i 2016 (Barr og Winther, 2019). Stortinget har bestemt at både gruve i Lunckefjell og Svea Nord skal ryddes og har berettiget 2,5 milliarder kroner til rehabilitering av naturinngrepene. Dette arbeidet er planlagt å være ferdig i 2025 (Valmot, 2018). Per 2018 er det kun Store Norske og det russiske selskapet Trust Arktikugol som bedriver gruvevirksomhet på Svalbard. Mesteparten av kullet produsert i Gruve 7 blir i dag sendt til Tyskland, men det lokale kullkraftverket i Longyearbyen bruker rundt 25 000 tonn hvert år til energiproduksjon. Kvaliteten på kullet er svært godt slik at det ikke er nødvendig med rensing (Piepjohn *mfl.*, 2012).

Fra delkapittel 3.1.1. er det kjent at kullagene ligger horisontalt inn gjennom fjellet. Dette gjør at det ikke er behov for arbeid med dagbrudd og henting av kull dypt nede i bakken. Gruvene på Svalbard er derfor enkle å drive og ventilere (Nybø, 2018).

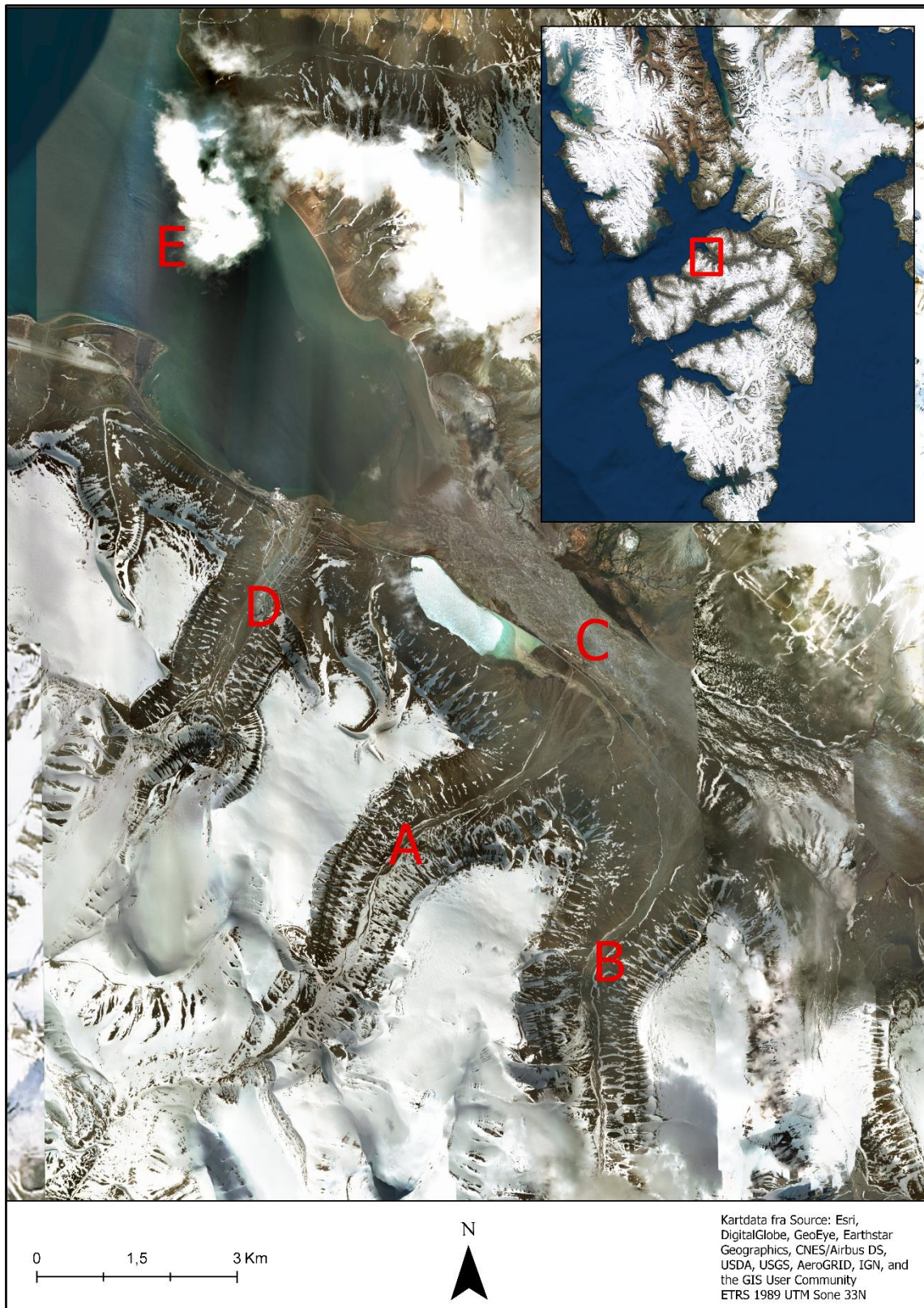
Gruvedriften på Svalbard har etterlatt nedgravd miljøfarlig avfall og annen forurensning fra tidligere virksomhet. De fleste tidligere aktive gruvene på Svalbard har ikke blitt rehabilitert og er synlige i fjellssidene rundt om på Svalbard og Longyearbyen. Tradisjonelt sett har transporten av kull fra gruvene til havnen foregått ved bruk av taubaner. På bakken under taubanene er det fortsatt rester av dette. Hansen og Danielsberg (1998) gjennomførte en kartlegging av alle kjente forekomster med avfallsfyllinger, grunnforurensning og etterlatt avfall på Svalbard i regi av Miljødirektoratet. Totalt ble 110 lokaliteter undersøkt. Resultatene ble rangert etter grad av forurensning eller mistanke om forurensning (Hansen og Danielsberg, 1998). Inndelingen vises i Tabell 8.

Tabell 8: Inndelingen i fire klasser av resultatene som ble funnet etter gruvevirksomheten på Svalbard (Hansen og Danielsberg, 1998).

Tilstandsklasse	Anbefalte tiltak	Antall lokaliteter i klassen
1	Snarlig behov for undersøkelse eller tiltak	4
2	Behov for undersøkelser	64
3	Behov for undersøkelser ved endret arealbruk	19
4	Ikke behov for undersøkelser	23

3.1.3 Endalen

Endalen er en sidedal til Adventdalen og er lokalisert sentralt på Spitsbergen, rundt 5 km fra Longyearbyen. Et kart over Endalen og områdene rundt vises i Figur 13. Dalen har en sørvestlig-nordøstlig retning. Fra Bogerbreen øverst i dalen i sørvest til utløpet i Adventdalen i nordøst er distansen rundt 6 km. Østsiden av dalen går over til platået Bayfjellnosa som har en høyde på rundt 500 moh. Sørøver fra Bayfjellnosa stikker toppen Karl Bayfjellet opptil 974 moh. Like under Karl Bayfjellet ligger Nordre Bayfjellbreen. Vestsiden av dalen har mange likhetstrekk der platået Lindholmhøgda ligger på litt under 500 moh. Lengre sør ligger fjelltoppen Trollsteinen med sine 849 moh. På vestsiden av Trollsteinen ligger Larsbreen som går ned til Longyeardalen på andre siden. Breene i området er antageligvis subpolare, hvor deler av bresålen er frosset fast i undergrunnen. Den subglasiale erosjonen er dermed begrenset til områder med temperert bresåle (Bogen og Bønsnes, 1999).



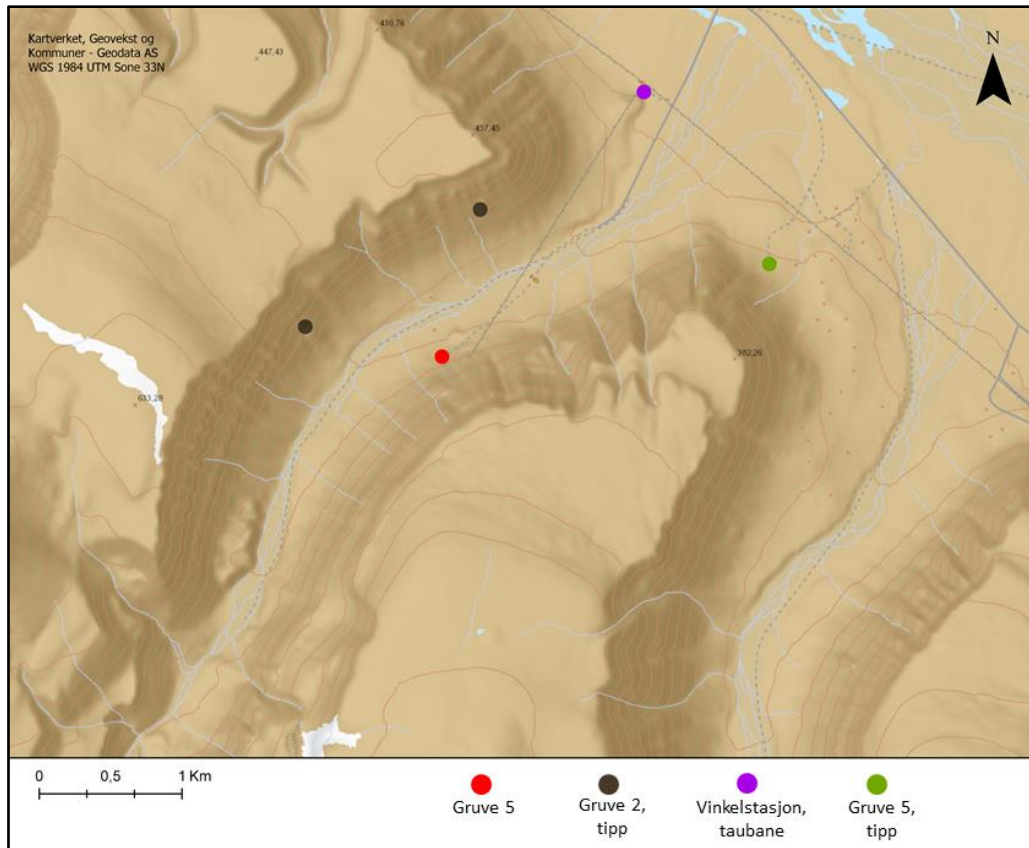
Figur 13: Kart over sentrale deler av Spitsbergen. A: Endalen. B: Todalen. C: Adventdalen. D: Longyearbyen. E: Isfjorden.

Selv om Endalen er plassert sentralt på Spitsbergen gjør nærheten til Isfjorden at klimaet påvirkes av det varmere været på vestkysten av Spitsbergen. Området kan karakteriseres som

en mellomarktisk region (Aarrestad *mfl.*, 2009). Temperaturnormalen for målestasjonene ved Svalbard lufthavn, som er den nærmeste målestasjonen med data langt tilbake i tid, under perioden 1961-1990 var $-6,7^{\circ}\text{C}$. For samme periode var nedbørsnormalen 190 mm (Hansen *mfl.*, 2015).

Vegetasjonen er lyngsdominert, men på grunn av klimaet finnes det mer sjeldne, varmekjære planter som dvergbjørk og fjellkrekling (Bakkestuen, Aarrestad og Stabbetorp, 2014). UNIS har også en målestasjon som registrerer jordsig og temperatur (Piepjohn *mfl.*, 2012). Sett bort fra gruvevirksomhet og forskningsprosjekter, er dalen lite påvirket av menneskelig aktivitet. I utkanten av dalen er det noen bygninger som Store Norske bruker til lagring av kjerneprøver (Setså, 2018).

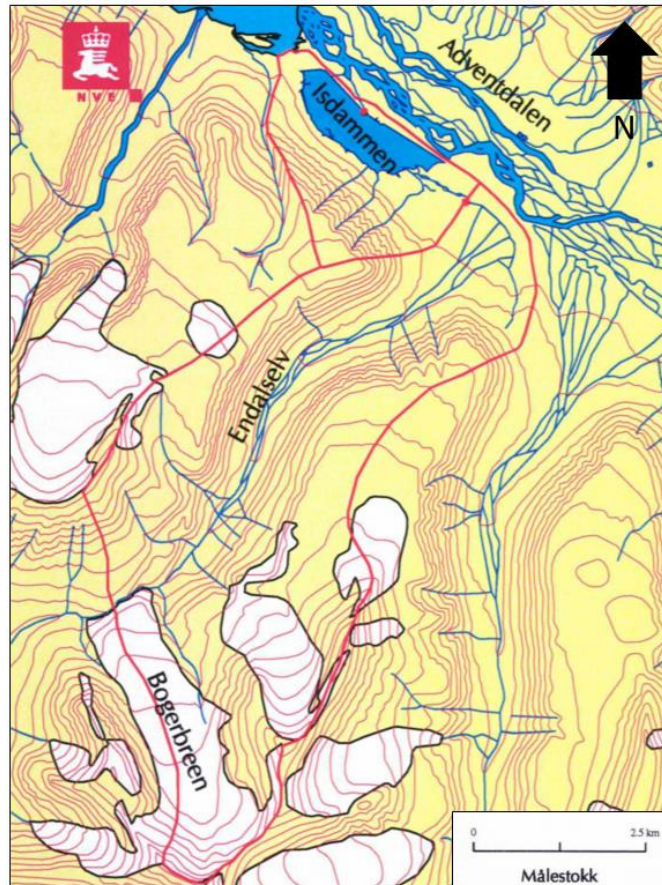
Endalen bærer tydelige preg av tidligere gruvedrift. Gruve 5, som ligger på østsiden av dalen, er en tidligere kullgruve bygget i 1956. Gruven var aktiv mellom 1959 til 1972 (Brugmans, 2016). Tilhørende gruvedriften i Gruve 5 er det store avgangsmasser. Under kartleggingen til Hansen og Danielsberg (1998) av etterlatenskaper etter gruver på Svalbard ble Gruve 5 og tilhørende gruvetipp plassert i klasse 2. Det samme gjaldt deponering av materiale fra Gruve 5 i utkanten av Endalen, samt to lokasjoner med tipp fra Gruve 2 på den vestre siden av Endalen. Klasse 2 tilsier at områdene har et behov for undersøkelser for videre vurdering av forurensningsgraden. Også vinkelstasjonen for taubanen like i utkanten av Endalen ble rangert som klasse 2 (Hansen og Danielsberg, 1998). Kart over de ulike gruvepåvirkede områdene i Endalen finnes i Figur 14. Alle lokalitetene i kartet er antatt å ha akseptabel forurensning med dagens areal- og resipientbruk, men med en mistanke om forekomst av metallforbindelser som følge av bryting av steinkull (Miljødirektoratet, 2017c).



Figur 14: Kart over lokasjoner påvirket av tidligere gruveaktivitet.

Endalselva

I midten av dalløpet renner Endalselva som har sin kilde fra Nordre Bayfjellbreen og Bogerbreen, samt mindre snøfonner på de nærliggende fjellene. Videre har elven et utløp både ut til Adventelva og Isdammen. Bidraget fra breer er beregnet til å være på 19%. Dermed kommer en betydelig vannmengde fra nedbørsavrenning. Feltarealet er anslått å være på 30,4 km² og årsmiddelavrenningen på 16 l/s*km² (Stenius, 2016). Figur 15 viser nedbørsfeltet til Endalselva og Isdammen. Endalselva er en typisk glasifluvial elv, med et forgreinet og bredt elveløp, samt skiftende materialtransport og vannføring. På slakere partier har det samlet seg banker av grovt materiale (Mæhlum og Nesje, 2019).



Figur 15: Beregnet nedbørsfeltet for Endalselva og Isdammen (Bogen og Bønsnes, 1999).

Måling av sedimenttransporten fra 1994-1998 viste en variasjon fra år til år. Likevel var det en stigende tendens i måleperioden. I 1994 var suspensjontransporten på 3863 t, mens den var i 1998 var på 9800 t. Gjennomsnittet ble beregnet til å være 8102 t per år. Kornfordelingen av suspensjonsmaterialet varierer gjennom sesongen, men median diameter ligger alltid innenfor siltfraksjonen. Organisk materiale utgjorde ~6% av total transport (Bogen og Bønsnes, 1999).

Flomfrekvensanalyser av Endalselva viser at middelårsflommen har en vannføring på $13 \text{ m}^3/\text{s}$, som er lavere enn flere av de andre tilsvarende vassdragene på Svalbard. Grunnen til dette anses for å være den lave breprosenten og at breene på Svalbard generelt bidrar betydelig til avrenning gjennom en negativ massebalanse de siste 40 årene (Stenius, 2016). En stor del av suspensjontransporten var relatert til flomhendelser. I 1997, året med klart mest sedimenttransport med 16359 t, ble over 60% av dette registrert under én flom i månedsskiftet august – september (Bogen og Bønsnes, 1999).

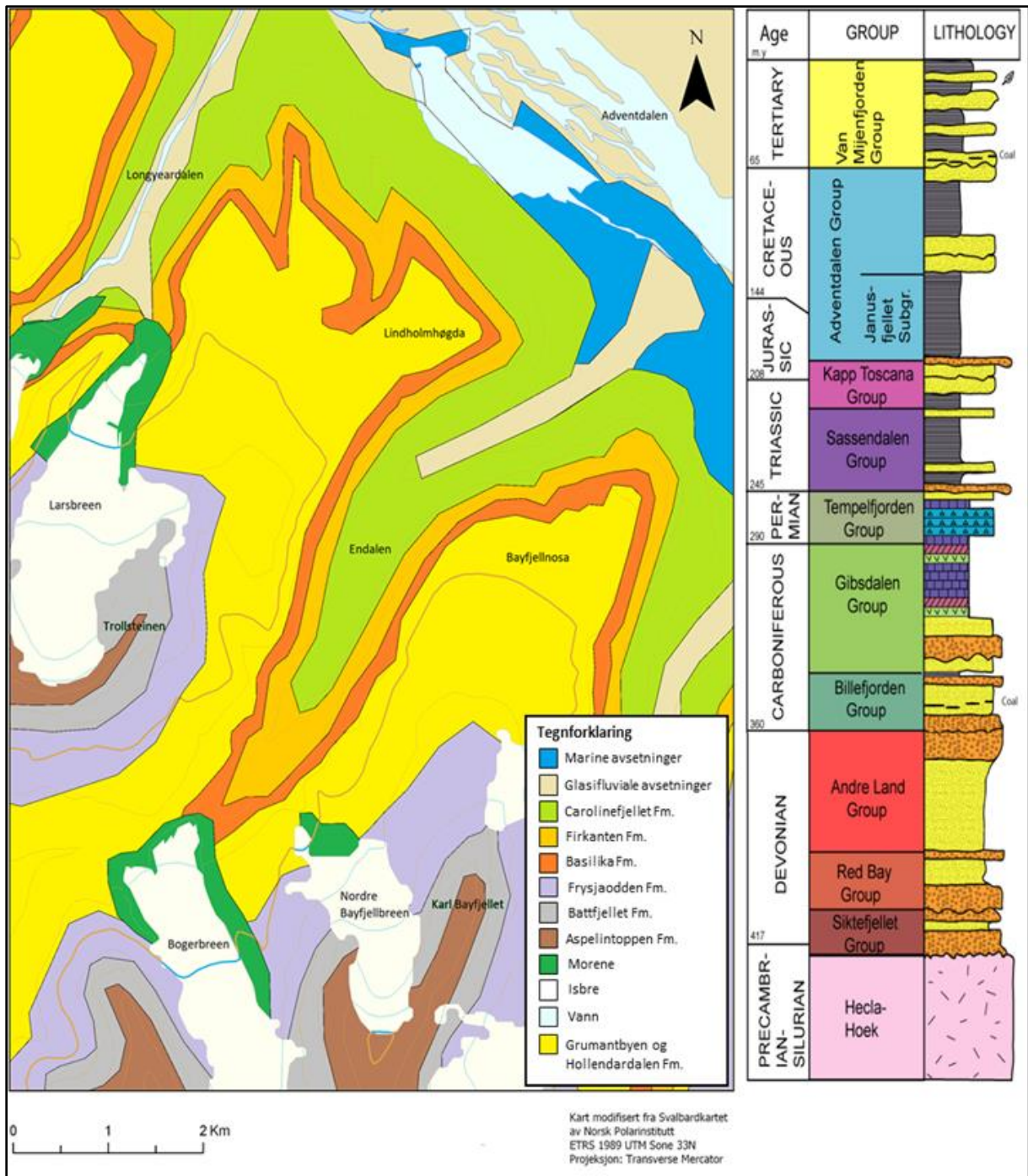
Geologi i Endalen

Berggrunnen i Endalen er generelt sett bygd opp av horisontale lag med sedimentære bergarter. Nederst i dalbunnen finnes skifer, siltstein, sandstein tilhørende Carolinefjellformasjonen, datert til å være avsatt i yngre Kritt. Carolinefjellformasjonen tilhører en hovedgruppe med bergarter på Svalbard som heter Adventdalengruppen. Over Carolinefjellformasjonen en hovedgruppe som dominerer de sentrale og sørlige deler av Spitsbergen, Van Mijenfjorden Gruppen (Svalbardkartet, 2014). Adventdalengruppen og Van Mijenfjorden Gruppen består i hovedsak av skifre og sandstein. En oversikt over hovedgruppene på Svalbard og geologisk kart over Endalen vises i Figur 16. Underst Van Mijenfjorden Gruppen ligger sandstein og skifer fra Firkantformasjonen. Skillet mellom formasjonene kan observeres som en inkonformitet. I den nederste delen av formasjonen finnes de karakteristiske tykke kullbærende lagene, som blant annet har gitt opphav til driften i Gruve 5. Som med mesteparten av de kullrike formasjonene på Svalbard er Firkantformasjonen datert til å være avsatt i Paleocen (Dallmann *mfl.*, 1999b). Høyere opp i dalsiden er skillet til Basilikaformasjonen representert med skifer, leirstein, siltstein i repeterende seksjoner. Bunnen av formasjonen er tydelig med tykke skiferlag. Avsetningene er datert til sen-Paleocen. Helt øverst i dalsiden ligger Grumantby- og Hollendardalsformasjonen som også danner de flate plataene rundt Endalen (Svalbardkartet, 2014). Bunnen av denne formasjonen kjennetegnes ved en gradvis overgang fra skifer og siltsteinen i Basilikaformasjonen, til en grønnfarget, siltig sandstein med spor av bioturbasjon. Oppover i formasjonen blir sedimentene enda mer finkornet (Dallmann *mfl.*, 1999b).

Sørover i området rundt Endalen, der toppene Karl Bayfjellet og Trollsteinen ligger, finnes ytterligere tre formasjoner. Den nederst av disse, og den formasjonen som mesteparten av Bogerbreen dekker, kalles Frysjaodden formasjonen (Svalbardkartet, 2014). Høyden over havet til Frysjaoddenformasjonen er rundt 500 til 600 m på begge sider av dalen. Innholdet er stort sett mørk skifer, men laminerte sandsteinslag kan ses innimellom, spesielt i den nedre delen. Battfjellformasjonen ligger noen hundre meter høyere i terrenget, og er bygget opp av en hvit, fin-laminerte og kryssjikt sandstein. Helt øverst på fjelltoppene, fra rundt 800 m over havet og oppover, er Aspelintoppformasjonen. Den består av repeterende lag med sandstein, siltstein, leirstein og tynne kullag (Dallmann *mfl.*, 1999b).

Topografien i dag er dominert av gravitasjonsprosesser i dalsidene og lite vegetasjon. Ras, solifluksjon og erosjon fra snøsmelting har dannet et undulerende landskap med rygger og

forsenkninger langs dalsidene (Bakkestuen, Aarrestad og Stabbetorp, 2014). Den høye erosjonsintensiteten i området har sammenheng med at bergartene er spesielt utsatt for erosjon og forvitring (Bogen og Bønsnes, 1999).



Figur 16: Til venstre er det et geologisk kart over Endalen og området rundt. Til høyre er det en oversikt over hovedgruppene på Svalbard. I Endalen er steinene fra de to øverste gruppene. Kartet er modifisert fra (Svalbardkartet, 2014), mens oversikten over formasjonene er hentet fra Andresen (2009).

3.2 Trondheim

Trondheim er en kommune i Trøndelag med et befolkningstall på 196 159. Kommunen har status som bykommune og er den tredje mest folkerike byen i Norge. Arealet til kommunen er på 342 km² (SSB, 2019). Klimaet er vanligvis fuktig og kjølig (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010). Trondheim består både av urbane områder og et betydelig jordbruk. Det er anslått at kommunen består av rundt 55 000 dekar med dyrket jord (SSB, 2018a). Byen ble offisielt grunnlagt på slutten av 900-tallet av Olav Tryggvason (Rosvold, 2019), men området har antageligvis hatt bebyggelse lenge før det. ¹⁴C-dateringer og arkeologiske utgravninger har påvist spor etter tettstedsbebyggelse helt tilbake til 900 f.Kr. like ved der Nidarosdomen ligger i dag (Petersén, Sandvik og Sveistrup, 2015). Det historiske og moderne sentrum ligger på halvøya mellom Nidelva og Trondheimsfjorden, i det som kalles Midtbyen (Bratberg og Arntzen, 1996). Det var her, i tillegg til Illsvika og Fagervika, at byområdet var konsentrert i løpet av de første 900 årene av sin historie (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010).

Et betydelig antall bybranner har ført til gjenoppbygging av bebyggelsen. I 1481, 1651 og 1681 brant store deler av Trondheim helt ned. Brannen i 1651 ødela 90% av byen (Rosvold, 2017). Fra 1864 ble bebyggelsen rundt Elgeseter og Øya sammenslått med Trondheim. Bebyggelsen på Øya begynte for alvor på 1890 med bygårder og eneboliger, men først på 1900-tallet økte byområdet i Trondheim markant (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010). Den seneste utvidelsen kom i 1964 da blant annet Tiller og Leinstrand ble lagt under byen (Bratberg og Arntzen, 1996). I dag dekker det tett befolkede området 70 km² (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010).

I denne oppgaven ble prøvetakingen i Trondheim fokusert til to lokasjoner: Øya og Sandmoen. Et kart over Trondheim med Øya og Sandmoen kan ses i Figur 17.



Figur 17: Kart over Trondheim med prøvelokalitetene. A: Øya. B: Sandmoen.

3.2.1 Sandmoen

Sandmoen ligger mellom Heimdal og Leinstrand, rundt 10 km sør for Trondheim sentrum. Området er dominert av industri- og landbruksvirksomhet og veier med mye trafikk. Industrien er plassert nord og øst for prøvelokalitetene. Sørøver og vestover er det store landbruksområder og små skogholt. Industrivirksomheten i området innebærer blant annet Heggstadmoen gjenvinningsstasjon som ble etablert i 1996. Gjenvinningsstasjonen var tidligere et deponi opprettet av Trondheim kommune i 1970 og avviklet i 2009 (Trondheim Renholdsverk, 2018). Statens vegvesen har også en stasjon for kontroll av tungtransport på Sandmoen. Denne kontrollstasjonen er rett ved prøvelokalitetene. Tine sentrallager, Rema distribusjonssenter og Posten logistiksenter er andre virksomheter på Sandmoen. I bydelen Heimdal like ved er byens fjernvarmeanlegg plassert, kalt Heimdals varmesentral.

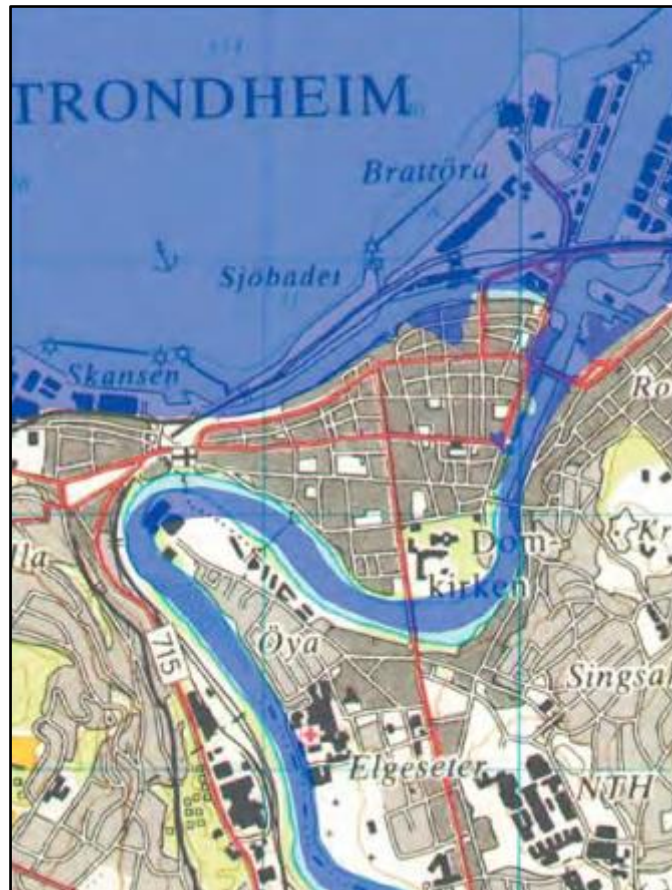
Hovedferdselsårene sørøver, E6 og Dovrebanen, går gjennom Sandmoen. E6 ved Sandmoen hadde i 2018 en beregnet ÅDT (årsdøgnetrafikk) på 23 000, der tungtransport utgjorde 12%. (SVV, 2019). For tiden ferdigstilles ny E6 mellom Trondheim og Melhus med et budsjett på 2,5 milliarder kroner (Statens Vegvesen, 2015). Dette prosjektet medfører store endringer og anleggstrafikk på Sandmoen.

3.2.2 Øya og Nidelva

Øya er en bydel som avgrenses av Nidelva i nord og vest, Elgeseter gate i øst og Professor Brochs gate i sør. Gatene har mye trafikk, spesielt Elgeseter gate. Området er tett befolket. St. Olavs hospital og Tilfredshet kirkegård er plassert på Øya. Ved sykehuset finnes et krematorium og forbrenningsanlegg for sykehusavfall. Lengst nordvest på Øya ligger Nidarøhallen, en idretts-, messe- og konferansesenter oppført i 1963 (Bratberg og Arntzen, 1996). Hallen er for tiden under ombygging. Prosjektet innebærer også oppgradering av utearealene, som grøntarealer og gang- og sykkelveier (Veidekke, 2017). Fra Nidarøhallen går gangbroen Nidareid bru over til Ila kirke.

Navnet henspiller på halvøya som Nidelva har dannet som følge av meandrering. Øya ligger i innersvingen av meanderen (Bratberg og Arntzen, 1996). Avsetningene består av fluviale sedimenter. Nærheten til Nidelva gjør at både flomhendelser og tidligere elveløp i stor grad har påvirket området. For 1000 år siden hadde Nidelva i hovedsak sitt nåværende løp, men Ila bestod av et større landområde da Nidelva gikk i en kortere sving enn i dag. Antageligvis har

elveløpet flyttet seg omtrent fra Nidarøhallen og noen hundre meter vestover i løpet av de siste 1000 årene. Figur 18 viser Nidelvas antatte løp på den tiden. Tidlig på 1700-tallet truet Nidelva med å kutte over Ila like ved Nidareid bru og renne ut i Trondheimsfjorden (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Det ble derfor satt i gang erosjonssikring i 1729 som innebar å sette pæler i yttersvingen. Spor av denne sikringen finnes fortsatt i området. Blant annet ble anlegget reparert og forsterket etter en flom på 1800-tallet. Det er antatt at tiltakene fremdeles har en sikringseffekt mot erosjon (NVE, 2015a).



Figur 18: Antatt elveleie til Nidelva for 1000 år siden (Reite, Sveian og Erichsen, 1999).

Nidelva er en del av Nea-Nidelvvassdraget med utgangspunkt i grenseområdene mot Sverige. Avrenningen i vassdraget er ca. $35 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ som årsmiddel, med minst avrenning i de lavereliggende delene mot Trondheim. Nedbørsfeltet er på 3100 km^2 . Nea, som elven oppstrøms for Selbusjøen heter, renner gjennom flere kunstige magasiner og kraftverk før den har utløp i Selbusjøen. Videre utløp for Nea-Nidelvvassdraget er på vestsiden av sjøen, rundt 160 moh. Nidelva, som elven nå heter, renner nordover rundt fire mil før den har utløp i Trondheimsfjorden (Pettersson, 2001). Nidelva har hatt en stor betydning for etableringen av Trondheim. Den har blitt brukt både som ferdselsvei og til næringer som vannkraft,

treforedling og møller. På veien fra Selbu, gjennom Trondheim og ut i Trondheimsfjorden renner Nidelva gjennom seks kraftverk. Øvre og Nedre Leirfossen, fra tidlig 1900-tallet, er de to eldste (Torp, Fremstad og Thingstad, 2007).

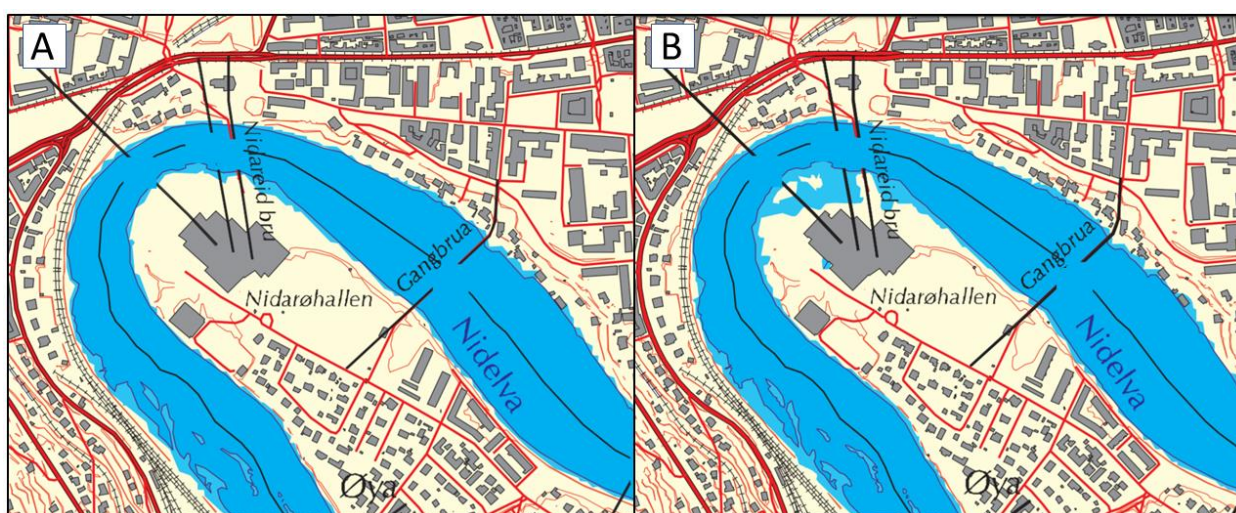
Kraftverkene har en regulerende effekt på elven. Flomvannføringene har blitt markant redusert siden reguleringen begynte på 1940-tallet. Dette gjelder i all hovedsak mindre flommer. Effekten vil ikke merkes i like stor grad i ekstreme tilfeller. Tabell ... viser de største flommene i Nidelven for perioden 1881-1999. De største flomhendelsene skjedde i 1934, 1938 og 1944. Etter at flomreguleringene begynte er det flommen i 1976 som har vært størst i Nidelva. Flommene i 1956, 1995 samt vår og høst 1997 var også store (Pettersson, 2001). Tabell 9 viser kulminasjonsvannføring ved flommer med gjentaksintervall på 10, 20, 50, 100, 200 og 500 år. Tabell 10 viser kulminasjonsvannføring ved anslåtte flomhendelser i Nidelva. Figur 19 viser i hvilken grad 10-års flommer og 500-års flommer er beregnet å påvirke områdene på Øya.

Tabell 9: Flomhendelser i Nidelva i perioden 1881 - 1999. Skillet markerer før og etter flomregulering av vassdraget. Data hentet fra Pettersson (2001)

Kulminasjonsvannføring	Dato
819 m ³ /s	14. juni 1944
777 m ³ /s	11. mai 1934
749 m ³ /s	11. juni 1938
721 m ³ /s	1. juni 1889
705 m ³ /s	6. juni 1917
571 m ³ /s	12. mai 1976
496 m ³ /s	16. juni 1997
491 m ³ /s	12. september 1997
485 m ³ /s	14. juni 1956
482 m ³ /s	4. juni 1995

Tabell 10: Kulminasjonsvannføring ved anslåtte flomhendelser i Nidelva. Data hentet fra Pettersson (2001)

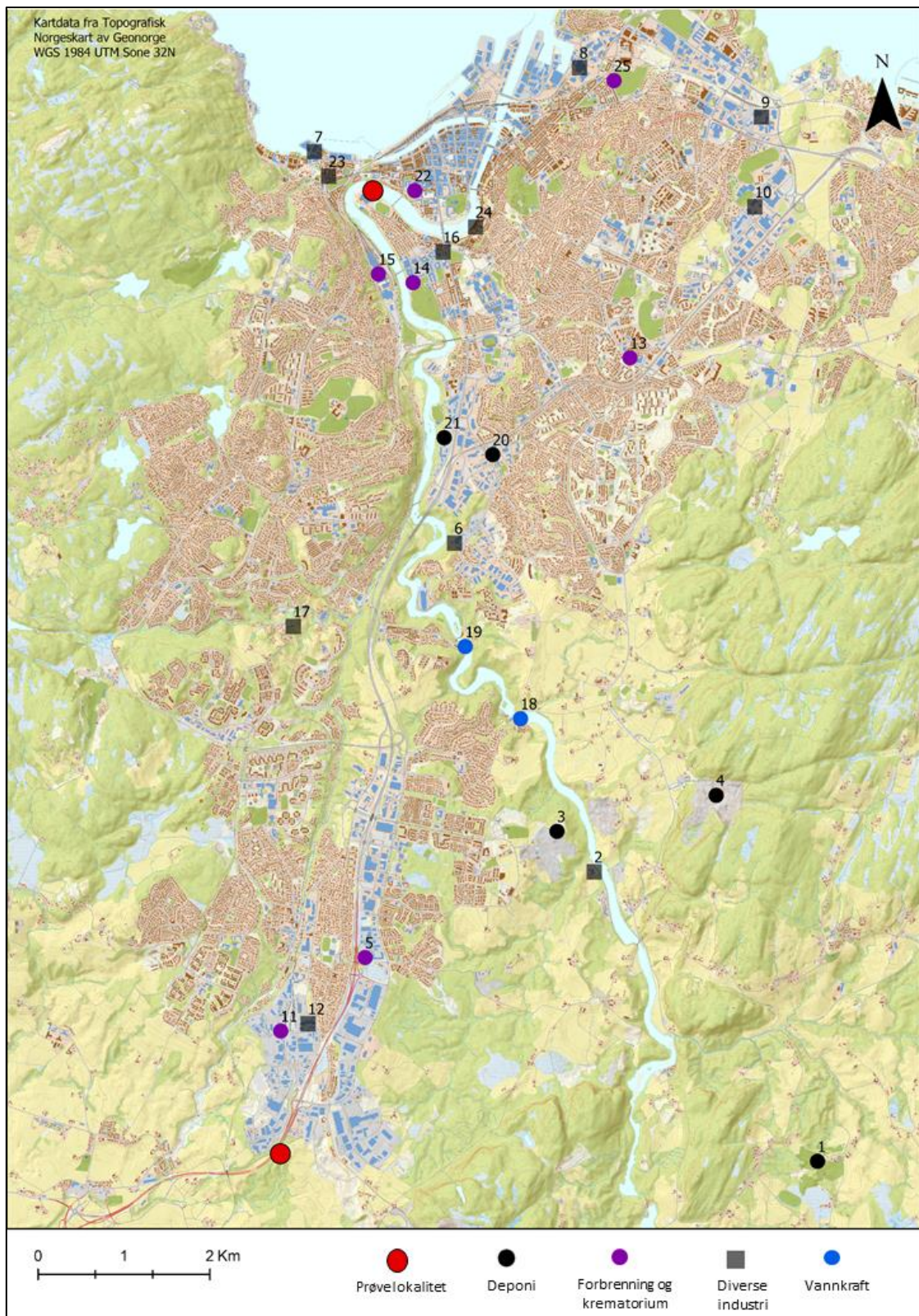
Anslått flomfrekvens	Kulminasjonsvannføring
Q_M	355 m ³ /s
Q_{10}	505 m ³ /s
Q_{20}	560 m ³ /s
Q_{50}	625 m ³ /s
Q_{100}	735 m ³ /s
Q_{200}	840 m ³ /s
Q_{500}	955 m ³ /s



Figur 19: Flomsonekart over Nidelva ved Øya. A: 10-årsflom. B: 500-årsflom. Data hentet fra Bævre og Larsen (2011).

3.2.3 Forurensningskilder i Trondheim

Det finnes mange lokale forurensningskilder i Trondheim. Dette kapittelet omhandler noen forurensningskilder med spesielt fokus på prøvelokasjonen ved Nidelva og Sandmoen. Figur 20 viser en oversikt over et utvalg historisk og aktive forurensningskilder i Trondheim, mens Tabell 11 viser nummereringsoversikt med navn og virksomhet.



Figur 20: Viser en oversikt over et utvalgt forurensningskilder i Trondheim. Nummeroversikt finnes i tabell 11. Data er hentet fra Miljøstatus.no/kart; Bratberg og Arntzen (1996); Bratberg (2009); Moe (2015); Strinda historielag (2017).

Tabell 11: Viser nummereringsoversikt for utvalgte forurensningskilder i Trondheim. Data fra Miljøstatus.no/kart; Bratberg og Arntzen (1996); Bratberg (2009); Moe (2015); Strinda historielag (2017).

ID	Navn	Virksomhet
1	Ulsethsanden deponi	Deponi
2	RISE Fire Research	Brannteknisk kompetansesenter
3	Tiller deponi	Deponi
4	Lia deponi og pukkverk	Deponi og pukkverk
5	Statkraft Fjernvarmeanlegg	Forbrenningsanlegg
6	Unicon	Betongleverandør
7	Smith Stål	Metallurgi
8	Dahls bryggeri	Bryggeri
9	Rockwool	Isolasjon
10	Berendsen tekstil	Tekstil
11	Norsk gjenvinning	Gjenvinningsstasjon
12	FerroZink	Metallurgi
13	Moholt krematorium	Krematorium
14	Krematorium og forbrenningsanlegg, St. Olavs hospital	Forbrenningsanlegg og krematorium
15	Marienburg Biobrenselsanlegg	Forbrenningsanlegg
16	Nidarø fabrikk	Såpe- og kjemisk fabrikk
17	Kruttmølle, papirfabrikk og annen industri	Diverse industri
18	Øvre Leirfoss	Kraftverk
19	Nedre Leirfoss	Kraftverk
20	Fredlydalen deponi	Deponi
21	Sluppen deponi	Deponi
22	Trondhjem Gassverk	Energiproduksjon
23	Nobø Fabrikker	Metallurgi
24	Fabriken ved Nidelven	Metallurgi
25	Lademoen Krematorium	Krematorium

Industri

Metallvareindustrien har vært en stor sektor i Trondheim siden 1600-tallet. Hammerverket i Vikelva som foredlet kobber fra Røros og Løkken, samt kobbervalseverket på Leira, er de eldste bedriftene innenfor dette. På Leira ble det senere anlagt en krom- og svovelsyrefabrikk. Den første industrien i moderne forstand var «Fabriken ved Nidelven» som ligger like ved

Bakklandet. Fabrikken ble startet på i 1843 og var et mekanisk verksted og metallstøperi (Bratberg og Arntzen, 1996). Områdene rundt Trondheim havn, Lade, Sluppen og fra Tonstad til Sandmoen er spesielt industrialiserte. På Tiller er det også mye aktivitet som følge av ulike næringsvirksomheter. Industrien i Midtbyen har bestått av metallvare-, kjemisk-, tekstil- og energiproduksjon (Moe, 2015).

Trondhjem Gassverk ble grunnlagt i 1851 og lå på Kalvskinnet. Virksomheten drev med gassproduksjon ved forbrenning av kull. Driften holdt på frem til 1917 da eiendommen på Kalvskinnet ble ansett som å være for liten. Driften ble flyttet til Lade (Strinda historielag, 2017). Krematoriet på Tilfredshet kirkegård ved St. Olavs Hospital ble oppført i 1919, men er ikke lengre i bruk. Det samme gjelder forbrenningsanlegget ved sykehuset, som i en periode ble brukt til forbrenning av sykehusavfall. På andre siden av Nidelven, ved Marienborg, befinner det seg et biobrenselsanlegg tilknyttet Trondheim Energiverk som fortsatt er i bruk. Nidarø fabrikk var en tidligere kjemisk fabrikk i Elgeseter gate, som produserte blant annet kjemikalier, såpe, medisiner og jodsalt. Fabrikken ble etablert i 1871. Driften ble avviklet i 1897 og flyttet til Øya i 1900 (Bratberg og Arntzen, 1996; Moe, 2015).

Det kommunale forbrenningsanlegget for avfall ved Heimdal har vært operativ siden 1980-tallet og henter inn avfall fra hele Midt-Norge. Den produserte fjernvarmen fra anlegget dekker 30% av byens oppvarmingsbehov, hovedsakelig ved forbrenning av restavfall (Statkraft, 2017). Anlegget har to ovner med en forbrenningskapasitet på 13 t avfall i timen. Gassen som dannes ved forbrenning renses med et støvfilter og slippes ut gjennom en 70 m høy pipe.

Trafikk

I dag er E6 hovedveien fra sør til nord i Norge. Den passerer Trondheim via Leinstrand og Heimdal, over Nidelva på Kroppan bru. Senere deles den i to løp. Det ene løpet går via Elgeseter gate og gjennom Midtbyen, mens det andre går gjennom Strinda (Bratberg og Arntzen, 1996). E6 på Kroppan bru hadde en beregnet årsdøgntrafikk på nesten 50 000 kjøretøy i 2018. Tungtrafikk utgjorde 11% av dette (SVV, 2019).

I Trondheim er det antatt at 7 000 – 10 000 tonn med vei slites av hvert år. De anbefalte grenseverdiene for svevestøv overskrides i perioder langs sterkt trafikkerte veier og gater. Det finnes fire målestasjoner i Trondheim som måler luftkvaliteten i form av PM₁₀, PM_{2,5} og NO₂. De er lokalisert i Elgeseters gate ved Studentersamfundet, Innherredsveien ved Bakke kirke,

på Trondheim Torg og langs E6 på Tiller. Målestasjonen på Tiller erstattet den tidligere målestasjonen på Heimdalsmyra (Frengstad, 2018).

Avløpsnett

Bosetninger og industrielle aktiviteter langs Nidelva har gjennom historien i ulike grad påvirket vannkvaliteten. Særlig gjelder dette de siste 50-100 årene med kraftig befolkningsutvikling og arealutnyttelse. Nidelva har i dag en sammensatt miljøkjemi, med påvirkninger fra en rekke miljøforurensende bidrag i små og store omfang. Kommunalt avløpsnett, landbruk, industri og transport er de største forurensningskildene (Nøst, Fremstad og Thingstad, 2007).

Avløpsnett i Trondheim på 1900-tallet hadde ikke nok kapasitet til å takle den raske befolkningsveksten. Dette førte til at det utover 1900-tallet var mange direkte og indirekte kloakkutslipp i Nidelva. Indirekte utslipp kom gjerne fra kloakkholdige sidebekker. På 1970-tallet startet arbeidet med å samle og sende kloakken til renseanlegg før videre utslipp. Dette har ført til at 99% av avløpsnett i dag er tilknyttet renseanleggene. Likevel er det anslått at rundt 10-15% av forurensningen forsvinner før ankomst til renseanleggene på grunn av et forfallent avløpsnett (Nøst, Fremstad og Thingstad, 2007).

Jordbruk

De marine avsetningene i Trøndelag har ført til et produktivt jordbruk, også i Trondheim bykommune. På Byneset i vest og Leinstrand i sør har jordbruket satt sitt preg på landskapet med store areal dekket av åker. Tiller og Strinda har fremdeles en del jordbruksarealer. Flere steder ligger det gårder helt inntil bygrensen (Bondelaga i Trondheim, 2016).

Deponi

Når det gjelder problemer knyttet til nedlagte avfallsdeponier i Norge, har hovedfokuset vært på sigevann. Mange deponier har historisk sett ligget på sentrumsnære tomter og er derfor attraktive arealer blant annet til boligformål. I Trondheim finnes det nedlagte avfallsdeponier i Ladedalen, Fredlydalen, Sluppen, Tiller og Heistadmoen. Fredlydalen avfallsdeponi ble brukt mellom 1950 og 1970. Deponiet innebar usystematisk deponert husholdningsavfall, industriavfall og bilvrak over hele fyllingen (Berge *mfl.*, 2007). Tiller deponi ble brukt til

deponi for inerte masser som byjord og torv (Roset, 2014). A/S Deponi hadde tidligere et deponeringsanlegg for metallslam på Sluppen i Trondheim (Misund, 1989).

3.2.4 Geologi i Trøndelag

Berggrunnen i Trøndelag ble dannet i forbindelse med den kaledonske fjellkjededannelsen for 500-400 millioner år siden. Da ble bergartene foldet og skjøvet, som medførte metamorfisering ved høyt trykk og temperatur. Noen steder ble berggrunnen foldet i så stor grad at stratigrafien ble invertert (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Overskyvningen foregikk fra vest mot øst. Trondheimsdekkekomplekset er navnet på de grønne, alloktone bergartene i Trondheimsfeltet, som strekker seg fra Trondheimsfjorden i nord til Gudbrandsdalen i sør. Bergartene innebærer prekambriske samt kabrosilurske bergarter som glimmerskifer, sandstein, grønnskifer, kalkstein og dypbergarter som gabbro, oppdalitt og trondhemitt (Askheim, 2016). Bergartene i Trondheimkomplekset forekommer i tre forskjellige dekker: Størendekket, Meråkerdekket og Guladekket. Disse ligger i en nedsenkning som strekker seg fra nordøst til sørvest. I sentrum ligger Guladekket, hovedsakelig bestående av høymetamorfe migmatittiske gneiser, glimmergneiser og skifre (Wolff, 1976). På begge sidene av Guladekket ligger flere km tykke lag med vulkanske bergarter dekket av sedimentære og vulkanske bergarter fra ordovicium eller silur. Disse utgjør Størendekket og Meråkerdekket (Ramberg *mfl.*, 2013). Størendekket består av lavmetamorfe, undersjøiske, basaltiske lavabergarter, hovedsakelig grønnstein (Wolff, 1976). Generelt sett ligger Guladekket under Størendekket i vest og under Meråkerdekket i øst (Gee *mfl.*, 1985; Ramberg *mfl.*, 2013). Størendekket består av et ofiolittkompleks fra kambrium eller ordovicium underliggende en lagrekke med vulkanske og sedimentære bergarter. Meråkerdekket består av et mafisk magmatisk kompleks med amfibolitt underliggende en tynn lagrekke av omdannede turbidittavsetninger (Ramberg *mfl.*, 2013).

I løpet av mesozoikum skjedde det en oppsprekking av kontinentene som deretter drev fra hverandre. Dette førte til åpningen av Atlanterhavet. Det finnes få avsetninger fra mesozoikum på det norske fastlandet, men dannelsen av forkastningssoner for 200 millioner år siden har formet landskapet. Mange norske fjorder og daler følger disse forkastningene. Grunnfjellet ble svært forvitret under et varmt og fuktig klima (NGU, 2014).

Under kenozoikum dominerte elveerosjon landskapsprosessene. Fjellene ble erodert ned til et kupert landskap (NGU, 2014). I slutten av tertiærperioden skjedde det en heving av

Skandinavia, muligens som følge av en mantelplum på Island (NGU, 2008c). Spesielt gjaldt hevingen områdene i vest (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Generelt foregikk det en forverring av klimaet (NGU, 2014). Kvartærtiden inneholdt flere istider. Det er estimert at det har vært rundt 30 istider de siste 1,8 mill årene. Isbreer gravde ut daler og fjorder og førte store mengder løsmasser ut på kontinentalsokkelen. Trondheimsfjorden, som på sitt dypeste er opp til 500 m, og Gauldalen ble formet på denne måten. Glasial erosjon dannet også mindre fordypninger i berggrunnen. Jonsvatnet er et slikt eksempel (Reite, Sveian og Erichsen, 1999).

Den siste istid, kalt weichsel, varte fra rundt 115 000 til 10 000 år siden (Bryhni, 2018). I løpet av disse årene ble de fleste eldre løsmassene transportert ut på kontinentalsokkelen av breer. Nye løsmasser ble dannet ved glasial erosjon av berggrunn. Mesteparten av løsmassene i Norge i dag stammer fra weichsel (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Isen hadde størst utbredelse for 21 000–17 000. Da var innlandsisen opp mot tre km tykk (Bryhni, 2018) og dekket hele Norge og Sverige, samt mesteparten av Danmark og til Berlin i sør (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Under avsmeltingsperioden mellom 13 000–8 500 år siden trakk isen seg tilbake (Moe, 2015). Likevel var det perioder med forverring av klimaet der det ble dannet morene eller israndavleiringer. I Trøndelag finnes seks markante israndtrinn. Helt ute ved kysten ligger Kysttrinnet fra eldre dryas. Under yngre dryas ble først Tautra-trinnet og deretter Hoklingen-trinnet dannet. Under smeltingen i preboreal oppstod tre randtrinn; Vukutrinn, Grong-Snåsa-trinnet og Høylandet-trinnet (Ramberg *mfl.*, 2013).

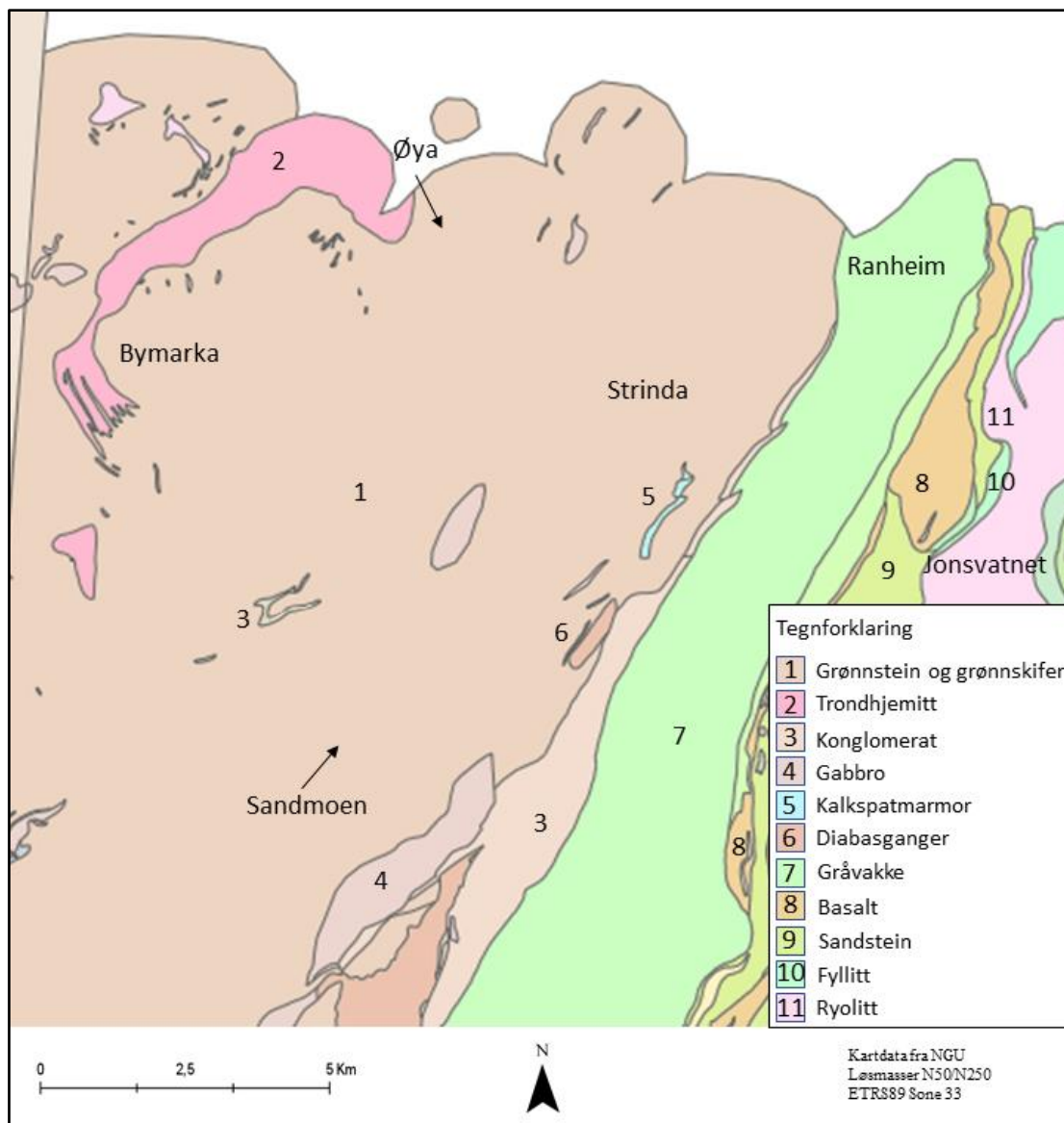
I områder med innlandsis ble jordskorpen presset ned på grunn av tyngden på isen (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Etter hvert som isen smeltet steg havnivået flere titalls meter. Samtidig begynte landmassene å heve seg grunnet isostasi (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Samspillet mellom økende havnivå og landheving førte til en strandforskyvning. Med kontinuerlig landheving steg områder som tidligere var havbunn opp av havet (Sellgren, 2006). Den gamle havbunnen utgjør de marine leirmassene som er utbredt i Trøndelag i dag. Den marine grensen, altså det høyeste nivået havet har stått etter siste istid, ligger rundt 175 moh. i Trøndelag (NGU, 2015d).

Elveerosjon og skred blir også sett på som et resultat av landhevingen. Høye og bratte skråninger i løsmasser har ført til dårlig stabilitet. Leirskred og løsmasseskred er utløst av naturlig undergravninger ved foten av slike skråninger, spesielt ved at elver har erodert ned i tykke marine masser. Avsetningene har deretter blir transportert andre steder (Sellgren, 2006). Langs elver finnes utallige spor etter store og små skred som har formet landskapet. I nyere tid har menneskelig aktivitet vært en utløsende faktor for skred. Dette skjer som følge av

endringer i stabiliteten ved utfyllinger, graving og sprengning (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Områder bestående av marin leire er spesielt utsatt for kvikkleireskred.

3.2.5 Geologi i Trondheim

Berggrunnen i Trondheim består for det meste av metamorfiserte vulkanske bergarter som grønnstein og grønnskifer (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Et kart over berggrunnen kan ses i Figur 21. De metamorfiserte vulkanske bergartene forekommer i de sentrale delene i Trondheim, samt i Bymarka i vest. I gjennom Bymarka og ned til Ila ligger det en intrusjon bestående av Trondhemitt med overgang til granodioritt. Denne er delvis forgneiset og datert til ca. 481 mill. år. Gabbro og kvartskratofyr kan også finnes stedvis rundt i Bymarka, samt et lite innslag av Konglomerat ved Kolstad. I den østlige delen av Trondheim er berggrunnsituasjonen mer komplisert. Det finnes store mengder omdannede sedimentære bergarter, f.eks. skifre, som antakelig har en alder på rundt 450 millioner år (NGU, 2008a). Opp mot Estenstadmarka finnes et lag med gråvakke som danner utløpet ved Jonsvatnet. Videre østover finnes lagrekker bestående av sandstein og skifer, basalter, fyllitt, rhyolitt, kvartsitt og grønnstein. Sørøstover ved Leirfossen finnes et innslag av gabbro (NGU, 2016).

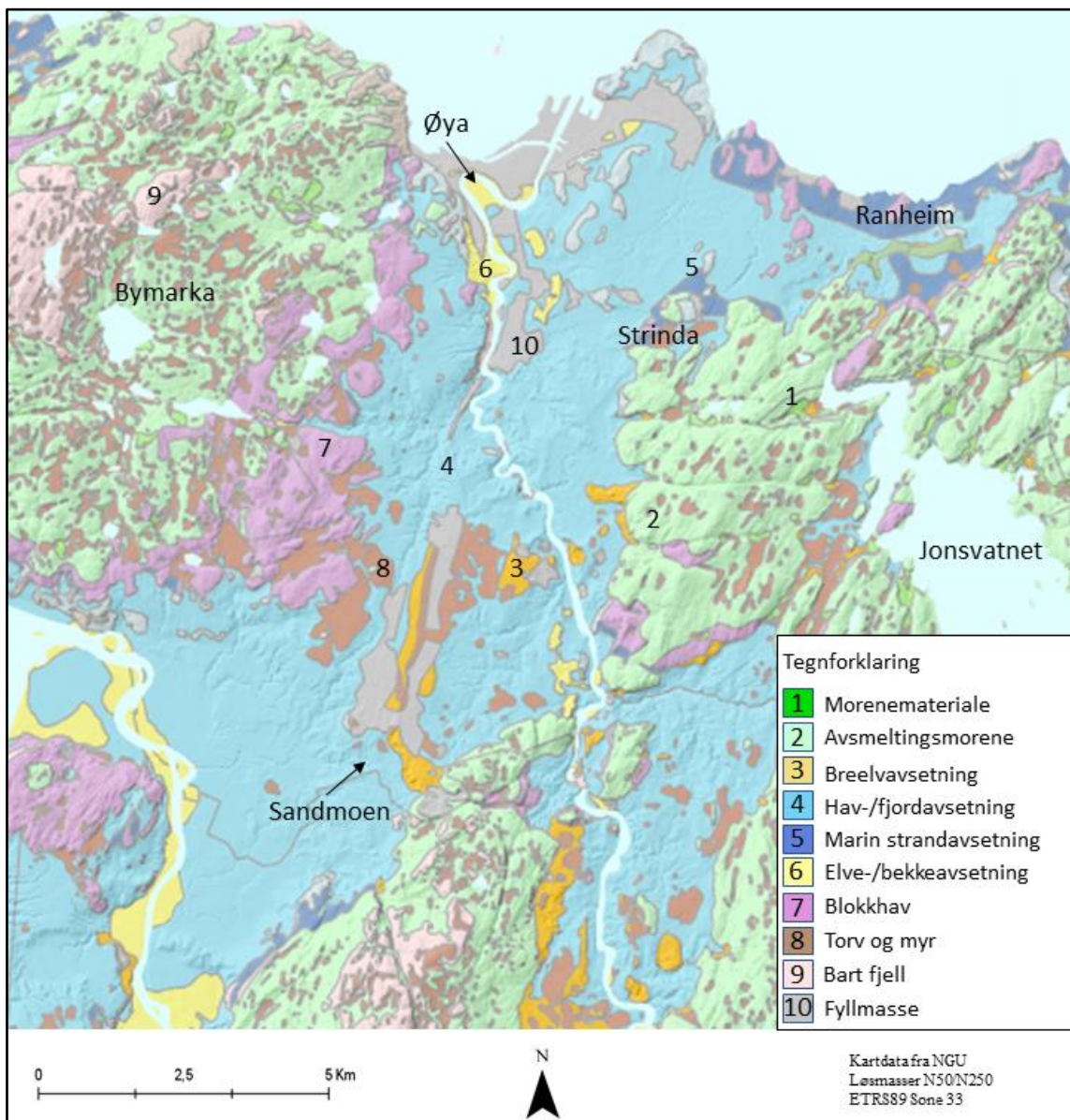


Figur 21: Geologisk berggrunnskart over Trondheim. Kartet er modifisert fra NGU (2016).

Trondheimsområdet innehar enorme mengder med løsmasser. Ved Leinstrand ligger berggrunnen rundt 450 m under havnivå. Tykkelsen på løsmasser i Trondheim sentrum er på 100-150 m (Reite, Sveian og Erichsen, 1999). Mesteparten av Trondheim ligger på marine leire avsatt for rundt 10 000 år siden da havnivået steg under avisning. Nidelva har også ført til dannelse av elvesletter og oppbygging av delta, en prosess som fortsatt pågår. I områder hvor elveløpet har gravd seg ned til berggrunnen har erosjonen bremset. Dette har ført til dannelse av fosser, som Øvre og Nedre Leirfoss (Sellgren, 2006).

Nidelvas nåværende og tidligere løp har dannet fluviale avsetninger gjennom Trondheim og ut til fjorden (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010). Glasiale elver etter ismeltingen førte med seg store mengder sedimenter som ble avsatt foran, under eller langs kanten av breen.

Dette er vanligvis mektige sand- og grusavsetninger. Eskere, rygger bestående av breelvmateriale, forekommer spesielt sørover mot Tiller (Sellgren, 2006). Deler av Tiller og Heimdal er bygd på store myrområder. Spor etter strandforskyvningen finnes ved Strinda og Ranheim. Blokkhav består av forvitret materiale dannet in-situ og forekommer i terrenget opp mot Estenstadmarka og Bymarka. Forvitringen kan skje ved fysisk og/eller kjemisk nedbrytning av berggrunnen og kan representere en gradvis overgang mellom løsmasser og berggrunnen (Moe, 2015). Over marin grense dominerer morenemateriale. I sentrum ligger det et ca. 2 m tykt lag med antropogen byjord og bestående av byggemateriale, avfall, aske og transporterte fyllmasser (Ottesen *mfl.*, 2000; Langedal og Ottesen, 2001). Figur 22 viser et løsmassekart over Trondheim.



Figur 22: Geologisk løsmassekart over Trondheim. Kartet er modifisert fra NGU (2016).

De mest markante svakhetssonene i Trondheim har retning sørvest–nordøst. Fjorder og daler følger ofte disse svakhetssonene. I dag består Trondheimsområdet i stor grad av åslandskap på rundt 150-400 m.o.h. Noen få fjelltopper, deriblant Gråkallen, er høyere (Reite, Sveian og Erichsen, 1999).

4. Metode

Dette kapittelet omhandler metodene som ble brukt under prøvetakingen, prøveprepareringen og kjemiske analysene. Første del, 4.1, beskriver kartleggingen i felt og innsamlingen av prøvene. Forklaringen inneholder kart over området, bilder av utstyr og prøvelokalitetene samt tabeller over koordinater og dybde for hver prøve. En mer detaljert laboratoriebeskrivelse finnes i vedlegg A. Del 4.2 består av en introduksjon til kjemisk analyser, etterfulgt av en oppsummering av prøveprepareringen som ble utført før prøvene kunne analyseres. Kapittelet avsluttes med prinsippene bak ICP-MS-metoden som ble brukt til analysene i denne oppgaven.

4.1 Feltkartlegging og innsamling av data

4.1.1 Utstyr

Prøvetakingen ble gjennomført av undertegnede med hjelp fra Mai Britt Mørk, Atle Mørk, Ola Sæther, Lars Bø og Hanne Hauge. Uttak av prøvene fra Endalen ble utført sommeren 2018, mens prøvene fra Sandmoen og Nidelva ble tatt i løpet av høsten 2018.

Følgende utstyr ble tatt i bruk:

- To spader av rustfritt stål
- Spiseskje av rustfritt stål
- Plastposer med lynlås
- Håndholdt GPS av typen Garmin eTrex 10
- Tommestokk
- Plastunderlag
- Rifle og signalpistol som sikkerhetstiltak på Svalbard
- Notatbok

Det samme utstyret ble brukt til innsamling av jordprøvene på Sandmoen, flomsletted sedimentene på Øya og de glasifluviale sedimentene i Endalselva. Prøvehullene ble gravd ut med spade og plassert på plastunderlag for å hindre spredning av eventuell forurensning. Materialet ble samlet inn med skje og lagt i merkede plastposer med lås. Prøvene ble tatt i intervaller fra bunnen av hullet og oppover da eventuelt nedfall vil kunne kontaminere prøvene. Lokalitetene ble dokumentert med kamera, og en kort beskrivelse av sedimentene ble notert i feltbok. Det utgravde materialet ble fylt tilbake i hullet etter prøvetaking, og GPS koordinater ble notert for hvert hull. Til sammen ble det tatt 74 prøver fra 20 forskjellige hull. Bilde av prøvetakingsutstyret kan ses i Figur 23.

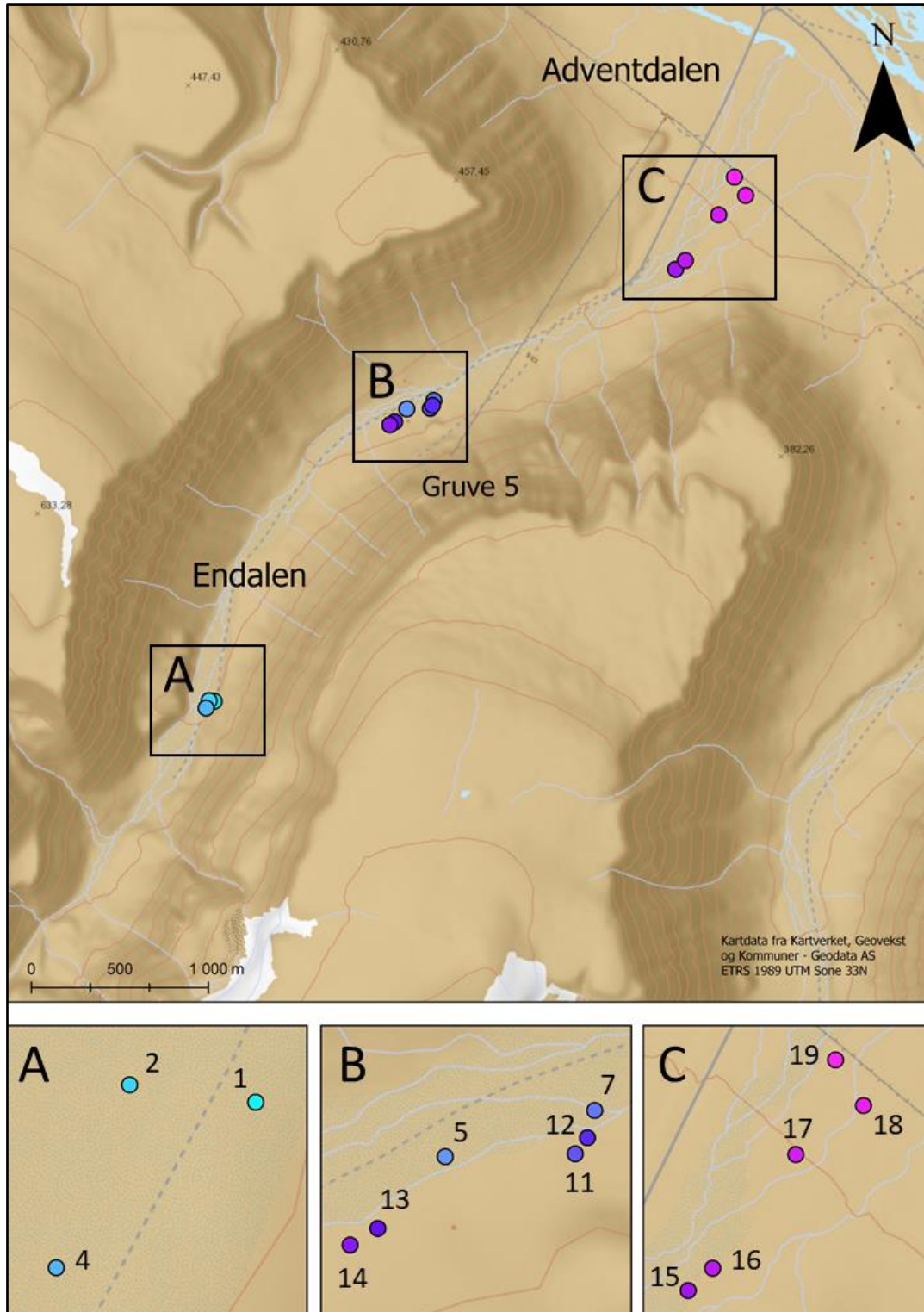


Figur 23: Bilde av utstyret som ble brukt. A) To spader av rustfritt stål, spiseskje og tommestokk. B) Plastposene med lynlås og prøvemateriale. C) Håndholdt GPS. D) Plastunderlag som ble brukt til å legge utgravd materiale på.

4.1.2 Prøvetaking i Endalen

Forberedelser til feltarbeidet bestod av å delta på sikkerhetskurs, skaffe de nødvendige dokumentene for leie av utstyr, samt å studere kart over mulige prøvetakingslokasjoner. Rifle og signalpistol ble leid fra en lokal sportsbutikk. Feltarbeidet pågikk fra torsdag 12. juli til 16. juli. I løpet av disse fem dagene ble 19 forskjellige prøvelokaliteter valgt og 41 sedimentprøver ble samlet inn og lagt i plastposer. Vurdering i ettertid førte til at fem hull ble fjernet grunnet for stort antall prøver. De ekskluderte hullene kan antas å være representert av

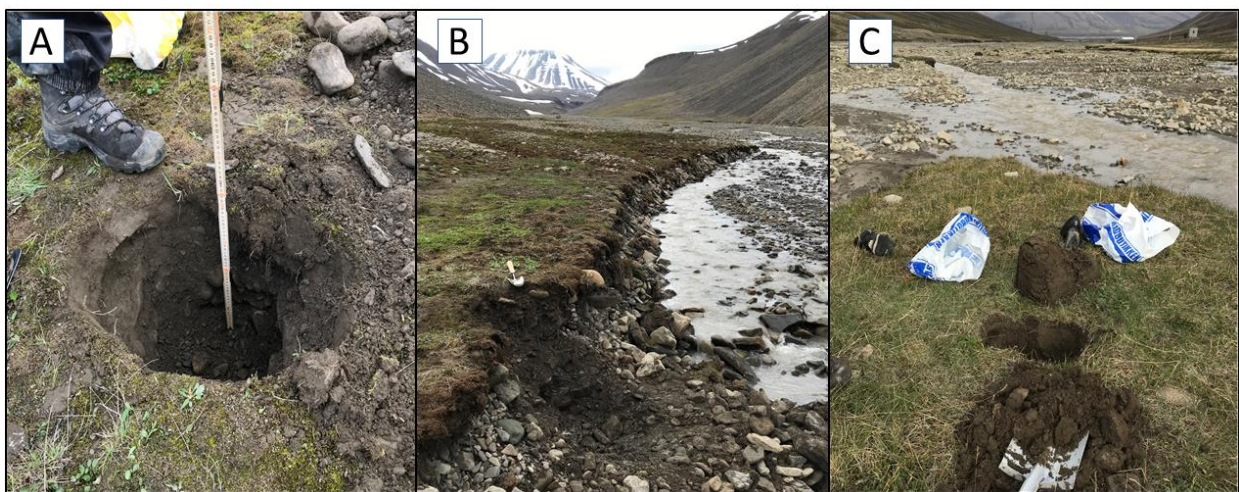
bevarte hull i umiddelbar nærhet da noen av de aller tetteste prøvene ble fjernet. De resterende 14 hullene bestod av 31 sedimentprøver. En oversikt over alle prøvelokalitetene kan ses i Figur 24.



Figur 24: Kart over prøvelokasjonene i Endalen. Fargegraderingen følger prøvenummer SB1 til SB19. A) Prøvelokasjonene i øvre Endalen. B) midtre Endalen på nedsiden av Gruve 5. C) nedre Endalen ved munningen ut mot Adventdalen.

Øvre Endalen

Reisen fra Longyearbyen foregikk med bil til værstasjonen i Adventdalen ettersom veien til Endalen var stengt. Fra værstasjonen var det omtrent syv km opp til de øverste prøvelokalitetene bestående av tre prøvehull: SB1, SB2, og SB4, med henholdsvis tre, to og tre sedimentprøver. Området var like etter der elven begynte å forgreine seg utover dalen. Til nederste del av Bogerbreen var det rundt to km, mens det var rundt 1,3 km fra en viktig sideelv med smeltevann fra Nordre Bayfjellbreen. Det var ingen tegn til gruveaktivitet høyere opp i dalen. Bilde av hullene kan ses i Figur 25. Den dypeste prøven var på 86 cm, som vises i Tabell 12.



Figur 25: Bilde av prøvelokalitetene i øvre Endalen. A) Prøve SB1. B) SB2. C) SB4.

Tabell 12: Viser koordinatene og dybden til prøvene i øvre Endalen.

Prøvenavn	Breddegrad	Lengdegrad	Dybde [cm]
SB1.1	78.167238	15.680279	36
SB1.2	-	-	22
SB1.3	-	-	10
SB2.1	78.167265	15.68015	86
SB2.2	-	-	12
SB4.1	78.166905	15.678278	34
SB4.2	-	-	20
SB4.3	-	-	9

Midtre Endalen

De neste prøvelokalitetene lå rundt to km lengre ned i dalen. Disse lokalitetene ble antatt å inneholde noe forurensning grunnet sin posisjon under Gruve 5 og ble derfor nøye prøvetatt. Området bestod av seks relativt nære prøvelokaliteter med ti sedimentprøver. Bilde av lokalitetene kan ses i Figur 26. På grunn av grove fragmenter av utgravd berg rundt graven bestod prøvene hovedsakelig av overflatesedimenter eller grunne sedimenter. Imidlertid var det dypeste hullet 80 cm dypt der elven nylig hadde erodert bort en mengde sedimenter. Dybden på hullene kan ses i Tabell 13.



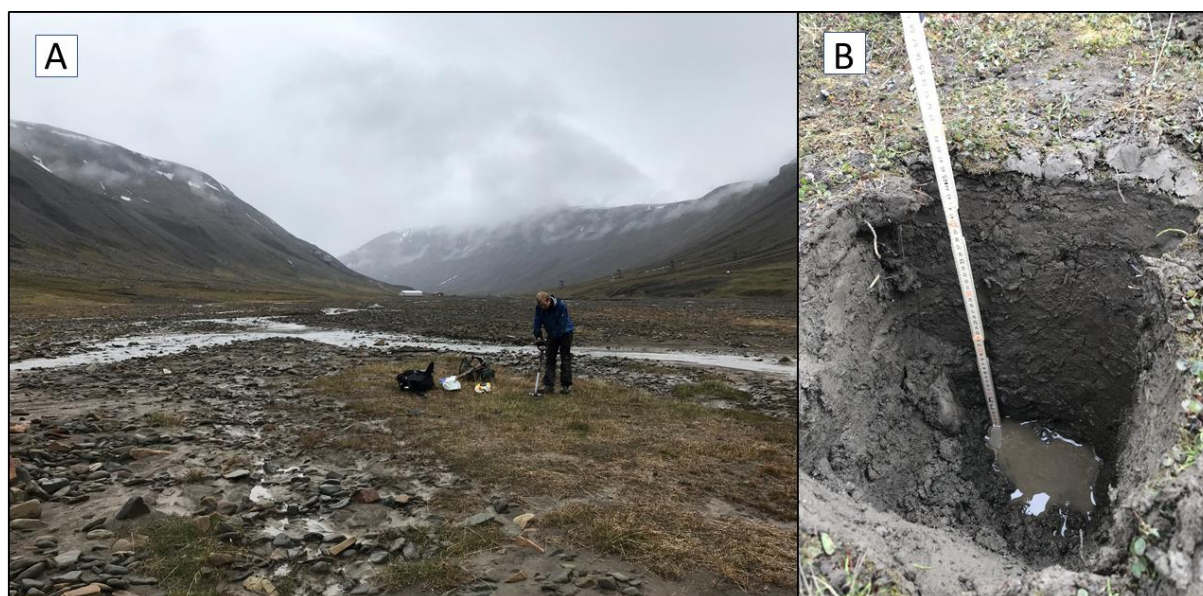
Figur 26: Bilde av prøvelokalitetene i midtre Endalen. I bakgrunnen ligger Gruve 5. A) SB11. B) SB13.

Tabell 13: Viser koordinatene og dybden til prøvene i midtre Endalen.

Prøvenavn	Breddegrad	Lengdegrad	Dybde [cm]
SB5.1	78.181949	15.728749	2
SB7.1	78.182353	15.735422	2
SB11.1	78.18196	15.734538	27
SB11.2	-	-	17
SB12.1	78.182106	15.735085	110
SB12.2	-	-	75
SB12.3	-	-	30
SB13.1	78.181301	15.725709	38
SB13.2	-	-	21
SB14.1	78.181152	15.724473	22

Nedre Endalen

Neste lokalitet lå omtrent 1,5 km lengre ned, ved dalmunningen ut mot Adventdalen. Dette var et bredere og flatere område enn de foregående prøvelokalitetene. Sedimentene var hovedsakelig finkornet på grunn av lavere gradient og redusert hastighet på vannføring. Prøvehullene kan ses i Figur 27. Overflaten bestod av gress, og tykkelsen på sedimentene var stor. Fra dalmunningen mellom Endalen og Adventdalen og ned mot Adventelva ble det gravd fem hull der 13 prøver ble samlet. De nederste prøve ble tatt rundt taubanen som tidligere fraktet kull. Elven i dette området var rundt 500 m bred. Prøvene er vist i Tabell 14.



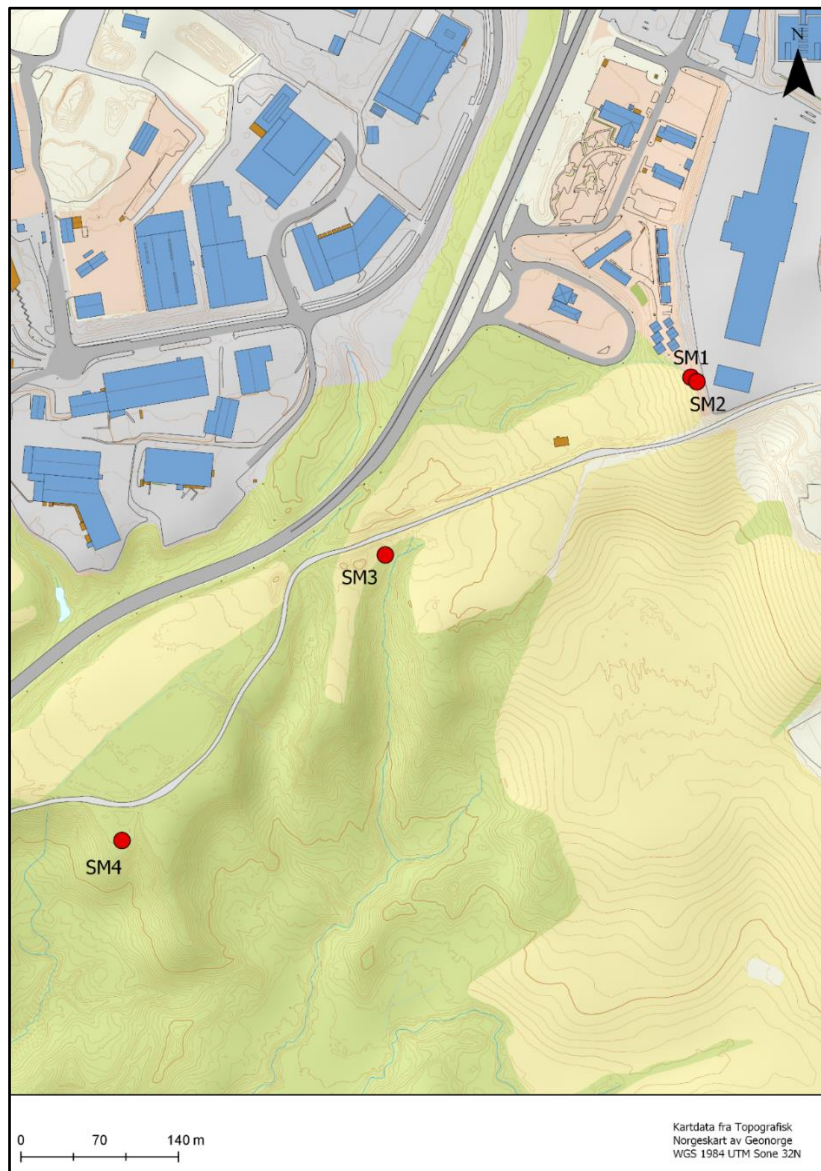
Figur 27: Bilde over to av lokalitetene i nedre Endalen. A) SB15. B) SB18

Tabell 14: Oversikt over koordinatene og dybden til prøvene i nedre Endalen.

Prøvenavn	Breddegrad	Lengdegrad	Dybde [cm]
SB15.1	78.188851	15.795617	30
SB15.2	-	-	13
SB16.1	78.189294	15.798069	29
SB16.2	-	-	14
SB16.3	-	-	3
SB17.1	78.191577	15.80645	30
SB17.2	-	-	6
SB18.1	78.192552	15.813209	40
SB18.2	-	-	20
SB18.3	-	-	5
SB19.1	78.193484	15.810506	50
SB19.2	-	-	25
SB19.3	-	-	12

4.1.3 Prøvetaking på Sandmoen

Prøvetakingen på Sandmoen ble utført i løpet av to dager. Området består av et variert arealbruk. Industri, bilveier, butikker og jordbruk finnes i umiddelbar nærhet. Lokasjonene ble valgt til østsiden av E6 ettersom Trondheim er preget av vær fra vest. Dermed vil svevestøv fra biltrafikk blåse østover. Transporten til Sandmoen ble gjort med bil til Statens vegvesen sin kontrollstasjon på Sandmoen. Under prøvetakingen var det stor anleggsaktivitet i området ettersom arbeidet med nye E6 pågikk. Fire hull ble gravd og totalt 28 sedimentprøver ble tatt av jordprofilene. Hvert hull hadde en dybde på rundt 35 cm, der prøvetakingen ble utført i intervaller på 5 cm fra en dybde på 32,5 cm til 2,5 cm. Figur 28 viser en oversikt over området ved Sandmoen og prøvelokalitetene.



Figur 28: Kart over prøvelokalitetene på Sandmoen

Sandmoen 1 og Sandmoen 2

De to første prøvelokalitetene, SM1 og SM2, var rundt 10 m fra hverandre og plassert i en skråning. Det var industriområde på oversiden og en anleggsplass på nedsiden av skråningen. Jordprofilet i SM1 og SM2 var identiske. De øverste 20 cm bestod av finkornig organisk materiale med røtter fra vegetasjon. Deretter var det rundt 10 cm med brunt humussjikt med innspill av grovere fragmenter. De nederste cm bestod av bleikjordsjiktet med sin karakteristiske gråfarge. Dette kan ses i Figur 29. Tabell 15 viser koordinatene og dybden til de ulike prøvene til SM1, mens

Tabell 16 representerer SM2.



Figur 29: Bilde av SM1 og SM2. A) jordprofilet i SM2. B) skråningen der prøvene ble tatt.

Tabell 15: Oversikt over koordinatene og dybden til SM1.

Prøvenavn	Breddegrad	Lengdegrad	Dybde [cm]
SM1.1	63.329446	10.357131	32,5
SM1.2	-	-	27,5
SM1.3	-	-	22,5
SM1.4	-	-	17,5
SM1.5	-	-	12,5
SM1.6	-	-	7,5
SM1.7	-	-	2,5

Tabell 16: Oversikt over koordinatene og dybden til SM2.

Prøvenavn	Breddegrad	Lengdegrad	Dybde [cm]
SM2.1	63.32941	10.357235	32,5
SM2.2	-	-	27,5
SM2.3	-	-	22,5
SM2.4	-	-	17,5
SM2.5	-	-	12,5
SM2.6	-	-	7,5
SM2.7	-	-	2,5

Sandmoen 3

SM 3 var lokalisert rundt 310 m lengre sørvest, mellom en gammel landbruksvei (nå brukt til anleggstrafikk) og et skogholt. Denne lokaliteten er like ved E6. Prøvehullet besto i større grad av et homogent jordprofil, selv om svak fargeendring til en mørkere brunfarge kunne observeres rundt 15 cm ned. Dette kan ses i Figur 30. Tabell 17 viser koordinatene til SM3 og dybden til medfølgende prøver.



Figur 30: Bilde av jordprofilen i SM3. Jordprofilen kan betegnes som homogent.

Tabell 17: Oversikt over koordinatene og dybden til SM3.

Prøvenavn	Breddegrad	Lengdegrad	Dybde [cm]
SM3.1	63.328081	10.351643	32,5
SM3.2	-	-	27,5
SM3.3	-	-	22,5
SM3.4	-	-	17,5
SM3.5	-	-	12,5
SM3.6	-	-	7,5
SM3.7	-	-	2,5

Sandmoen 4

Prøvehullet SM4 ble gravd ytterligere rundt 350 m fra SM3 mot sørvest, på et platå i mellom anleggsveien og et skogholt. Topplaget bestod av mose. Lokaliteten var annerledes enn foregående prøvehull ettersom de øverste 20 cm bestod av mørkebrun humus i stedet for leire, som kan vises i Figur 31. De nederste 15 cm bestod av en gradvis overgang til bleikjordssjiktet. Tabell 18 viser dybden til de ulike prøvene.



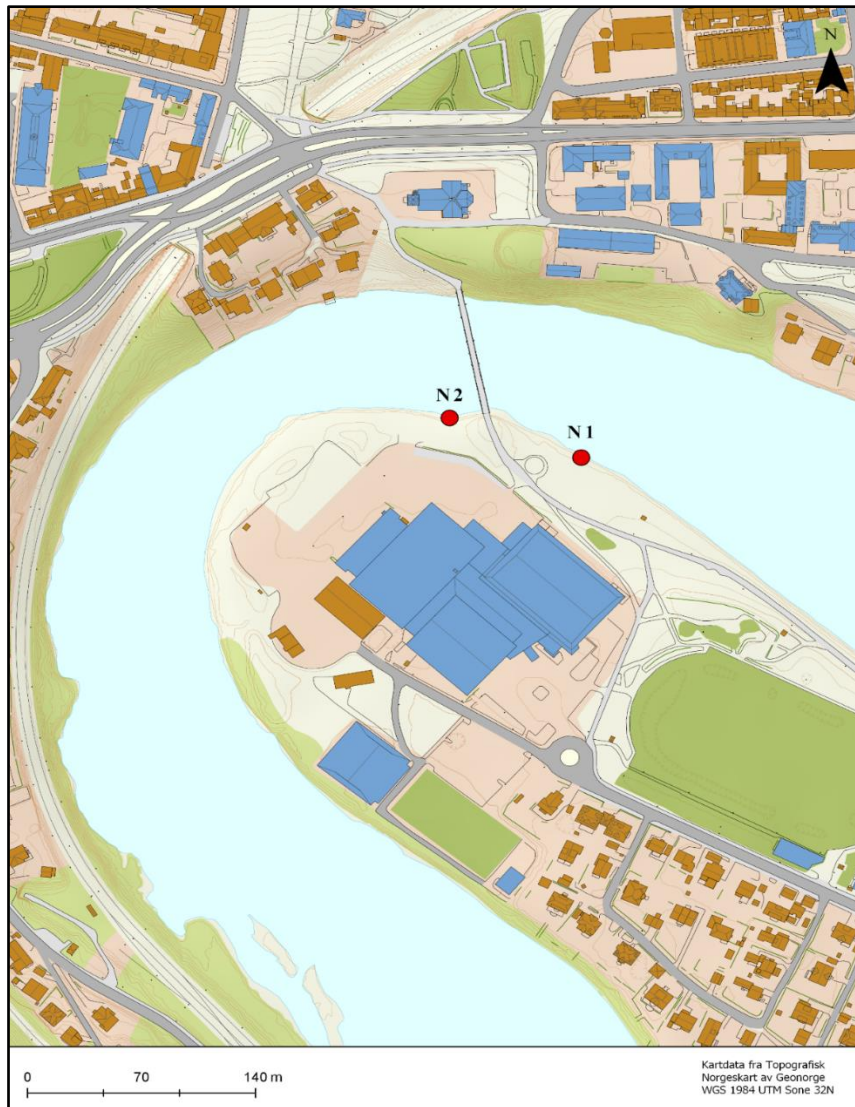
Figur 31: Bilde av SM4. Området bestod av mose. Nedre del av jordprofilen har en overgang til bleikjordssjiktet.

Tabell 18: Oversikt over koordinater og prøvedybde til SM4.

Prøvenavn	Breddegrad	Lengdegrad	Dybde [cm]
SM4.1	63.325848	10.346865	32,5
SM4.2	-	-	27,5
SM4.3	-	-	22,5
SM4.4	-	-	17,5
SM4.5	-	-	12,5
SM4.6	-	-	7,5
SM4.7	-	-	2,5

4.1.4 Prøvetaking på Øya

Prøvetakingen ved Nidelva ble utført 15. oktober 2018 i området helt nordøst på Øya. To hull ble gravd, ett på hver side av Nidareid bru. Totalt ble 15 prøver tatt fra de to hullene, der den første lokaliteten, N1, bestod av 8 prøver. Den andre lokaliteten, N2, bestod av 7 prøver. Kart over lokalitetene på Øya vises i Figur 32. Flere testhull ble utgravd for å finne sedimenter avsatt under flomhendelser. Det var også nødvendig å finne en akseptabel tykkelse på sedimentene og minst mulig grunnvann for å unngå utvasking av eventuell forurensing.



Figur 32: Kart over nörd-østre del av Øya. Prøvepunktene var på hver side av Nidareid bru.

Nidelva 1

Prøvehull N1 var lokalisert rundt 60 m øst for Nidareid bru. Området består av en gressplen like ved elveleiet til Nidelva, og kan ses i Figur 33. Lokaliteten ble valgt ettersom høyden ned til Nidelva var rundt 50 cm, og det kan dermed antas at sedimentene er avsatt under flomhendelser. Dybden på hullet var 45 cm, der prøvene ble tatt i intervallet hver fem cm fra 40 cm og opp. Profilet bestod av ulike lag. De øverste åtte cm bestod av finkornig jord som var rik på organisk materiale. Deretter var det et tynt bleikjordssjiktet med et ti cm tykt sandlag under. De nederste 30 cm bestod av mørkebrun jord. Flere av lagene inneholdt kullbiter. Det var ingen tegn til nylig flomaktivitet ved hullet. Koordinater og dybde på N1 kan ses i Tabell 19.



Figur 33: Viser gressplenen der N1 ble gravd. I bakgrunnen ligger Nidareid bru og Ila kirke.

Tabell 19: Oversikt over koordinatene og dybden til prøvene i N1

Prøvenavn	Breddegrad	Lengdegrad	Dybde [cm]
N 1.1	63.428314	10.377966	40
N 1.2	-	-	35
N 1.3	-	-	30
N 1.4	-	-	25
N 1.5	-	-	20
N 1.6	-	-	15
N 1.7	-	-	10
N 1.8	-	-	5

Nidelva 2

N2 var lokalisert på vestsiden av Nidareid bru. Fra hullet til broen var det rundt 20 m og ned til Nidelva var det rundt fem m. Hullet ble gravd på nedsiden av elveleiet, i et område som nylig har opplevd erosjon. Dette kan ses i Figur 34. Profilet hadde homogene avsetninger med lite variasjon i fragmentstørrelse og hovedsakelig bestående av sand. Sedimentene antas å være enten fluviale avsetninger eller fyllmasse i forbindelse med anleggsarbeid som har

foregått i lengre tid i Nidarøhallen og området rundt. Koordinater og dybde til prøvelokalitet N2 kan ses i Tabell 20.



Figur 34: Oversikt over lokaliteten til N2. I bakgrunnen ligger Nidarøhallen.

Tabell 20: Oversikt over koordinatene og dybden på prøvene til N2.

Prøvenavn	Breddegrad	Lengdegrad	Dybde [cm]
N2 2.1	63.428569	10.376359	35
N2 2.2	-	-	30
N2 2.3	-	-	25
N2 2.4	-	-	20
N2 2.5	-	-	15
N2 2.6	-	-	10
N2 2.7	-	-	5

4.2 Kjemisk analyse

Kjemisk analyse går ut på å hente informasjon om struktur og sammensetning av stoffer. Det er mange ulike metoder for å utføre kjemiske analyser. De dekker forskjellige analysebehov etter hvilke grunnstoffer, kjemiske forbindelser, molekyler eller isotoper som skal undersøkes. Moderne analysemetoder kan finne ønsket informasjon ned til svært lave deteksjonsgrenser. For at en samlet prøve skal egne seg til analyse kreves det vanligvis en bearbeidingsprosess (Wibetoe, 2018a). Dette inkluderer både fysisk og kjemisk preparering av prøvene.

Prøvepreparering er en prosess der innsamlede prøver transformeres fra deres opprinnelige tilstand til prøver som er analyserbare. Prøven skal være mest mulig representativ for sitt område. Dette oppnås ved bruk av metoder som ikke forårsaker tap av analytisk informasjon eller en målbar forandring i sammensetningen. Sedimenter samlet inn fra miljøer påvirket av antropogene prosesser er ofte inhomogene og kan inneholde en rekke uønskelige gjenstander, som avfall og bygningsrester (Johnson *mfl.*, 2011).

Prøvene i denne oppgaven ble først tørket ved 40 °C i fire dager. Deretter ble de siktet gjennom en maskeåpning på 2,38 mm. Fragmentene under 2,38 mm ble tatt med videre. Fra hver prøve ble det hentet ut 2 g materiale som ble oppløst i salpetersyre (HNO₃), 65%, under oppvarming i 20 timer. Til slutt ble løsningen filtrert og helt i plastbegre, vist i Figur 35. De ble deretter analysert med ICP-MS. Disse prosessene foregikk ved laboratoriene for Institutt for geovitenskap og petroleum på NTNU. Prøveprepareringen og laboratorieanalysene med bestemmelse av uorganiske stoffer og blyisotopforhold ble fullført i løpet av oktober og november 2018. En detaljert laboratorieforklaring finnes i vedlegg A.



Figur 35: Viser alle prøvene i plastflasker etter endt preparering.

4.2.2 Elementanalyse - ICP-MS

Induktivt koblet plasma massespektrometri, ICP-MS, er en analysemetode for bestemmelse av elementer i væsker og i faste materialer. Verktøyet fører til en rask og nøyaktig analyse. I tillegg kreves det forholdsvis lite prøvemengde og kostnaden er lav sammenliknet med mange andre analysemetoder (Johnson *mfl.*, 2011). Rundt 75 grunnstoffer og 300 isotoper kan bestemmes samtidig (Wibetoe, 2018b), med en deteksjonsgrense fra µg/kg ned til ng/kg. Metoden tar i bruk et induktivt koblet argonplasma, der prøvematerialet ioniseres på temperaturer opp til 10 000 °C. Dette fører til at molekylene og atomene i prøvematerialet blir

atomisert og ionisert og deretter akselerert av et elektrisk felt til en fokusert ionestråle. Ionestrålen passerer deretter et magnetfelt og et elektrostatisk felt der det vil skje separering av ionene etter masse og elektrisk ladning. Ionene vil fokuseres igjen før de går inn i massedetektoren (NGU, 2015a).

ICP-MS kan brukes til ulike formål. Blant annet brukes verktøyet til karakterisering av enkeltminerale i en bergart, kvantifisering av grunnstoffer i mineraler, bestemmelse av sporelementer, bestemmelse av potensielle miljøgifter og bestemmelse av isotopforhold. Metoden kan også gjøre en aldersdatering av zirkon og monasitt (NGU, 2005).

ICP-MS analysene i denne oppgaven ble utført av Laurentius Tjihuis med ELAN DRC-e fra PerkinElmer SCIEX. I hver omgang ble det analysert for 23 grunnstoffer og tre blyisotoper. I felt ble det samlet inn 74 prøver. Disse, i tillegg til seks duplikater og 16 blankprøver, ble analysert. Det totale antallet med analyserte prøver var 98.

5. Resultater

I dette kapittelet presenteres resultatene av analysene med ICP-MS fra 12 utvalgte grunnstoffene. Totalt ble 23 grunnstoffer analysert, men 11 av disse ble utelatt fra resultatdelen ettersom de ikke ble funnet relevante til problemstillingen. I tabellene i dette kapitlet er konsentrasjonen basert på totalt 74 antall prøver. Verdier under deteksjonsgrensen for analyseinstrumentet er satt til halve deteksjonsgrensen for å kunne utføre statistiske beregninger. Konsentrasjonene for alle de 23 analyserte grunnstoffer og intensitet for blyisotop er finnes i vedlegg B.

Kapitlet er inndelt i fire deler. Første del, 5.1, innebærer en oppsummering av resultatene for utvalgte grunnstoff. Oppsummeringen innebærer statistiske parametere som antall prøver, minimum, maksimum, gjennomsnitt og median, samt deteksjonsgrensen for grunnstoffene. Grunnstoffene inkludert i «tilstandsklasser for forurenset grunn» (TA-2553/2009) vil vises med antall prøver i hver tilstandsklasse. Deretter er det en oppsummering av blyisotopforholdet fra prøvene.

I del 5.2 presenteres resultatene for hvert enkelt grunnstoff. De samme statistiske parametere som i kapittel 5.1 blir tatt i bruk, men gjennomgangen vil være inndelt etter de tre lokalitetene. Resultatene fra Endalen blir presentert i et kart, mens resultatene fra Sandmoen og Øya blir

vist i hver sin graf. I kartene over Endalen representerer et større symbol en høyere konsentrasjon. I tilfellene der flere prøver har blitt tatt fra samme hull vises kun den høyeste konsentrasjonen. Grafene fra Sandmoen og Øya viser konsentrasjonen mot dybden for hvert jordprofil.

Kapittel 5.3 omhandler blyisotoper. Først er det en oppsummering av blykonsentrasjon og isotopforholdene fra Endalen, Sandmoen og Øya. Deretter vil tre grafer illustrere ^{206}Pb / ^{207}Pb -forholdet mot total blykonsentrasjon for hver lokalitet.

Siste del, kapittel 5.4, omhandler kvalitetskontroll av laboratoriearbeidet. Resultatene fra replikatprøvene sammenliknes med resultatene fra den opprinnelige prøven. Det innebærer en beregnet korrelasjonskoeffisient for de utvalgte grunnstoffene, og produksjon av korrelasjonsplot for arsen, barium, kobber og sink.

Tabell 21, Tabell 22 og Tabell 23 viser analyseresultatene for de 11 grunnstoffene for henholdsvis Endalen, Sandmoen og Øya.

Tabell 21: Tabell over konsentrasjonen av de 12 grunnstoffene i prøvene fra Endalen. Konsentrasjonen er gitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Ba	Ca	Cd	Cu	Cr	Mg	Ni	P	Pb	V	Zn
SB1.1	18,79	144,55	2330	0,43	29,56	45,93	6070	80,87	835	22,97	75,49	99,68
SB1.2	13,14	113,93	1830	0,05	25,95	38,19	4580	79,58	707	19,09	66,17	88,46
SB1.3	16,67	144,51	2240	0,24	24,98	42,17	5380	69,33	762	20,39	81,61	95,97
SB2.1	18,86	132,58	2660	0,23	37,84	44,91	7070	91,66	1050	25,57	76,79	121,23
SB2.3	15,86	79,98	917,6	0,17	31,18	36,33	5130	79,70	754	22,55	57,05	97,36
SB4.1	12,19	185,33	2270	0,48	24,78	51,54	5740	68,41	736	19,22	86,26	82,82
SB4.2	14,31	145,13	2230	0,16	24,67	42,88	5610	68,14	778	20,13	70,37	85,30
SB4.3	11,18	126,95	2600	0,49	27,60	37,31	5680	69,29	794	20,42	56,52	90,05
SB5.1	17,12	138,95	1760	0,15	30,94	43,72	6130	82,76	992	22,30	76,72	106,23
SB7.1	13,21	112,53	1340	0,10	22,52	34,07	4600	65,62	668	18,42	56,50	81,59
SB11.1	27,85	191,73	916,5	0,36	39,62	43,66	4470	74,78	760	17,39	98,82	88,06
SB11.2	76,92	306,20	848,7	0,02	36,38	55,97	3110	90,89	1190	19,04	203,76	78,13
SB12.1	21,73	215,91	702,3	0,05	34,37	47,83	4110	67,46	585	20,96	100,98	85,96
SB12.2	24,96	172,32	830,2	0,02	60,07	44,56	4320	74,16	637	23,54	88,97	87,14
SB12.3	24,15	222,75	711,8	0,13	44,05	49,27	4770	73,05	694	22,38	98,73	102,27
SB13.1	19,80	245,59	1660	0,11	30,65	48,29	5350	83,16	687	18,48	100,61	116,39
SB13.2	19,14	265,29	973,5	0,48	32,10	64,90	5710	72,67	693	18,62	139,91	107,78
SB14.1	16,02	212,92	652,6	0,27	24,63	44,90	3920	58,62	498	14,00	102,81	84,10
SB15.1	13,83	127,65	1770	0,02	23,19	39,04	4330	71,71	671	17,04	69,15	77,64
SB15.2	12,87	130,90	2280	0,06	24,19	37,99	4740	77,13	717	17,74	65,29	84,92
SB16.1	15,42	127,38	1880	0,15	25,50	39,00	5380	69,53	721	19,56	69,01	91,27
SB16.2	15,59	132,49	2230	0,08	26,63	34,67	4590	76,09	667	18,23	61,96	84,69
SB16.3	13,07	104,00	1770	0,44	22,36	31,16	4330	66,55	666	18,17	48,53	78,56
SB17.1	13,40	148,08	2130	0,28	33,70	50,24	5750	73,81	782	20,93	79,97	109,92
SB17.2	15,90	125,96	2030	0,26	26,13	35,27	5090	72,94	712	20,42	59,35	95,00
SB18.1	17,70	115,13	1960	0,20	27,33	37,45	5160	80,32	756	19,61	65,60	91,02
SB18.2	15,26	120,77	2030	0,33	24,01	39,07	4970	70,97	710	17,83	68,26	81,94
SB18.3	12,04	101,99	1800	0,02	20,40	30,10	3530	60,31	602	14,37	54,74	81,70
SB19.1	12,38	124,07	1720	0,02	34,57	39,08	4500	66,37	680	19,50	66,04	75,48
SB19.2	14,82	142,19	1590	0,02	22,91	44,86	4460	77,31	679	16,77	77,67	87,36
SB19.3	12,49	178,54	2390	0,02	28,22	48,74	5640	84,90	761	19,73	78,86	105,03

Tabell 22: Tabell over konsentrasjonen av de 12 grunnstoffene i prøvene fra Sandmoen. Konsentrasjonen er gitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Ba	Ca	Cd	Cu	Cr	Mg	Ni	P	Pb	V	Zn
SM1.1	2,45	147,55	5920	0,29	33,89	149,47	19900	122,38	489	10,09	83,09	160,13
SM1.2	1,01	182,36	7450	0,44	42,90	99,04	12000	74,60	800	11,40	59,13	132,60
SM1.3	0,87	157,20	6950	0,39	35,27	81,63	9380	61,81	832	11,73	53,42	139,26
SM1.4	1,62	130,18	7560	0,53	39,14	96,02	12300	76,39	961	19,23	63,50	148,35
SM1.5	2,11	134,52	8270	0,26	41,63	93,82	13600	81,27	1160	22,07	66,96	149,62
SM1.6	2,67	119,21	9560	0,18	41,09	91,31	13900	81,29	1130	21,65	66,46	139,50
SM1.7	2,60	121,63	9540	0,22	44,58	85,84	13900	81,80	1230	22,76	63,52	146,29
SM2.1	2,12	169,39	7920	0,35	30,25	137,33	21000	110,41	482	9,30	82,64	125,81
SM2.2	1,79	159,84	7930	0,09	29,36	115,99	20000	109,38	629	10,28	73,14	148,13
SM2.3	1,39	122,29	7240	0,52	32,31	97,06	11400	63,42	992	15,07	63,25	114,39
SM2.4	1,76	118,68	9260	0,45	33,52	92,97	12400	70,90	1150	18,42	69,94	125,22
SM2.5	2,26	119,36	8330	0,20	35,87	97,74	13000	77,30	1160	19,47	69,30	129,26
SM2.6	3,43	123,70	10200	0,25	71,45	116,32	17400	95,64	898	17,88	75,05	135,87
SM2.7	3,46	83,21	12600	0,13	43,45	81,27	16800	91,36	929	17,45	58,22	142,73
SM3.1	4,35	189,95	6790	0,05	42,06	133,24	23400	136,19	442	14,93	94,51	132,35
SM3.2	3,59	161,28	6290	0,02	37,67	110,28	19500	116,53	467	13,12	78,53	112,27
SM3.3	4,26	176,96	6660	0,15	38,59	122,74	20100	130,50	584	15,98	89,14	125,92
SM3.4	3,89	167,38	6220	0,02	36,48	123,72	18200	134,28	640	18,28	91,22	132,77
SM3.5	4,43	178,45	7690	0,10	42,11	123,70	24400	135,70	797	19,62	90,52	138,41
SM3.6	3,90	167,12	6780	0,19	36,96	119,52	19200	112,99	662	16,16	87,90	121,72
SM3.7	3,13	152,74	6520	0,02	36,83	109,81	17900	118,05	643	15,77	80,71	129,89
SM4.1	3,64	113,55	5630	0,08	20,39	125,48	17200	106,97	620	14,27	106,27	112,39
SM4.2	2,73	97,11	4200	0,06	12,71	102,10	11100	72,02	569	13,76	95,08	82,50
SM4.3	9,83	91,64	4090	5,79	24,57	106,36	10400	72,05	640	12,68	109,10	84,92
SM4.4	1,62	83,54	3440	0,02	14,35	86,60	7930	65,82	662	14,22	92,04	58,14
SM4.5	2,08	81,28	3400	0,07	15,66	69,72	6160	50,88	1050	23,35	89,38	50,16
SM4.6	2,01	54,60	2010	0,06	16,96	63,36	3660	47,93	1090	18,59	78,85	36,43
SM4.7	2,33	64,78	3040	0,11	19,05	34,58	2090	22,11	1620	20,91	28,26	32,21

Tabell 23: Tabell over konsentrasjonen av de 12 grunnstoffene i prøvene fra Endalen. Konsentrasjonen er gitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Ba	Ca	Cd	Cu	Cr	Mg	Ni	P	Pb	V	Zn
N1.1	5,92	86,23	7660	0,53	35,64	60,06	10800	63,32	966	105,41	41,16	194,30
N1.2	5,09	76,72	8570	0,28	37,13	75,11	12500	64,42	780	124,95	53,80	179,23
N1.3	4,33	64,15	9760	0,18	35,28	63,88	12600	65,51	791	62,80	51,24	162,34
N1.4	4,30	73,23	11000	0,09	32,69	76,26	11700	73,47	834	58,67	57,48	168,77
N1.5	4,14	73,69	11000	0,10	35,02	75,81	10900	63,72	892	50,19	52,76	160,83
N1.6	2,16	33,69	8370	0,37	16,98	65,34	10100	50,16	546	18,60	44,20	91,43
N1.7	4,47	35,38	17400	0,07	52,01	90,15	15100	83,89	458	13,30	93,74	105,23
N1.8	5,62	69,02	13600	0,26	41,23	92,63	14700	88,17	647	20,58	60,78	107,32
N2.1	2,02	23,12	6120	0,02	11,18	54,87	9670	50,49	393	4,10	37,01	59,95
N2.2	2,16	24,41	6570	0,32	10,83	62,15	11600	59,70	448	4,32	39,95	74,51
N2.3	1,46	25,56	8080	0,02	9,78	68,48	10300	54,71	404	3,81	46,20	68,82
N2.4	1,78	21,92	6260	0,04	8,01	51,06	10500	49,48	449	4,23	32,69	62,57
N2.5	2,40	22,13	7740	0,32	11,13	60,69	13200	69,75	552	5,14	39,72	88,04
N2.6	1,76	25,22	6640	0,02	11,61	58,86	13100	61,04	550	4,56	41,41	81,50
N2.7	2,43	26,95	7520	0,35	11,06	86,28	12700	66,45	466	4,99	44,70	81,18

5.1 Oppsummering av resultater

Tabell 24 viser kombinert parametere for prøvene fra Svalbard, Sandmoen og Øya. Kadmium er grunnstoffet med lavest konsentrasjon. Minimumsverdien er på 0,2 mg/kg, som er samme verdi som deteksjonsgrensen. Flere prøver hadde en så lav konsentrasjon med kadmium at analyseinstrumentet ikke klarte å bergene nøyaktig verdi.

Tabell 24: Oppsummering av statistiske parametere for konsentrasjonen til elementene. Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg og basert på totalt 74 antall prøver. DG står for deteksjonsgrensen for ICP-MS instrumentet.

Grunnstoff	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median	DG
As	0,87	76,92	9,43	4,39	0,1
Ba	21,92	306,20	124,15	125,01	0,004
Ca	653	17400	5146	4915	6
Cd	0,02	5,79	0,27	0,16	0,04
Cr	30,10	149,47	70,70	62,76	0,007
Cu	8,01	71,45	30,13	30,80	0,02
Mg	2090	24400	10026	9885	0,03
Ni	22,11	136,19	78,14	73,26	2
P	393	1620	749	709	0,3
Pb	3,81	124,95	20,94	18,45	0,004
U	0,79	2,14	1,20	1,09	0,02
V	28,26	203,76	72,95	69,23	0,003
Zn	32,21	194,30	105,63	98,52	0,02

Tabell 25 viser en oversikt over grunnstoffene som inngår i TA-2553/2009 med antall prøver og prosentandel innenfor hver klasse. Dette er beskrevet i kapittel 2.2. Kun én prøve ble kategorisert til tilstandsklasse 4. Dette var arsenkonsentrasjonen i prøve SB 11,2. Ingen prøver ble plassert i tilstandsklasse 5. Totalt ble åtte prøver kategorisert i tilstandsklasse 3, der fire var relatert til høy arsenkonsentrasjon, to til nikkel og to til bly. Alle prøvene inneholdt kobber- og sinkkonsentrasjoner innenfor tilstandsklasse 1 som tilsvarer normverdien.

Tabell 25: Oversikt over grunnstoffene som inngår i TA-2553/2009 inndelt i tilstandsklassene. *Krom- og nikkelverdiene fra Sandmoen og Øya er korrigert for oppjusterte normverdier i Trondheim.

Tilstandsklasse/ Stoff	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
As	42 (57%)	27 (36%)	4 (5%)	1 (1%)	0 (0%)
Cd	73 (99%)	1 (1%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Cr*	60 (81%)	14 (19%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Cu	74 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Ni*	24 (32%)	48 (65%)	2 (3%)	0 (0%)	0 (0%)
Pb	71 (96%)	1 (1%)	2 (3%)	0 (0%)	0 (0%)
Zn	74 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)

Tabell 26 viser et sammendrag av blyisotoper, der statistiske parametere viser verdiene for intensitet for ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb og $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - samt $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forholdet. Senere i kapittelet brukes kun de ulike isotopforholdene for sammenlikning med tidligere studier.

Intensitetsverdiene finnes i vedlegg B.

Tabell 26: Sammendrag av blyisotoper med intensitet for ^{206}Pb , ^{207}Pb og ^{208}Pb , samt $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forholdet.

Blyisotoper	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median
^{206}Pb	3442	116960	19221	16729
^{207}Pb	2676	99239	16054	13982
^{208}Pb	6899	241737	39651	34883
$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	1,16	1,31	1,21	1,20
$^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$	1,93	2,15	2,05	2,06

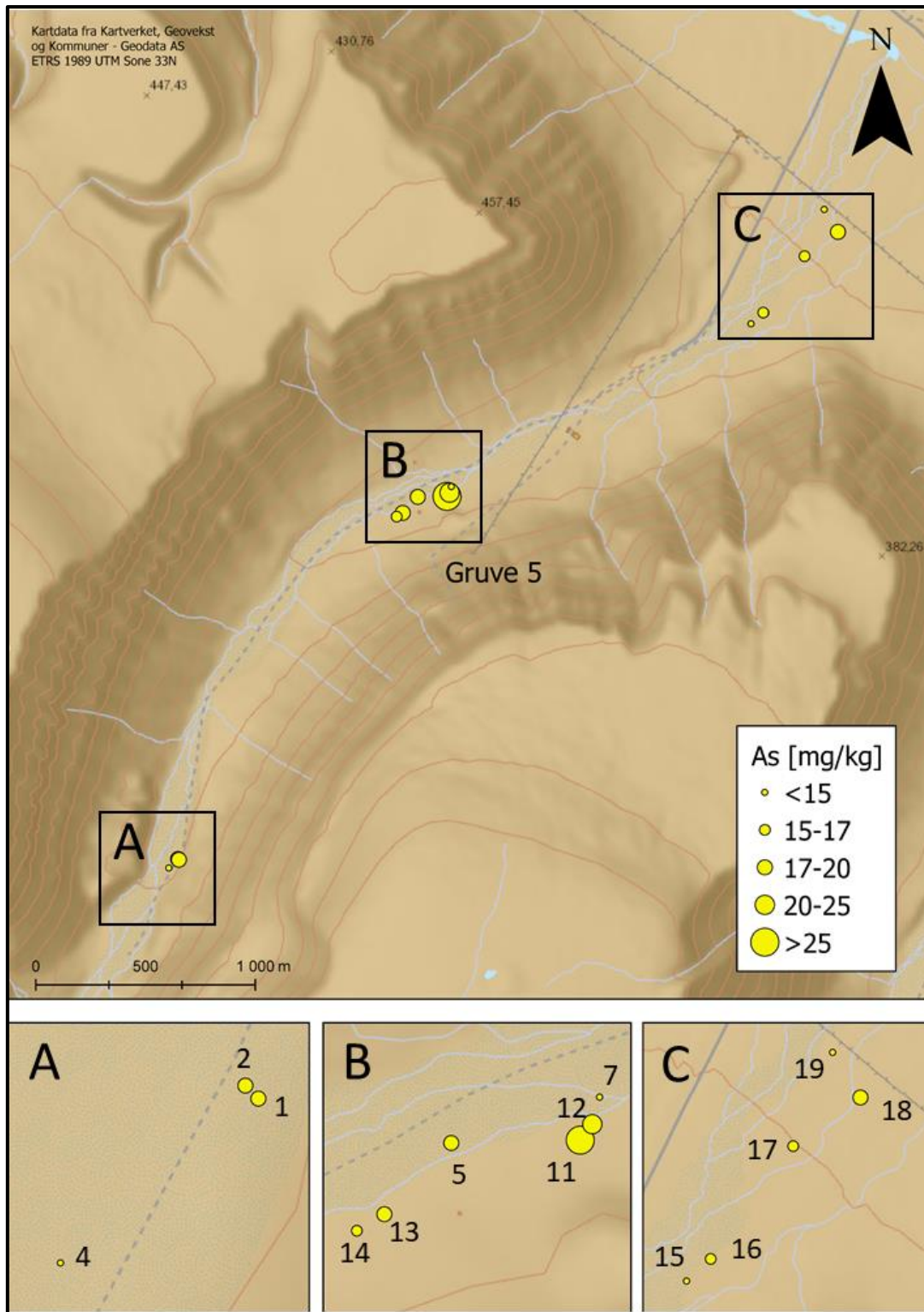
5.2 Grunnstoffer

5.2.1 Arsen (As)

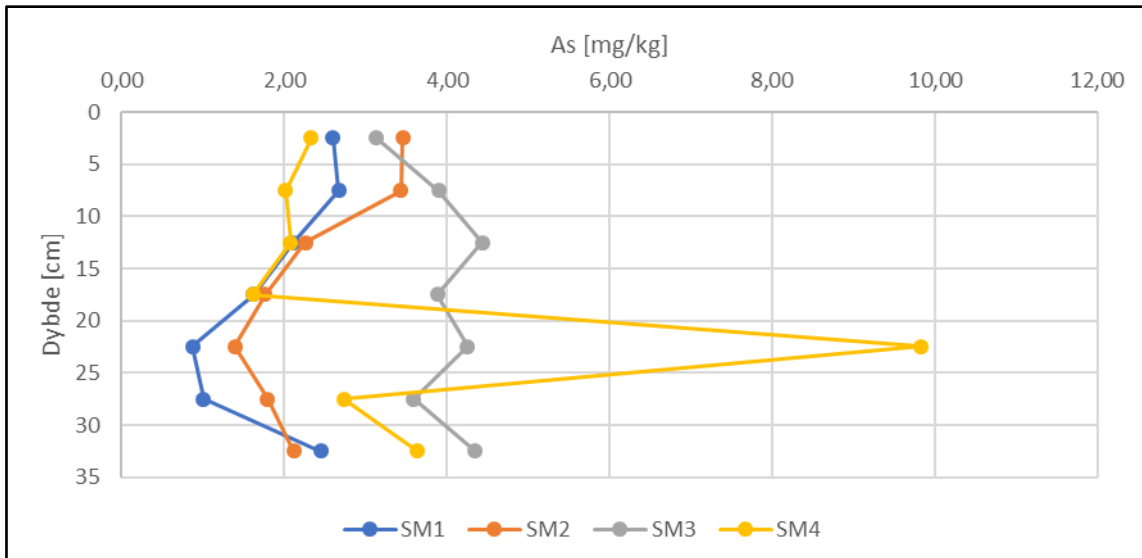
Resultatene for arsenkonsentrasjonen er representert i tabell 27. Prøvene fra Endalen klassifiseres i tilstandsklasse 2 og høyere, med én prøve klassifisert som dårlig tilstand. Figur 36 viser et kart over Endalen med de høyeste konsentrasjonene fra hver lokalitetene. Lokalitetene like nedenfor Gruve 5 har høyest konsentrasjon. På Sandmoen og Øya er arsenverdiene svært lave, med Sandmoen lavest. Figur 37 og figur 38 viser grafer for konsentrasjonen i prøvene fra henholdsvis Sandmoen og Øya plottet mot dybden. Konsentrasjonen på Sandmoen viser like verdier, men i SM4 forekommer en klar anomali på 22,5 cm dybde. I hullene fra Øya har N1 jevnt høyere konsentrasjon enn N2.

Tabell 27: Oppsummering av arsenkonsentrasjonene for Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. TK1, TK2, TK3 og TK4 står for tilstandsklasser med tilhørende farge fra Ta-2553/2009.

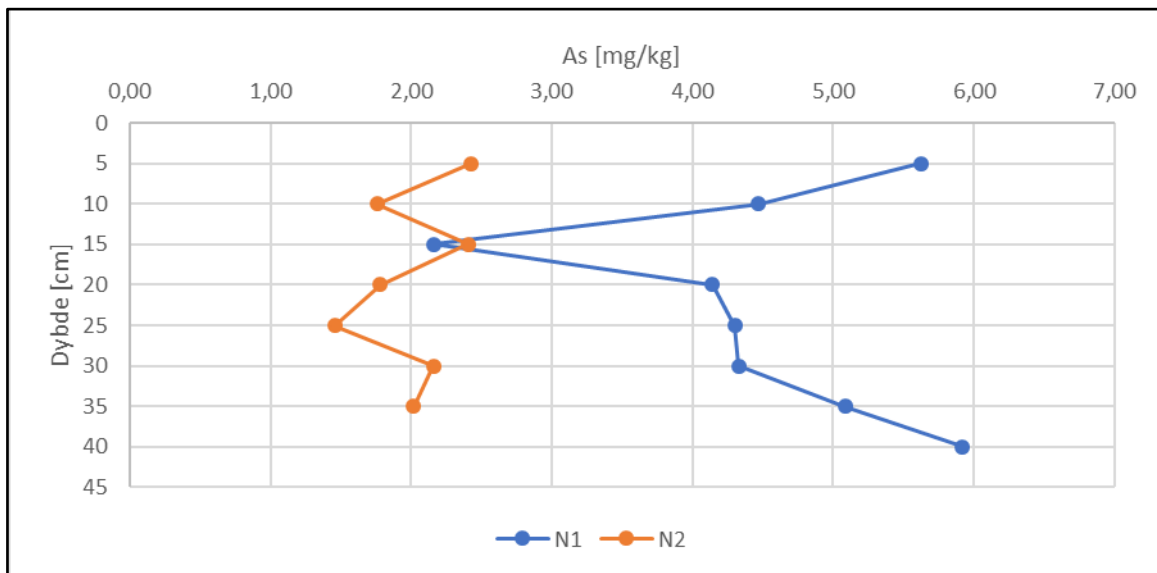
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median	TK 1	TK 2	TK 3	TK 4
Endalen	11,18	76,92	18,28	15,59	0	26	4	1
Sandmoen	0,87	2,33	2,90	2,52	27	1	0	0
Øya	1,46	5,92	3,34	2,43	15	0	0	0



Figur 36: Kart over arsen i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 37: Graf over arsenkonsentrasjonene fra Sandmoen.



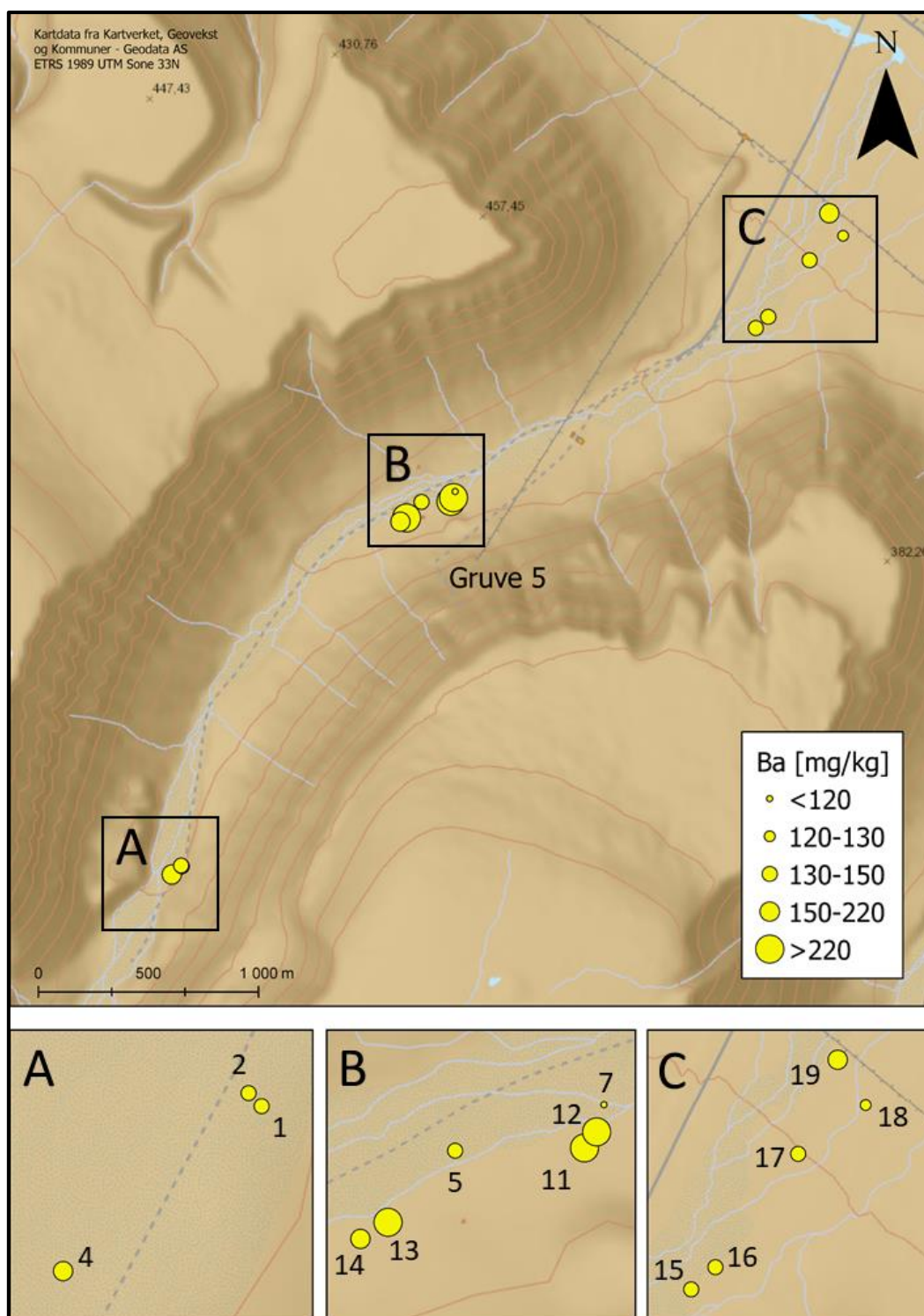
Figur 38: Graf over arsenkonsentrasjonene fra Øya.

5.2.2 Barium (Ba)

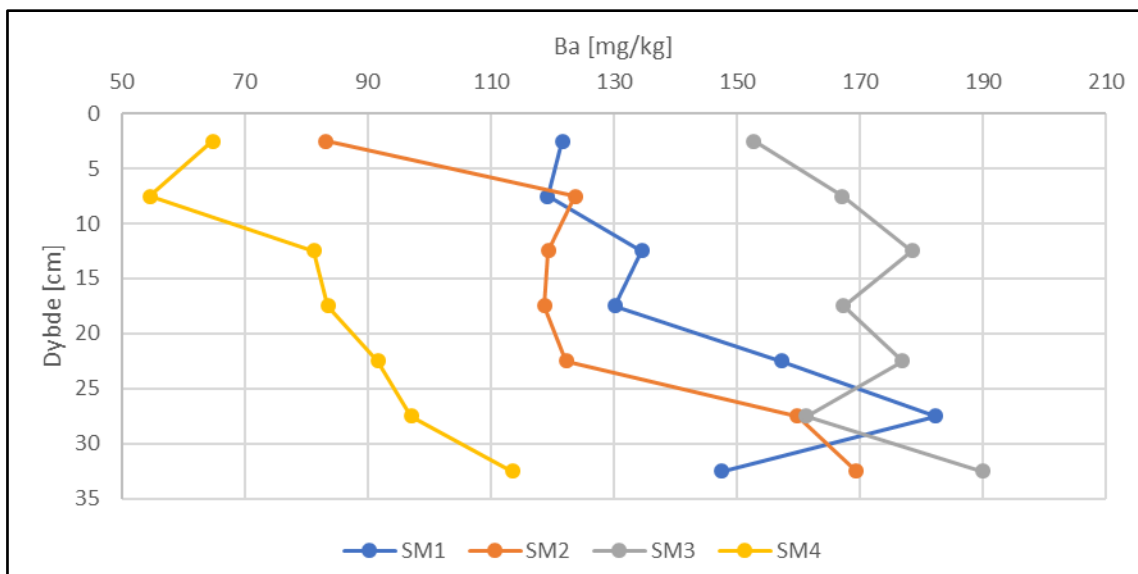
Konsentrasjonene for barium vises i tabell 28. Verdiene er høyest for prøvene fra Endalen, etterfulgt av Sandmoen. I Endalen er prøvenummer 11, 12 og 13 i nærheten av Gruve 5 høyest, vist i figur 39. Profilene på Sandmoen viser betydelig variasjon av barium som kan ses i figur 40. Det er dobbel så høy konsentrasjon i overflaten av prøvehullene i SM2 sammenlignet med bunnen. Begge lokalitetene på Øya har de laveste verdiene, der N2 er betydelig lavere enn N1. Graf over konsentrasjonen til profilene på Øya er vist i figur 41.

Tabell 28: Oppsummering av bariumkonsentrasjonene for Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg.

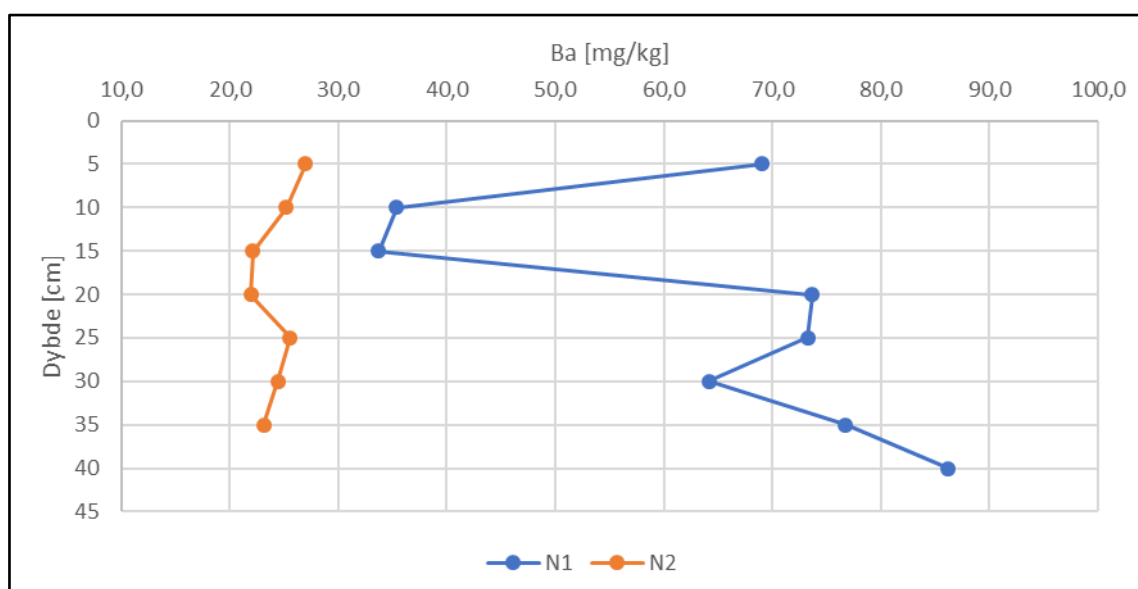
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median
Endalen	79,98	306,20	156,01	138,95
Sandmoen	54,60	189,95	131,05	126,94
Øya	21,92	86,23	45,43	33,69



Figur 39: Kart over barium i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 40: Graf over bariumkonsentrasjonene fra Sandmoen.



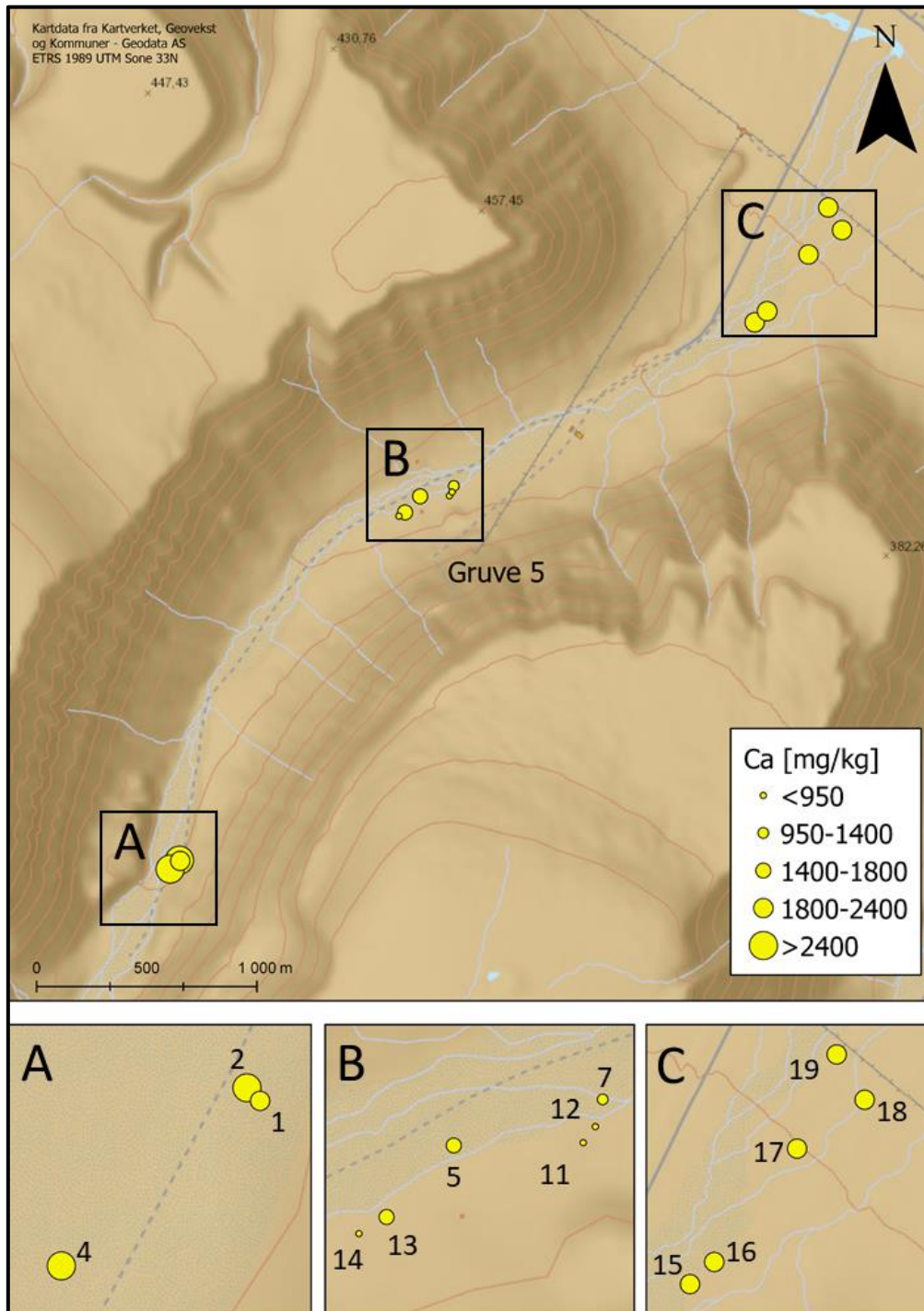
Figur 41: Graf over bariumkonsentrasjonene fra Øya.

5.2.3 Kalsium (Ca)

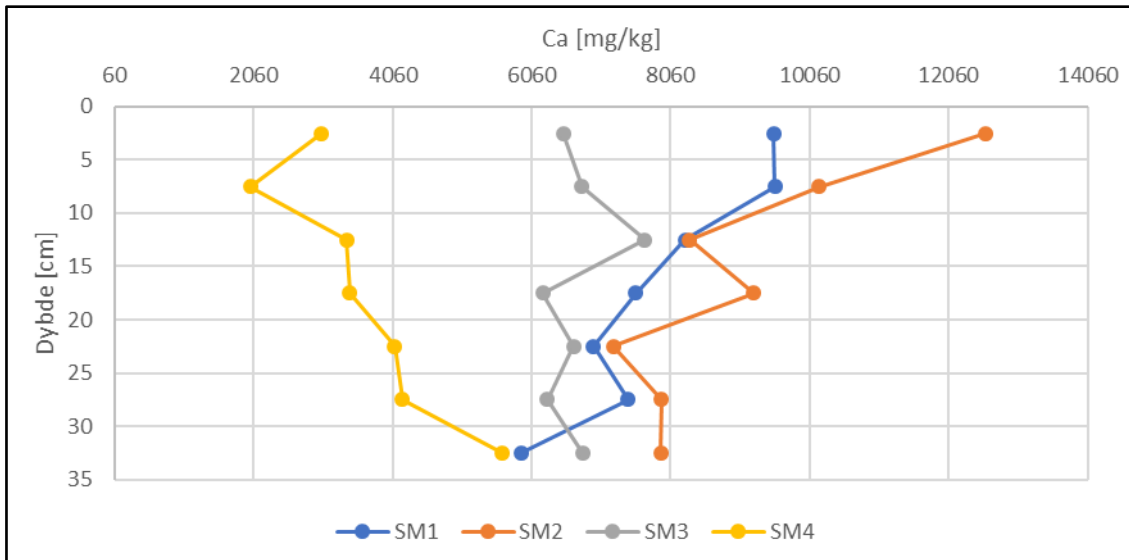
Tabell 29 viser en oppsummering av målte kalsiumkonsentrasjon. Det er målt lavest verdier i Endalen og høyest verdier på Øya. Grunnen til et lavt gjennomsnitt i Endalen er et resultat av lave nivåer i lokalitetene under Gruve 5, vist i Figur 42. Figur 43 viser en graf over profilene på Sandmoen. SM4 har lavest konsentrasjon, men profilene nærmer seg hverandre på bunnen av hullene som kan representere bakgrunnsverdien. I N1 forekommer det store endringer fra 10 til 15 cm dyp, mens verdiene i N2 er jevnere. Dette vises i figur 44.

Tabell 29: Oppsummering av kalsiumkonsentrasjonene for henholdsvis Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg.

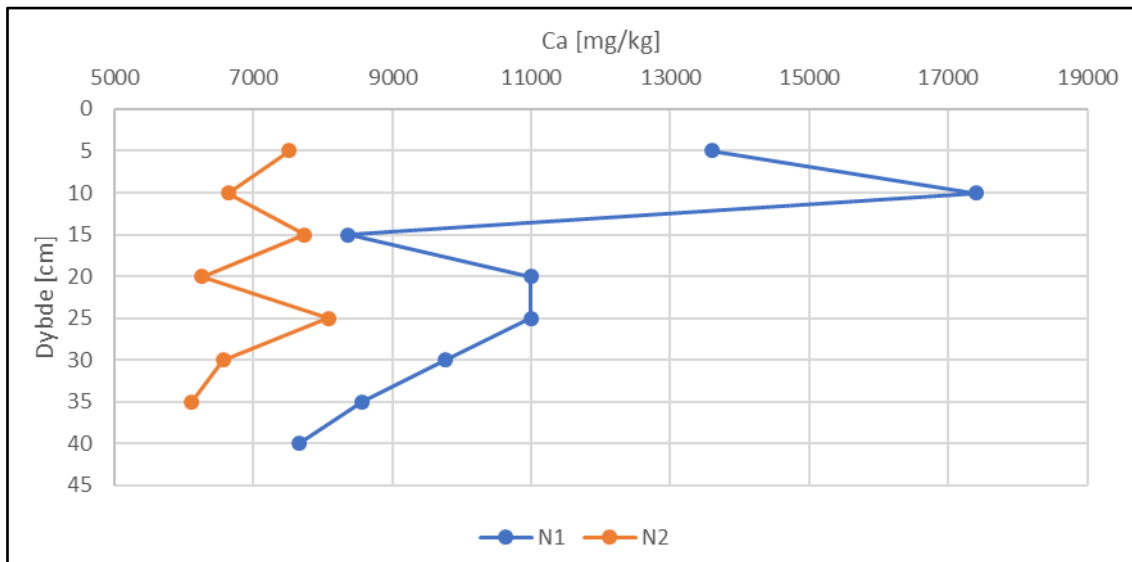
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median
Endalen	653	2660	1711	1800
Sandmoen	2010	12600	6839	6870
Øya	6120	17400	9086	8080



Figur 42: Kart over kalsiumresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 43: Graf over kalsiumkonsentrasjonene fra Sandmoen.



Figur 44: Graf over kalsiumkonsentrasjonene fra Øya.

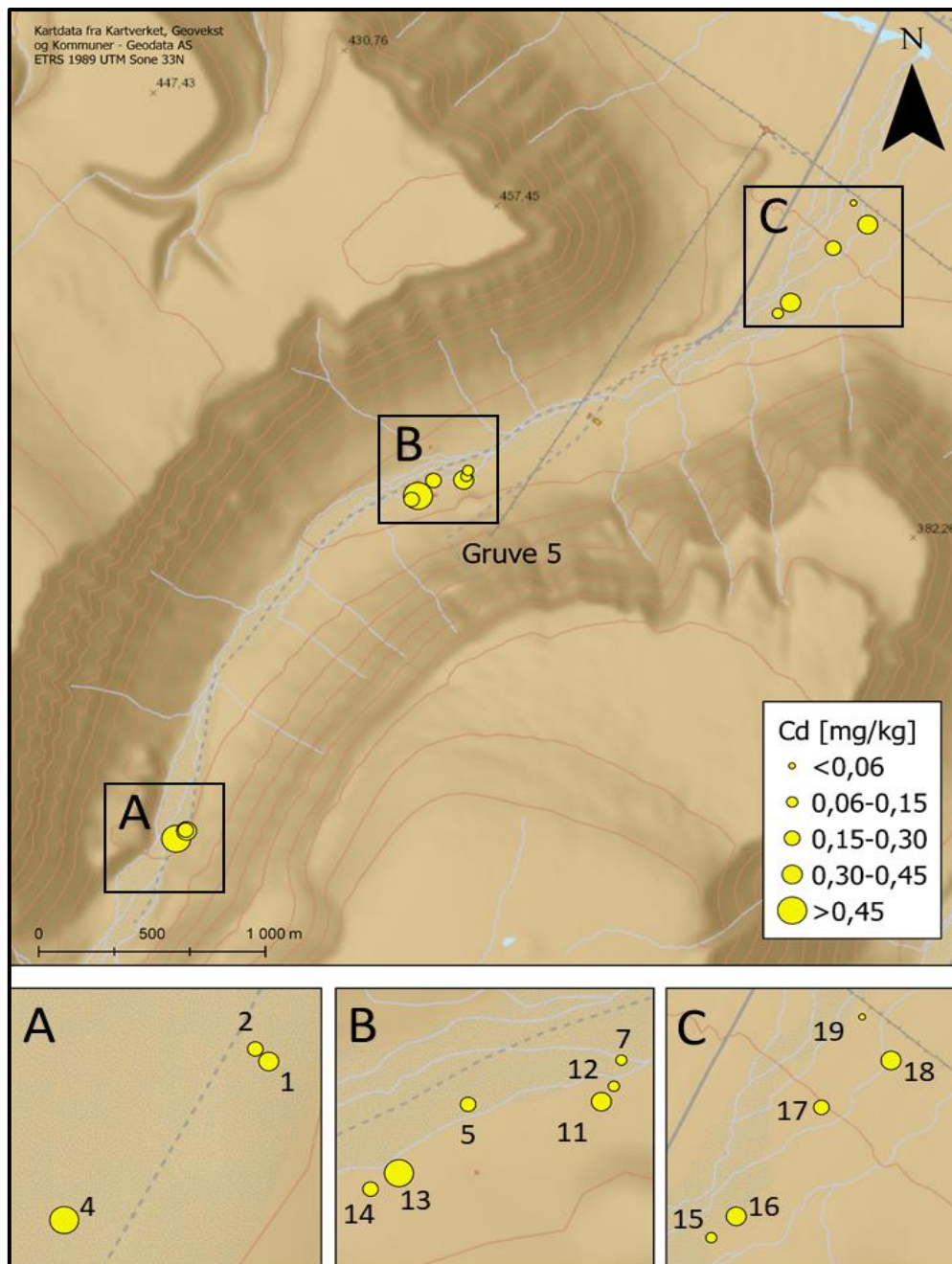
5.2.4 Kadmium (Cd)

Tabell 30 viser en oppsummering av konsentrasjonen av kadmium med inndelte tilstandsklasser. Det var kun én prøve med verdier som oversteg normverdiene. Generelt er kadmiumkonsentrasjonene lave. Figur 45 viser et kart over Endalen, der kadmiumnivået vises som høyest i prøvenummer 4 og 13. I figur 46 fremkommer det en anomali på prøve SM 4,3. Prøve SM 4,3 skiller seg ut med en høy konsentrasjon. Selv om anomalien har betydelig høyere konsentrasjon enn nærliggende prøver er konsentrasjonen forholdsvis lav og er kategorisert i tilstandsklasse 2. På Øya har profilene en lik trend frem til 30 cm dyp før de

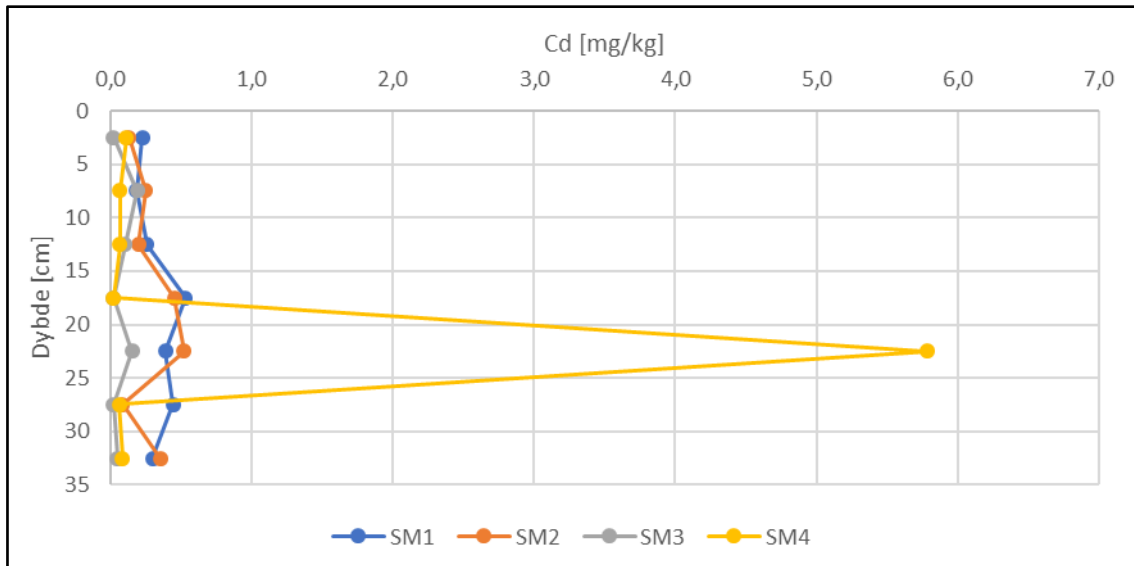
divergerer i hver sin retning, vist i figur 47. Kadmium hadde 15 prøver som falt under deteksjonsgrensen. Disse ble halvert for å kunne regne ut de statistiske parameterne.

Tabell 30: Oppsummering av kadmiumkonsentrasjonene for henholdsvis Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. TK1, TK2 og TK3 står for tilstandsklasser med tilhørende farge fra Ta-2553/2009.

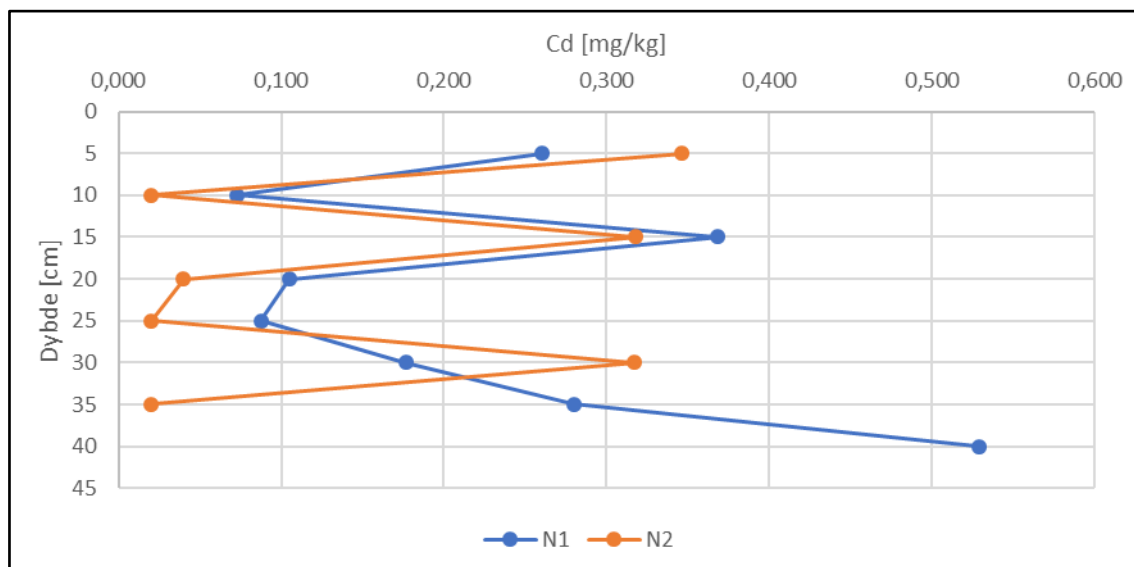
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median	TK 1	TK 2	TK 3
Endalen	0,02	0,49	0,19	0,15	31	0	0
Sandmoen	0,02	5,79	0,39	0,17	27	1	0
Øya	0,02	0,53	0,20	0,18	15	0	0



Figur 45: Kart over kadmiumresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 46: Graf over kadmiumkonsentrasjonene fra Sandmoen.



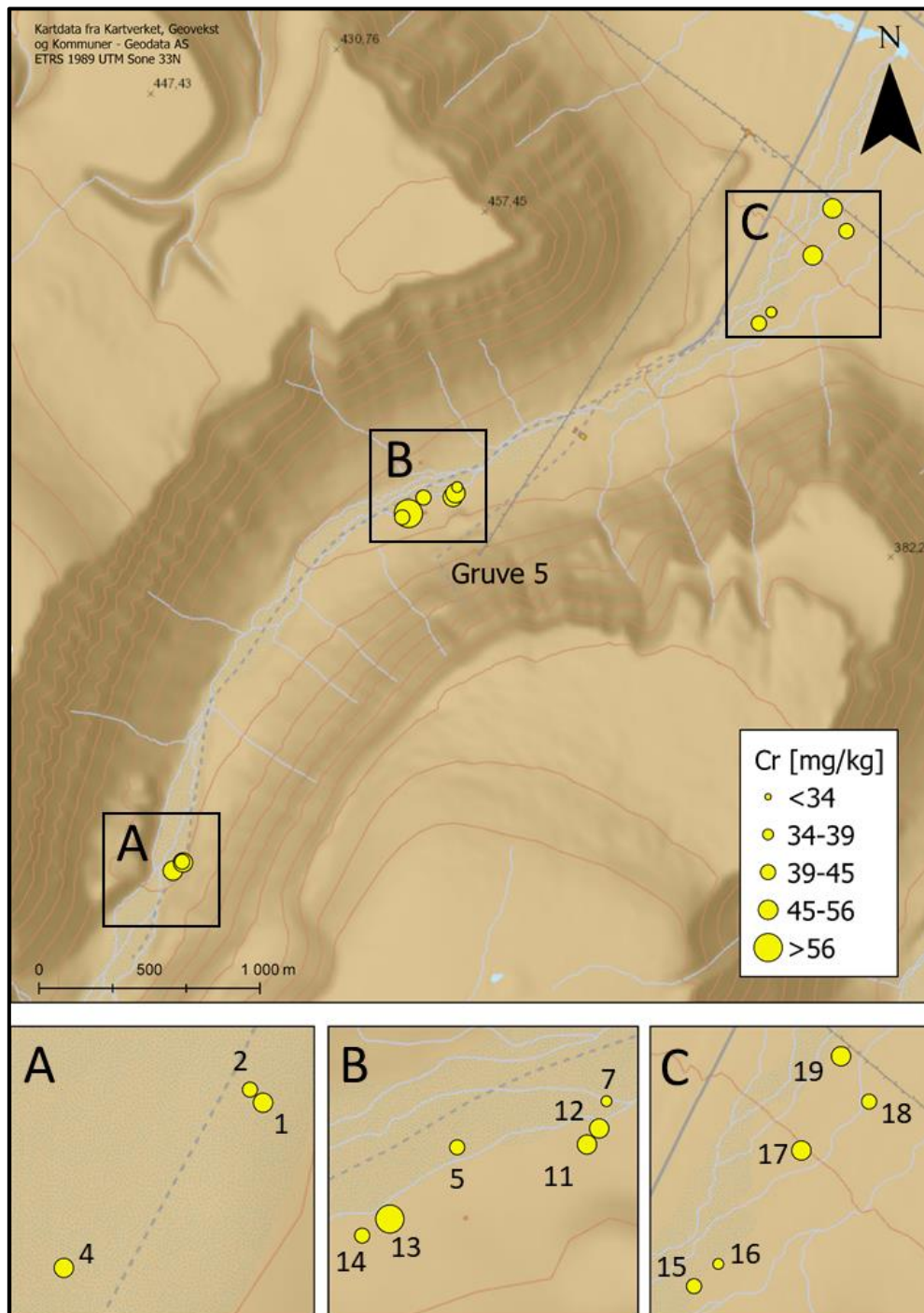
Figur 47: Graf over kadmiumkonsentrasjonene fra Øya.

5.2.5 Krom (Cr)

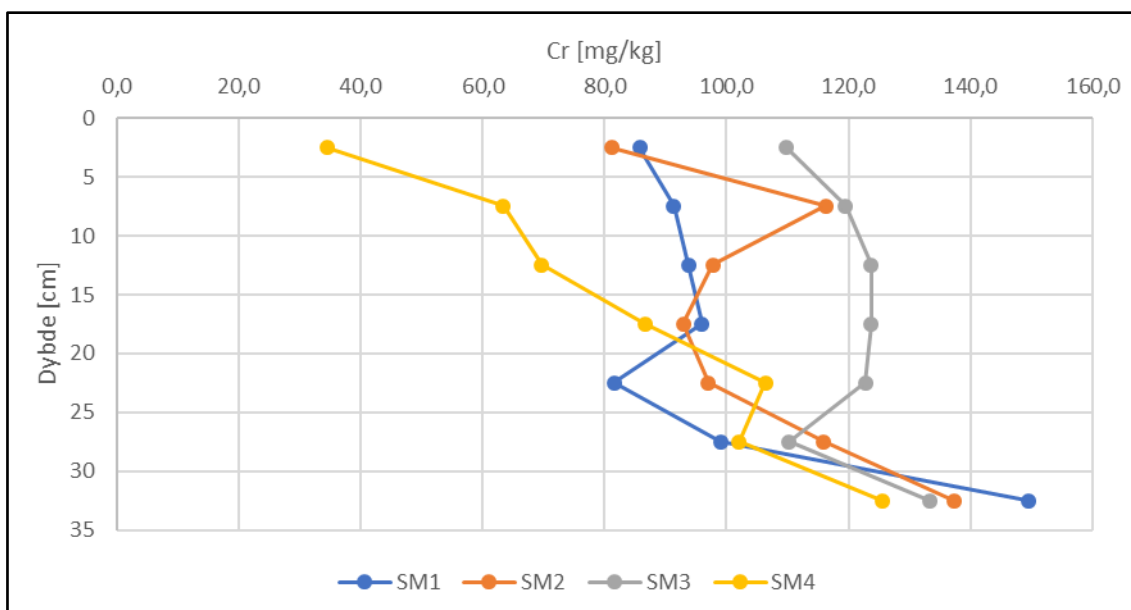
Tabell 31 viser en oppsummering av kromkonsentrasjonen inndelt i tilstandsklassene. Kromverdiene er høyest på Sandmoen, der alle prøvene utenom én kategoriseres som tilstandsklasse 2. Verdiene er betydelig lavere på Øya, men grunnet jevn konsentrasjon hadde alle prøvene verdier innenfor tilstandsklasse 2. Figur 48 viser at konsentrasjonen er jevnt fordelt utover Endalen med høyest verdi i prøvenummer 13. Jordprofilene på Sandmoen har varierende verdier ved overflaten. På bunnen av hullene er verdiene like. Dette kan representere den naturlig bakgrunnsverdi for krom og vises i figur 49. N1 og N2 i figur 50 har en samsvarende trend, der N1 har noe høyere verdier.

Tabell 31: Oppsummering av kromkonsentrasjonene for Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. TK1, TK2 og TK3 står for tilstandsklasser med tilhørende farge fra Ta-2553/2009.

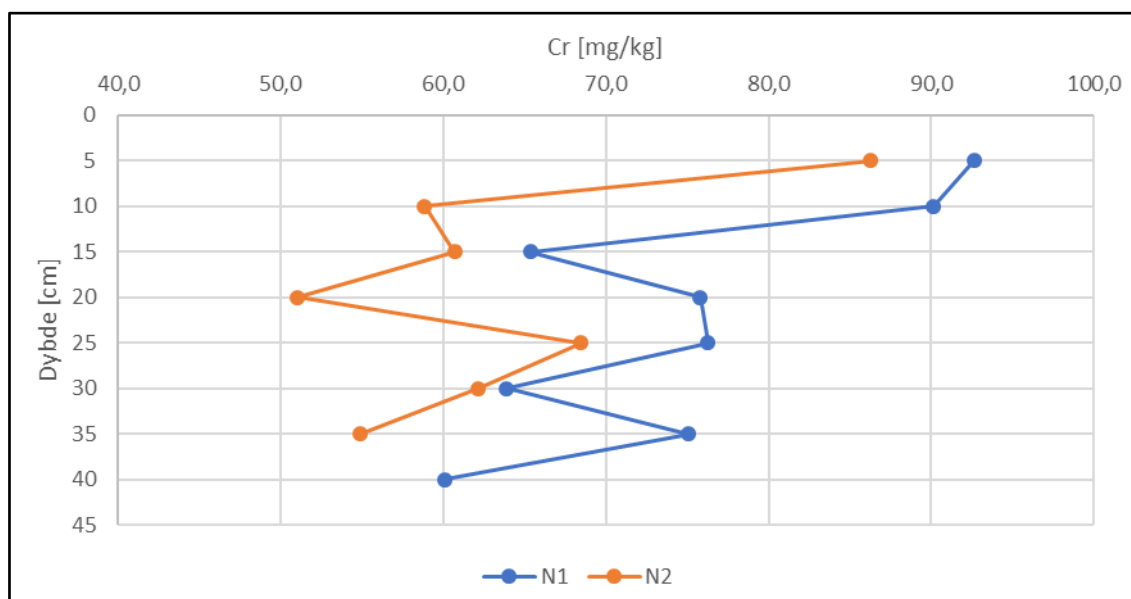
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median	TK 1	TK 2	TK 3
Endalen	30,10	64,90	42,68	42,88	27	4	0
Sandmoen	34,58	149,47	102,39	100,57	1	27	0
Øya	51,06	92,63	69,44	65,34	0	15	0



Figur 48: Kart over kromresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 49: Graf over kromkonsentrasjonene fra Sandmoen.



Figur 50: Graf over kromkonsentrasjonene fra Øya.

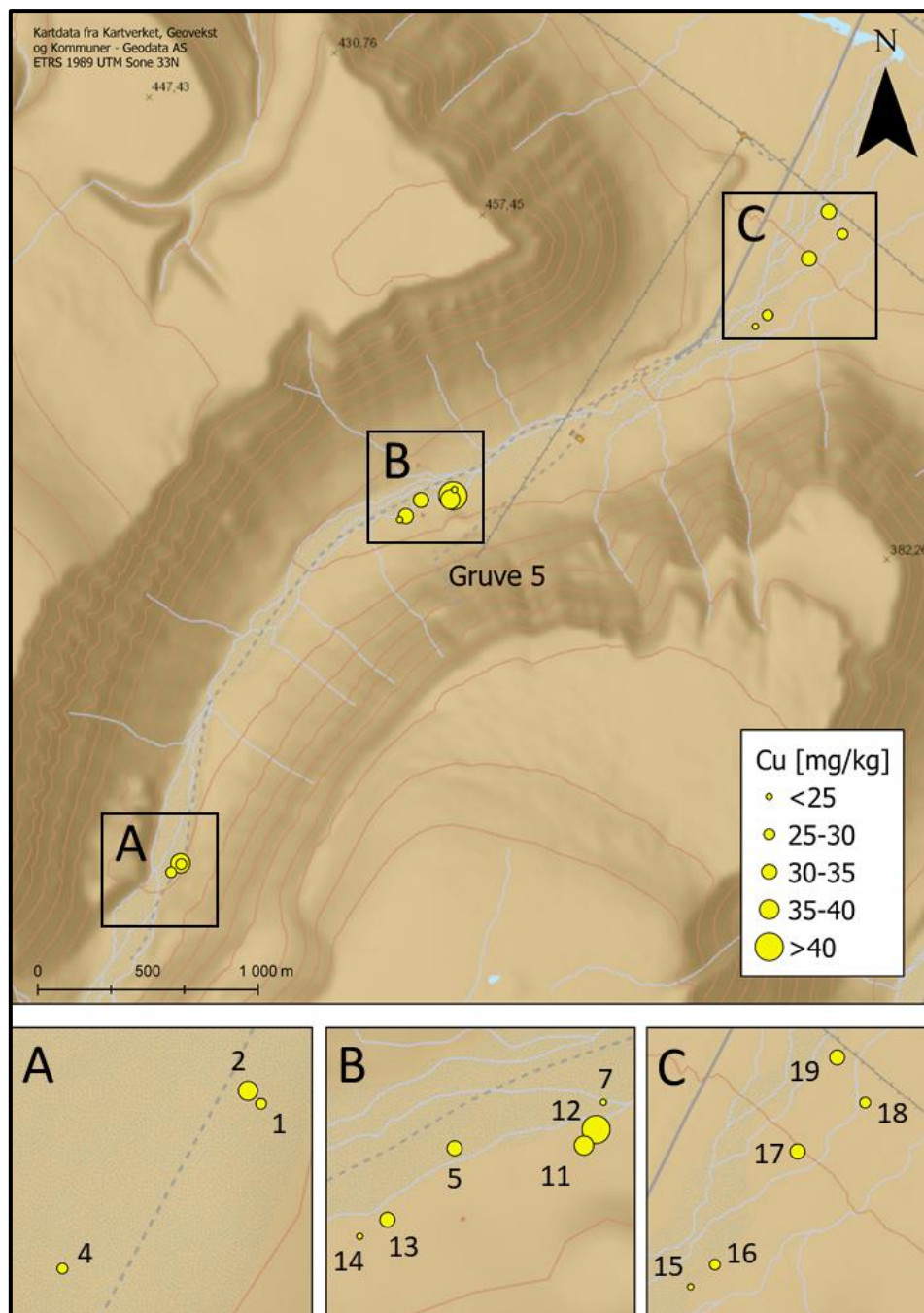
5.2.6 Kobber (Cu)

Tabell 32 viser en oppsummering av kobberverdiene. Endalen, Sandmoen og Øya innehar relativt like og lave konsentrasjoner. Alle prøvene kan klassifiseres som tilstandsklasse 1. I Endalen er konsentrasjonen høyest i området under Gruve 5, vist i figur 51. Prøvelokasjon 12 hadde den største verdien. Konsentrasjonen i SM1, SM2 og SM3 er forholdsvis like, men SM2 har en betydelig økning rundt 7,5 cm dyp, vist i figur 52. SM4 er noe lavere enn de

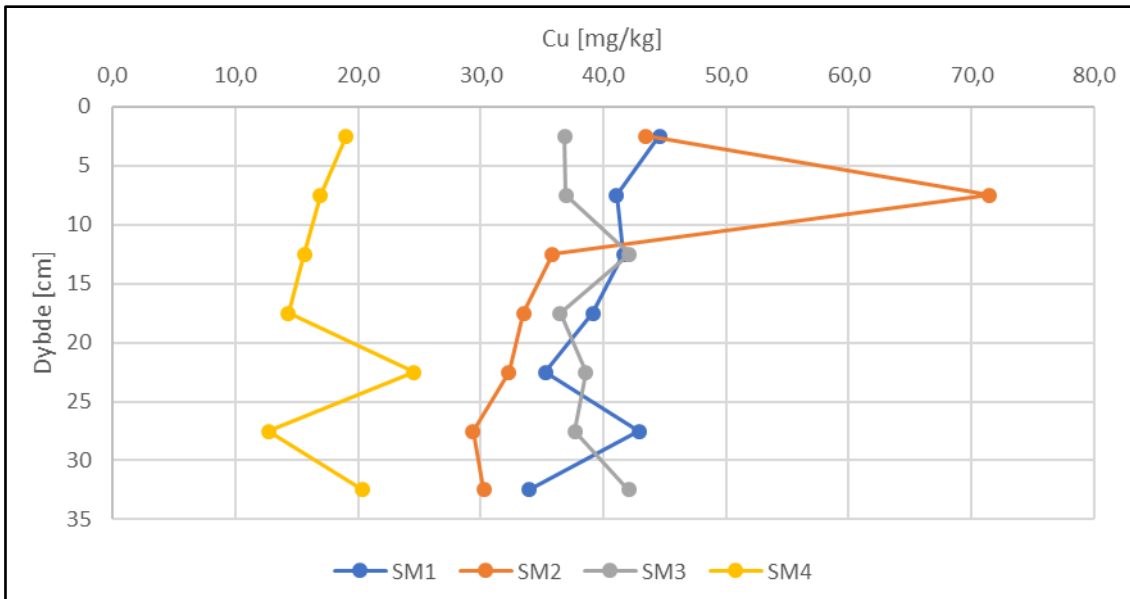
andre. Figur 53 viser resultatene fra Øya. N2 har jevne verdier gjennom profilet, mens N1 har høyere verdier og mer variasjon i øvre del.

Tabell 32: Oppsummering av kobberkonsentrasjonene for henholdsvis Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. TK1, TK2 og TK3 står for tilstandsklasser med tilhørende farge fra Ta-2553/2009.

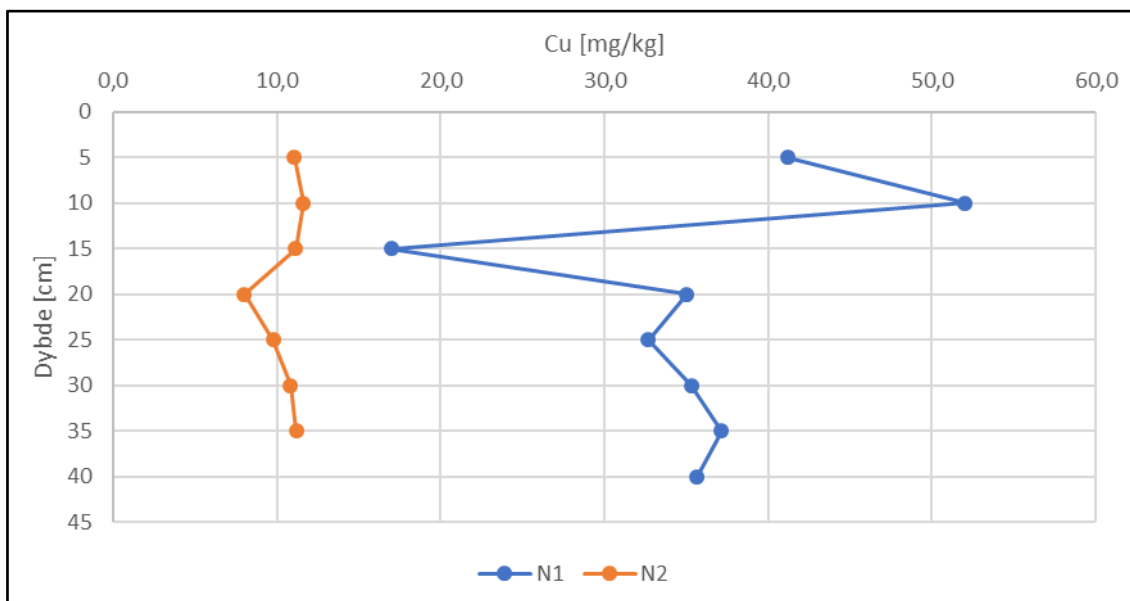
	Min	Max	Gj.snitt	Median	TK 1	TK 2	TK 3
Endalen	20,40	60,07	29,71	27,33	31	0	0
Sandmoen	12,71	71,45	33,90	36,18	28	0	0
Øya	8,01	52,01	23,97	16,98	15	0	0



Figur 51: Kart over kobberresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 52: Graf over kobberkonsentrasjonene fra Sandmoen.



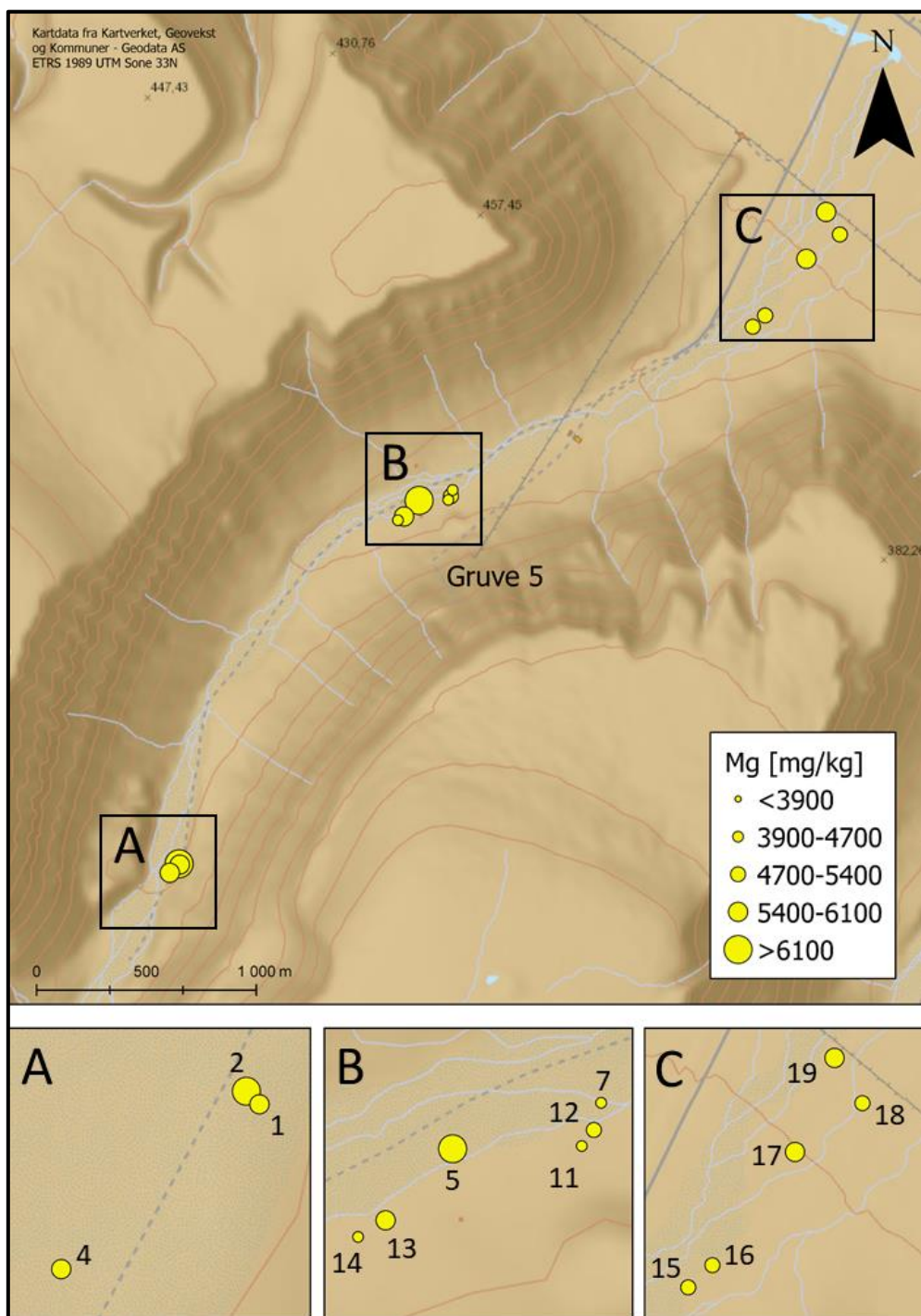
Figur 53: Graf over kobberkonsentrasjonene fra Øya.

5.2.7 Magnesium (Mg)

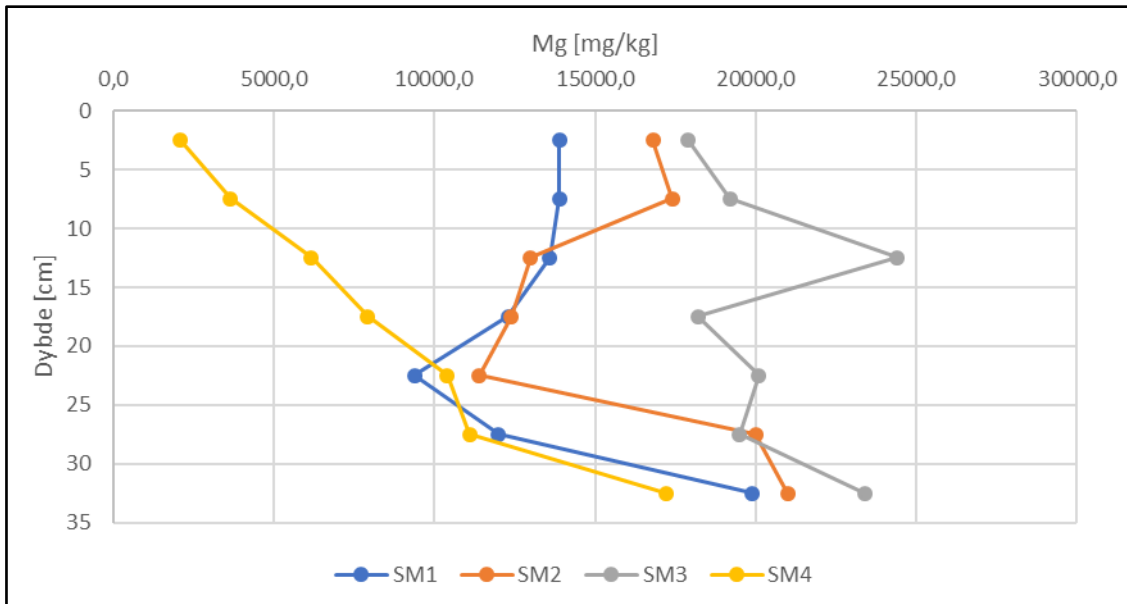
Tabell 33 viser oppsummering av magnesiumkonsentrasjonene. Verdiene i Endalen er lavere enn på Sandmoen og Øya. Figur 54 viser ingen trend over fordelingen av magnesium i Endalen. Høyeste verdier forekommer i prøvelokasjon 2 og 5. Figur 55 viser at SM1 og SM2 er identiske, mens SM3 har høyest verdi og SM4 har en jevn økning mot bunnen. Ved 32,5 cm dyp er verdiene relativt like som kan tyde på tilnærmet bakgrunnsverdi. N1 viser høyere konsentrasjonsverdier enn N2, vist i figur 56.

Tabell 33: : Oppsummering av magnesiumkonsentrasjonene for henholdsvis Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg.

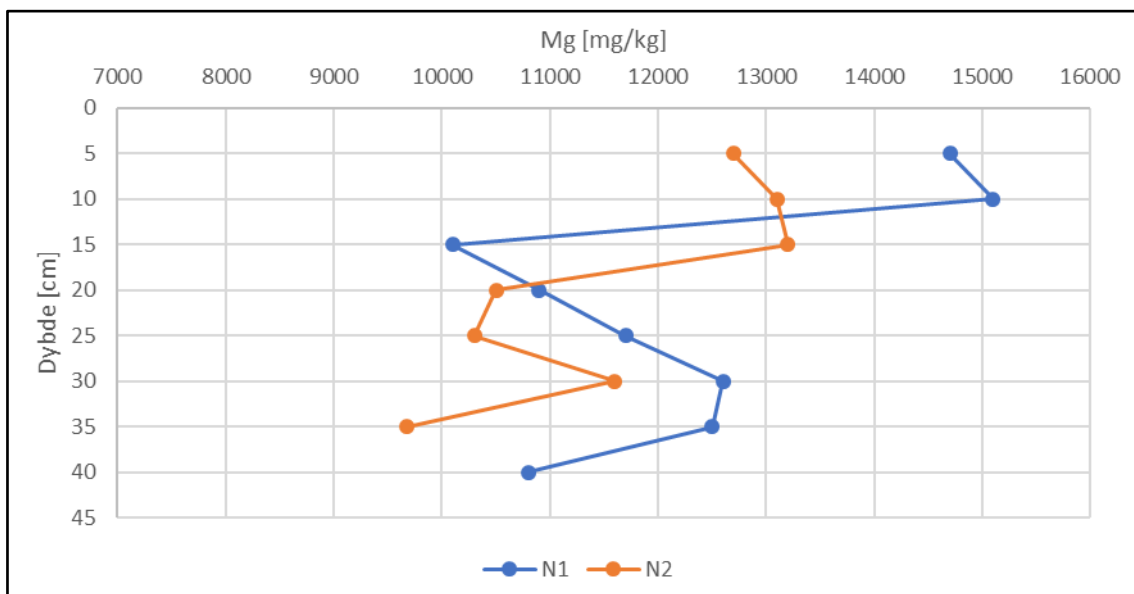
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median
Endalen	3110	7070	4975	4970
Sandmoen	2090	24400	14579	13900
Øya	9670	15100	11965	11700



Figur 54: Kart over magnesiumresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 55: Graf over magnesiumkonsentrasjonene fra Sandmoen.



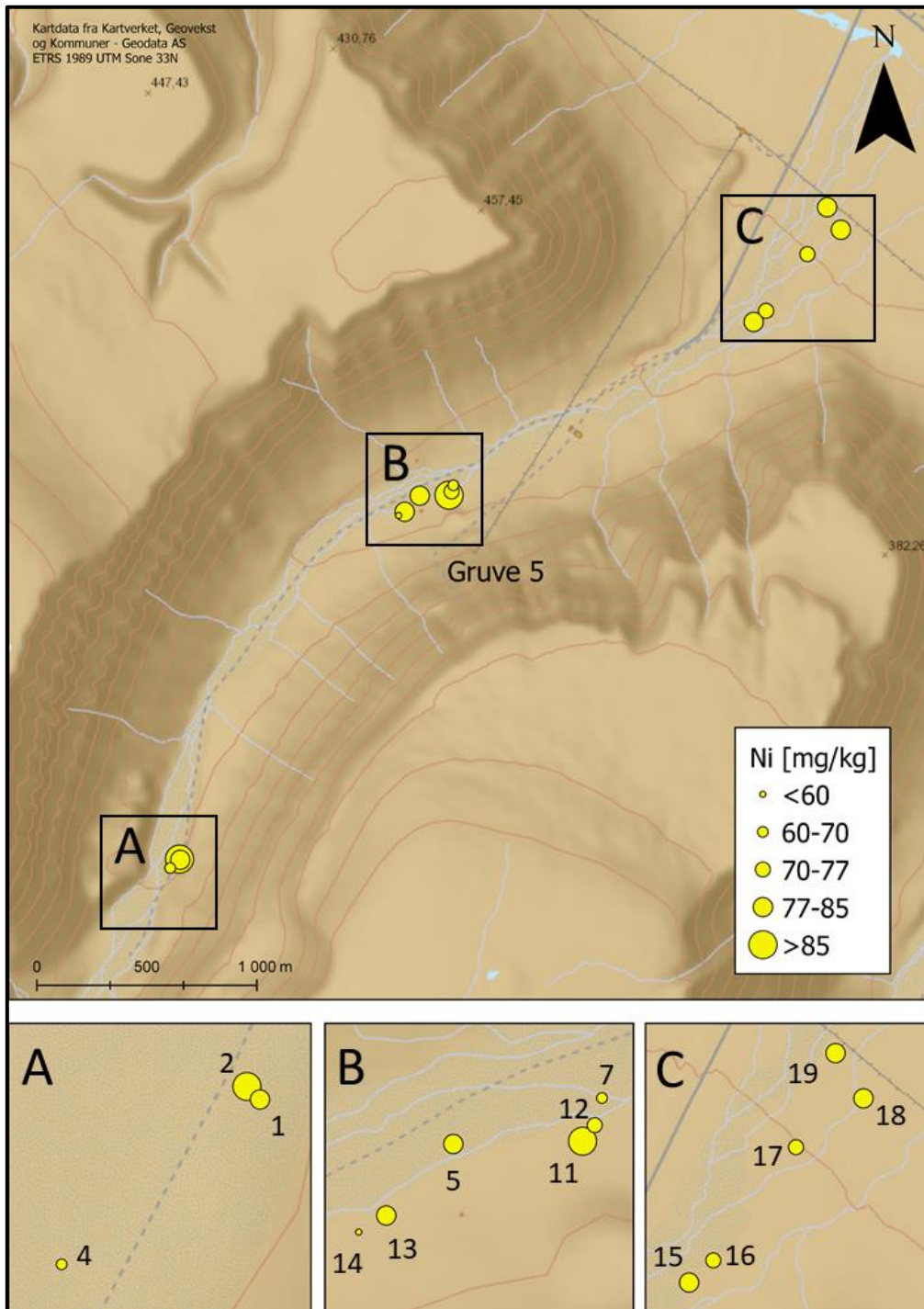
Figur 56: Graf over magnesiumkonsentrasjonene fra Øya.

5.2.8 Nikkel (Ni)

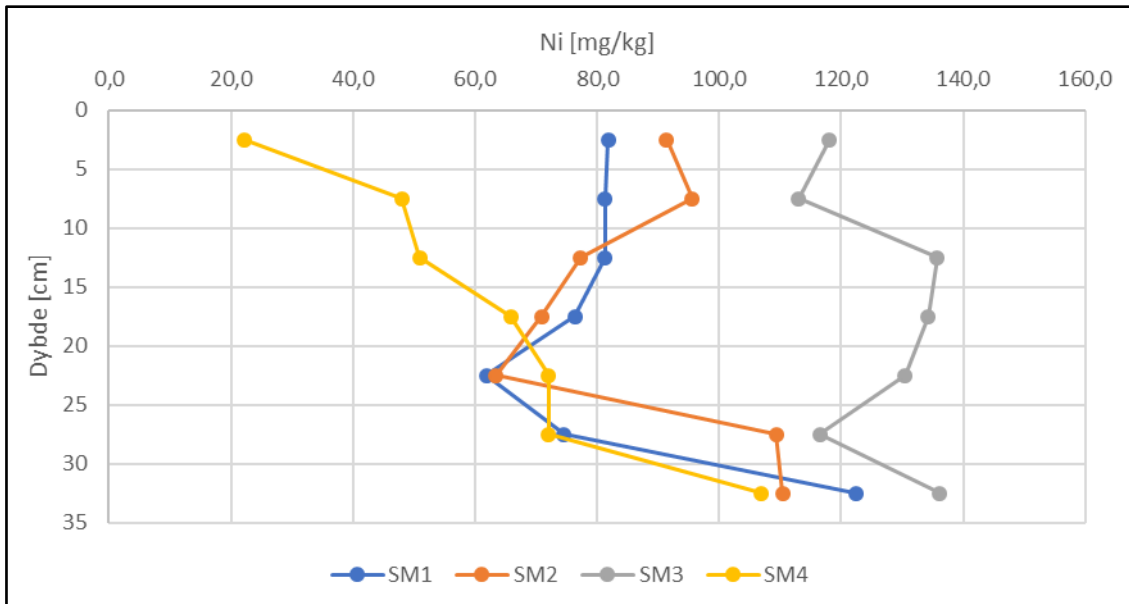
Tabell 34 viser en oppsummering av nikkelkonsentrasjonene. Sandmoen har høyeste verdier, etterfulgt av Endalen og Øya. Generelt sett er verdiene noe høye, da de aller fleste forekommer i tilstandsklasse 2. To prøver fra Sandmoen er klassifisert som tilstandsklasse 3. Figur 57 viser konsentrasjonene i Endalen, der prøvelokasjon 2 og 11 har høyest verdier. Verdiene for nikkel på Sandmoen, vist i figur 58, har en identisk trend som for magnesium (i figur 55). Konsentrasjonene på Øya består av relativt like verdier med reduksjon mot dypet, vist i figur 59.

Tabell 34: : Oppsummering av nikkelkonsentrasjonene for Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. TK1, TK2 og TK3 står for tilstandsklasser med tilhørende farge fra Ta-2553/2009.

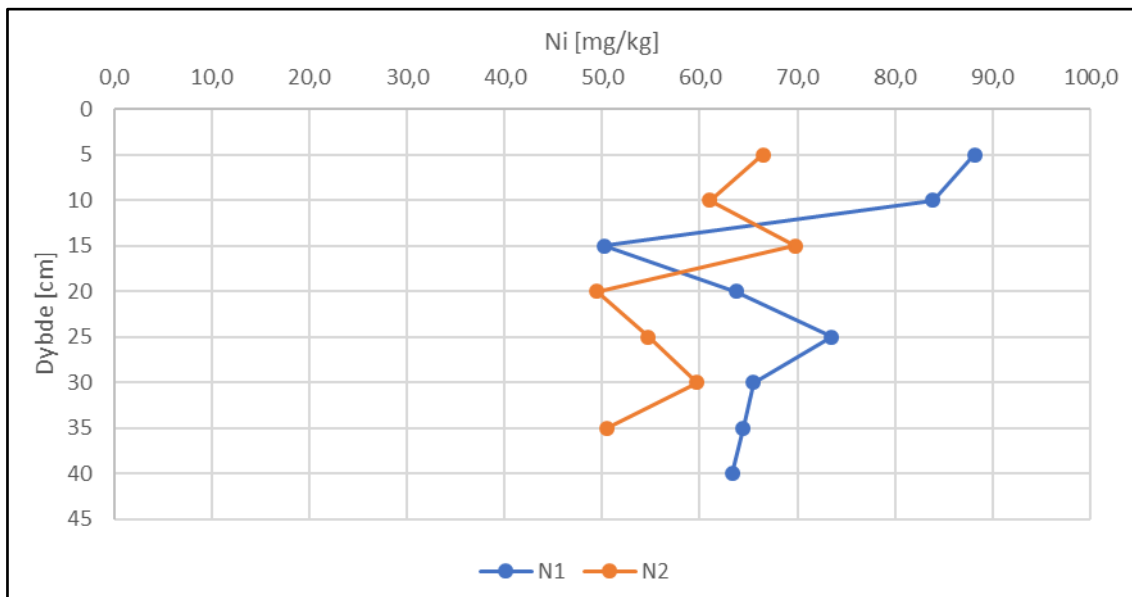
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median	TK 1	TK 2	TK 3
Endalen	58,62	91,66	74,13	73,05	1	30	0
Sandmoen	22,11	136,19	90,00	81,54	3	23	2
Øya	49,48	88,17	64,29	63,72	5	10	0



Figur 57: Kart over nikkelresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 58: Graf over nikkelkonsentrasjonene fra Sandmoen.



Figur 59: Graf over nikkelkonsentrasjonene fra Øya.

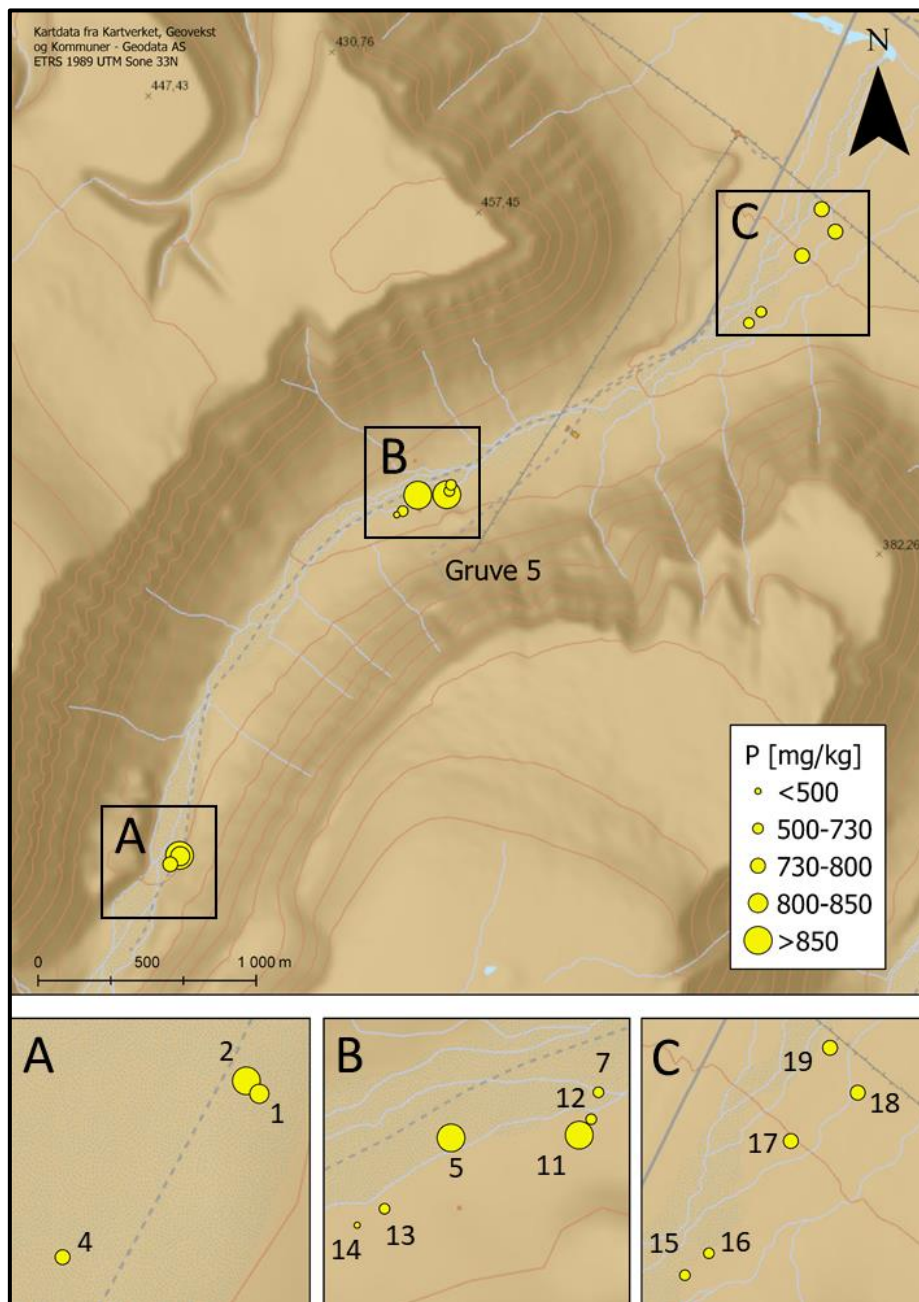
5.2.9 Fosfor (P)

Tabell 35 viser en oppsummering av fosforkonsentrasjonene. Sandmoen har de høyeste verdiene, etterfulgt av Endalen og Øya. I Endalen er forekommer det høy variasjon under Gruve 5, vist i figur 60. Prøvelokasjon 5 og 11 i har de høyeste verdiene, mens de andre prøvene området under Gruve 5 har betydelig lavere verdier. Konsentrasjonene i prøvelokalitet 2 er også høy. Prøvene fra Sandmoen har en sammenliknbar trend, der fosforkonsentrasjonen er avtagende nedover i profilene. Ved 32,5 cm dyp er verdiene

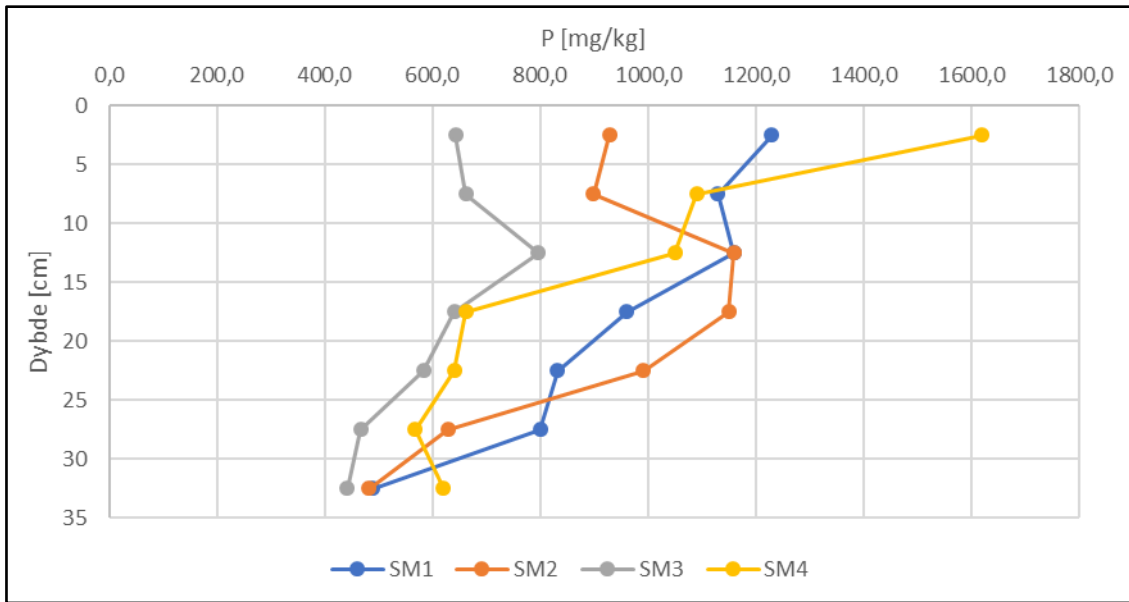
tilnærmet identiske. Dette kan ses i figur 61. Prøvelokasjon N1 og N2 på Øya har liten grad av korrelasjon og har en divergerende trend. N1 har høyest konsentrasjonsverdier, vist i figur 62.

Tabell 35: Oppsummering av fosforkonsentrasjonene for henholdsvis Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg.

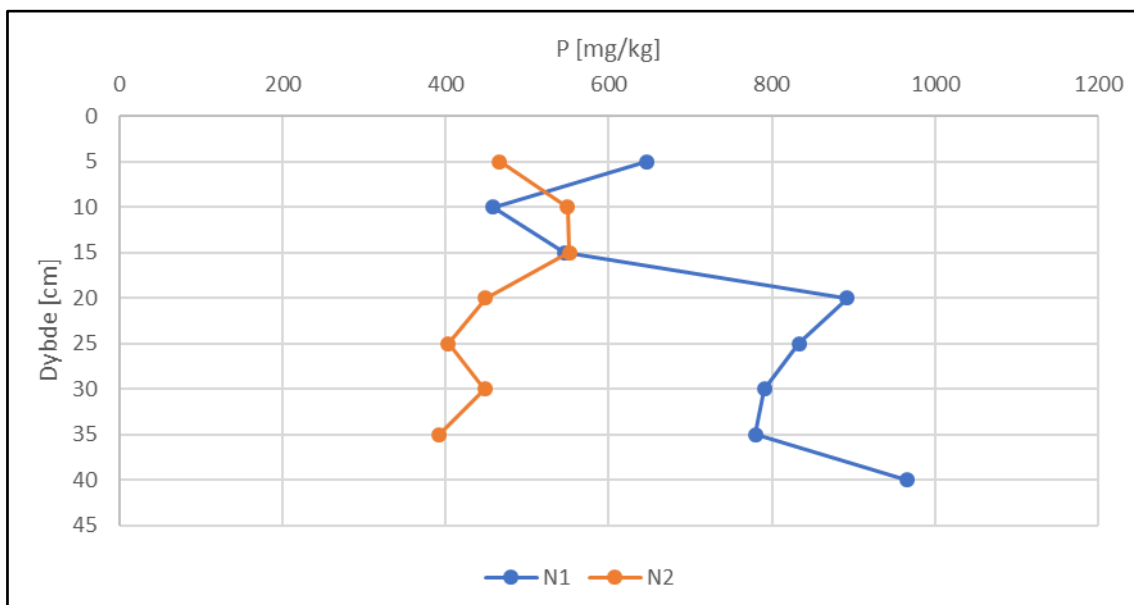
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median
Endalen	498	1190	740	712
Sandmoen	442	1620	833	798
Øya	393	966	612	550



Figur 60: Kart over fosforresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 61: Graf over fosforkonsentrasjonene fra Sandmoen.



Figur 62: Graf over fosforkonsentrasjonene fra Øya.

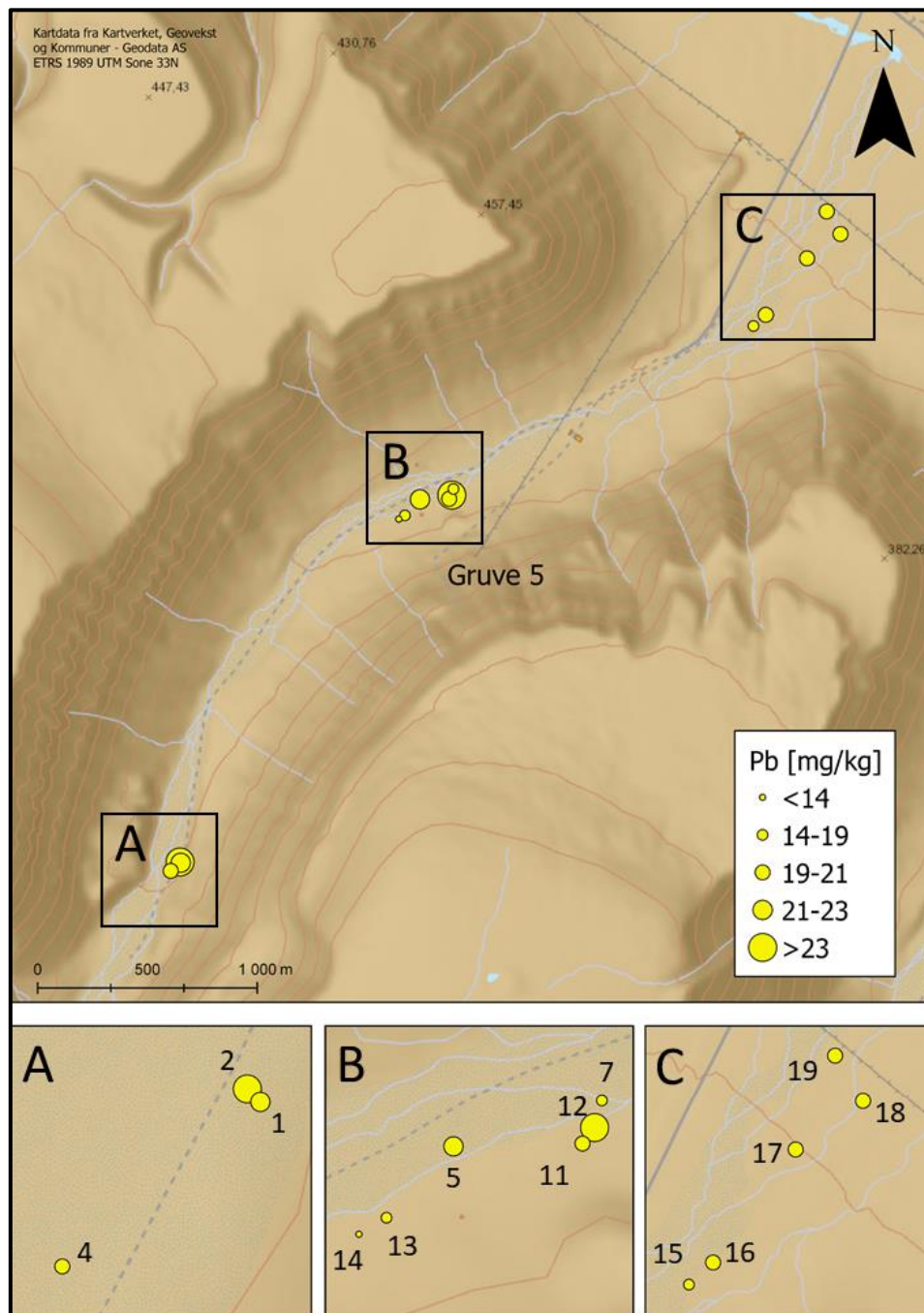
5.2.10 Bly (Pb)

Tabell 36 viser en oppsummering av blykonsentrasjonene. De høyeste konsentrasjonene forekommer på Øya der to prøver er kategorisert som tilstandsklasse 3 og én prøve som tilstandsklasse 2. I Endalen finnes de høyeste verdiene i prøvelokalitet 2 og 12, vist i figur 63. Konsentrasjonen i jordprofilene på Sandmoen viser generelt en økning i løpet av de øverste 12,5 cm. Deretter er det en klar reduserende trend nedover i dypet. Dette kan ses i figur 64. Figur 65 fra Øya viser en betydelig forskjell mellom N1 og N2. N2 har lave og jevne verdier,

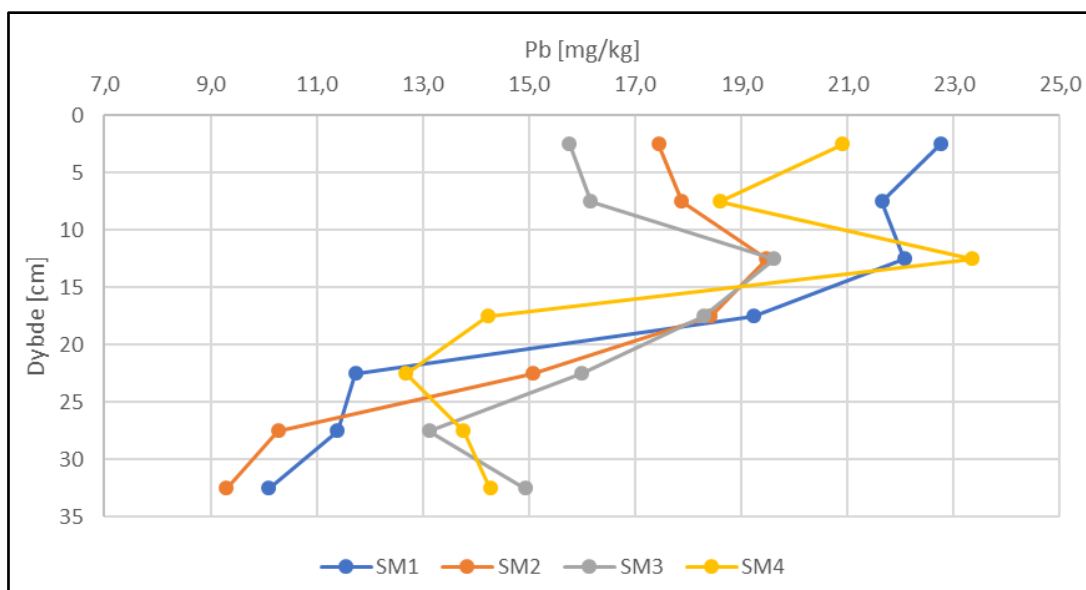
mens N1 har en økning mot dypet. De tre nederste verdiene i N1, N1.1, N1.2 og N1.3, befinner seg henholdsvis i tilstandsklasse 3 og 2.

Tabell 36: Oppsummering av blykonsentrasjonene for henholdsvis Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. TK1, TK2 og TK3 står for tilstandsklasser med tilhørende farge fra Ta-2553/2009.

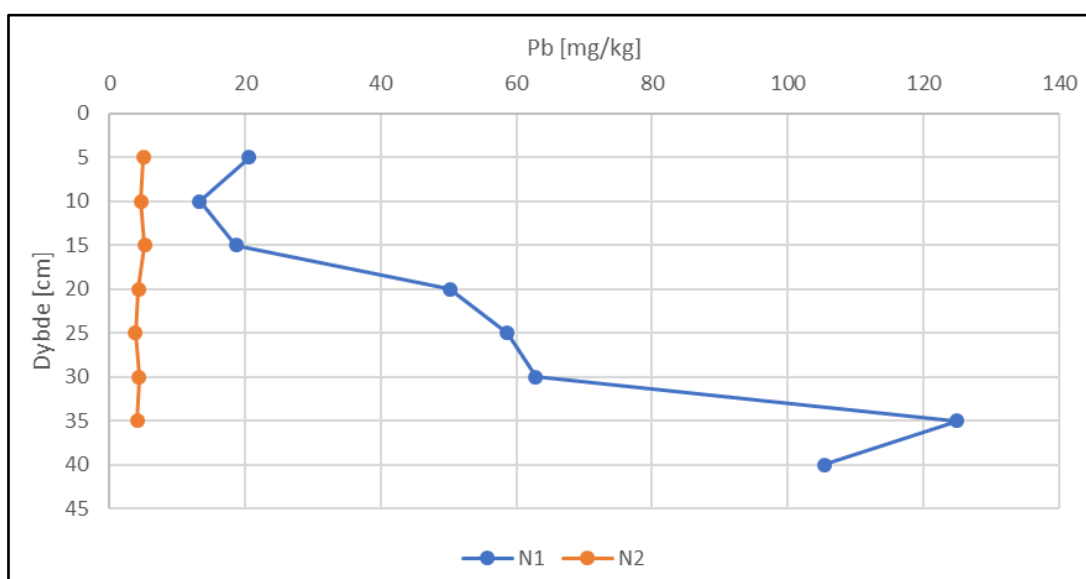
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median	TK 1	TK 2	TK 3
Endalen	14,00	25,57	19,53	19,50	31	0	0
Sandmoen	9,30	23,35	16,37	16,07	28	0	0
Øya	3,81	124,95	32,38	13,30	12	1	2



Figur 63: Kart over blyresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 64: Graf over blykonsentrasjonene fra Sandmoen.



Figur 65: Graf over blykonsentrasjonene fra Øya.

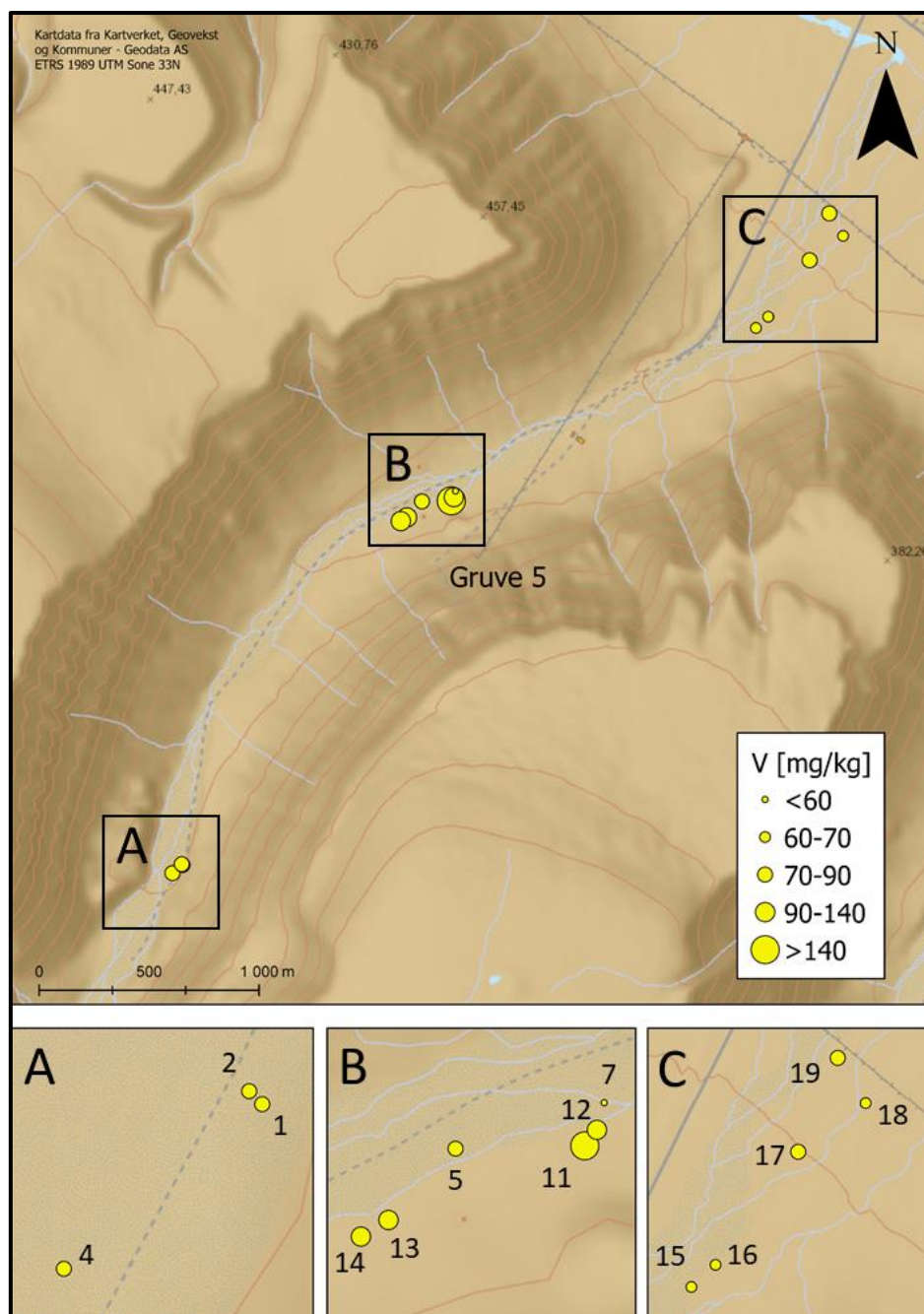
5.2.11 Vanadium (V)

Tabell 37 viser en oppsummering av vanadiumkonsentrasjonene. Endalen har noe høyere gjennomsnitt enn Sandmoen, men en mye større spredning i verdiene. Øya har lavest gjennomsnittskonsentrasjon. I figur 66 over Endalen kommer det frem at verdiene under Gruve 5 er betydelig høyere enn øverst og nederst i dalen. Spesielt gjelder dette lokasjon 11. På Sandmoen viser SM1, SM2 og SM3 like trender med en jevn økning i toppen av profilet. Deretter følger en reduksjon ved omtrentlig 10 cm dyp. Mot bunnen av jordprofilet, rundt 25 cm dyp, øker konsentrasjonen igjen. SM4 har en generell økning mot dypet, vist i figur 67.

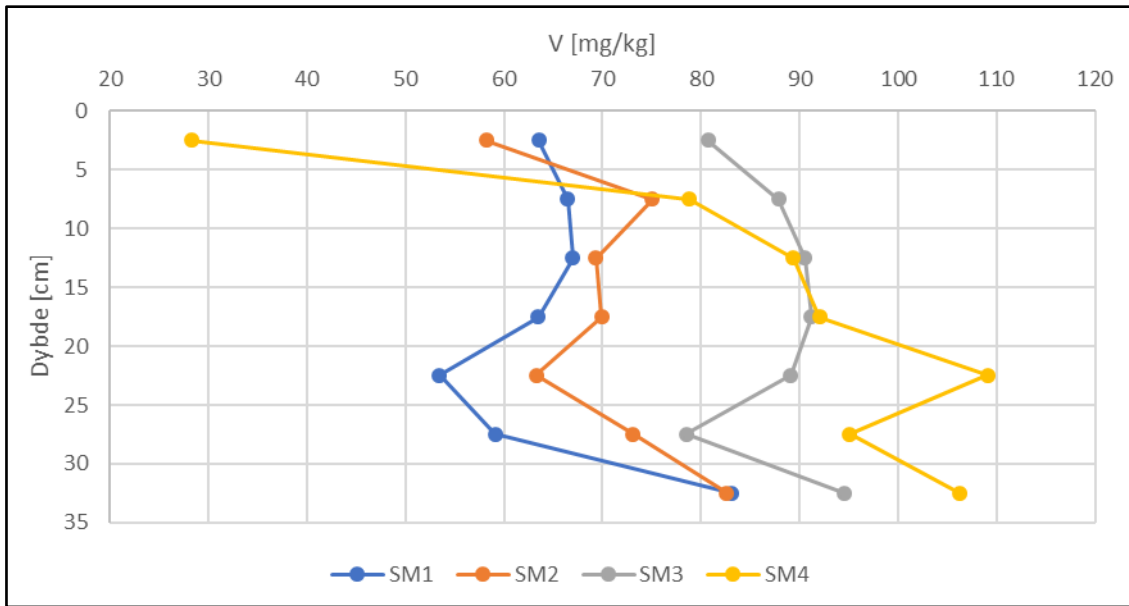
Figur 68 over Øya illustrerer at N1 også her har høyere verdier enn N2. De øverste 15 cm i N1 består av store variasjoner i konsentrasjonen.

Tabell 37: Oppsummering av vanadiumkonsentrasjonene for Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg.

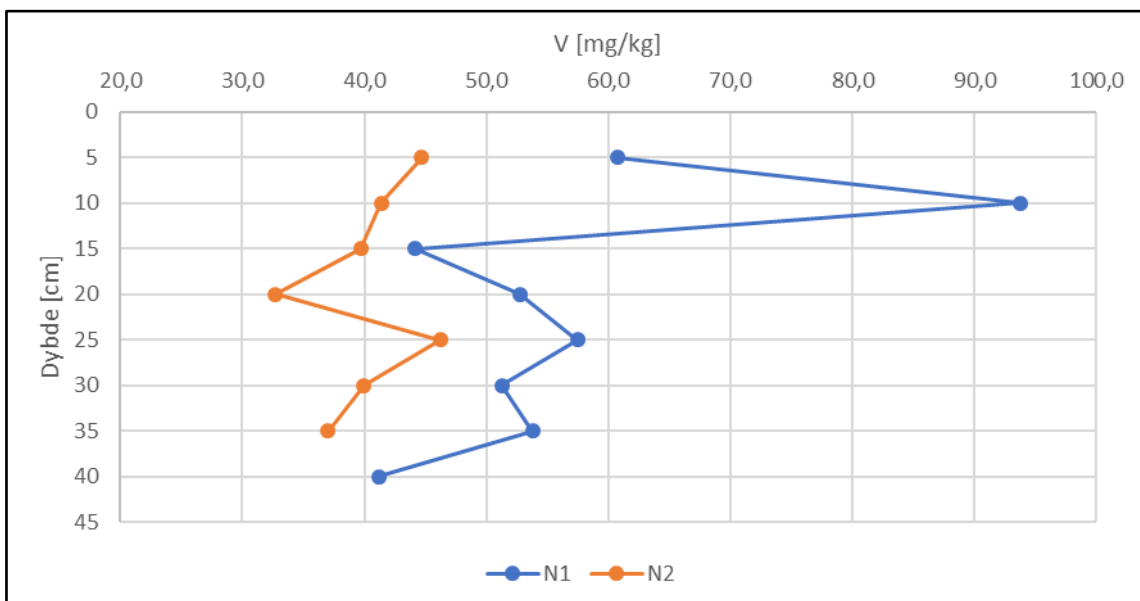
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median
Endalen	48,53	203,76	80,73	75,49
Sandmoen	28,26	109,10	77,11	78,69
Øya	32,69	93,74	49,12	44,70



Figur 66: Kart over vanadiumresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 67: Graf over vanadiumkonsentrasjonene fra Sandmoen.



Figur 68: Graf over vanadiumkonsentrasjonene fra Øya.

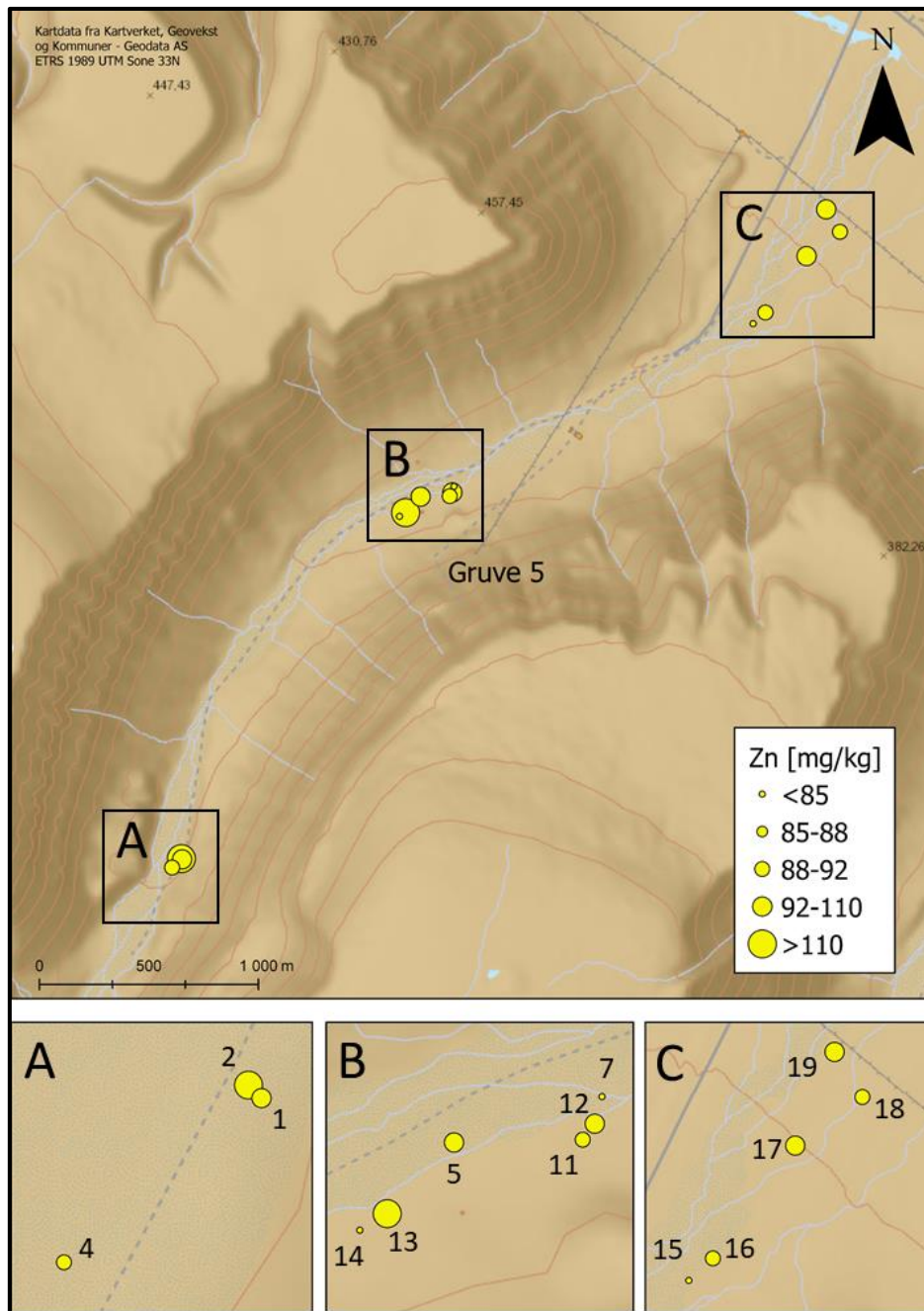
5.2.12 Sink (Zn)

Tabell 38 viser en oppsummering av sinkkonsentrasjonene. Sandmoen har det høyeste gjennomsnittet, mens Øya har den høyeste verdien. Likevel består alle prøvene av lave konsentrasjoner med verdier innenfor tilstandsklasse 1. Sinkverdiene i Endalen, figur 69, viser ingen tydelige trender og generelt jevne verdier. På Sandmoen har SM1, SM2 og SM3 like verdier, der SM1 er noe høyere. SM4 skiller seg ut og har en økning mot bunnen av

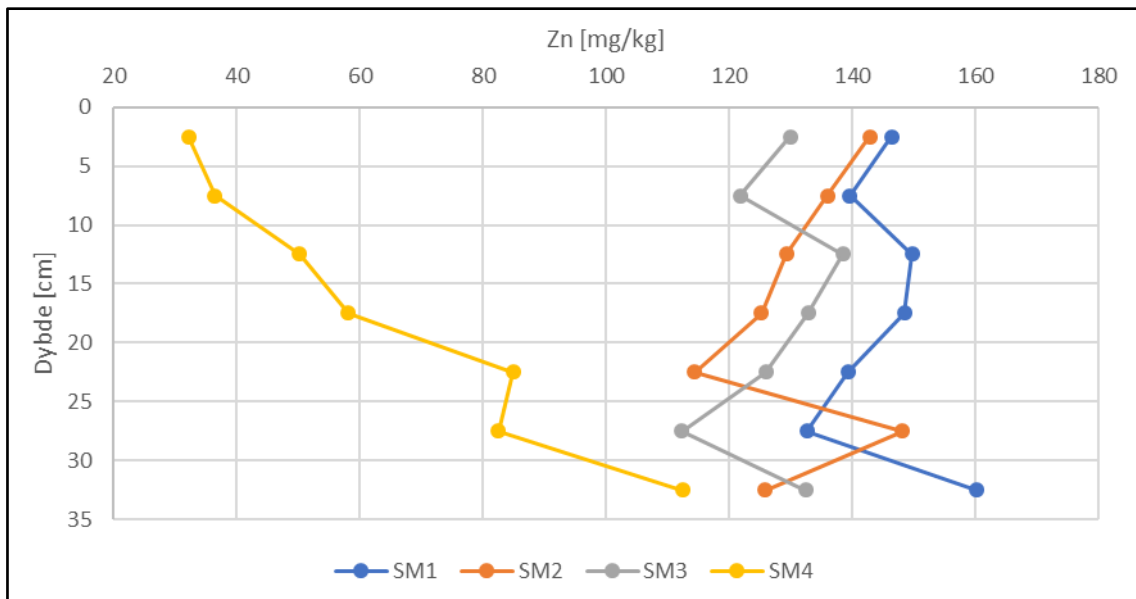
jordprofilen, vist i figur 70. N1 og N2 på Øya har divergerende konsentrasjoner, der N1 har en klar økning nedover mot dypet. Dette kan ses i figur 71.

Tabell 38: Oppsummering av sinkkonsentrasjonene for Endalen, Sandmoen og Øya. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. TK1, TK2 og TK3 står for tilstandsklasser med tilhørende farge fra Ta-2553/2009.

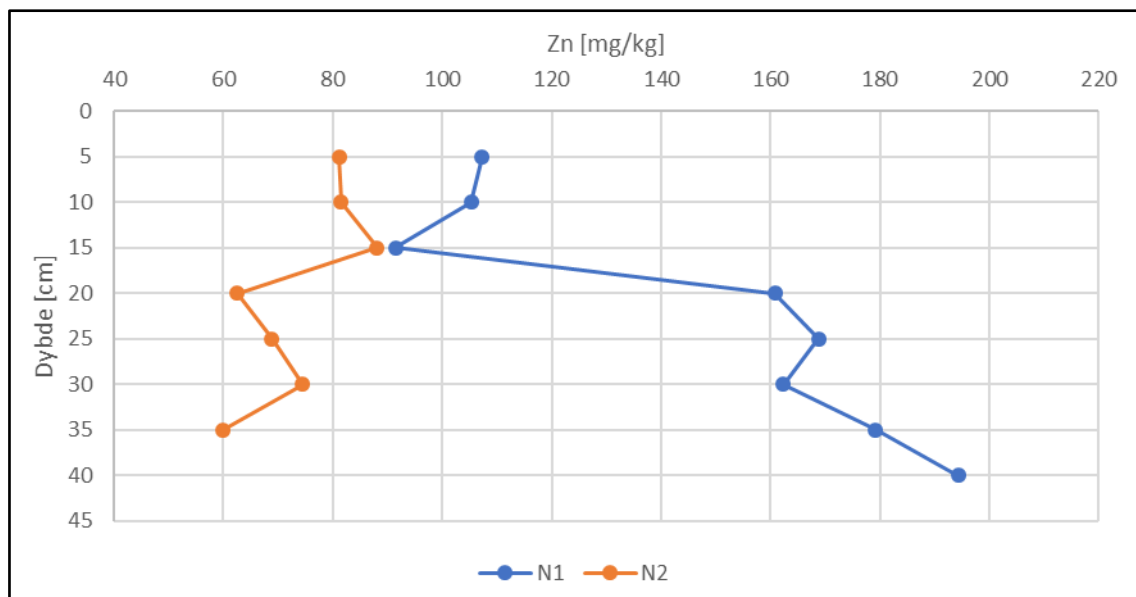
	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median	TK 1	TK 2	TK 3
Endalen	75,48	121,23	91,71	88,06	31	0	0
Sandmoen	32,21	160,13	117,40	129,57	28	0	0
Øya	59,95	194,30	112,40	91,43	15	0	0



Figur 69: Kart over sinkresultatene i Endalen. Symbolstørrelsen avhenger av konsentrasjonen.



Figur 70: Graf over sinkkonsentrasjonene fra Sandmoen.



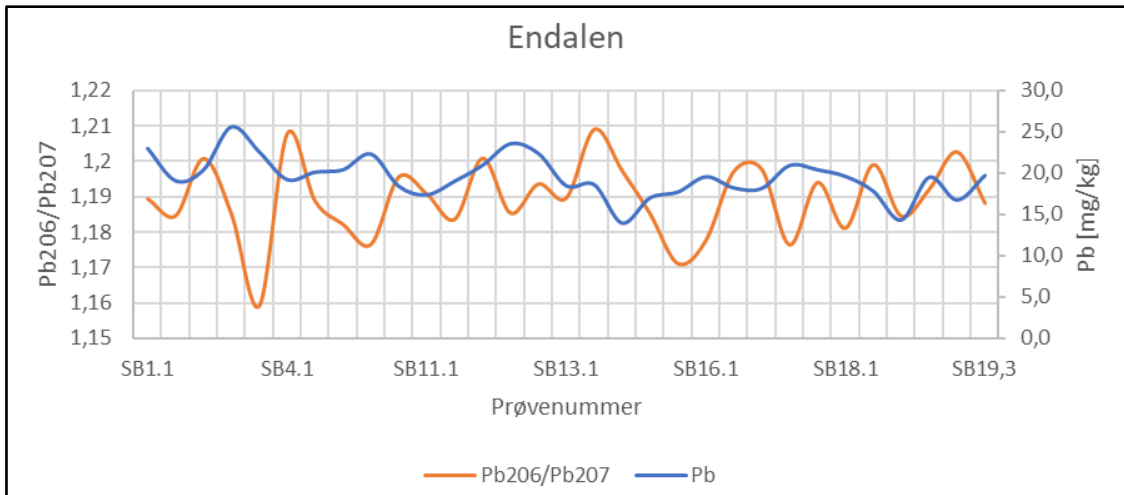
Figur 71: Graf over sinkkonsentrasjonene fra Øya.

5.3 Blyisotop

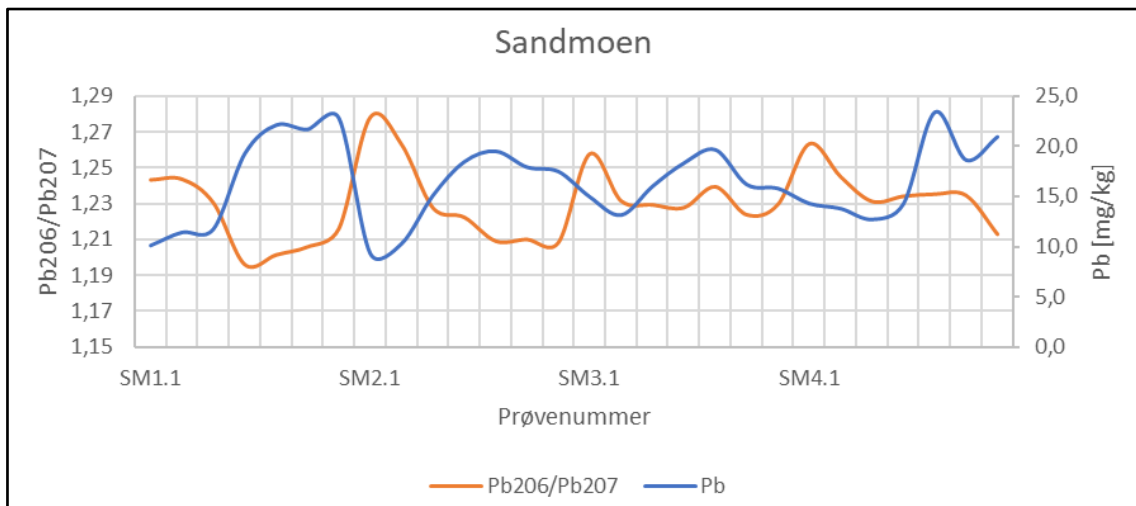
Tabell 39 viser en oppsummering av blykonsentrasjon og isotopforholdene fra Endalen, Sandmoen og Øya. $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ -forholdet er lavest, mens $^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$ -forholdet og blykonsentrasjonen er høyest i Endalen. Sandmoen har en gjennomsnittlig $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ -forhold på 1,23, men de høyeste verdiene forekommer likevel på Øya. $^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$ -forholdet på Øya og Sandmoen er relativt like. Figur 72, figur 73 og figur 74 illustrerer $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ -forholdet mot total blykonsentrasjon for hver lokalitet. Grafene viser en korrelasjon mellom økning i blykonsentrasjonen og reduksjon i isotopforholdet. Dette antyder at de høyere blynivåene er av antropogent opphav. Spesielt gjelder dette i de første prøvene fra N1 på Øya.

Tabell 39: Sammendrag av blykonsentrasjon og isotopforhold i Endalen, Sandmoen og Øya

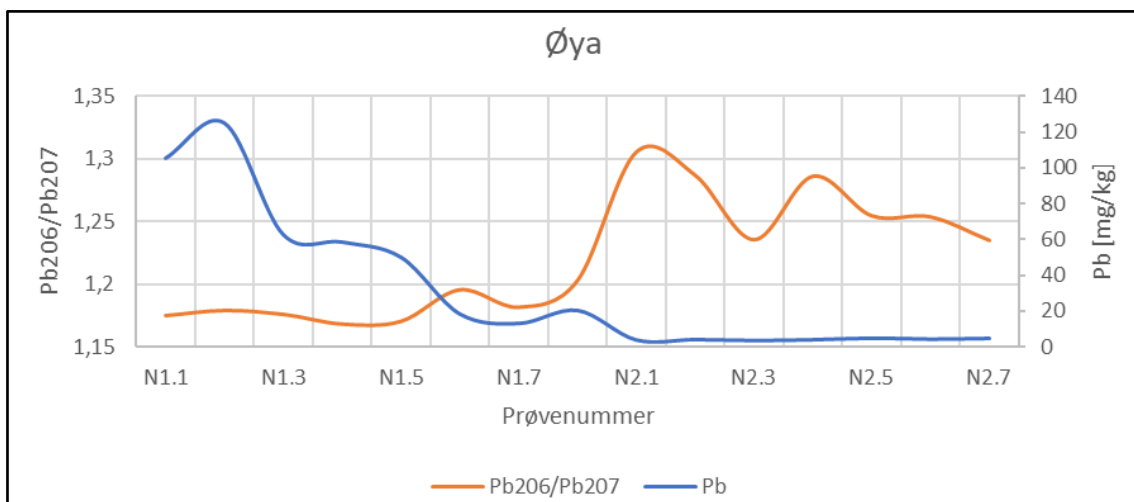
	Pb	$^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$
Endalen			
Min.	14,00	1,16	2,05
Maks.	25,57	1,21	2,15
Gj.snitt	19,53	1,19	2,10
Median	19,50	1,19	2,10
Sandmoen			
Min.	9,30	1,20	1,95
Maks.	23,35	1,28	2,07
Gj.snitt	16,37	1,23	2,02
Median	16,07	1,23	2,02
Øya			
Min.	3,81	1,17	1,93
Maks.	124,95	1,31	2,08
Gj.snitt	32,38	1,22	2,03
Median	13,30	1,20	2,05



Figur 72: Graf over blykonsentrasjonen, markert på høyre side, og $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet, markert på venstre side.



Figur 73: Graf over blykonsentrasjonen, markert på høyre side, og $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet, markert på venstre side.



Figur 74: Graf over blykonsentrasjonen, markert på høyre side, og $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet, markert på venstre side.

5.4 Kvalitetssikring for laboratoriearbeid

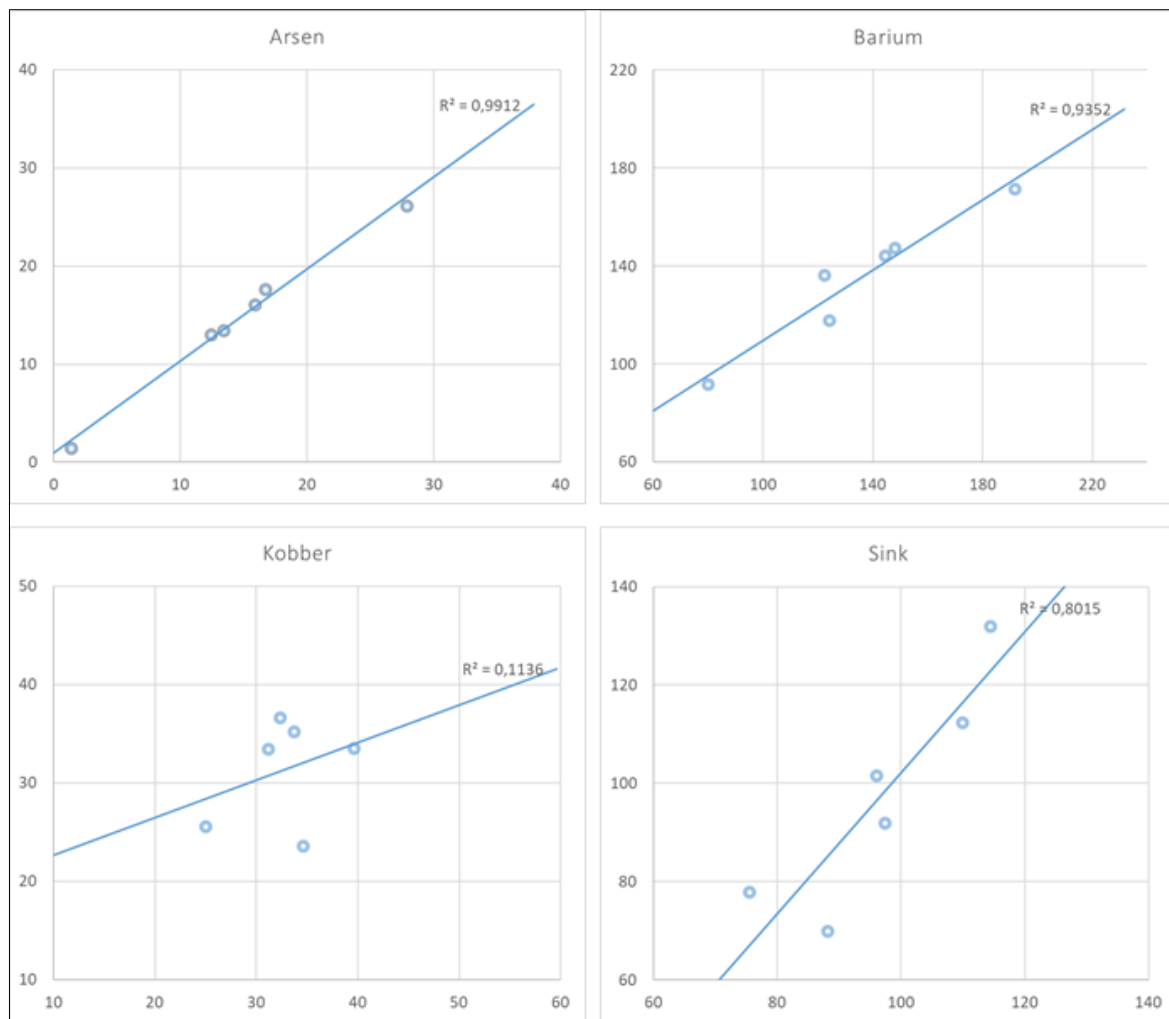
Det ble utført ulike tiltak for å sikre kvaliteten på analysene under laboratoriearbeidet. Ved innveing av prøvene ble det introdusert seks replikatpar ved tilfeldige intervaller for å identifisere laboratoriefeil. Replikatparene ble produsert fra SB19.1, SB17.1, SB2.3, SB11.1, SM2.3 og SB1.3. Fra replikatparene ble en korrelasjonskoeffisient beregnet for de valgte grunnstoffene. Utregningen vises i tabell 40. Korrelasjonskoeffisienten går fra 1 til -1. Verdier i nærheten av disse grenseverdiene angir maksimal korrelasjon, der 1 betyr fullstendig samvariasjon, og -1 betyr omvendt samvariasjon. Verdier rundt 0 angir ingen korrelasjon mellom datasettene.

Tabell 40: Korrelasjonskoeffisient for grunnstoffene. Koeffisienten er beregnet ved å sammenlikne konsentrasjonene i replikatprøvene.

Grunnstoff	Korrelasjonskoeffisient
As	0,996
Ba	0,967
Ca	0,999
Cd	0,959
Cu	0,337
Cr	0,987
Mg	0,994
Ni	-0,271
P	0,927
Pb	0,807
U	0,930
V	0,734
Zn	0,895

Utregningen viser generelt god sammenheng mellom replikatparene med unntak av kobber og nikkell. Korrelasjonsplot for arsen, barium, kobber og sink finnes i figur 75. Den lave korrelasjonskoeffisienten for nikkell og kobber kan forekomme ved at prøvene ikke var blandet godt slik at det forekommer sterke variasjonen innad i prøven.

Det ble produsert tre blankprøver med reaktanter for hvert parti. Disse kontrollprøvene gikk gjennom samme prosedyre som prøvene med tilsetningen av salpetersyre, oppvarming, filtrering og analysering. ICP-MS-instrumentet ble korrigeret for eventuell kontaminering i blankprøvene for hver analyse.



Figur 75: Korrelasjonsplot for arsen, barium, kobber og sink med konsentrasjonen til opprinnelig prøve på y-aksen og replikatprøve på x-aksen. Konsentrasjonen er gitt i mg/kg.

6. Diskusjon

I dette kapitlet diskuteres resultatene fra kapittel 5. Det omfatter vurderinger om mulige årsaker til konsentrasjonene som ble analysert og om disse utgjør farer for helse og miljø. Grunnstoffene som viser anomalier i prøveresultatene vil ha spesiell oppmerksomhet. Først vil verdiene fra Svalbard diskuteres, etterfulgt av Sandmoen og Øya. For hver lokalitet vil både grunnstoffene som inngår i TA-2553/2009 (arsen, kadmium, kobber, krom, nikkel, bly og sink) og de resterende (barium, kalsium, magnesium, fosfor, uran og vanadium) gjennomgås. For de førstnevnte grunnstoffene settes det fokus på overskridelse av normverdiene, men alle stoffene vurderes for spesielt høye verdier. I dette kapitlet brukes tidligere utførte geokjemiske kartlegginger av Svalbard (Ottesen *mfl.*, 2010), Fastlands-Norge

(Bogen *mfl.*, 2000) og Trondheim (Ottesen *mfl.*, 2000) til sammenlikning. Til slutt diskuteres det rundt blyisotoper i kapittel 7.4 og potensielle feilkilder i oppgaven i kapittel 7.5

7.1 Endalen

Prøvetakingen i Endalen kan deles inn i tre hovedområder. Det første området, øvre Endalen, ligger høyere oppe i dalen enn tidligere gruvedrift. Det er derfor rimelig å anta at konsentrasjonen herfra er dominert berggrunnens naturlige kjemiske sammensetning. Det andre området, midtre Endalen, er like under gruvemassene til Gruve 5 og kan påvise avrenning fra deponiene. I det tredje området, nedre Endalen, foregikk prøvetakingen ved dalmunningen mellom Endalen og Adventdalen. En kartlegging her kan fortelle om mengden forurensning som lekker fra Endalen og ut i Adventdalen.

Som omtalt i kapittel 3.1.1, består de sentrale delene på Spitsbergen, inkludert Endalen, av tertiære bergarter. Det tas derfor utgangspunkt tidligere målt geokjemisk sammensetning i disse bergartene fra Ottesen *mfl.* (2010).

Resultatene av sedimentanalysene fra Endalen gir generelt lave konsentrasjoner av grunnstoffene som inngår i TA-2553/2009. Nivåene for kadmium, kobber, bly og sink er innenfor normverdiene for alle 31 prøvene fra Endalen. Konsentrasjonene av arsen er overstiger derimot normverdiene alle prøvene. Kromverdiene overstiger normverdiene ved fire tilfeller. For nikkel er det kun én prøve innenfor normverdiene. Dette vises i tabell 41.

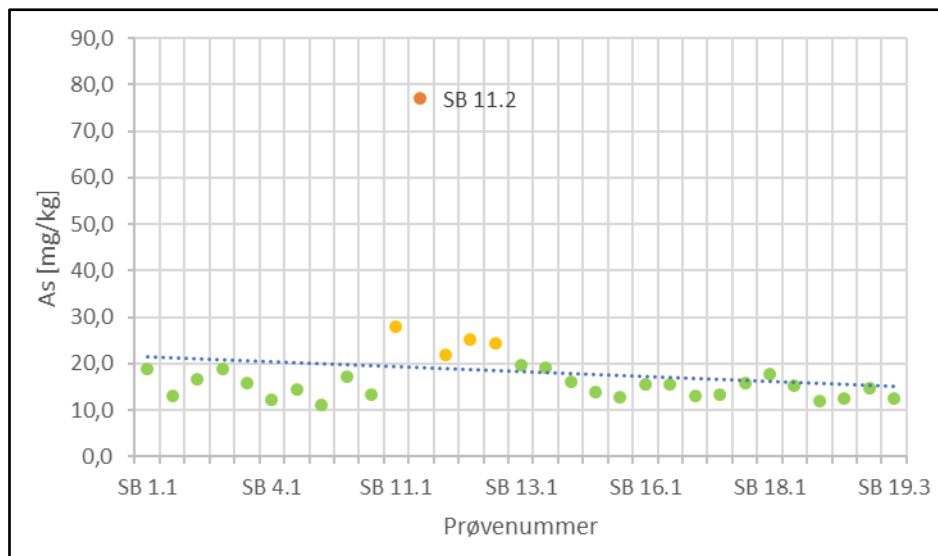
Tabell 41: Oversikt over de målte konsentrasjonene av grunnstoffene som inngår i TA-2553/2009. «Median, GaoS» (Geochemical atlas of Svalbard) representerer de målte medianverdiene fra (Ottesen *mfl.*, 2010). Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. *n* > norm står for antall prøver over normverdiene, mens % > norm er prosentandelen.

Stoff	Min.	Maks.	Median	Median, GaoS	Normverdi	n > norm	% > norm
As	11,18	76,92	15,59	6,8	8	31	100
Cd	0,02	0,49	0,15	0,15	1,5	0	0
Cr	30,1	64,9	42,88	22	50	4	13
Cu	20,4	60,07	27,33	20	100	0	0
Ni	58,62	91,66	73,05	28	60	30	97
Pb	14	25,57	19,5	12	60	0	0
Zn	75,48	121,23	88,06	68	200	0	0

7.1.1 Arsen

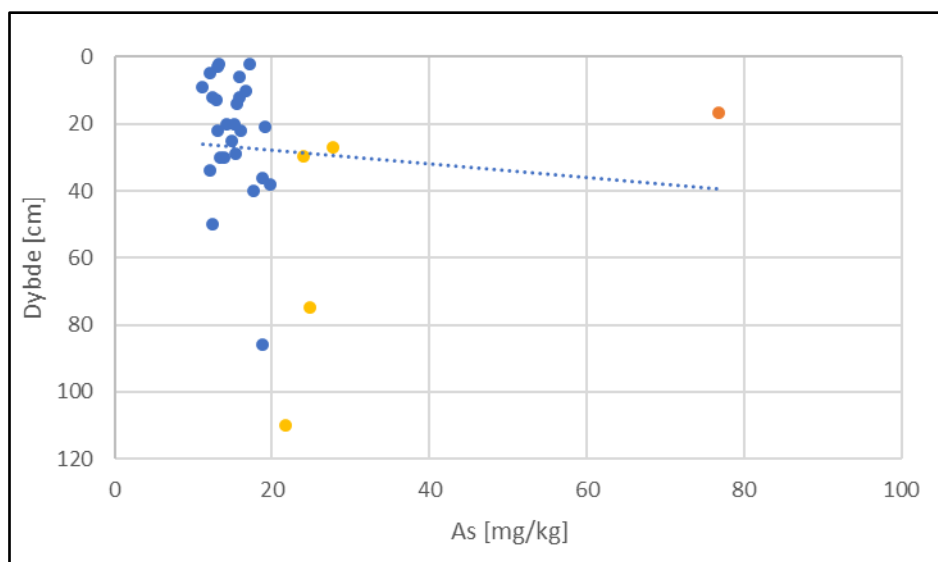
Sammenlikning med arsenverdiene fra Ottesen *mfl.* (2010) viser at medianverdiene for prøvene fra Endalen er over dobbelt så høy som medianverdiene for hele Svalbard.

Konsentrasjonene er henholdsvis 15,59 mg/kg mot 6,8 mg/kg. Ved å se på figur 76 over Endalen kommer det frem at arsenverdiene opplever en betydelig økning under Gruve 5. Høyest konsentrasjon har begge prøvene fra lokalitet SB11 (SB11.1 og SB11.2), etterfulgt av de tre prøvene fra lokalitet SB12 (SB12.2, SB12.3 og SB12.1). I prøvenummer SB11.2 er konsentrasjonen på 76,9 mg/kg og klassifiseres dermed i tilstandsklasse 4.



Figur 76: Graf over arsenkonsentrasjonene i Endalen. Fargen representerer tilstandsklassen. X-aksen representerer antall prøver. Blå striplet linjen representerer trendlinjen.

Prøvene fra lokasjon 11 og 12 ble tatt fra 17 til 110 cm dyp. Den grunneste av disse prøvene har høyest verdi. Dette tyder på at avrenning av arsen fra gruveponiet også har pågått i nyere tid. Ved å plote en graf med arsenverdiene mot dypet i Endalen, vist i figur 77, kommer det frem en svak økning i konsentrasjon desto dypere ned prøven er tatt.



Figur 77: Graf med arsenkonsentrasjonen, x-aksen, plottet mot dybden, y-aksen. Fargene representerer tilstandsklassen, mens blå stiplet linje er trendlinjen.

Prøvene fra øvre Endalen overstiger både normverdiene og median fra Ottesen *mfl.* (2010). Svært lave konsentrasjoner nord på Spitsbergen trekker medianen for Svalbard ned. Med de sterkt forhøyede verdiene under Gruve 5 og den generelt høye konsentrasjonen i Endalen kan det tyde på at arsenkonsentrasjonen i bergartene i området er høy og at disse er hovedårsaken til arsenverdiene i Endalen. Dette samstemmer med resultatene fra Ottesen *mfl.* (2010), der det ble konkludert med at arsenkonsentrasjonen overskrider normverdien på 45% av prøvene fra Svalbard. Likevel er det en betydelig forskjell mellom å ha 45% eller 100% av prøvene over normverdi. Dette tyder på at konsentrasjonene også er påvirket av andre kilder. Som nevnt i kapittel 2.1.1 kommer utslipp av arsen fra kullforbrenning. Fra kullforbrenningsanlegget i Longyearbyen til Endalen er det 5 km. Med tanke på at været ofte kommer fra vest kan dette påvirke verdiene i Endalen.

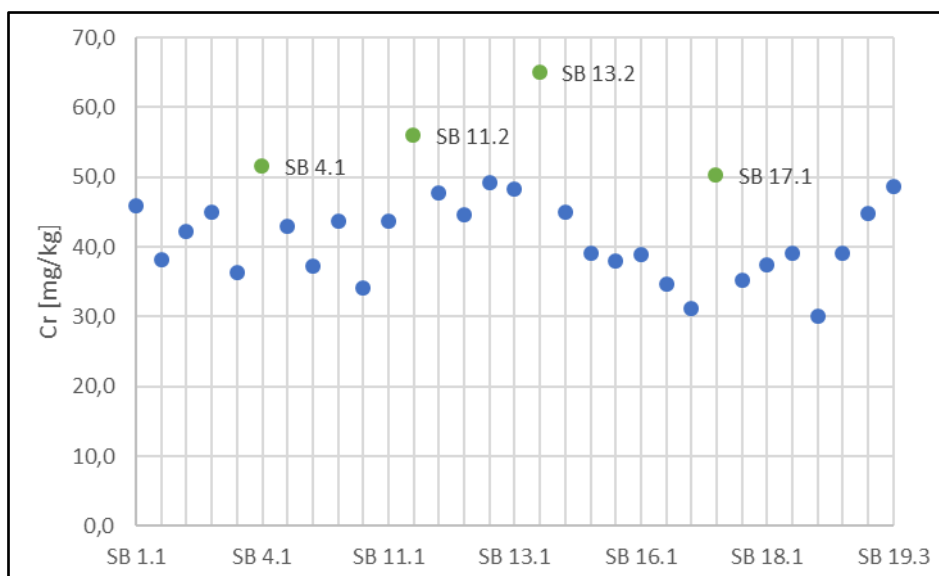
Arsenkonsentrasjonen i kull er 10 mg/kg (Tijhuis, 2003). På bakgrunn av den markante økning i prøvelokaliteten rundt Gruve 5 kan det konkluderes med at en økt avrenning som følge av AMD fra gangmassene og rester av kull har påvirket konsentrasjonen av arsen. Trendlinjen viser at arsenkonsentrasjonen er avtagende nedover Endalen. Avrenningen til Adventdalen overstiger ikke de naturlige verdiene fra øvre Endalen.

7.1.2 Krom

Medianverdien for krom i Endalen er nesten dobbelt så høy som medianverdiene fra Ottesen *mfl.* (2010). Fra tabell 6 i kapittel 2.4 kommer det frem at utslipp av krom kommer fra

aktiviteter som forbrenning av naturgass, kull og olje, fra kloakk og treimpregneringsverk. Av disse er kun forbrenning av kull relevant for Endalen. Undersøkelsen til Ottesen *mfl.* (2010) av de tertiære bergartene sentralt på Spitsbergen viste kromverdier mellom 5-40 mg/kg.

Medianverdier fra Endalen som overstiger alle prøvene fra Ottesen *mfl.* (2010) kan tyde på antropogen forurensning. Figur 78 viser at prøvenummer SB13.2, etterfulgt av SB11.2, fra midtre Endalen har de høyeste verdiene. SB4.1 fra øvre Endalen følger like bak med den tredje høyeste verdien. Det kan dermed konkluderes med at det kan forekomme noe avrenning av krom fra gruvedeponiet i Gruve 5, samt transportert forurensning fra kullforbrenning. Med tanke på at verdiene fra nedre Endalen ikke er høyere enn verdiene fra øvre Endalen pågår det i liten grad avrenning ut i Adventdalen.



Figur 78: Graf over kromkonsentrasjonen i Endalen. Fargen avhenger av tilstandsklassen til prøven, der prøve SB4.1, SB11.2, SB13.2 og SB17.1 overstiger normverdiene.

7.1.3 Nikkel

Medianverdien for nikkell i Endalen er godt over dobbelt så høy som medianverdiene fra Ottesen *mfl.* (2010). I de tertiære bergartene ligger nikkellinnholdet mellom 17 og 40 mg/kg, men verdier opp mot 70 mg/kg forekommer. Dette er likevel under medianverdien for Endalen. 97% av prøvene overstiger normverdien. Fra kapittel 2.4 er det kjent at antropogene kilder til nikkell kan være elektronikk, byggemateriale og avfallsdeponi. Det er tvilsomt at disse har hatt stor påvirkning på konsentrasjonene i Endalen. Nikkell forekommer i kull, men i relativt små konsentrasjoner. Alle verdiene i Endalen er høye og jevne. De høyeste nikkellkonsentrasjonene forekommer i øvre Endalen. Basert på dette kan det anslås at

nikkelverdiene antageligvis kommer fra naturlige kilder, men det er uvisst hvorfor de er så høye.

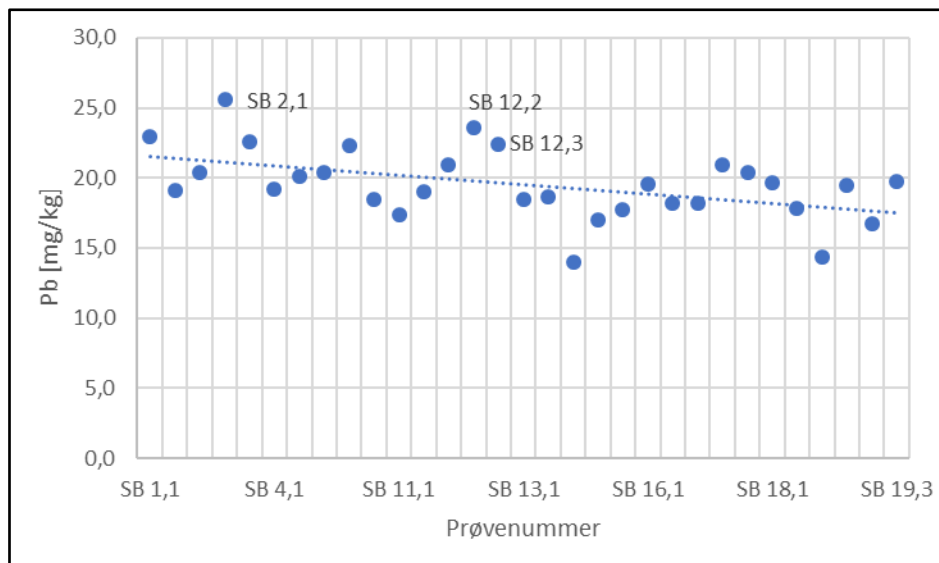
7.1.4 Kadmium, kobber, bly og sink

Kadmiumverdiene i prøvene fra Endalen har en identisk median som fra Ottesen *mfl.* (2010).

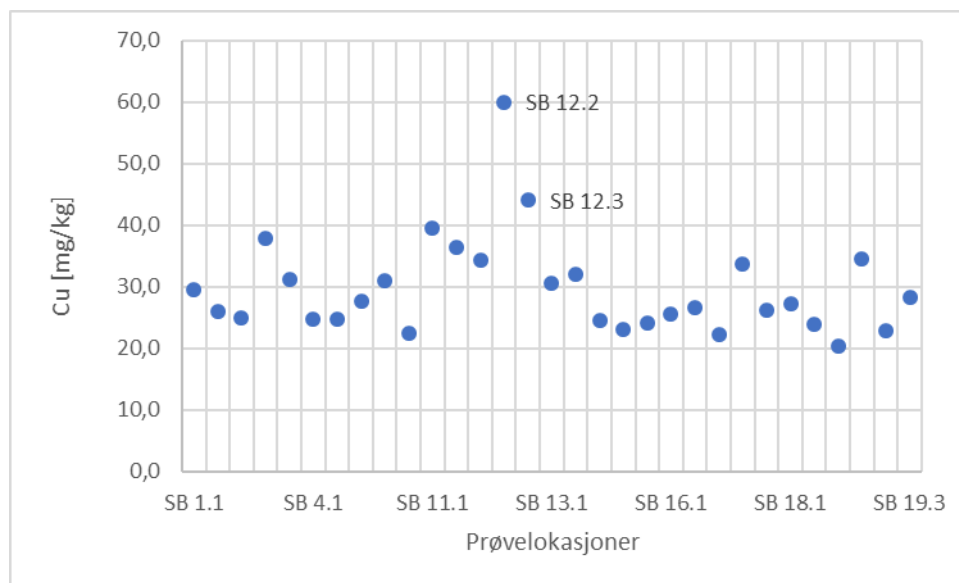
Alle prøvene er godt innenfor normverdien. Konsentrasjonen av kobber, bly og sink er noe høyere enn medianverdien fra Ottesen *mfl.* (2010), men alle har verdier godt innenfor normverdien. Disse stoffene representerer ikke et forurensningsproblem i Endalen.

Blykonsentrasjonen vises i figur 79. Grafen viser en svak forhøyning av blykonsentrasjon rundt Gruve 5, spesielt i SB12. Likevel forekommer den høyeste konsentrasjonen i øvre Endalen, Trendlinjen viser en reduksjon nedover i dalen. Konsentrasjonen av kobber er også forhøyet under Gruve 5, vist i figur 80.

De lave verdiene av kadmium, kobber, bly og sink samsvarer med tidligere resultater. Av totalt 650 innsamlede prøver fra Ottesen *mfl.* (2010) var det kun ni prøver som oversteg normverdien for disse grunnstoffene (Andersson *mfl.*, 2011).



Figur 79: Graf over blykonsentrasjonen i Endalen. Den blå stiplede linjen representere trendlinjen nedover i dalen.



Figur 80: Graf over kobberkonsentrasjonen i Endalen.

7.1.5 Resterende stoffer

Barium, kalsium, magnesium, fosfor og vanadium inngår ikke i TA-2553/2009, men kan likevel by på problemer med forurensning. Verdiene for disse stoffene og medianen fra Ottesen *mfl.* (2010) vises i tabell 42.

Tabell 42: Oversikt over de målte konsentrasjonene av de resterende utvalgte grunnstoffene. Median, GaoS (Geochemical atlas of Svalbard) representerer de målte medianverdiene fra Ottesen *mfl.* (2010). Alle verdiene er gitt i mg/kg.

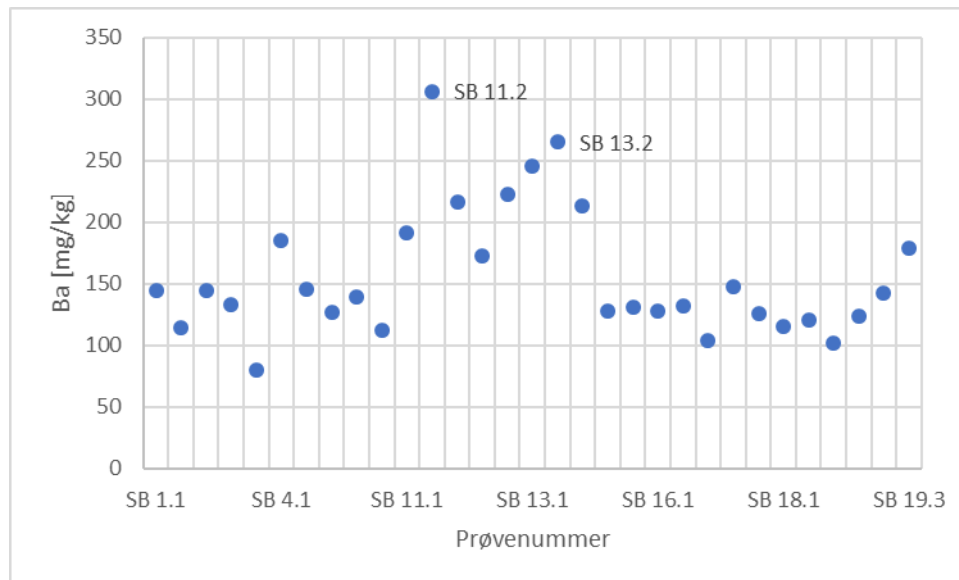
*Medianverdien fra GaoS er totalt innhold, og ikke verdien fra syreoppløsning.

Stoff	Min.	Maks.	Median	Median, GaoS
Ba	79,98	306,20	138,95	107
Ca	652,64	2660	1800	18000
Mg	3110	7070	4970	11000
P	497,54	1190	711,86	700
V	48,53	203,76	75,49	29

Barium

Bariumkonsentrasjonen i tertiære bergarter på Svalbard er generelt lav med målte verdier mellom ~20 og ~270 mg/kg (Ottesen *mfl.*, 2010). Fra tabell 42 ble den maksimale verdien i Endalen målt til 306,20 mg/kg, og med en medianverdi noe høyere enn for hele Svalbard. Figur 81 viser en graf over bariumkonsentrasjonen i Endalen. Det kommer tydelig frem en anrikning av barium i områdene ved Gruve 5, vist i figur 81. SB11.2 og SB13.2 har de høyeste konsentrasjonene med henholdsvis 306 og 265 mg/kg. Alle bariumresultatene, fra figur 40, viser at konsentrasjonen har en svak økning mot dypet som kan tyde på at avrenningen foregikk i større grad tidligere. Likevel forekommer de fleste prøvene med høy

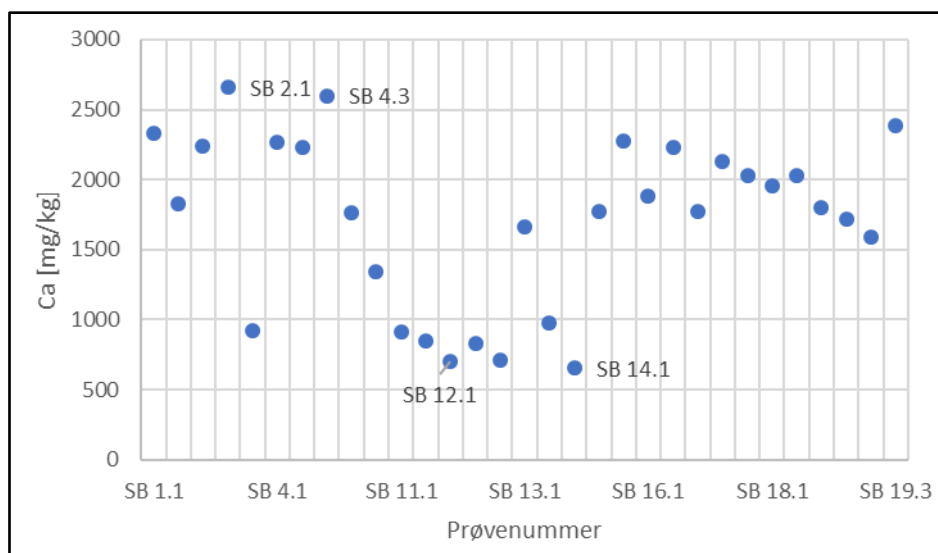
konsentrasjon høyt oppe i jordprofilet. SB11.2 og SB13.2 ble hentet fra 17 og 21 cm dyp. I kapittel 2.1.2 kommer det frem at aske fra kullforbrenning kan ha et betydelig innhold av barium. Bariumkonsentrasjonen i aske kan være på 10000 mg/kg. Det er grunn til å tro at det foregår avrenning av barium fra kull ved Gruve 5.



Figur 81: Graf over bariumkonsentrasjonen i Endalen.

Kalsium

Tabell 42 viser at kalsiumkonsentrasjonen i Endalen er svært lav sammenliknet med Svalbard. Med en median på 1800 mg/kg er den 10 ganger lavere enn medianen fra Ottesen *mfl.* (2010) på 18000 mg/kg. Årsaken til den høye medianen på Svalbard kommer av svært høye kalsiumkonsentrasjoner i bergarter fra karbon, perm og neoproterozoikum. I bergartene fra karbon og perm som forekommer innerst i Isfjorden kan verdiene være opp 210 000 mg/kg (Ottesen *mfl.*, 2010). Maksimumsverdien i prøvene fra Endalen er på 2660 mg/kg, og forekommer i prøve SB2.1. Konsentrasjonen i Endalen er plottet i figur 82 og viser en tydelig nedgang i prøvelokalitetene rundt Gruve 5. De svært lave verdiene i midtre Endalen er en klar indikator på at det forekommer AMD fra avgangmassene. Det sure miljøet har ført til oppløsning og transport av kalsium.

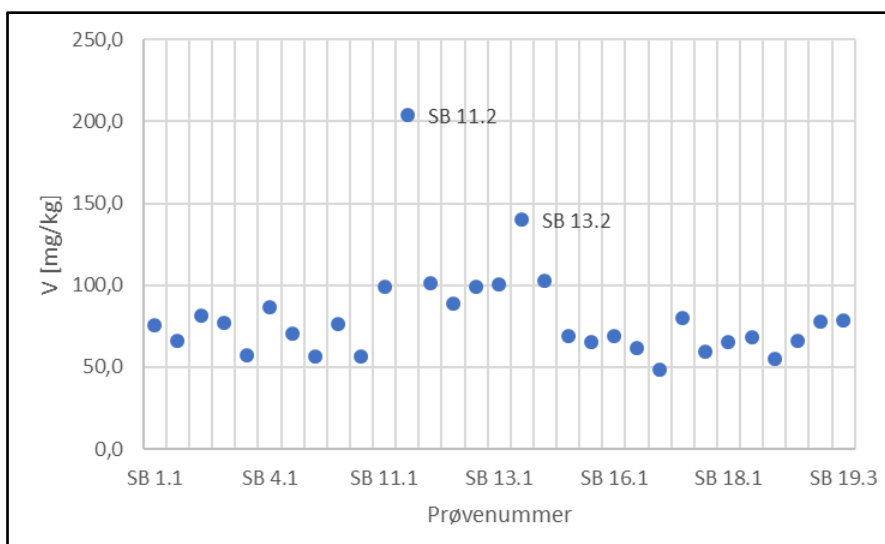


Figur 82: Graf over kalsiumkonsentrasjonen i Endalen.

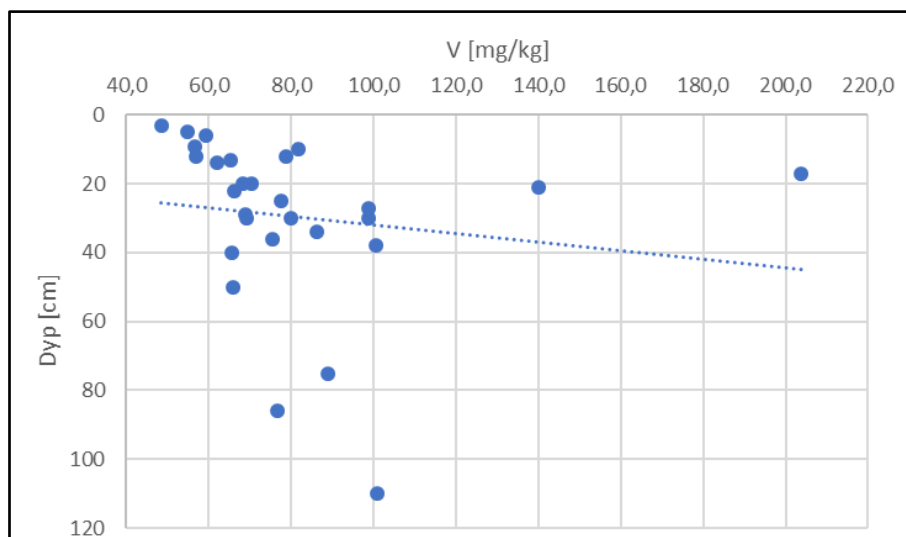
Vanadium

Medianen av vanadium i Endalen er på 75,49 mg/kg, vist i tabell 42. Til sammenlikning er medianen for hele Svalbard på 29 mg/kg. Bergarter fra tertiær har verdier mellom ~10 og ~75 mg/kg. Maksimumskonsentrasjonen fra Endalen er betydelig høyere enn dette med en verdi på 203,76 mg/kg.

Fra kapittel 2.1.12 kommer det frem at den viktigste antropogene kilden til vanadium er råolje brukt i skipstrafikk. Det store antallet cruiseskip som er innom Svalbard kan ha et betydelig utslipp av miljøgifter, deriblant vanadium. Vanadiumkonsentrasjoner fra utslipp kan reise over lange avstander. Med rundt seks km fra kaia i Longyearbyen til Endalen har dette mest sannsynlig påvirket konsentrasjonene. Figur 83 viser en graf med vanadiumnivået i Endalen. Verdiene holder et generelt høyt nivå. Likevel er det et markant skille mellom prøvelokasjonene i midtre Endalen og de i nedre- og øvre Endalen. Spesielt skiller SB11.2 og SB13.2 seg ut med de to høyeste verdiene. De markante høyere verdiene i midtre Endalen gjør at det kan konkluderes med at det også har pågått forurensning av vanadium fra Gruve 5. En annen kilde til vanadium er kull. Blant annet er det mulig å hente ut vanadium fra antrasitt som forekommer på Svalbard (Wang *mfl.*, 2009). Det er grunn til å tro at avrenning fra kull kan være en årsak til de forhøyede verdiene i midtre Endalen. Dette blir forsterket ved å se på konsentrasjonen mot dybden. Trenden viser at desto dypere prøven er tatt, desto høyere er konsentrasjonen, vist i figur 84. Avrenningen av vanadium foregikk dermed i større grad tidligere.



Figur 83: Graf over vanadiumkonsentrasjonen i Endalen.



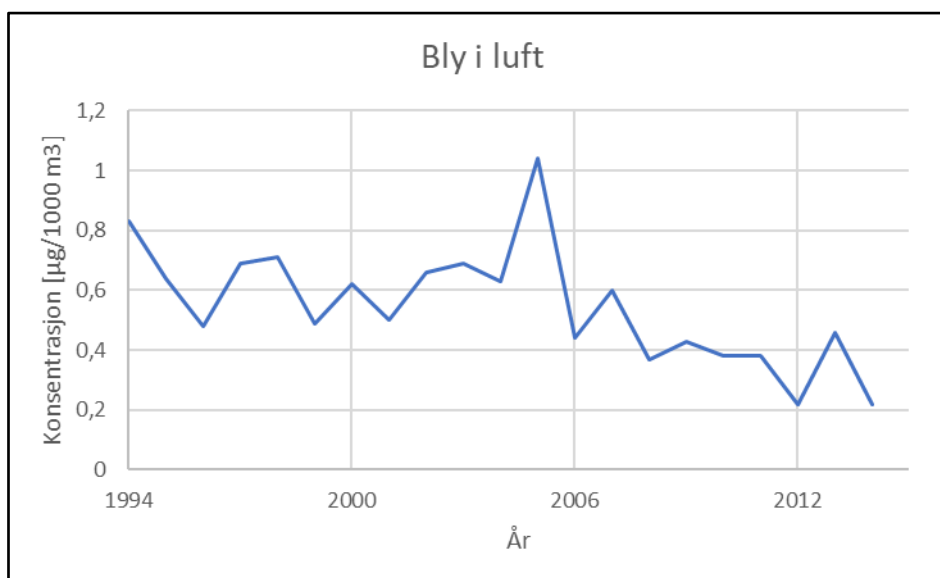
Figur 84: Graf over vanadiumkonsentrasjonen i Endalen mot dypet. Den stiplede linjen representerer trendlinjen.

Magnesium og fosfor

De målte magnesiumverdiene i Endalen har en median på 4970 mg/kg som er lavere enn medianen for hele Svalbard med 11 000 mg/kg. Grunnen til dette er at bergarter fra karbon og perm inneholder vesentlig større verdier enn bergartene i tertiær. Verdiene fra tertiære bergarter ble beregnet til å ligge mellom ~3000 og ~35 000 mg/kg, noe som stemmer overens med den målte konsentrasjonen. Fosfor har en nesten identisk median i Endalen som resten av Svalbard med henholdsvis 711,86 mot 700 mg/kg. Det forekommer ikke forurensning av magnesium eller fosfor i Endalen.

7.1.6 Vurdering av forurensningskilder

Langtransportert forurensning byr på problemer i arktiske strøk. Det er naturlig å anta at dette påvirker noen av de målte verdiene. Den geokjemiske undersøkelsen til Ottesen *mfl.* (2010) foregikk i 1986-1987. Betydelig forurensning kan ha blitt transportert til Svalbard i tiårene etter dette, men målinger fra Ny-Ålesund tyder på at langtransportert forurensning er nedadgående siden 2005. Blyinnholdet i luft fra Zeppelinobservatoriet i Ny-Ålesund vises i figur 85.



Figur 85: Blykonsentrasjonen i luft i Ny-Ålesund. Data er hentet fra NILU (2016).

Påvirkningen av langtransportert forurensning er vanskelig å påvise uten kontinuerlig overvåkning av luft eller overflatesedimenter. Selv om Endalen kan være påvirket av langtransportert forurensning er det ikke mulig å konkludere med det i denne oppgaven.

Årsaken til at gruveponier tilfører mer forurensning enn andre områder er sammensatt. I hovedsak kan det forklares med at mobiliteten til et element har sammenheng med det økte overflateareal som forekommer i gruvesammenheng. Et høyere overflateareal forekommer i selve gruen der materiale blir hentet ut og gjenværende berg blir eksponert for vann og oksygen fra atmosfæren. I tillegg vil berget som hentes ut av gruen bli knust i mindre fragmenter. Selv om det er av samme bergart fører høyere overflateareal til et betydelig større utlekkingspotensial. Hvilke mineraler metallene opptrer i vil også påvirke mobiliteten. Bestandigheten til mineraler varierer, og noen omdannes og oppløses lettere enn andre. Spesielt kan forvittringsmineraler ha et annerledes utlekkingspotensial enn primærmineraler

(Andersson *mfl.*, 2011). Flere tidligere studier har påvist at det forekommer AMD fra gamle kullgruver på Svalbard (Banks *mfl.*, 2002).

Trenden gjennom flere grunnstoffer viser markante endringer mellom prøvelokasjonene. Ved å se på maksimumsverdiene, i tabell 43, kommer det frem at fire prøver inneholder alle maksimumsverdiene. SB2.1 er lokalisert i øvre Endalen og SB11.2, SB 12.2 og SB 13.2 er lokalisert under Gruve 5. Spesielt dominerer SB2.1 og SB11.2. Dette kan brukes til å tolke hvilke stoffer som er naturlig høye og hvilke som er høye som følge av gruveaktivitet. Høyeste verdier av kalsium, magnesium, nikkell, bly, uran og sink forekommer i SB2.1, mens høyeste verdier av arsen, barium, fosfor, vanadium, kobber, kadmium og krom forekommer i midtre Endalen. Konsentrasjonen av fosfor og kadmium opplever ikke forhøyede verdier under Gruve 5. For krom og kobber er det kun i svært liten grad. Arsen, barium og vanadium viser markante forhøyede verdier under Gruve 5. Det forekommer derfor avrenning av fem grunnstoffer, der arsen, barium og vanadium kan være spesielt problematiske.

Tabell 43: Oversikt over hvor maksimumsverdiene til hvert grunnstoff forekommer i Endalen.

Prøvenr. med maks.	Grunnstoffer
SB2.1	Ca, Mg, Ni, Pb, Zn
SB11.2	As, Ba, P, V
SB12.2	Cu
SB13.2	Cd, Cr

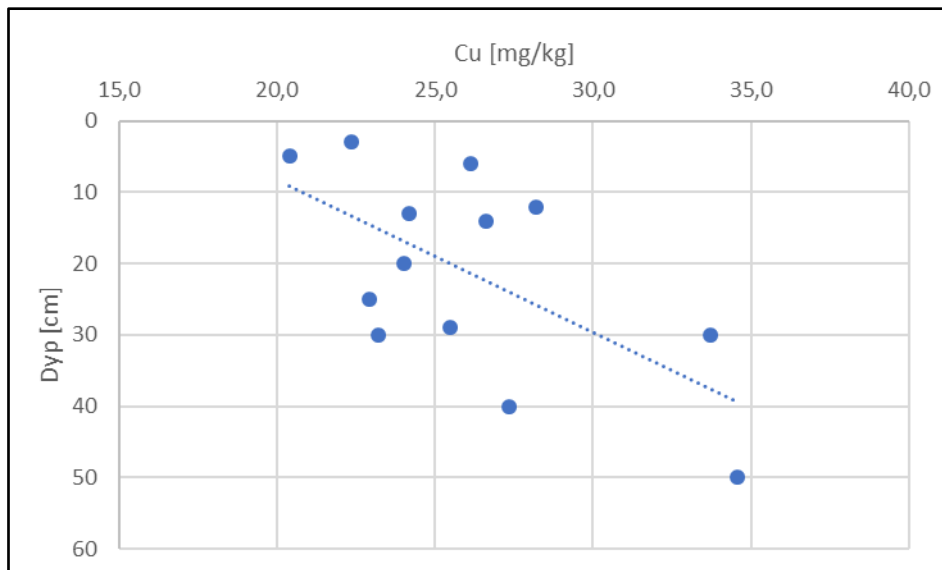
Under arbeidet var det tydelige observasjoner på menneskeskapte aktiviteter i dalen. Dette inkluderer kull på overflaten og lenger ned i sedimentene, samt gammelt utstyr liggende i elveleiet. Ved Gruve 5 lå det store mengder gruvemasser. Selv om gruveaktivitetene på Gruve 5 endte for 45 år siden, var det tydelig at det fortsatt påvirker dalen. Ved å studere flyfoto over Endalen og sammenlikne massene Gruve 5 på østsiden av dalen og sjaktene til Gruve 2 på vestsiden ser situasjonen lik ut, vist i figur 86. Det kan anslås at de samme prosessene med stor sannsynlighet foregår ved tippene til Gruve 2 som ved avgangsmassene til Gruve 5.



Figur 86: Kart over Endalen. A: Gruve 5. B: Gruve 2 tipp 1. C: Gruve 2 tipp2. Flyfoto er hentet fra TopoSvalbard (2019).

De forhøyede verdier i midtre Endalen forekommer i hovedsak før elveleiet. Det er ikke påvist mye forurensning i sedimentene i Endalselva, bevist fra SB5 og SB7. SB12 består av generelt høye verdier, blant annet av kobber, og er lokalisert i aktive sedimenter i Endalselva. Det må dermed forventes at forurensede sedimenter fra Gruve 5 blir erodert og transportert av Endalselva. Likevel, med lave konsentrasjoner i nedre Endalen ble det ikke påvist lekkning av forurensning ut i Adventdalen. Dette gjelder både med avrenning fra avgangstippene fra Gruve 2 og avrenning fra avgangsmassene fra Gruve 5. Det må tas hensyn til at det var store vannmengder i Endalselva under prøvetakingsperioden som kan ha tynnet ut eller vasket bort forurensede sedimenter.

Konsentrasjonen av arsen, barium og kobber øker mot dypet. Figur 87 viser kobberverdiene i jordprofilene som ble tatt i nedre Endalen. Det kan dermed antas at avrenningen av forurensning i Endalen foregikk i større grad tidligere. Selv om det i svært liten grad pågår avrenning av forurensning fra Endalen ut i Adventdalen i dag, kan dette ha foregått i perioden med mer avrenning.



Figur 87: Viser konsentrasjonen plottet mot dypet i nedre Endalen. Konsentrasjonen øker lengre ned i jordprofilene.

7.2 Sandmoen

Totalt ble det tatt 28 prøver på Sandmoen. Som referanse for disse prøvene er det tatt utgangspunkt i tidligere undersøkelser av løsmasser i Trondheim, gjennomført av Ottesen *mfl.* (2000), og flomslettededimenter i Norge, gjennomført av (Bogen *mfl.*, 2000). Grunnstoffene som inngår i TA-2553/2009 vil bli sammenliknet med (Ottesen *mfl.*, 2000). For de resterende grunnstoffene vil det tas utgangspunkt i den nasjonale kartlegging. Dette er på grunn av at kartleggingen i Trondheim kun analysere et begrenset antall grunnstoffer.

Resultatene av sedimentanalysene fra Sandmoen, tabell 44, viser varierende resultater. Som nevnt i kapittel 2.2.2 har Trondheim kommune andre krav til normverdier for krom og nikkel i forhold til resten av landet. Dette gjør at normverdien i Trondheim på krom er satt til 100, i stedet for 50 mg/kg. For nikkel er normverdien satt til 75, i stedet for 60 mg/kg. Selv med de oppjusterte normverdiene er det krom og nikkel som overstiger grensen for potensielt miljøskadelige konsentrasjoner. Halvparten av prøvene overstiger normverdien med kromkonsentrasjonen. Med nikkelkonsentrasjonen overstiger hele 89% av prøvene normverdien. Arsen og kadmium har begge én prøve over normverdi, mens kobber, bly og sink har ingen.

Tabell 44: Oversikt over de målte konsentrasjonene av grunnstoffene som inngår i TA-2553/2009. «Median, 2000» representerer de målte medianverdiene fra Ottesen *mfl.* (2000). Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. n > norm står for antall prøver over normverdiene, mens % > norm er prosentandelen.

Stoff	Min.	Maks.	Median	Median, 2000	Normverdi	n > norm	% > norm
As	0,87	9,83	2,52	4,70	8	1	4
Cd	0,02	5,79	0,17	0,08	1,5	1	4
Cr	34,58	149,47	100,57	53,00	100	14	50
Cu	12,71	71,45	36,18	30,00	100	0	0
Ni	22,11	136,19	81,54	42,00	75	18	64
Pb	9,30	23,35	16,07	2,50	60	0	0
Zn	32,21	160,13	129,57	69,00	200	0	0

7.2.1 Krom

Fra Andersson *mfl.* (2011) er det kjent at forhøyet innhold av krom opptrer i Trøndelag. Trondheimsområdet er dominert av grønnstein som inneholder mineraler som kloritt, epidot og amfibol. Krom forekommer som sporelement i alle disse og kan forklare naturlig høye verdier. Likevel, sammenliknet med medianverdien i løsmasser i hele Trondheim, er kromkonsentrasjonen på Sandmoen nesten dobbelt så høy, med 100,57 mot 53,00 mg/kg. Antropogene utslipp av krom kommer i hovedsak fra stasjonære kilder, som forbrenningsanlegg for naturgass, kull og olje samt impregnert treverk. Det er lite trolig at disse har påvirket konsentrasjonen på Sandmoen. Fra Ulvang (1995) er det kjent at krom kan forekomme i veistøv der det ble påvist konsentrasjoner rundt 85 mg/kg, men også disse verdiene er lavere enn medianen på Sandmoen. Figur 49 viser en økende konsentrasjon nedover i jordprofilene, spesielt for SM4. På 32,5 cm dyp er verdiene nesten identiske for de fire profilene som kan representere de naturlige bakgrunnsverdiene. Selv om konsentrasjonene er svært høye i forhold til medianverdiene i tidligere undersøkelser, kan det antas at kromkonsentrasjonen har utgangspunkt i grønnstein.

7.2.2 Nikkel

Medianen for Sandmoen er dobbelt så høy som medianen fra Ottesen *mfl.* (2000). 64% av prøvene overskrider normverdien, samtidig som to prøver er klassifisert i tilstandsklasse 3. Begge prøvene i tilstandsklasse 3 forekommer i SM3. Antropogene utslipp av nikkel kommer fra forbrenning av kull og tungolje, gruvedrift og avfallsforbrenning. Av disse kildene er kun avfallsforbrenning aktuelt. Fra forbrenningsanlegget på Tiller er det under tre km til prøvelokasjonene på Sandmoen. Tidligere undersøkelser fra Langedal og Ottesen (2001) viste

at tungmetallkonsentrasjonen innenfor radiusen på 2,5 km fra forbrenningsanlegget er lavere enn medianverdien i Trondheim. Derfor er det grunn til å tro at forbrenningsanlegget på Tiller har liten grad av påvirkning på Sandmoen. Figur 58 viser en liknende trend for nikkel som for krom der SM4 øker jevnt nedover i profilet. Konsentrasjonen i bunnen av prøvehullene kan tenkes å tilsvare den naturlige bakgrunnsverdien ettersom verdiene er forholdsvis like mellom jordprofilene. Ottesen *mfl.* (2000) konkluderte med at det var lite variasjon i nikkelkonsentrasjonene og at nivået ligger generelt høyt i Trondheim. Nikkel forekommer i de vulkanske bergartene i Trøndelag og er blant annet et viktig sporelement i amfibol som finnes i grønnstein. Likevel er verdiene, spesielt i SM 3, for høye til å forklares med naturlig innhold. Ettersom SM3 ligger nærmest veien og har de høyeste verdiene så kan årsaken være at dette være forekomst av veistøv. Undersøkelsen fra Ulvang (1995) av veistøv i Trondheim påviste moderate verdier av nikkel med en normverdi på 75 mg/kg.

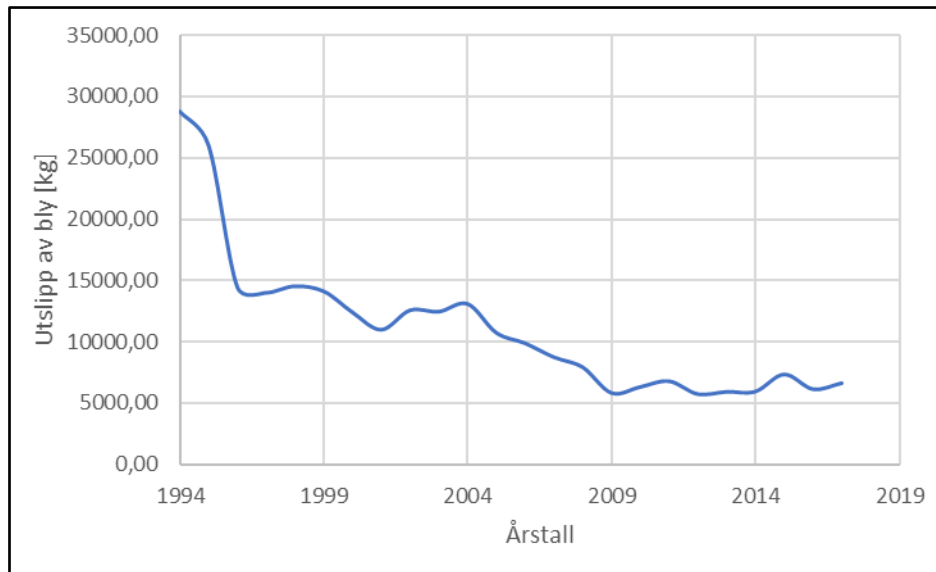
7.2.3 Bly

Blymedianen for Sandmoen 16,07 mg/kg, som er over seks ganger høyere enn medianen for hele Trondheim. Dette skyldes høye verdier i jordoverflaten og øverste del av jordprofilene på Sandmoen. Figur 64 over blykonsentrasjonen mot dypet viser svært identiske trender på blykonsentrasjonen. Alle verdiene i bunnen av profilet ligger mellom 9 og 15 mg/kg og kan nærme seg den naturlig bakgrunnsverdien.

De høye verdiene i øvre del av jordprofilen kan forklares med antropogene utslipp av bly. De aktuelle utslippene på Sandmoen er forbrenningsanlegget og trafikk. På grunn av lokasjonenes posisjonering ved siden av E6 kan det forventes en historisk forurensning fra biltrafikken. Været i Trondheim har en generell vest-østgående retning. SM1, SM2, SM3 og SM4 ligger øst for E6 som kan ha økt graden av påvirkning. Nærmest veien ligger SM3 med en avstand på rundt 50 m, men både SM1 og SM4 har høyere konsentrasjoner med avstander på henholdsvis ~230 m og ~150 m. Blyforurensningen er ikke begrenset til de nærmeste 100 meterne. SM1 og SM2 ligger inntil Statens vegvesen sin kontrollstasjon for tungtrafikk på Sandmoen. Under prøvetakingen var kontrollstasjonen svært travel med tungtrafikk. Det er forventet at SM1 og SM2 er påvirket av dette.

De forhøyede verdiene rundt 12,5 cm dyp kan skyldes tilsetning av bly i bensin frem til 1990-tallet. Flere studier finnes om migrering av bly gjennom jordprofilen (H. Puchelt *mfl.*, 1993; Ettler, Mihaljevič og Komárek, 2004). Erel (1998) konkluderte med at bly fra bensin migrerte

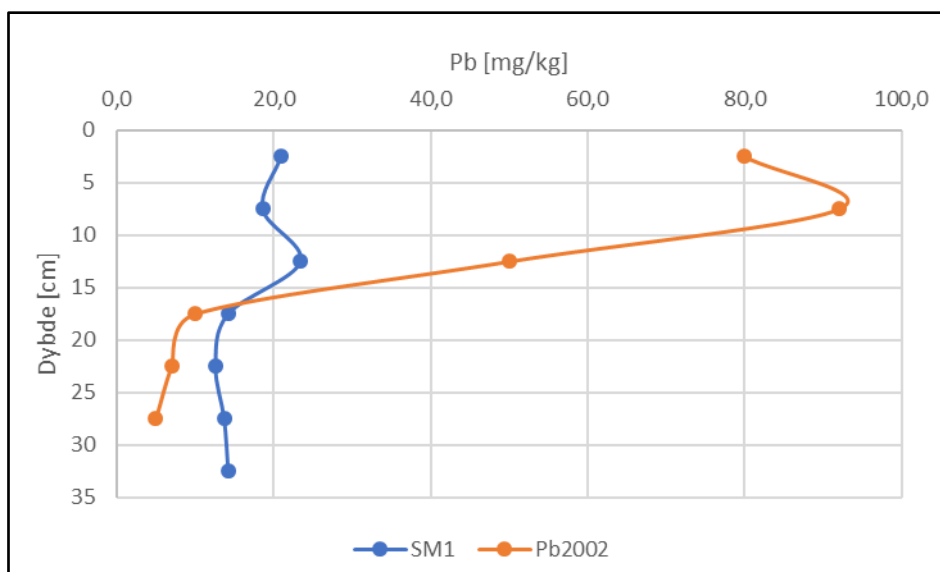
0,5 cm per år, men at dette var stedsavhengig som følge av en rekke faktorer som nedbør, leire og organisk innhold. Hvis det tas utgangspunkt i at blyinnholdet på Sandmoen har migrert 0,5 cm per år nedover i jorden forekom de forhøyede verdiene av bly for $(12,5 / 0,5 = 24)$ 24 år siden. Dette stemmer overens med det store blyutslippet før innføring av diverse tiltak på 90-tallet. Etter innføringen av blyfri bensin og en sterk reduksjon i utslipp har konsentrasjonen blitt mindre de siste tiårene. Dette resulterer i reduksjonen mot toppen av profilet. En graf over blyutslipp til luft i Norge vises i figur 88.



Figur 88: Graf over blyutslipp til luft i Norge fra 1994 til 2017. Data er hentet fra Miljødirektoratet (2017b).

Grunnet de generelt lave blykonsentrasjonene i bunnen av profilene etterfulgt av en økning mot toppen, kan det konkluderes med at blykonsentrasjonen på Sandmoen har blitt påvirket av antropogene utslipp, antageligvis i hovedsak fra biltrafikk. Likevel så forekommer det ingen grad av miljøfare.

Sammenliknet med blyinnholdet fra Gjeldokk *mfl.* (2002) er konsentrasjonene fra Sandmoen betydelige lavere enn prøvene fra Klett. Figur 89 viser blykonsentrasjonen av SM1 sammenliknet med grovfraksjonsanalysene (0,18-2,00 mm) til K5 hentet fra Gjeldokk *mfl.* (2002). Begge profilene viser en lik trend med høyeste verdier i toppen av jordprofilet. Med hensyn til at K5 ble samlet inn 16 år før SM1, kan økningen i blykonsentrasjonen som vises i begge profilene representere den samme perioden. I K5 er blyinnholdet størst ved 7,5 cm, mens det for SM1 er størst ved 12,5 cm. Dette betyr at blyet har migrert vertikalt, i tillegg til at sedimenter og organisk materiale har akkumulert, slik at perioden med størst blyutslipp i dag ligger 5 cm dypere enn for 16 år siden. Det tilsier en økning i dybde på 0,31 cm per år.



Figur 89: Graf over blykonsentrasjonen i SM1 fra dette prosjektet og K5, representert som Pb2002, fra Gjeldokk mfl. (2002).

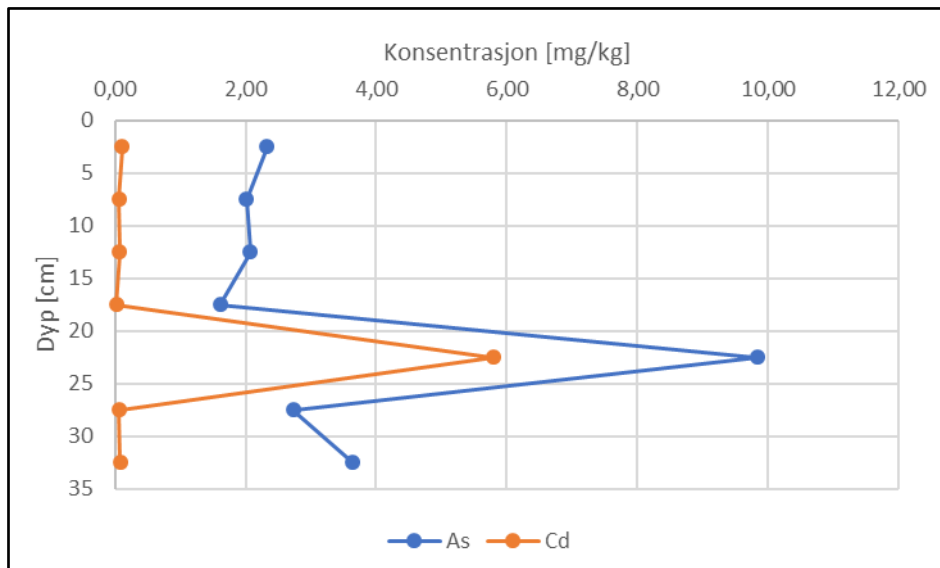
Årsaken til de store forskjellene i blykonsentrasjonen mellom profilene på Sandmoen i dette prosjektet og profilene ved Klett fra Gjeldokk mfl. (2002) kan skyldes nærhet til E6. På grunn av anleggsaktiviteten i området var det ikke mulig å nå de samme lokalitetene. Siden SM3 var nærmest motorveien, men likevel ikke hadde størst blykonsentrasjon kan det også tyde på at vindretningen eller vindstyrken ikke førte med like mye blyforurensning til prøvelokalitetene ved Sandmoen som først antatt.

7.2.4 Arsen og kadmium

Arsenverdiene i prøvene fra Sandmoen innehar en lavere median enn for hele Trondheim. Konsentrasjonen er generelt veldig lav, ~3 mg/mg, men prøven hentet ved 22,5 cm dyp i SM4 overstiger normverdien. SM4.3 ble kategorisert i tilstandsklasse 2 med en konsentrasjon på 9,83 mg/kg. Arsen er ikke et grunnstoff som forekommer naturlig i store konsentrasjoner i Trondheim. SM4.3 kan klassifiseres som en anomali. Ettersom arsenkonsentrasjonene generelt er svært lave utgjør det ikke et problem på Sandmoen.

Kadmium er heller ikke et vanlig grunnstoff i den naturlige geokjemien i Trondheim. Medianen fra Sandmoen er nesten dobbelt så høy som medianen for hele Trondheim, men på grunn av svært lave konsentrasjoner er ikke dette problematisk. I samme tilfelle som med arsen opplever SM4.3 anomali i kadmiumkonsentrasjonen. Det er grunn til å tro at begge anomaliene kan i hovedsak skyldes antropogene aktiviteter eller kontaminering av prøven. En

graf over arsen- og kadmiumkonsentrasjonen i SM4 kan ses i figur 90. Selv om konsentrasjonen i anomalien øker med flere faktorer er verdiene kun i tilstandsklasse 2.



Figur 90: Viser konsentrasjonen for arsen og kadmium i SM4. ved 22,5 cm forekommer det en anomali.

7.2.5 Kobber og sink

Medianen for både kobber og sink på Sandmoen overstiger medianen for hele Trondheim. Sinkmedianen er dobbelt så høy, mens kobbermedianen er noe høyere. De vanligste forurensningene ved veianlegg er kobber og sink fra bilenes bremses og dekk (Statens vegvesen, 2018b). Dette kan forklare de høyere verdiene. Tidligere geokjemiske undersøkelser av Moe (2015) har også påvist høye konsentrasjoner av kobber ved trafikkerte. Jordprøver samlet inn av Andersson, Ottesen og Langedal (2010) viste en forhøyet konsentrasjon av sink i nærheten til hovedveiene i Trondheim som følge av dekkslitasje. Likevel er alle prøvene godt innenfor normverdiene kan klassifiseres som uproblematiske. Figur 52 viser at SM4.3 har en anomali også for kobberkonsentrasjonen, men i betydelig mindre grad enn for arsen og kadmium.

7.2.6 Resterende stoffer

Verdiene for barium, kalsium, magnesium, fosfor og vanadium har ikke blitt kartlagt spesifikt for hele Trondheim. Medianverdiene blir derfor sammenliknet med medianen for Norge fra Bogen *mfl.* (2000). Konsentrasjonene for disse grunnstoffene, med medianen fra Bogen *mfl.* (2000), er vist i tabell 45.

Tabell 45: Oversikt over de målte konsentrasjonene av de resterende utvalgte grunnstoffene. «Median, 2000» representerer de målte medianverdiene fra Bogen mfl. (2000). Alle verdiene er gitt i mg/kg.

Stoff	Min	Maks	Median	Median, 2000
Ba	54,60	189,95	126,94	63
Ca	2010	12600	6870	4600
Mg	2090	24400	13900	6200
P	442	1620	798	900
V	28,26	109,10	78,69	39

Barium og vanadium

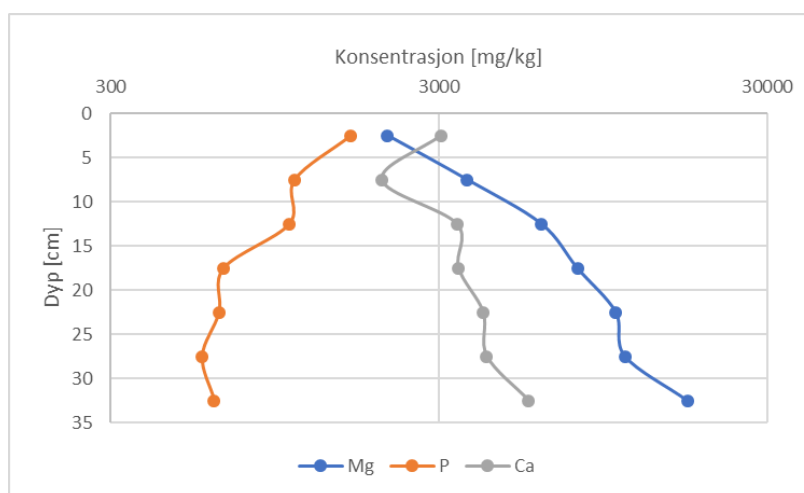
Medianen for barium er over dobbelt så høy for Sandmoen som medianen for hele Norge. Høye bariumkonsentrasjoner forekommer på Vestlandet, mens Trøndelag har de laveste i Norge. Bariumverdiene kan derfor ikke forklares med naturlig bakgrunnsverdier og årsaken til verdiene må være antropogene utslipp. Fra kapittel 2.4 står det at antropogene utslipp av barium kan komme fra trafikk, spesielt ved forbrenning av fossile brensler. Nærheten til E6 kan forklare de høye bariumverdiene.

Medianen for verdiene av vanadium på Sandmoen er dobbelt så høy median som medianen for Norge. Vanadiummengden i flomsedimenter i Trøndelag er moderat, og skal ligge på rundt ~50 mg/kg. Selv om utslipp av vanadium spesielt kommer fra forbrenning av råolje, vil også andre fossile brensler påvirke konsentrasjonen. Konsentrasjonen av vanadium kan forklares med antropogene utslipp, men antageligvis i relativt liten grad.

Kalsium, magnesium og fosfor

Konsentrasjonen kalsium er høyere på Sandmoen enn på landsbasis. Dette er også tilfellet for magnesium med over dobbelt så høy medianverdi som for hele Norge. Bergarter fra den kaledonske fjellkjede, som er sentrale for geologien i Trondheim, innehar høye magnesium- og kalsiumverdier. Bogen *mfl.* (2000) konkluderte med at disse grunnstoffene samsvarte med hverandre. For magnesium er spesielt konsentrasjonen for området rundt Støren høye med verdier over 12 000 mg/kg. Likevel er dette fortsatt vesentlig mindre enn maksimumsverdier fra Sandmoen på 24 400 mg/kg. Medianen for fosfor på Sandmoen er lavere enn for Norge, noe som samsvarer med at verdiene i Midt-Norge generelt er lave.

Disse tre grunnstoffene brukes hyppig i gjødsel. Spesielt har bruken av fosfor økt de siste tiårene med bruken av kunstgjødsel som følge av at innholdet er lavt i naturlig jordsmonn og fosfor kan være sterkt bundet i jord (Bjørnå, 2017). Sammenlikning av fosfor, kalsium og magnesium viser en divergerende trend, der konsentrasjonen av fosfor øker oppover i jordprofilen, mens kalsium og magnesium øker nedover. Det kan komme av at det tidligere ble brukt naturlig gjødsel med innhold av både magnesium og fosfor, mens det i nyere tid har gått over til kunstgjødsel med veldig høyt innhold av fosfor. En graf med sammenlikning av verdiene til grunnstoffene fra SM4 vises i figur 91.



Figur 91: Sammenlikning av magnesium-, kalsium og fosforkonsentrasjonen nedover i jordprofilen på SM4. Konsentrasjonen er gitt i logaritmisk skala.

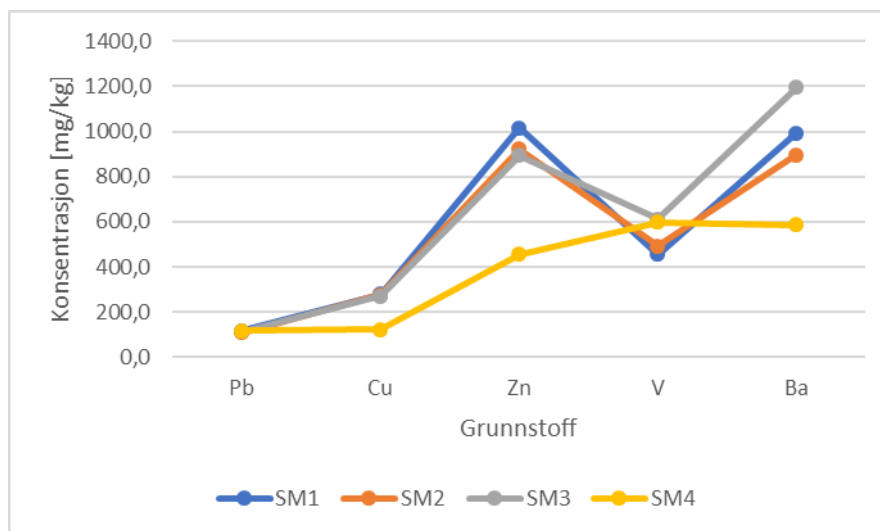
7.2.7 Vurdering av forurensningskilder

Sandmoen har historisk sett vært utsatt for mange miljøgifter fra E6. Spesielt gjelder dette barium, kobber, bly, vanadium og sink, som alle ble påvist å ha høye verdier på Sandmoen. Sandmoen er et område som ligger helt i utkanten av Trondheim kommune med lite industriell historie og bebyggelse. Det er derfor forventet å være mindre grad av antropogen forurensning på Sandmoen enn fra hele Trondheim. Medianen fra Ottesen *mfl.* (2000) ble beregnet ut i fra analyser av havnesedimenter og jordprøver i sentrale deler av Trondheim. Havnesedimentene ble vist å inneholde høyest konsentrasjoner som gjør at jordprøvene bestod av konsentrasjoner enda mindre enn medianverdien fra undersøkelsen gir inntrykk av.

Mengden svevestøv i Trondheim har blitt vesentlig redusert de siste årene. Målinger av svevestøv har tidligere foregått på Heimdalsmyra før det ble flyttet til E6 på Tiller de siste årene. Resultatene av målingene viser at årsmiddel av PM₁₀ var høyest på disse to målestasjonene blant annet i 2013 og 2017. Under prøvetakingen var det mye trafikk på kontrollstasjonen til Statens vegvesen er like ved prøvelokasjonen. Det var også stor

byggeaktivitet i forbindelse med nye E6. Parkeringsplassen for anleggsmaskiner lå rett ved SM1 og SM2. Samtidig gikk det en travel anleggsvei forbi både SM3 og SM4. Basert på svevestøv fra målestasjonene, kontrollstasjonen og byggeaktiviteten i området er det derfor rimelig å anta at Sandmoen er et av områdene i Trondheim som er mest utsatt for svevestøv.

Ved å sammenlikne innholdet av bly, kobber, barium, vanadium og sink mellom de ulike lokalitetene på Sandmoen kan påvirkningen til trafikk bestemmes. Figur 92 viser en graf med innhold av disse grunnstoffene for hver lokalitet. SM4 skiller seg i stor grad ut fra de andre, mens SM3 har størst totalt innhold. SM1, SM2 og SM4 er omtrentlig like langt fra E6, med en avstand på ~150 m, men i området ved SM1 og SM2 var det generelt mer trafikk på grunn av nærhet til kontrollstasjonen og næringsliv. Rundt 10 meter øst for SM1 og SM2 ligger det en kjøretøy- og dekkforhandler. SM3 ligger klart nærmest E6 med en avstand på 50 m, noe som stemmer med det totale innholdet. Etersom avstanden mellom SM1 og SM2 kun var rundt 10 m er det forventet at de inneholder relativt like konsentrasjoner av de analyserte grunnstoffene, noe som stemmer.

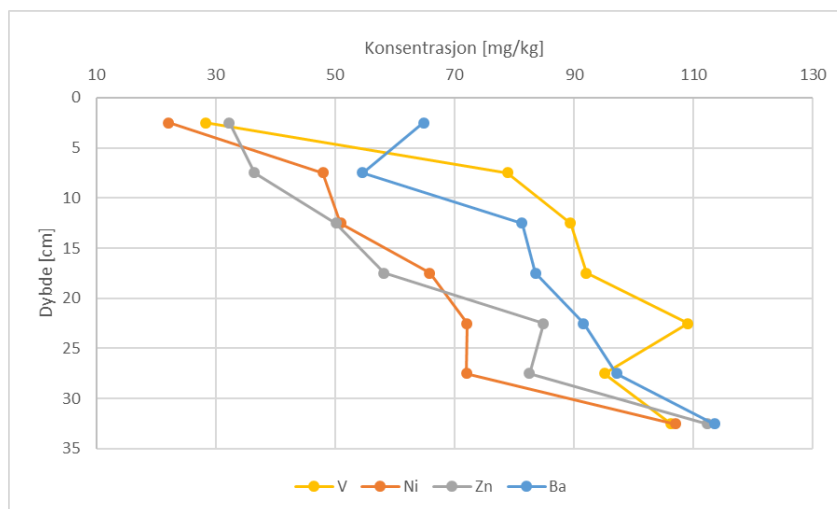


Figur 92: Viser konsentrasjonen for typiske miljøgifter fra biltrafikk. Fargen representerer prøveve Hull.

Området på Sandmoen som har blitt prøvetatt har historisk sett vært brukt til landbruk. Flyfoto over området fra 2013 viser en helt annen situasjon enn i dag, vist i figur 93. SM3 og SM4 lå like ved siden av en åker. Lokasjonen ved SM4 kan se ut som å være et område som tidligere ble brukt til å dumpe jord, men som har vært ubrukt i de siste tiårene. Dette kan forklare hvorfor SM4 skiller seg ut fra de andre med økende konsentrasjon av de fleste analyserte grunnstoffene nedover i jordprofilen. Dette vises i figur 94.



Figur 93: Øvre bilde viser situasjonen på Sandmoen i 2013 med prøvelokasjonene. Det nedre bildet viser situasjonen i 2018. De røde markeringene er prøvelokasjonene (Finn.no/kart, 2018).



Figur 94: Viser konsentrasjonen for vanadium, nikkell, sink og barium i SM4.

7.3 Øya

Totalt ble det tatt 15 prøver på Øya. Som referanse for disse prøvene er det tatt utgangspunkt i tidligere undersøkelser av løsmasser i Trondheim gjennomført av Ottesen *mfl.* (2000) og flomslettededimenter i Norge gjennomført av Bogen *mfl.* (2000). Grunnstoffene som inngår i TA-2553/2009 vil bli sammenliknet med Ottesen *mfl.* (2000), mens det for de resterende grunnstoffene vil tas utgangspunkt i den nasjonale kartleggingen.

Resultatene av sedimentprøvene fra Øya, tabell 46, viser at nikkel og krom, som på Sandmoen, generelt er høye. Alle prøvene bestod av kromverdier over normverdien, mens det for nikkel var 13% av prøvene. Som nevnt i kapittel 7.2 er dette på grunn av naturlige høye bakgrunnsverdier for krom og nikkel i Trondheim. Arsen, kadmium og kobber innehar alle svært lave konsentrasjoner som er forventet for geokjemien i Trondheim.

Tabell 46: Oversikt over de målte konsentrasjonene av grunnstoffene som inngår i TA-2553/2009. Median, 2000b representerer de målte medianverdiene fra Ottesen mfl. (2000). Konsentrasjonene er gitt i mg/kg. n > norm står for antall prøver over normverdiene, mens % > norm er prosentandelen.

Stoff	Min.	Maks.	Median	Median, 2000b	Normverdi	n > norm	% > norm
As	1,46	5,92	2,43	4,70	8	0	0
Cd	0,02	0,53	0,18	0,08	1,5	0	0
Cr	51,06	92,63	65,34	30,00	100	15	100
Cu	8,01	52,01	16,98	53,00	100	0	0
Ni	49,48	88,17	63,72	42,00	75	2	13
Pb	3,81	124,95	13,30	2,50	60	3	20
Zn	59,95	194,30	91,43	69,00	200	0	0

7.3.1 Arsen

Medianen for arsen på Øya er lavere enn medianen for hele Trondheim. N1 innehar dobbelt så høye konsentrasjoner som N2 bortsett fra på 15 cm dyp der konsentrasjonene er identisk. Denne markante reduksjonen i konsentrasjon i N1.6 kan skyldes at prøvelokaliteten er nærme Nidelva. Ved en spesielt stor flomhendelse kan materiale og forurensning som ligger på overflaten bli vasket bort. Dette skal i så fall være mulig å observere også for andre grunnstoffer. Ettersom alle verdiene er godt innenfor normverdien utgjør ikke arsen noen helsefare på Øya. Tidligere studier av geokjemien i Trondheim konkluderte med at arsenkonsentrasjonen er lav, men det forekommer forhøyede verdier ved hovedtrafikkårene (Moe, 2015). Lokasjonene på Øya ligger ikke nærme nok hovedveiene til å være påvirket i stor grad.

7.3.2 Kadmium

Median for kadmium på Øya er over dobbelt så høy som medianen for hele Trondheim. Likevel er det godt innafor normverdien. Som nevnt i delkapittel 5.2.4 har N1 og N2 en identisk trend frem til 25 cm dyp, der de divergerer. N1 har en økning i konsentrasjon, mens N2 har en reduksjon. Som for arsen ble det funnet forhøyede verdier av kadmium i nærheten av hovedtrafikkårene, samt ved industriområdet på Ila som befinner seg på andre siden av

Nidelva. I tillegg har det ved forbrenningsanlegget og krematoriet ved St. Olavs Hospital blitt påvist anrikning av blant annet kadmium (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010). Disse kildene kan forklare hvorfor medianen er høyere på Øya enn for resten av Trondheim.

7.3.3 Krom

Medianen for krom på Øya er tilnærmet dobbelt så høy som medianen for hele Trondheim. Generelt er kromverdiene jevne, som kan leses av minimum- og maksimumsverdiene fra tabell 46. Maksimumsverdien ligger opp mot tilstandsklasse 2 med 92,63 mg/kg der grensen er på 100 mg/kg. Ekstremalverdiene ligger innenfor normverdiene for krom som følge av oppjusteringen av normverdiene i Trondheim. Den høyeste verdien for begge profilene finnes ved det øverste prøvepunktet som tilsier at forurensningen er fra aktivitet i nyere tid. Derfor kan det ikke være avfallsforbrenningsanlegget og krematoriet på St. Olavs da disse har vært stengt i lengre tid. Det er mer trolig å være et resultat av biltrafikk eller tungtrafikk som følge av utbyggingen av Nidarøhallen. Med de samme normverdiene som for resten av landet hadde alle prøvene befunnet seg i tilstandsklasse 2. I figur 50 viser N1 og N2 en trend som følger hverandre og innehar relativt like verdier.

7.3.4 Kobber

Medianen for kobber er betydelig lavere på Øya enn for hele Trondheim. Alle prøvene ligger innenfor normverdien. Det er omtrent tre ganger så høy konsentrasjon av kobber i N1 sammenliknet med N2. Dette gjelder for hele profilet med unntak av N1.6 som viser en anomali med lavere verdi. Det var forventet å finne høyere kobberverdier på Øya grunnet nærheten til biobrenselanlegget ved Marienborg. Ved dette anlegget har det tidligere blitt påvist høye kobberkonsentrasjoner fra Moe (2015). Tabell 6 viser at antropogene utslipp av kobber skyldes blant annet trafikk og byggemateriale. Ut fra resultatene er verdiene trolig ikke påvirket av dette, selv om det er stor aktivitet i forbindelse med utbygging av Nidarøhallen og rundt 1 km til Elgesetergate.

7.3.5 Nikkel

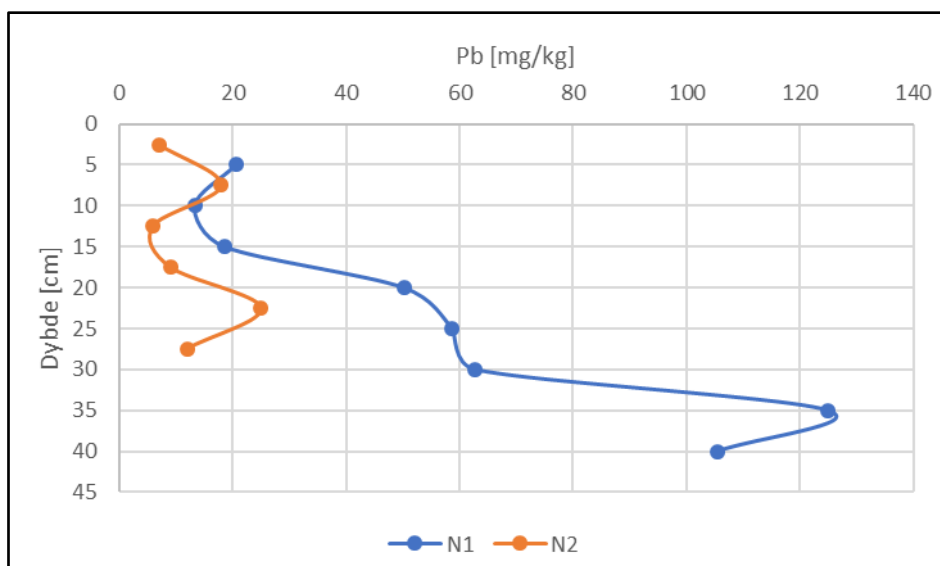
Medianen for nikkel på Øya er høyere enn for hele Trondheim. Det viser seg at 13% av prøvene ligger innenfor tilstandsklasse 2. De høyeste verdiene kommer fra nylig aktivitet da

de ligger øverst i jordprofilet, som vist i figur 59. Dette gjelder både for N1 og N2. Som nevnt i tabell 6 kan utslipp av nikkell blant annet komme fra byggemateriale. Det er dermed en mulighet for at nikkilverdiene er påvirket av byggeaktiviteten i forbindelse med Nidarøhallen. Likevel er alle verdiene høye som følge av nikkellkonsentrasjonen i grønnstein. Uten oppjusteringen av normverdiene i Trondheim ville 67% av prøvene vært høyere enn normverdien i stedet for 13%.

7.3.6 Bly

Medianen for bly på Øya er over fem ganger så høy som for hele Trondheim med henholdsvis 13,36 mot 2,5 mg/kg. Konsentrasjonen på N2 er jevn og lav, mens N1 innehar svært høye verdier, spesielt i bunnen av profilet. De to nederste prøvene, N1.1 og N1.2, er klassifisert i tilstandsklasse 3. Fra 20 cm dyp består N1 av så høye verdier i forhold til bakgrunnsverdiene i Trondheim at det må være antropogen påvirkning. Det har tidligere blitt funnet prøver med blyverdier innenfor tilstandsklasse 3 og høyere på Øya (Moe, 2015; Wanvik, 2017), samt på Marinen på motsatt side (Gjeldokk *mfl.*, 2005). Fra delkapittel 2.1.10 er det kjent at antropogene utslipp av bly har mange kilder. Tidligere studier har påvist at forbrenningsanlegget og krematoriet ved St. Olavs Hospital har ført til en forurensning av bly i nærliggende områder (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010). Generelt sett ligger Øya svært sentralt i Trondheim og har vært utsatt for mye industri og biltrafikk. Byggeaktiviteten som foregår ved Nidarøhallen er en annen mulighet. Ettersom Øya er et populært uteområde med gressplen, lekeplasser og nærhet til Nidelva, bør det gjøres ytterligere undersøkelser av blykonsentrasjoner. Dype flomsletted sedimenter på Øya er sterkt forurenset av bly.

Sammenliknet med blyinnholdet fra Gjeldokk *mfl.* (2002) er konsentrasjonene i N1 betydelige høyere enn profilene fra tidligere studie. Figur 95 viser en sammenlikning mellom N1, fra dette prosjektet, og grovfraksjonsanalysene (0,18-2,00 mm) i N2, fra Gjeldokk *mfl.* (2002). Begge profilene har variasjoner i blymengden, men fra 15 cm og nedover øker konsentrasjonen i N1 betraktelig i forhold til N2. Dessverre finnes det ikke data fra dypere sedimenter enn 27,5 cm i N2, som hadde vært av interesse på grunn av den store blykonsentrasjonen i bunnen av N1.



Figur 95: Graf over blykonsentrasjonen i N1 fra dette prosjektet og N2 fra Gjeldokk mfl. (2002).

7.3.7 Sink

Medianen for sink på Øya er høyere enn for hele Trondheim. N1 er høyere enn N2, men på 15 cm dyp er konsentrasjonene nesten identiske. Sinkinnholdet i N1 øker mot dypet. Mot bunnen av profilet er verdiene nesten i tilstandsklasse 2. Tidligere undersøkelser har konkludert med at ettersom sinkinnholdet i Trondheim varierer sterkt, har de forhøyede konsentrasjonene på Øya med stor sannsynlighet opphav fra antropogene aktiviteter (Moe, 2015). Aktuelle utslipp av sink i nærområdet innebærer byggeaktivitet, trafikk og forbrenningsprosesser. Jord rundt forbrenningsanlegget og krematoriet ved St. Olavs Hospital har blitt påvist høye sinkkonsentrasjoner som kan være årsaken (Andersson, Ottesen og Langedal, 2010). Likevel overskrider ingen av prøvene normverdien for sink. Det kan konkluderes med at antropogen forurensning av sink påvirker verdien på Øya, men at det ikke fører til skade på helse og miljø.

7.3.8 Resterende stoffer

Verdiene for barium, kalsium, magnesium, fosfor og vanadium har ikke blitt kartlagt spesifikt for hele Trondheim. Medianverdiene blir derfor sammenliknet med medianen for hele Norge fra Bogen mfl. (2000).

Tabell 47: Oversikt over resultatene for barium, kalsium, magnesium, fosfor og vanadium fra profilene på Øya.

Stoff	Min	Max	Median	Median, 2000
Ba	21,92	86,23	33,69	63,00
Ca	6120	17400	8080	4600
Mg	9670	15100	11700	6200
P	392,74	966	549,68	900
V	32,69	93,74	44,70	39,00

Barium, fosfor og vanadium

Medianene for barium og fosfor er svært lave sammenliknet med verdiene for hele Norge. Generelt består berggrunnen i Trondheim av lave bariumverdier, men antropogen påvirkning må likevel være minimal. Grunnet gjødslet jordbruk i sentrale deler av Trondheim hadde det vært forventet med høyere verdier av fosfor i Nidelva. Verken barium eller fosfor utgjør et helse- og miljømessig problem på Øya.

Medianen for vanadium i Trondheim er noe høyere enn for hele Norge. Fra kapittel (om vanadium) er det kjent at antropogene utslipp kan komme fra skipstrafikk og forbrenning av fossile brensler. Tidligere aktivitet fra Trondhjem Gassverk på Kalvskinnet, under 500 m fra prøvelokasjonen, har bestått av kullforbrenning og produksjon av koks. Grunnet de lave verdiene er det lite trolig at dette har hatt en påvirkning på konsentrasjonen av vanadium. Det kan konkluderes med at vanadium heller ikke utgjør et helse- og miljømessig problem på Øya, og at antropogen påvirkning er minimal.

Kalsium og magnesium

Medianen for kalsium og magnesium er betydelig høyere i Trondheim enn for hele Norge. N1 inneholder noe høyere konsentrasjoner enn N2 for begge stoffene, selv om konsentrasjonen reduseres betraktelig ved rundt 15 cm dyp. Fra Sandmoen ble de forhøyede verdiene sett på som et mulig resultat av jordbruk. Fra kapittel 2.1.3 og 2.1.7 er det kjent at utslipp av grunnstoffene kommer fra gjødsel, men dette henger ikke sammen med den lave konsentrasjonen av fosfor som også finnes i gjødsel. Konsentrasjoner av kalsium og magnesium på Øya skaper sannsynligvis ikke noe forurensningsproblematikk.

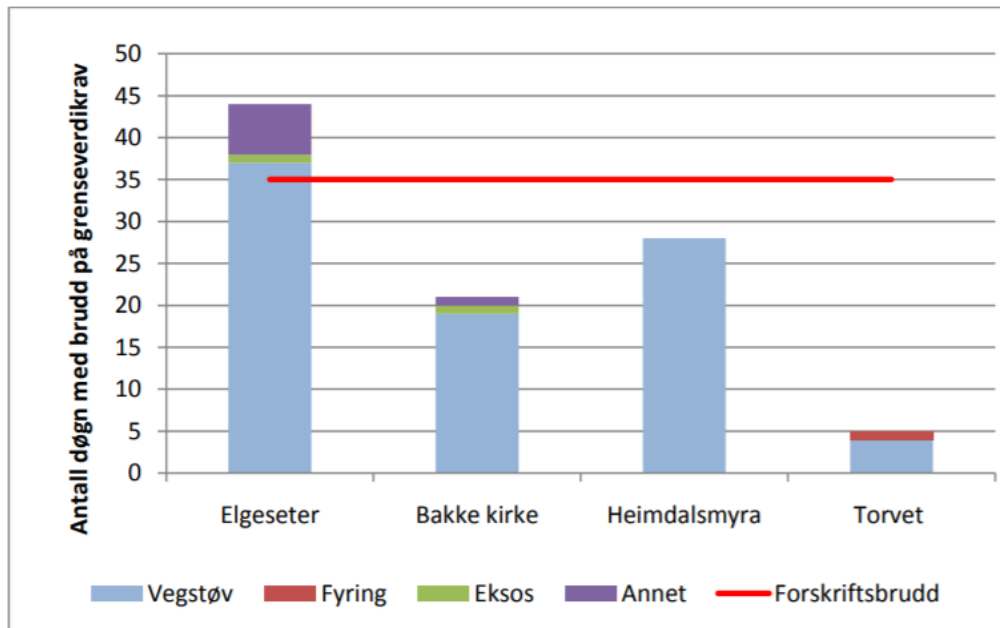
7.3.9 Vurdering av forurensningskilder

Nidelva går gjennom Trondheim og er både historisk sett og i dag utsatt for forurensning. Blant annet ligger flere gamle deponier helt inntil elven. Fra et deponi på Tiller går det en liten bekk ut i Nidelva som viste fornøyde verdier av kobber og nikkel. Derimot avtok konsentrasjonen nedover bekken. Utenom kobber var alle målte grunnstoffer innenfor anbefalte grenseverdier før utløpet til Nidelva (Roset, 2014). A/S Deponi hadde tidligere et deponeringsanlegg for metallslam på Sluppen i Trondheim. Gjennom analyse ble det ikke påvist avrenning fra deponiet til omliggende løsmasser og grunnvann (Misund, 1989).

Strekningen mellom Sluppen bru og Trondheimsfjorden er i dag mest påvirket av kloakk. Fredlybekken og Leireelva, med utgangspunkt i urbane strøk med dårlig røرنett, er betydelige bidragsyttere på denne distansen. Ovenfor Sluppen bru har undersøkelser vist at bakterieinnholdet generelt sett er tilfredsstillende (Nøst, 2015). Investeringer de siste 15 årene har ført til en gradvis reduksjon av bakterier (Nøst, Fremstad og Thingstad, 2007). Bongard og Koksvik (1989) undersøkte bunnfaunaen i Nidelva og tilhørende sidebekker. Studien konkluderte med at forurensningen var størst i tilløpsbekkene. Samtlige undersøkte tilløpsbekker ble påvist å være sterkt til meget sterkt forurenset, noe som også gjaldt Nidelva etter samløp. Spesielt forurenset var Nidelva ved Marienborg (Bongard og Koksvik, 1989).

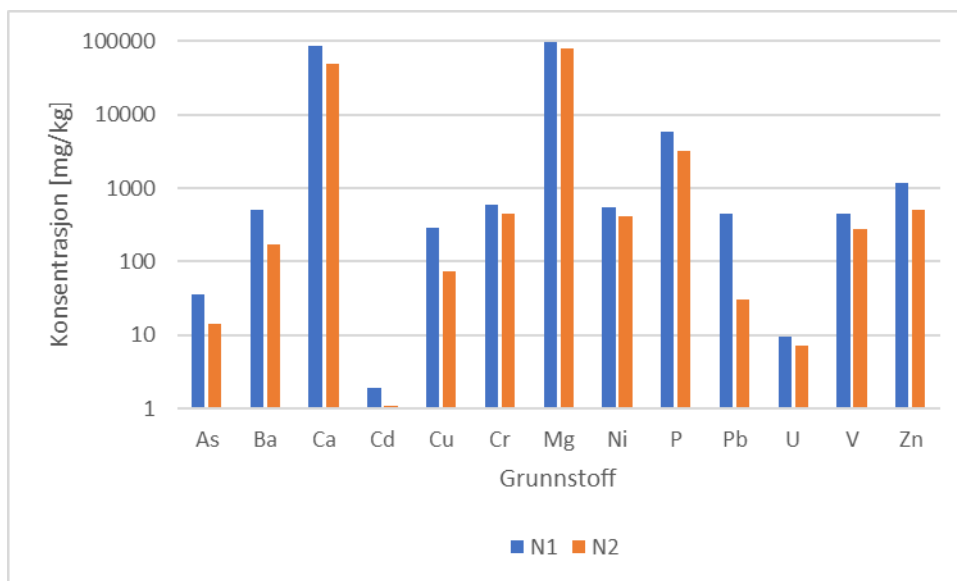
Selv om det er et stort antall forurensningskilder langs Nidelva, er det lite som tyder på at tungmetaller utgjør et betydelig miljøproblem. Konsentrasjoner av miljøgifter kan øke under perioder med regn eller snøsmelting. I etterkant av disse periodene kan enkelte metaller forekomme i høyere konsentrasjoner, spesielt kobber, bly og sink. Det kan tyde på at forurensningen er bundet til partikler og sedimenter i suspensjon i ellevannet (Nøst, Fremstad og Thingstad, 2007).

Øya sin sentrale plassering gjør at området er utsatt for mye trafikk. Samtidig består bebyggelsen av tette fasader og dårlig utlufting. Elgeseter gate var i mange år en av Norges mest forurensede gater grunnet trafikk, fyring under kuldeperioder og byggeaktivitet (Nordstad og Lauvsnes, 2019). Figur 96 viser en sammenlikning av mengden svevestøv, samt kilden til svevestøvet, for målestasjonene i Trondheim.



Figur 96: Viser luftkvaliteten for målestasjonene i Trondheim. Kategorien «Annet» består i hovedsak av bygg- og anleggsvirksomhet. Data er hentet fra Nordstad og Solberg (2013).

Vurdering av flomhendelser i Trondheim viser at prøvelokasjonene på Øya ligger innenfor flomsonen (Bævre og Larsen, 2011). Dette vises i figur 18, og gjelder alt fra 10-årsflommer til 500-årsflommer. Det skal derfor forekomme flomsletteavsetninger. Sammenlikning av profilene i N1 og N2 viser to markant forskjellige situasjoner. Konsentrasjonene i N1 er størst for alle de 12 analyserte grunnstoffene og økning forekommer mot dypet. N2 er derimot stort sett jevn og innehar svært lave konsentrasjoner. Sammenlikning av konsentrasjonene vises i figur 97. Ved å se på forskjellen i sedimentene som forekommer i profilene konkluderes det med at N1 består av flomslette-sedimenter, og det er mulig å se en økning mot dypet som representerer en periode med mer utslipp. Spesielt gjelder dette for bly. N2 består derimot av fluviale sedimenter som trolig har blitt utvasket. Dybden i profilet representerer ikke bakover i tid. Et bilde av sedimentene i N1 og N2 vises i figur 98. De to grunnstoffene med jevnest verdier mellom profilene er krom og nikkel. Begge har naturlige høye verdier i Trondheim. Den store forskjellen i de andre grunnstoffene kan dermed antas å skyldes antropogene utslipp.



Figur 97: Graf for sammenlikning av konsentrasjonen til de 13 grunnstoffene i N1 og N2.



Figur 98: Bilde av profilene i prøvelokasjone ved Øya. Bildet til venstre er N1 og bildet til høyre er N2.

Undersøkelser av konsentrasjonen nedover i profilet N1 viser et gjentakende markant skille ved 15 cm dyp. Dette er prøvenummer N1.6. Mange av grunnstoffene viser en reduksjon i konsentrasjonen. Årsaken kan være en feil med prøven eller analyseringen. Det kan også være at det forekom en stor flomhendelse som skyldte bort forurensningen den gangen dette laget

lå høyere opp i profilet. I kapittel 2.3.2 nevnes det at spesielt sterke flommer kan føre til en omrøring eller erosjon av tidligere avsatte sedimenter. Fra kapittel 3.2.3 er en rekke flomhendelser kjent i Nidelva. Det er mulig at prøvenummer N1.6 representerer året 1997 da to store flomhendelser foregikk i Nidelva med kun noen måneders mellomrom. Disse flommene er nære ved å bli karakterisert som 10-årsflommer, og det er svært sannsynlig at flommene påvirket prøvelokasjon N1.

7.4 Blyisotop

7.4.1 Endalen

Endalen har små variasjoner i blyisotopforholdene. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet varierer mellom 1,16 og 1,21, mens det for $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ varierer mellom 2,05 og 2,15. Figur 72 viser en tydelig sammenheng mellom blyinnhold og $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet. Der blykonsentrasjonen går opp, går $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet ned. Dette vises best i prøvelokasjon SB2 som inneholder den høyeste blyverdien samtidig med det laveste $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet. Det laveste $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet forekommer ved 12 cm dyp. Det høye kullinnholdet i bergartene i Endalen vil påvirke blykonsentrasjonen. Fra kapittel 2.7 er det kjent at $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet i Europeisk kull varierer mellom 1,16-1,21. Dette er identisk med verdiene som forekommer i Endalen. Det kan derfor konkluderes med at forhøyede blyverdier i Endalen kan skyldes kullforekomstene. Det lave $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet kan både skyldes kull som forekommer naturlig i Endalen og antropogen forbrenning av kull i sammenheng med tidligere gruveaktivitet.

7.4.2 Sandmoen

Sandmoen består av $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet med høyeste gjennomsnittlig verdi, mens verdiene for $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forholdet er lavest. Figur 73 viser korrelasjon mellom blykonsentrasjonen og $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet. Spesielt stor avstand i grafen forekommer øverst i SM1-profilet der tre av de fire høyeste blyverdiene fra Sandmoen forekommer. Med økt innhold av bly og et $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forhold ned på 1,19 er dette med stor sannsynlighet av antropogent opphav. I bunnen av hver profil forekommer et $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forhold på over 1,25. Dette representerer naturlig bly. Dermed kan det konkluderes med at de økte blykonsentrasjonene høyt oppe i alle jordprofilene fra Sandmoen er som følge av antropogene aktiviteter, mens de nederste blyverdiene er i hovedsak av naturlig opphav.

Blyisotopforholdet fra Gjeldokk *mfl.* (2002) i profilene ved Klett ble inndelt i to grupper. I de grunne prøvene var $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet mellom 1,115 og 1,135. Dette er lave verdier som tilsvarer stor grad av antropogen påvirkning. I bunnen av profilene er $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet mellom 1,197 og 1,221. Blyisotopforholdet fra Gjeldokk *mfl.* (2002) har lavere verdier enn de fra Sandmoen. Dette samsvarer med forskjellen i blyinnhold. Det er forventet at det høye blyinnholdet ved Klett er betydelig mer påvirket av antropogene utslipp som blir bekreftet av det lave blyisotopforholdet.

7.4.3 Øya

$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet i prøvene fra Øya ligger mellom 1,17 og 1,31, mens $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forholdet ligger mellom 1,93 og 2,08. Prøvene fra Øya består av store variasjoner i begge isotopforholdene grunnet svært ulike situasjoner mellom prøvelokalitetene.

Gjennomsnittsverdien og medianen er derfor ikke en god indikator for forholdene.

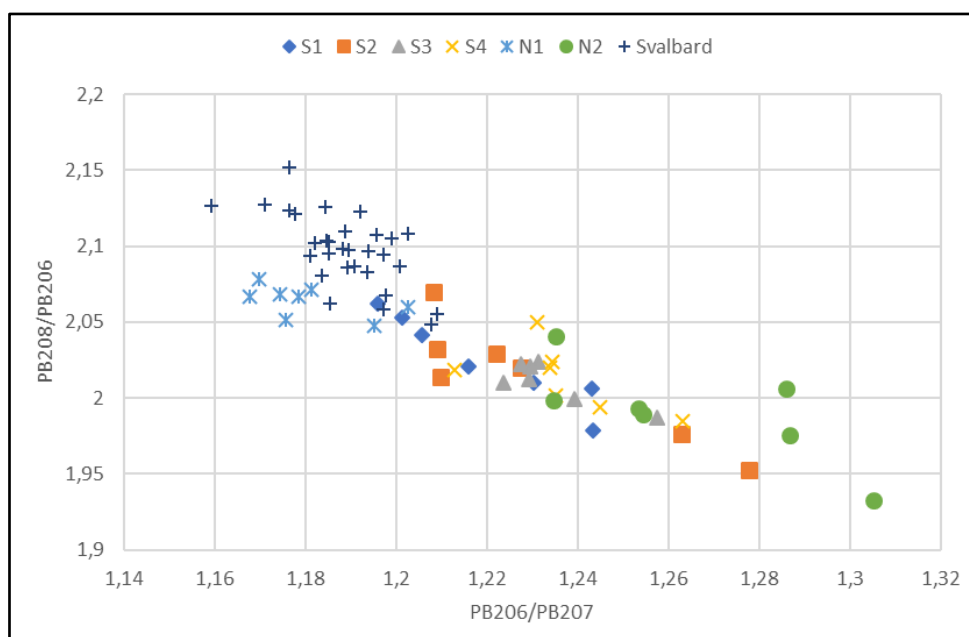
$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet i N1 ligger mellom 1,17 og 1,20 og representerer et relativt lavt forhold som er forventet med tanke på de høye blykonsentrasjonene. Konklusjonen fra 7.3.6 om at økningen av blyinnhold nedover i dybden må være relatert til antropogen forurensning styrkes med disse tallene. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet ligger mellom 1,31 og 1,23 som er overraskende store variasjoner i isotopforhold sammenliknet med variasjoner i blyinnhold. Selv om økningen i blykonsentrasjon oppover profilet ikke er stor i N2, minsker blyisotopforholdet jevnt oppover. Dette betyr at blyet som forekommer i øvre lag i N2 i større grad representerer menneskelig påvirkning.

Som kjent fra delkapittel 2.4 kan utslipp av bly komme fra svært mange kilder i byområder. Nøyaktig hvilken kilde blykonsentrasjonen har opphav fra er vanskelig å konkludere med. Dette er på grunn av at prøvene i Trondheim får bidrag fra flere kilder.

Fra Gjeldokk *mfl.* (2002) bestod $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet i sedimentene fra Marinen og Nidareid av verdier mellom 1,155 og 1,198. Dette samsvarer med blyisotopforholdet som ble funnet ved N1. N1 har også en blykonsentrasjon som ligger mellom de som ble påvist ved Marinen, der verdiene var svært høye, og de som ble påvist ved Nidareid, der de var relativt lave. N2 har derimot et langt høyere blyisotopforhold som følge av minimal antropogen påvirkning.

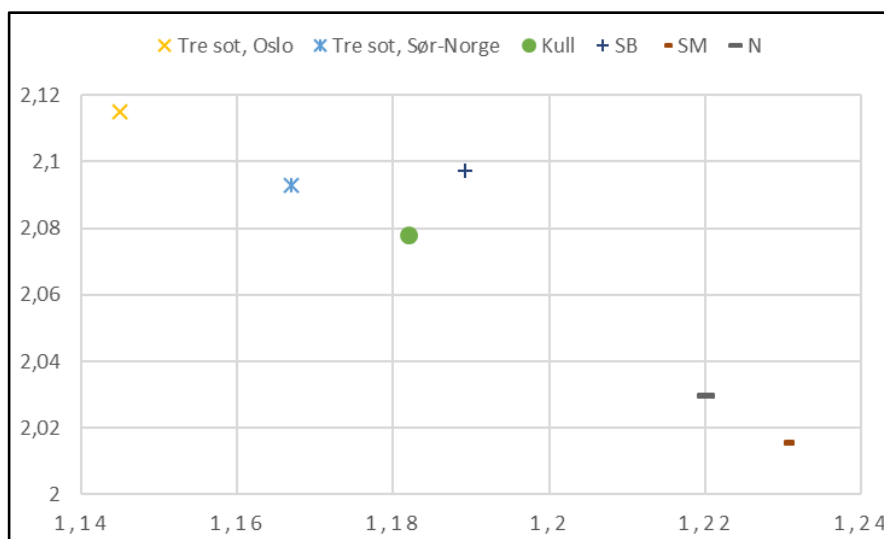
7.4.4 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ mot $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$

Figur 99 viser en graf der $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forholdet er plottet mot hverandre. Prøvene fra Endalen ligger samlet oppe til venstre med jevne verdier. Det samme gjelder prøvene fra N1. Fra kapittel 2.8 er det kjent at et høyt innhold av bly sammen med et lavt $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forhold er bly med antropogen opprinnelse fra urbane og industrielle områder. Dette samsvarer med situasjonen i N1. N2 har et svært lavt $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forhold samt blykonsentrasjon, og kan representere naturlig bly med ikke-geogen opprinnelse. Prøvene fra Sandmoen har store variasjoner som følge av antropogene påvirkninger på blykonsentrasjonen i toppen av profilet og naturlige påvirkninger på bunnen.



Figur 99: $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forholdet plottet mot hverandre.

Figur 100 viser gjennomsnittlig $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forhold for Endalen, Sandmoen og Øya sammenliknet mot tresot fra Oslo, tresot fra Sør-Norge og kull. Disse verdiene er hentet fra Åberg *mfl.* (1999). Legg spesielt merke til verdien fra Endalen, som er svært nærme verdien for kull fra Tsjekkia, Polen og England. Alle verdiene danner et relativt lineært forhold mellom de to blyisotopforholdene.



Figur 100: $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - og $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -forholdet plottet mot hverandre med gjennomsnittsverdier fra Endalen, Sandmoen og Øya, samt verdier hentet fra Åberg *mfl.* (1999)

7.5 Feilkilder

En vurdering av eget arbeid viser at det er flere faktorer som kan ha påvirket denne masteroppgaven. Følgende faktorer som trekkes fram er:

- Under laboratoriearbeidet var det flere prøver som sto for lenge før de ble nedkjølt eller analysert. Dette kan føre til en endring i den kjemiske sammensetningen.
- Det var vanskelig å sammenligne blyinnholdet med Gjeldokk *mfl.* (2005) ettersom det har blitt tatt i bruk forskjellige siktestørrelser.
- Finkornede sedimenter har en tendens til å samle seg under tørking. Dette fører til at materiale kan bli ekskludert under siktingen av prøvene. Slike tilfeller gjelder for tørrsiktingen som er utført i forbindelse med denne masteroppgaven.
- I Trondheim er det et naturlig høyt innhold av krom og nikkel. På grunn av det høye innholdet kan det være vanskelig å vurdere hvilke konsentrasjoner av grunnstoffer som kan anses som antropogen forurensning eller ikke.
- En beregning av korrelasjonskoeffisienten ut fra replikatprøvene for sink og kobber viser relativt lave verdier. Den lave korrelasjonskoeffisienten kan tyde på inhomogeniteter i prøven, feil i analyseprosessen eller kontaminering.
- I masteroppgaven er det lokale områder som undersøkes. Utregnede medianverdier for disse områdene blir sammenlignet med medianverdier fra regionale undersøkelser som ikke nødvendigvis er representative for prøvelokasjonene.

- For tiden er det anleggsarbeid både på Øya og Sandmoen, dette kan ha påvirket prøvelokasjonene som følge av flytting eller deponering av masser.

8. Konklusjon og videre arbeid

I denne masteroppgaven ble det analysert sedimentprøver fra Endalen på Svalbard samt Sandmoen og Øya i Trondheim. Prøvene ble analysert for 12 grunnstoffer (arsen, barium, kalsium, kadmium, krom, kobber, magnesium, nikkel, fosfor, bly, vanadium, sink) i tillegg til og blyisotoper (^{206}Pb , ^{207}Pb og ^{208}Pb). De viktigste funnene i masterprosjektet er som følger:

- I Endalen viser sedimenter nær Gruve 5 en markant økning i konsentrasjonen av arsen, krom, kobber, barium og vanadium som tyder på at det forekommer avrenning fra avgangsmassene. Konsentrasjonen av de samme grunnstoffene øker med dybden til sedimentprøven. Avrenningen forekom derfor i større grad tidligere.
- Konsentrasjonen av kalsium i Endalen ble kraftig redusert i sedimentene rundt Gruve 5 som tyder på at det forekommer sur avrenning (AMD).
- Prøvene fra utkanten av Endalen inneholder ikke større konsentrasjoner enn prøvene fra øverst i Endalen. Farlige konsentrasjoner av grunnstoffer lekker ikke ut i Adventdalen og er i hovedsak konsentrert til områdene rundt gruvemassene.
- Jordprofilene på Sandmoen viser økte konsentrasjoner mot dypet som tyder på at antropogen forurensning har blitt redusert i nyere tid. Innholdet av bly øker mot 12,5 cm dyp og kan representere en periode med større utslipp som følge av tidligere blytilsetninger i bensin. Sink og kobber har en økende trend mot toppen av profilet og kan representere den generelle økningen i biltrafikk.
- Jordprofilene SM1, SM2 og SM3 innehar like trender. SM4 skiller seg markant ut og representerer et annet miljø. Antageligvis er sedimentene i SM4 dominert av tidligere jordbruksaktivitet i området.
- De fleste prøvene fra Sandmoen som overskrider grensene for normverdier fastsatt av Miljødirektoratet skyldes høye bakgrunnsverdier av krom og nikkel. For krom overskrider 50% av prøvene normverdien. For nikkel er tallet 64%. Dette er som følge av geologien i Trondheim.

- Medianen for konsentrasjonen av vanadium og barium er over dobbelt så høy på Sandmoen som for Norge. Dette kan forklares med forhøyede verdier som følge av trafikk og forbruk av fossile brensler.
- 100% av alle prøvene fra Øya overskrider Miljødirektoratets normverdi for krom. Nikkelinnholdet er betydelig lavere enn på Sandmoen med kun 13% overskridelse.
- Blyinnholdet i N1 øker betraktelig nedover i profilet og når potensielt miljøskadelige verdier fra 30 cm dyp og nedover. Dette samfaller også med tidligere undersøkelser av sedimenter på Øya. Det bør vurderes om blykonsentrasjonen i området er innenfor akseptable verdier med tanke på arealbruk.
- De to profilene på Øya, N1 og N2, representerer vidt forskjellige avsetninger. N1 består av flomslettededimenter og inneholder betydelig høyere verdier. N2 består antageligvis av utvaskede elvededimenter med jevne og lave konsentrasjoner av alle analyserte grunnstoffer, bortsett fra krom og nikkel.
- Analyse av blyisotopforholdene i Endalen bekrefter at blyinnholdet kan ha opphav i kullforekomstene og samfaller med $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -forholdet for europeisk kull med en verdi på 1,16 til 1,21.
- Blyisotopforholdet i Trondheim viser at de forhøyede blykonsentrasjonene er som følge av antropogene aktiviteter. Spesielt gjelder dette for N1 med et $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ -forhold på 1,1677. N2 med svært lavt blyinnhold har derimot et $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ -forhold opp mot 1,3053.
- På Sandmoen har de lave blyverdiene i bunnen av profilet et $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ -forhold på over 1,25 og er antageligvis av naturlig opphav. Oppover i profilene reduseres forholdet i takt med økt blykonsentrasjon til verdier rundt 1,20.

På bakgrunn av arbeidet med oppgaven er det blitt gjort noen tanker om anbefaling til videre arbeid. Det er som følgende:

- Karbondatering av lagene i jordprofilene for å fastslå alderen. Dette kan brukes til en tidfestet analyse av tidligere forhold, hvilken periode forurensningen var på sitt verste og hva som innebærer preindustrielle bakgrunnsverdier. En datering av lagene kan for eksempel konkludere med hvilket årstall blyinnholdet på Sandmoen var høyest og om minskningen i blyinnholdet korrelerer med innføringen av blyfri bensin. Det hadde

også vært av interesse å tidfeste blyforurensningen på Øya for å ha kunnskap om tidligere situasjoner i Nidelva eller om det er et resultat av anleggsarbeid i nyere tid.

- Målinger av pH-verdien i Endalen kan fungere som en ekstra indikator til å fastslå miljøet i avgangsmassene og om det foregår sur avrenning.
- Resultater av thorium- og urankonsentrasjonen kan gi et bedre vurderingsgrunnlag i tillegg til blyisotoper for å vurdere opprinnelsen til blyinnholdet.
- Kvikksølv og antimon er grunnstoffer med stort skadepotensiale og er et resultat av antropogene aktiviteter. Analyser av disse ville gitt en bredere innsikt i situasjonen og eventuell forurensning.
- Videre analyser av krominnholdet i prøver for å kunne skille mellom Cr(III) og Cr(VI) med svært ulikt skadepotensiale. Miljødirektoratet har anbefalt at det må analyseres for Cr(IV) der prøvene overstiger 100 mg/kg, noe det gjorde i flere tilfeller i prøvene fra Trondheim.
- Analyser av berggrunnen i Endalen kan gi en bedre forståelse for den geokjemiske bakgrunnsverdien i området og en bedre sammenlikning mot de forurensede massene. Det samme kan analyser av flomslettededimenter i Nidelva oppstrøms for Trondheim.

Referanseliste

- Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V., Hassen, K., Stabbetorp, O. E. og Wilmann, B. (2009) *Etablering av overvåkingsfelter for markvegetasjon i Endalen, Svalbard*. Tilgjengelig på: <http://hdl.handle.net/11250/2437765> (Åpnet: 05. februar 2019).
- Åberg, G., Pacyna, J. M., Stray, H. og Skjelkvåle, B. L. (1999) «The origin of atmospheric lead in Oslo, Norway, studied with the use of isotopic ratios», *Atmospheric Environment*, 33(20). doi: 10.1016/S1352-2310(98)00392-6.
- Adánez Sanjuán, P., Flem, B., Llamas Borrajo, J. F., García Cortés, Á. og Locutura Rupérez, J. (2018) «Lead Isotopic Composition of Overbank Sediments in Areas with Different Anthropogenic and Lithological Characteristics», *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(6). doi: 10.1007/s11270-018-3831-0.
- Albanese, S. og Breward, N. (2011) *Sources of Anthropogenic Contaminants in the Urban Environment*. John Wiley & Sons, Ltd. doi: <https://doi.org/10.1002/9780470670071.ch8>.
- Andersen, G. og Nestaas, I. (2018) *Luftforurensning, Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/luftforurensning> (Åpnet: 27. april 2019).
- Andersson, M., Eggen, O., Finne, T. og Ottesen, R. (2011) *Områder i Norge med naturlig høyt bakgrunnsnivå (over normverdi) – betydning for disponering av masser*. Tilgjengelig på: https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/2011/2011_035.pdf (Åpnet: 20. april 2019).
- Andersson, M., Ottesen, R. T. og Langedal, M. (2010) «Geochemistry of urban surface soils — Monitoring in Trondheim, Norway», *Geoderma*, 156(3–4). doi: 10.1016/j.geoderma.2010.02.005.
- Askaer, L., Schmidt, L. B., Elberling, B., Asmund, G. og Jónsdóttir, I. S. (2008) «Environmental impact on an arctic soil-plant system resulting from metals released from coal mine waste in Svalbard (78° N)», *Water, Air, and Soil Pollution*, 195(1–4), s. 99–114. doi: 10.1007/s11270-008-9730-z.
- Askheim, S. (2016) *Trondheimsfeltet, Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/Trondheimsfeltet> (Åpnet: 18. mai 2019).

- Aucott, M. (2006) «The fate of heavy metals in landfills», *Atmospheric Environment*, 9(February), s. 47–53.
- Avango, D. (2005) *Svalbard Archaeology*. Tilgjengelig på: <http://www.svalbardarchaeology.org/history.html> (Åpnet: 30. januar 2019).
- Bacon, J. R. og Dinev, N. S. (2005) «Isotopic characterisation of lead in contaminated soils from the vicinity of a non-ferrous metal smelter near Plovdiv, Bulgaria», *Environmental Pollution* 134. doi: 10.1016/j.envpol.2004.07.030.
- Bævre, I. og Larsen, C. K. (2011) *Flomsonekart - Delprosjekt Trondheim*. Tilgjengelig på: http://publikasjoner.nve.no/flomsonekart/2001/flomsonekart2001_06.pdf (Åpnet: 15. mai 2019).
- Baewert, H. og Morche, D. (2014) «Coarse sediment dynamics in a proglacial fluvial system (Fagge River, Tyrol)», *Geomorphology*. Elsevier, 218, s. 88–97. doi: 10.1016/J.GEOMORPH.2013.10.021.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P. A. og Stabbetorp, O. E. (2014) *Gjenanalyse av intensive overvåkingsfelter for markvegetasjon i Endalen, Svalbard*. Tilgjengelig på: <http://hdl.handle.net/11250/2381239> (Åpnet: 10. februar 2019).
- Banks, D., Paranachev, V., Frengstad, B., Holden, W., Vedernikov, A. og Karnachuk, O. (2002) «Alkine mine drainage, Svalbard», *Geological Society, London, Special Publications*, 198(1), s. 287–296. doi: <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2002.198.01.19>.
- Barr, S. og Torkildsen, T. (1991) *Svalbard: Vårt nordligste Norge*. Redigert av T. Torkildsen. Norge: Aschehoug.
- Barr, S. og Winther, J.-G. (2019) *Næringsliv på Svalbard, Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: https://snl.no/Næringsliv_på_Svalbard (Åpnet: 2. februar 2019).
- Behera, S. K., Kumari, U. og Meikap, B. C. (2018) «A review of chemical leaching of coal by acid and alkali solution», *Journal of Mining and Metallurgy*, 54 A, (1), s. 1–24. doi: 10.5937/JMMA1801001B.
- Berge, Ø. mfl. (2007) *Måling og vurdering av gassutlekking fra den nedlagte avfallsfyllingen i Fredlydalen, Trondheim*. Tilgjengelig på: https://www.ngu.no/FileArchive/237/2007_014.pdf (Åpnet: 14. mai 2019).

- Bjørnå, F. (2017) *Fosforgjødsel, Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/fosforgjødsel> (Åpnet: 31. mai 2019).
- Bogen, J. og Bønsnes, T. E. (1999) *Suspensjonstransporten ved målestasjonene i Endalselva og utløpet av lsdammen*. Tilgjengelig på: <https://docplayer.me/105608400-Suspensjonstransporten-ved-malestasjonene-i-endalselva-og-utlopet-av-lsdammen.html> (Åpnet: 17. mai 2019).
- Bogen, J. og Ottesen, R. T. (2006) *Global geochemical mapping and sediment-associated flux of major world rivers*. Tilgjengelig på: [https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Special publication/SP11_07_Bogen.pdf](https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Special%20publication/SP11_07_Bogen.pdf) (Åpnet: 12. mai 2019).
- Bogen, J., Ottesen, R. T. og Bølviken, B. (1992) *Environmental studies in Western Europe using overbank sediment*. IAHS Publ. Tilgjengelig på: http://hydrologie.org/redbooks/a210/iahs_210_0317.pdf (Åpnet: 5. april 2019).
- Bogen, J., Ottesen, R. T., Bølviken, B., Volden, T. og Haugland, T. (2000) *Geokjemisk atlas for Norge*. NGU.
- Bollhofer, A. og Rosman, K. J. R. (2001) «Isotopic source signatures for atmospheric lead: The Northern Hemisphere», *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65. doi: [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(00\)00630-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(00)00630-X).
- Bølviken, B., Bogen, J., Jartun, M., Langedal, M., Ottesen, R. T. og Volden, T. (2004) «Overbank sediments: a natural bed blending sampling medium for large-scale geochemical mapping B». doi: 10.1016/j.chemolab.2004.06.006.
- Bondelaga i Trondheim (2016) *Hva betyr landbruket for Trondheim ?* Tilgjengelig på: www.matmerk.no (Åpnet: 14. mai 2019).
- Bongard, T. og Koksvik, J. I. (1989) *Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen, Vitenskapsmuseet*. Tilgjengelig på: https://www.nb.no/items/URN:NBN:no-nb_digibok_2012102306166?page=0 (Åpnet: 14. mai 2019).
- Boothroyd, J. C. og Nummedal, D. (2009) *Proglacial braided outwash: a model for humid alluvial-fan deposits*. Tilgjengelig på: <http://archives.datapages.com/data/dgs/005/005001/pdfs/641.pdf> (Åpnet: 8. mars 2019).
- Bradshaw, P. og Thomson, I. (1979) *The application of soil sampling to geochemical*

- exploration in nonglaciaded regions of the world*. Ontario. Tilgjengelig på:
https://www.researchgate.net/publication/287371753_The_application_of_soil_sampling_to_geochemical_exploration_in_nonglaciaded_regions_of_the_world (Åpnet: 21. april 2019).
- Bratberg, E. (2015) *Mineraljord, Store norske leksikon*. Tilgjengelig på:
<https://snl.no/mineraljord> (Åpnet: 1. mai 2019).
- Bratberg, T. (2009) *Industriområdet ved Leirelva, NRK*. Tilgjengelig på:
<https://www.nrk.no/trondelag/industriområdet-ved-leirelva-1.6596546> (Åpnet: 15. mai 2019).
- Bratberg, T. T. V. og Arntzen, J. G. (1996) *Trondheim byleksikon*. Kunnskapsforlaget.
Tilgjengelig på:
<https://www.nb.no/nbsok/nb/41b5ffc872f14e81024e22f2747ac8a3?lang=no#0> (Åpnet: 14. mai 2019).
- Bridge, J. S. og Lunt, I. A. (2006) «Depositional Models of Braided Rivers», i *Braided Rivers*. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd., s. 11–50. doi: 10.1002/9781444304374.ch2.
- Brugmans, P. J. (2016) *Geo365 / 100-åring i dødskamp, geo365*. Tilgjengelig på:
<https://www.geo365.no/bergindustri/100-aring-i-dodskamp/> (Åpnet: 25. februar 2019).
- Bryhni, I. (2018) *Siste istid, Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig på: https://snl.no/siste_istid (Åpnet: 18. mai 2019).
- Burt, R., Wilson, M. A. og Lee, C. W. (2006) «Use of Soil Survey Mapping and Sampling for Determining Geochemistry of Regions», *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37, s. 2119–2125. doi: 10.1080/00103620600817085.
- Carranza, E. M. (2011) «Geochemical sampling for geological-environmental studies», *Journal of Geochemical Exploration*, 111, s. 57–58. doi: 10.1016/j.gexplo.2011.09.010.
- Cleveland, C. og Morris, C. (2013) *Handbook of Energy. Section 5: Coal*. Elsevier Science & Technology. Tilgjengelig på:
<https://ebookcentral.proquest.com/lib/ntnu/reader.action?docID=1568341> (Åpnet: 1. mai 2019).
- Cobelo-Garcia, A. og Prego, R. (2003) «Heavy metal sedimentary record in a Galician Ria (NW Spain): background values and recent contamination». doi: 10.1016/S0025-326X(03)00168-1.

Curtis, L. R. og Smith, B. W. (2002) *Heavy Metal in Fertilizers: Considerations for Setting Regulations In Oregon Prepared for Oregon Department of Agriculture Salem, Oregon.*

Tilgjengelig på:

<https://www.oregon.gov/ODA/shared/Documents/Publications/PesticidesPARC/HeavyMetalFertilizersOSU.pdf> (Åpnet: 14. mai 2019).

Dallmann, W. (2002) *Svalbard er som Norge for 10 000 år siden, Norsk Polarinstitutt.*

Tilgjengelig på: <https://forskning.no/svalbard-norsk-polarinstitutt-partner/svalbard-er-som-norge-for-10-000-ar-siden/1084474> (Åpnet: 25. april 2019).

Dallmann, W. (2015) *Svalbards geologi, Norsk Polarinstitutt.* Tilgjengelig på:

<http://www.npolar.no/no/tema/geologi/arktis/index.html> (Åpnet: 30. januar 2019).

Dallmann, W. og Henriksen, J. (2015) *Bellsunds geologi og landskap - Cruisehåndbok for Svalbard, Norsk Polarinstitutt.* Tilgjengelig på: [http://cruise-](http://cruise-handbook.npolar.no/no/bellsund/geology-and-landscape.html)

[handbook.npolar.no/no/bellsund/geology-and-landscape.html](http://cruise-handbook.npolar.no/no/bellsund/geology-and-landscape.html) (Åpnet: 7. mars 2019).

Dallmann, W. K., Dypvik, H., Gjelberg, J. G., Harland, W. B., Johannessen, E. P., Keilen, H. B., Larssen, G. B., Lønøy, A., Midbøe, P. S., Atle Mørk, Nagy, J., Nilsson, I., Nøttvedt, A., Olaussen, S., Pcelina, T. M., Steel, R. J. og Worsley, D. (1999a) *Lithostratigraphic Lexicon of Svalbard - Introduction, Norsk Polarinstitutt.* Tilgjengelig på:

http://nhm2.uio.no/norges/litho/svalbard/intro_text.htm (Åpnet: 7. februar 2019).

Dallmann, W. K., Dypvik, H., Gjelberg, J. G., Harland, W. B., Johannessen, E. P., Keilen, H. B., Larssen, G. B., Lønøy, A., Midbøe, P. S., Atle Mørk, Nagy, J., Nilsson, I., Nøttvedt, A., Olaussen, S., Pcelina, T. M., Steel, R. J. og Worsley, D. (1999b) *Lithostratigraphic Lexicon of Svalbard - Van Mijenfjorden Group, Norsk Polarinstitutt.* Tilgjengelig på:

<http://nhm2.uio.no/norges/litho/svalbard/mijen.htm> (Åpnet: 7. februar 2019).

Davies, B. E. (1977) *Plant-available lead and other metals in british garden soils.*

Aberystwyth. Tilgjengelig på: <https://pdf.sciencedirectassets.com/271800/1-s2.0-S0048969700X02422/1-s2.0-0048969778900153/main.pdf?x-amz-security-token=AgoJb3JpZ2luX2VjEGsaCXVzLWVhc3QtMSJIMEYCIQCIRFrqGj6QmFNrYx%2F1syEEgv7JFt7NdhM%2BmLyUXZyZkgIhAP2Bi8vU3VRsx4Ce8CD%2Fxr4mtbXRCORu6YDE7zq> (Åpnet: 29. april 2019).

Edén, P. og Björklund, A. (1994) «Ultra-low density sampling of overbank sediment in Fennoscandia», *Journal of Geochemical Exploration*. Elsevier, 51(3), s. 265–289. doi:

10.1016/0375-6742(94)90010-8.

Eeg-Henriksen, F. og Sjømæling, E. (2016) *Dette er Svalbard 2016. Hva tallene forteller*. Tilgjengelig på: www.ssb.no/svalbard/. (Åpnet: 28. mai 2019).

Eggen, O. A. og Ottesen, R. T. (2007) *Naturlige forekomster av arsen og tungmetaller langs jernbanenettet*. Tilgjengelig på: https://www.ngu.no/FileArchive/237/2007_010.pdf (Åpnet: 18. april 2019).

Elberling, B. (2001) «Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area», *Water Resources Research*, 37(1), s. 99–107. doi: 10.1029/2000WR900259.

Elberling, B. (2005) «Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings», *Cold Regions Science and Technology* 41 (2005) 121 – 133. doi: 10.1016/j.coldregions.2004.09.004.

Elberling, B., Schippers, A. og Sand, W. (2000) *Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures*, *Journal of Contaminant Hydrology*. Tilgjengelig på: www.elsevier.com/locate/jconhyd (Åpnet: 1. mai 2019).

Elberling, B., Søndergaard, J., Jensen, L., Schmidt, L., Hansen, B., Asmund, G., Balic-Zunic, T., Hollesen, J., Hanson, S., Jansson, P.-E. og Friberg, T. (2007) «Arctic Vegetation Damage by Winter-Generated Coal Mining Pollution Released upon Thawing», *Environ. Sci. Technol.* 2007, 41, 2407-2413. doi: 10.1021/es061457x.

Elvevold, S., Dallmann, W. og Blomeier, D. (2007) *Svalbards geologi*. Norsk Polarinstitutt. Tilgjengelig på: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Svalbards+geologi#0> (Åpnet: 15. januar 2019).

Erel, Y. (1998) «Mechanisms and Velocities of Anthropogenic Pb Migration in Mediterranean Soils 1», 78, s. 112–117. doi: <https://doi.org/10.1006/enrs.1997.3811>.

Erel, Y., Dubowski, Y., Halicz, L., Erez, J. og Kaufman, A. (2001) «Lead Concentrations and Isotopic Ratios in the Sediments of the Sea of Galilee», *Environ. Sci. Technol.* 2001. doi: 10.1021/es0013172.

Ettler, V., Mihaljevič, M. og Komárek, M. (2004) «ICP-MS measurements of lead isotopic ratios in soils heavily contaminated by lead smelting: Tracing the sources of pollution»,

Analytical and Bioanalytical Chemistry, 378(2), s. 311–317. doi: 10.1007/s00216-003-2229-y.

European Environment Agency (2012) *Particulate matter from natural sources and related reporting under the EU Air Quality Directive in 2008 and 2009, EEA Technical report*. doi: 10.2800/55574.

Fabian, C., Reimann, C., Fabian, K., Birke, M., Baritz, R. og Haslinger, E. (2014) «GEMAS: Spatial distribution of the pH of European agricultural and grazing land soil», *Applied Geochemistry*, 48, s. 207–216. doi: 10.1016/j.apgeochem.2014.07.017.

Farmer, J. G., Eades, L. J. og Graham, M. C. (1999) «The lead content and isotopic composition of british coals and their implications for past and present releases of lead to the UK environment». Tilgjengelig på:

<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1006688515919.pdf> (Åpnet: 3. mai 2019).

FHI (2015a) *Fakta om bly i mat og miljø - FHI*. Tilgjengelig på:

<https://www.fhi.no/ml/miljo/miljogifter/fakta/bly-i-mat-og-miljo---faktaark/> (Åpnet: 15. april 2019).

FHI (2015b) *Fakta om kadmiium i mat og miljø*. Tilgjengelig på:

<https://www.fhi.no/ml/miljo/miljogifter/fakta/kadmiium-i-mat-og-miljo--faktaark/> (Åpnet: 3. mars 2019).

FHI (2018) *Nikkel*. Tilgjengelig på: <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/metaller/nikkel-ni/> (Åpnet: 15. april 2019).

Finkelman, R. B. og Gross, P. M. K. (1998) «The types of data needed for assessing the environmental and human health impacts of coal», *International Journal of Coal Geology*, 40, s. 91–101. doi: [https://doi.org/10.1016/S0166-5162\(98\)00061-5](https://doi.org/10.1016/S0166-5162(98)00061-5).

Finn.no/kart (2018) *FINN kart*. Tilgjengelig på: <https://kart.finn.no/> (Åpnet: 31. mai 2019).

FN (2014) *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*. Department of Economic and Social Affairs. Tilgjengelig på: <https://esa.un.org/unpd/wup/publications/files/wup2014-highlights.pdf> (Åpnet: 22. april 2019).

Fossen, H., Pedersen, R.-B., Bergh, S. og Andresen, A. (2013) *Landet blir til - Kap 6. En fjellkjede blir til*. Tilgjengelig på: https://folk.uib.no/nglhe/Papers/Norgesgeologi_kap6.pdf (Åpnet: 20. januar 2019).

- Frengstad, B. (2018) «Veistøv», *TGB4200 Ingeniørgeologi løsmasser VK*.
- Galitskova, Y. M. og Murzayeva, A. I. (2016) «Urban Soil Contamination», *Procedia Engineering*, 153, s. 162–166. doi: 10.1016/j.proeng.2016.08.097.
- Galović, L., Peh, Z., Halamić, J., Bukovec, D., Lidija Galović, C., GalovićGalović, L. og HalamićHalamić, J. (2012) «Geochemical atlas of the Medvednica Mt.: natural distribution of geochemical elements in stream sediments», *Journal of Maps*, 8(4), s. 478–483. doi: 10.1080/17445647.2012.741833.
- Garde, R. J. (2006) *River morphology*. New Age International. Tilgjengelig på: <https://ebookcentral.proquest.com/lib/ntnu/reader.action?docID=3017414> (Åpnet: 12. mai 2019).
- Gardner, T., Ashmore, P. og Leduc, P. (2018) «Morpho-sedimentary characteristics of proximal gravel braided river deposits in a Froude-scaled physical model». doi: 10.1111/sed.12409.
- Gee, D. G., Guezou, J. C., Roberts, D. og Wolff, F. C. (1985) «The central-southern part of the Scandinavian Caledonides», *The Caledonide Orogen - Scandinavia and related areas*, 1(109–133). Tilgjengelig på: http://aps.ngu.no/pls/utf8/geoenhet_SokiDb.Vis_enhet?p_id=147947&p_spraak=N (Åpnet: 03. februar 2019).
- Ghose, M. K. og Majee, S. R. (2007) «Characteristics of Hazardous Airborne Dust Around an Indian Surface Coal Mining Area». doi: 10.1007/s10661-006-9448-6.
- Ginzburg, I. I. (1960) *Principles of Geochemical Prospecting : Techniques of Prospecting for Non-Ferrous Ores and Rare Metals*. Elsevier Science.
- Gjeldokk, T., Sæther, O. M., Brattli, B. og Lierhagen, S. (2005) *Lead in river sediments and soil next to a highway in Trondheim, Norway*. Trondheim.
- Goldschmidt, V. M. (1954) «Geochemistry», *Oxford University Press*.
- Granberg, M. E., Ask, A. og Gabrielsen, G. W. (2017) *Local contamination in Svalbard - Overview and suggestions for remediation actions*, *Norsk polarinstitutt*. Tilgjengelig på: https://api.npolar.no/publication/dd69166e-3ff0-4c55-b588-28834916b8d1/_file/152cd2fbd7c53d47930bbf786b5e0817.

- Grande, M. og Romstad, R. (1989) «Tiltaksorientert overvåking i Orkla, 1989», 59. Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig på:
<https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/206083> (Åpnet: 29. april 2019).
- Grundvåg, S.-A. og Stemmerik, L. (2013) *Geo365 / Perm: uløste klimagåter og massedød*. Tilgjengelig på: <https://www.geo365.no/undervisning/perm-uloste-klimagater-og-massedod/> (Åpnet: 21. januar 2019).
- Hagen, J. O., Liestøl, O., Roland, E. og Jørgensen, T. (1993) *Glacier atlas of Svalbard and Jan Mayen, 169*. Norsk polarinstitutt. Tilgjengelig på:
<https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/173065> (Åpnet: 14. mars 2019).
- Hansen, B. B., Isaksen, K., Loe, L. E., Haugen, J. E., Benestad, R., Milner, J., Van der Wal, R. og Varpe, Ø. (2015) *Varmere og våtere svalbardvintre: konsekvenser for natur og samfunn*.
- Hansen, H. J. og Danielsberg, A. (1998) *Kartlegging av deponier, forurenset grunn og etterlatenskaper på Svalbard*.
- Hansmann, W. og Köppel, V. (2000) *Lead-isotopes as tracers of pollutants in soils, Chemical Geology*. Tilgjengelig på: www.elsevier.com/locate/chemgeo (Åpnet: 3. mai 2019).
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A. og Ådlandsvik, B. (2017) *Climate in Norway 2100 - a knowledge base for climate adaptation*. Tilgjengelig på:
www.miljodirektoratet.no/M741 (Åpnet: 25. april 2019).
- Hellevang, H. (2018) *CO2LYB – A short introduction*. AG-349 Geological Constraints on CO2 Storage.
- Hinkle, M. E. (1988) *Geochemical Sampling in Arid Environments by the U.S. Geological Survey*. Tilgjengelig på: <https://pubs.usgs.gov/circ/1988/0997/report.pdf> (Åpnet: 8. april 2019).
- Hjelle, A. (1993) *Geology of Svalbard*. Norsk polarinstitutt.
- Holm, E. B., Brandvik, P. J. og Steinnes, E. (2003) «Pollution in acid mine drainage, Svalbard», *Journal de Physique IV*. EDB Sciences. doi: 10.1051/jp4:20030381.
- Hylland, K., Arnesen, R., Bakke, T., Bakketun, Å., Bækken, T., Iversen, E., Lindstrøm, E.-A.,

Tobiesen, A. og Aanes, K. (1998) «Sink i ferskvann - kjemi, tilførsler og biologiske effekter», 70. Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig på:

<https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/209756> (Åpnet: 29. april 2019).

IEA (2014) *Electricity production from coal sources (% of total)*. Tilgjengelig på:

https://data.worldbank.org/indicator/eg.elc.coal.zs?year_high_desc=true.

Jartun, M. (2008) *Active sources and dispersion mechanisms of pollutants, especially polychlorinated biphenyls (PCBs), in the urban environment*. NTNU. Tilgjengelig på:

https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/247454/124713_FULLTEXT01.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Åpnet: 23. april 2019).

Johnson, C. C. og Demetriades, A. (2011) «Urban Geochemical Mapping: A Review of Case Studies in this Volume», i *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*. First Edit. John Wiley & Sons, Ltd, s. 7–26.

Johnson, C., Demetriades, A., Locutura, J. og Ottesen, R. T. (2011) *Mapping the chemical environment of urban areas*. John Wiley & Sons, Ltd.

Kelly, J., Thornton, I. og Simpson, P. R. (1996) «Urban Geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain», *Applied Geochemistry*, 1, s. 363–370. doi: [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00084-4](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00084-4).

Kennedy, V., Hobbs, W. S., Seaton, F. A. og Nolan, T. B. (1963) *Contributions to Geochemical Prospecting for Minerals, 1959-62*.

Knutsen, E. M., Nakrem, H. A. og Hurum, J. H. (2010) *Bakgrunn: Svalbards geologi, Universitetet i Oslo*. Tilgjengelig på: <https://forskning.no/fossiler/2010/07/svalbards-geologi> (Åpnet: 27. januar 2019).

Kociuba, W., Janicki, G. og Dyer, J. L. (2019) «Contemporary changes of the channel pattern and braided gravel-bed floodplain under rapid small valley glacier recession (Scott River catchment, Spitsbergen)», *Geomorphology*. Elsevier, 328, s. 79–92. doi: 10.1016/J.GEOMORPH.2018.12.008.

Komárek, M., Ettler, V., Chrastný, V. og Mihaljevič, M. (2008) «Lead isotopes in environmental sciences: A review», *Environment International* 34 (2008) 562–577. doi: 10.1016/j.envint.2007.10.005.

- Van De Lageweg, W. I., Van Dijk, W. M. og Kleinhans, M. G. (2013) «Morphological and Stratigraphical Signature of Floods In A Braided Gravel-Bed River Revealed From Flume Experiments», *Journal of Sedimentary Research*. GeoScienceWorld, 83(11), s. 1032–1045. doi: 10.2110/jsr.2013.70.
- Langedal, M. (1996) *Fluvial dispersion of particle-bound heavy metals: an evaluation of overbank sediments as sampling medium for regional geochemical mapping and environmental studies*. NTNU.
- Langedal, M. og Ottesen, R. T. (2001) *Urban geochemistry in Trondheim, Norway*. Tilgjengelig på: https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Bulletin/Bulletin438_63-69.pdf (Åpnet: 14. mai 2019).
- Locutura, J. og Bel-lan, A. (2011) «Systematic Urban Geochemistry of Madrid, Spain, Based on Soils and Dust», i *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*. First Edit. John Wiley & Sons, Ltd., s. 307–347.
- Lovdata (2009) *Forskrift om begrensnig av forurensning (forurensningsforskriften) - Kapittel 2. Opprydding i forurenset grunn ved bygge- og gravearbeider - Lovdata*. Tilgjengelig på: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_1-2#§2-12 (Åpnet: 24. april 2019).
- Lunt, I. A. og Bridge, J. S. (2004) «Evolution and deposits of a gravelly braid bar, Sagavanirktok River, Alaska», *Sedimentology*. John Wiley & Sons, Ltd (10.1111), 51(3), s. 415–432. doi: 10.1111/j.1365-3091.2004.00628.x.
- Mæhlum, L. (2018) *Levee, Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/levee> (Åpnet: 12. mai 2019).
- Mæhlum, L. og Nesje, A. (2019) *Breelv, Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/breelv> (Åpnet: 4. februar 2019).
- Marcus, J. J. og Finkelman, R. . (1997) *Mining environmental handbook : effects of mining on the environment and American environmental controls on mining - Air*. Singapore : Imperial College Press. Tilgjengelig på: <https://www.worldcat.org/title/mining-environmental-handbook-effects-of-mining-on-the-environment-and-american-environmental-controls-on-mining/oclc/475900398?referer=di&ht=edition> (Åpnet: 1. mai 2019).
- Marren, P. M. (2004) «Magnitude and frequency in proglacial rivers: a geomorphological and

sedimentological perspective», *Earth-Science Reviews*. doi: 10.1016/j.earscirev.2004.12.002.

McQueen, K. G. (2008) «Identifying Geochemical Anomalies». Tilgjengelig på:
https://www.researchgate.net/publication/228763058_IDENTIFYING_GEOCHEMICAL_ANOMALIES (Åpnet: 15. mars 2019).

Middlekoop, H. og Asselman, N. E. M. (1995) «Floodplain sedimentation: Quantities, patterns and processes». Tilgjengelig på:
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs10653-014-9624-5.pdf>.

Miljødirektoratet (2009a) *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn - Veileder (TA-2553)*. Tilgjengelig på:
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif/publikasjoner/2553/ta2553.pdf> (Åpnet: 18. april 2019).

Miljødirektoratet (2009b) *Normverdier for forurenset grunn - Miljødirektoratet*. Tilgjengelig på: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/regelverk/normverdier-for-forurenset-grunn/> (Åpnet: 24. april 2019).

Miljødirektoratet (2015) *Deponering av syredannende bergarter. grunnlag for veileder*. Tilgjengelig på: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m385/m385.pdf> (Åpnet: 1. mai 2019).

Miljødirektoratet (2017a) *Bly og blyforbindelser, Miljøstatus*. Tilgjengelig på:
<https://www.miljostatus.no/bly> (Åpnet: 19. mai 2019).

Miljødirektoratet (2017b) *Deponering av avfall, Miljøstatus*. Tilgjengelig på:
<https://www.miljostatus.no/Avfallsdeponering/> (Åpnet: 29. april 2019).

Miljødirektoratet (2017c) *Grunnforurensning*. Tilgjengelig på:
<https://grunnforurensning.miljodirektoratet.no/> (Åpnet: 30. mai 2019).

Miljødirektoratet (2017d) *Luftforurensning: Svevestøv*. Tilgjengelig på: www.fhi.no (Åpnet: 24. april 2019).

Miljødirektoratet (2017e) *Norske utslipp - Bly*. Tilgjengelig på:
<https://www.norskeutslipp.no/no/Komponenter/Utslipp/Bly/?ComponentType=utslipp&ComponentPageID=56&SectorID=90> (Åpnet: 30. mai 2019).

Miljødirektoratet (2019a) *Forurenset grunn, Miljøstatus*. Tilgjengelig på:

<https://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/forurensset-grunn/> (Åpnet: 29. april 2019).

Miljødirektoratet (2019b) *Lokal luftforurensning*. Tilgjengelig på:

<https://www.miljostatus.no/tema/luftforurensning/lokal-luftforurensning/Rapport>.

Miljøenheten (2016) *Faktaark nr. 63-Håndtering av forurensset grunn*. Tilgjengelig på:

<https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/miljoenheten/faktaark/63---handtering-av-forurensset-grunn/fa-63-handtering-av-forurensset-grunn---13-april-2016-lenker-rettet-feb-2018.pdf> (Åpnet: 28. mai 2019).

Miljøstatus.no (ingen dato) *Miljøstatus - Kart*. Tilgjengelig på:

<https://www.miljostatus.no/kart/> (Åpnet: 15. mai 2019).

Misund, A. (1989) *Undersøkelser av metallsmaldeponi på Sluppen, Trondheim*. Tilgjengelig på: https://www.ngu.no/FileArchive/NGURapporter/89_163.pdf (Åpnet: 15. mai 2019).

Moe, I. M. (2015) *Kartlegging av forurensning i urbane løsmasser - Innhold av uorganiske miljøgifter og organiske forbindelser av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i overflatejord fra Trondheim - utvikling og sammenligning med undersøkelsen fra 1994*.

Institutt for geologi og bergteknikk. Tilgjengelig på:

<https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2350435?show=full> (Åpnet: 24. april 2019).

Monna, F., Lancelot, J., Croudace, I., Cundy, A. og Lewis, J. (1997) «Pb Isotopic Composition of Airborne Particulate Material from France and the Southern United Kingdom: Implications for Pb Pollution Sources in Urban Areas», *Environ. Sci. Technol.* Tilgjengelig på: <https://pubs.acs.org/sharingguidelines> (Åpnet: 3. mai 2019).

Moorbath, S. og Vokes, F. M. (1963) «Lead isotope abundance studies on galena occurrences in Norway», *Norsk Geologisk Tidsskrift* 43. Tilgjengelig på:

https://foreninger.uio.no/ngf/ngt/pdfs/NGT_43_3_283-343.pdf (Åpnet: 3. mai 2019).

Mortvedt, J. J. (1996) *Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers, Fertilizer Research*. Tilgjengelig på:

<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2FBF00747683.pdf> (Åpnet: 14. mai 2019).

Needleman, H. L. (1999) *History of lead poisoning in the world*. Tilgjengelig på:

https://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/Needleman_1999.pdf (Åpnet: 19. mai 2019).

NGU (2005) *HR-ICP-MS-analyser*. Tilgjengelig på:

https://www.ngu.no/lito/analyse_info_files/NGU_LAB_HR_ICP_MS.pdf (Åpnet: 11. mai 2019).

NGU (2008a) *Berggrunnen i Trondheim, NGU*. Tilgjengelig på: <https://www.ngu.no/nyheter/berggrunnen-i-trondheim> (Åpnet: 18. mai 2019).

NGU (2008b) «EuroGeoSurveys Geochemical mapping of agricultural and grazing land soil of Europe (GEMAS)-Field manual». Tilgjengelig på: https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/2008/2008_038.pdf (Åpnet: 24. april 2019).

NGU (2008c) *Landheving i Tertiær, NGU*. Tilgjengelig på: <https://www.ngu.no/nyheter/landheving-i-tertiær> (Åpnet: 18. mai 2019).

NGU (2014) *Landskapsutvikling, NGU*. Tilgjengelig på: <https://www.ngu.no/emne/landskapsutvikling> (Åpnet: 19. mai 2019).

NGU (2015a) *(LA)-ICP-MS, NGU*. Tilgjengelig på: <https://www.ngu.no/fagomrade/icp-ms> (Åpnet: 11. mai 2019).

NGU (2015b) *Geologisk ordliste, NGU*. Tilgjengelig på: <https://www.ngu.no/side/geologisk-ordliste> (Åpnet: 7. mars 2019).

NGU (2015c) *Kvalitetskontroll av geokjemiske data*. Tilgjengelig på: <https://www.ngu.no/emne/kvalitetskontroll-av-geokjemiske-data> (Åpnet: 11. mai 2019).

NGU (2015d) *Marin grense, NGU*. Tilgjengelig på: <https://www.ngu.no/emne/marin-grense> (Åpnet: 18. mai 2019).

NGU (2016) *Produktark: Berggrunn N250*. Tilgjengelig på: <http://geo.ngu.no/kart/kartkatalog/> (Åpnet: 19. mai 2019).

NGU (2018a) *Bekkesedimenter*. Tilgjengelig på: <https://www.ngu.no/fagomrade/bekkesedimenter> (Åpnet: 7. mars 2019).

NGU (2018b) *Flomsedimenter*. Tilgjengelig på: <https://www.ngu.no/emne/flomsedimenter> (Åpnet: 5. mars 2019).

NILU (2016) *Bly i luft, Arktis, Miljøstatus*. Tilgjengelig på: <https://www.miljostatus.no/Miljogifter-Arktis/> (Åpnet: 5. juni 2019).

Nordstad, T. og Lauvsnes, T. B. (2019) *Luftkvalitet i Trondheim 2017*. Trondheim.

Tilgjengelig på:

<https://drive.google.com/file/d/1QonFWZ9bbNvuqwcWwrX8JhGfvVoD1QuX/view> (Åpnet: 3. juni 2019).

Nordstad, T. og Solberg, S. A. (2013) *Luftkvalitet i Trondheim 2012*. TM 2013/3. Trondheim.

Tilgjengelig på:

http://www.luftkvalitet.info/Libraries/Rapporter/Årsrapport_luft_2012.sflb.ashx (Åpnet: 3. juni 2019).

Nordstrom, D. K. og Alpers, C. N. (1999) «Geochemistry of acid mine waters», 6, s. 133–160.

Nøst, T. (2015) *Vannovervåkning i Trondheim 2015, Miljøenheten*. Tilgjengelig på:

<https://docplayer.me/108546396-Trondheim-kommune-miljoenheten-city-of-trondheim-department-of-environment-rapport-report.html> (Åpnet: 14. mai 2019).

Nøst, T., Fremstad, E. og Thingstad, P. G. (2007) *Nidelva, Trondheims hjerte - Vannkvalitet*.

Trondheim. Tilgjengelig på:

https://www.ntnu.no/c/document_library/get_file?uuid=53bb4e91-9834-44d2-8c2e-f0e8e0b227e5&groupId=10476 (Åpnet: 14. mai 2019).

Nriagu, J. O. (1990) «The rise and fall of leaded gasoline», *The Science of the Total Environment*, 92, s. 13–28. doi: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90318-O](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90318-O).

NVE (2015a) *Forbygning mot erosjon i Nidelva ved Arildsløkken i Trondheim - NVE*.

Tilgjengelig på: [https://www.nve.no/vann-vassdrag-og-miljo/nves-utvalgte-](https://www.nve.no/vann-vassdrag-og-miljo/nves-utvalgte-kulturminner/vassdragstekniske-anlegg/forbygning-mot-erosjon-i-nidelva-ved-arildsløkken-i-trondheim/)

[kulturminner/vassdragstekniske-anlegg/forbygning-mot-erosjon-i-nidelva-ved-arildsløkken-i-trondheim/](https://www.nve.no/vann-vassdrag-og-miljo/nves-utvalgte-kulturminner/vassdragstekniske-anlegg/forbygning-mot-erosjon-i-nidelva-ved-arildsløkken-i-trondheim/) (Åpnet: 14. mai 2019).

NVE (2015b) *Sedimenttransport, NVE*. Tilgjengelig på:

<https://www.nve.no/hydrologi/erosjon-og-sedimenttransport/sedimenttransport/> (Åpnet: 5. mars 2019).

Nybø, K. (2018) «Longyearbyens historie: Derfor er det enklere å drive gruvedrift på Svalbard enn andre steder i verden», *Svalbardposten*. Tilgjengelig på:

<https://svalbardposten.no/historie/derfor-er-det-enklere-a-drive-gruvedrift-pa-svalbard-enn-andre-steder-i-verden/19.10049> (Åpnet: 4. februar 2019).

Ødegård, M. (1995) *The significance of analytical procedure In geochemical and*

environmental studies. Tilgjengelig på:

https://www.ngu.no/FileArchive/NGUPublikasjoner/Bulletin427_100-103.pdf (Åpnet: 19. april 2019).

Ottesen, R., Almklov, P. G. og Tijhuis, L. (1995) *Innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter i overflatejord fra Trondheim*. Trondheim.

Ottesen, R. T., Bogen, J., Bølviken, B. og Volden, T. (1989) «Overbank sediment: a representative sample medium for regional geochemical mapping», *Journal of Geochemical Exploration*. Elsevier, 32(1–3), s. 257–277. doi: 10.1016/0375-6742(89)90061-7.

Ottesen, R. T., Bogen, J., Finne, T. E., Andersson, M., Dallmann, W. K., Eggen, O. A., Jartun, M., Lundkvist, Q., Pedersen, H. R. og Volden, T. (2010) *Geochemical atlas of Norway, part 2: Geochemical atlas of Spitsbergen*. Trondheim: NGU.

Ottesen, R. T., Langedal, M., Cramer, J., Elvebakk, H., Finne, T. E., Haugland, T., Jæger, Ø., Longva, O., Storstad, T. M. og Volden, T. (2000) *Forurenset grunn og sedimenter i Trondheim kommune: Datarapport*. Trondheim. Tilgjengelig på:

https://www.ngu.no/FileArchive/NGURapporter/2000_115.pdf (Åpnet: 23. april 2019).

Palm, E. (2014) «Den siste vakta», *Svalbardposten*. Tilgjengelig på:

<https://svalbardposten.no/nyheter/den-siste-vakta/19.4484> (Åpnet: 1. februar 2019).

Park, C. C. (2007) *A dictionary of environment and conservation*. Oxford University Press.

Patterson, C. (1956) «Age of meteorites and the earth», *Geochemica et Cosmochimica Acta*, 1956, Vol.10. Tilgjengelig på:

https://websites.pmc.ucsc.edu/~rcoe/eart206/Patterson_AgeEarth_GeoCosmoActa56.pdf (Åpnet: 3. mai 2019).

Pedersen, B. (2018a) *Arsen*, *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/arsen> (Åpnet: 7. april 2019).

Pedersen, B. (2018b) *Barium*, *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/barium> (Åpnet: 15. april 2019).

Pedersen, B. (2018c) *Kalsium*, *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/kalsium> (Åpnet: 15. april 2019).

Pedersen, B. (2018d) *Kobber*, *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/kobber>

(Åpnet: 15. april 2019).

Pedersen, B. og Kofstad, P. K. (2018a) *Kadmium*, *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/kadmium> (Åpnet: 15. april 2019).

Pedersen, B. og Kofstad, P. K. (2018b) *Nikkel*, *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/nikkel> (Åpnet: 15. april 2019).

Pedersen, B. og Kofstad, P. K. (2019a) *Fosfor*, *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/fosfor> (Åpnet: 15. april 2019).

Pedersen, B. og Kofstad, P. K. (2019b) *Magnesium*, *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/magnesium> (Åpnet: 15. april 2019).

Pedersen, B. og Kofstad, P. K. (2019c) *Vanadium*, *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/vanadium> (Åpnet: 16. april 2019).

Petersén, A. H., Sandvik, P. U. og Sveistrup, T. E. (2015) «The rural–urban connection as revealed in the terrestrial sediments at Nidarneset, Trondheim, Norway», *Journal of Archaeological Science: Reports*, 2, s. 389–404. doi: 10.1016/j.jasrep.2015.03.008.

Pettersson, L.-E. (2001) *Flomberegning for Nea-Nidelvvassdraget*. Tilgjengelig på: http://publikasjoner.nve.no/dokument/2001/dokument2001_05.pdf (Åpnet: 14. mai 2019).

Piepjohn, K., Stange, R., Jochmann, M. og Hübner, C. (2012) *Longyearbyens geologi*. Longyearbyen feltbiologiske forening. Tilgjengelig på: https://folk.uio.no/hanakrem/svalex/Papers_and_extended_abstracts/Jochmann-Longyearbyen-nor.pdf (Åpnet: 27. januar 2019).

Puchelt, H., Kramar, U., Cumming, G. L., Krstic, D., Noltner, T. H., Schottle, M. og Schweikle, V. (1993) *Anthropogenic Pb contamination of soils, southwest Germany*, *Applied Geochemistry*. doi: 10.1016/S0883-2927(09)80014-0.

Puchelt, H., Kramar, U., Cumming, G. L., Krstic, D., Nöltner, T., Schöttle, M. og Schweikle, V. (1993) «Anthropogenic Pb contamination of soils, southwest Germany», *Applied Geochemistry*. doi: 10.1016/S0883-2927(09)80014-0.

Ramberg, I. B., Bryhni, I., Nøttvedt, A. og Rangnes, K. (2013) «Landet blir til», i Rangnes, K. (red.). Norsk Geologisk Forening, s. 225–230.

Reedy, T. J. og Reedy, C. L. (1988) *Statistical Analysis in Art Conservation Research*.

Tilgjengelig på: <https://play.google.com/books/reader?id=1Y5OAgAAQBAJ&pg=GBS.PP1>
(Åpnet: 25. mai 2019).

Reimann, C. og de Caritat, P. (1998) *Chemical Elements in the Environment*. Springer-Verlag.

Reimann, C. og Garrett, R. G. (2005) «Geochemical background-concept and reality». doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.01.047.

Reite, A. J., Sveian, H. og Erichsen, E. (1999) «Trondheim fra istid til nåtid». Tilgjengelig på: http://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Grasteinen/Graasteinen05_Trondheim.pdf.

Revitt, D. M., Shutes, R. B. E., Jones, R. H., Forshaw, M. og Winter, B. (2004) «The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions», *Science of the Total Environment* 334 – 335. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.04.046.

Rogers, J. D. (2008) «Development of the New Orleans Flood Protection System prior to Hurricane Katrina», *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 134(5).

Roset, M. (2014) *Kartlegging av miljøtilstand i området Tiller deponi i Trondheim med hensyn på tungmetaller, og vurdering av vannkvalitet i dreneringsbekker i området til Nidelva*. NTNU. Tilgjengelig på: https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/247980/724519_FULLTEXT01.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Åpnet: 29. april 2019).

Rosnes, A. H. (2015) *Geokjemisk kartlegging og vurdering av mulige kilder og mobiliseringsmekanismer for bly i Sumstad vannverk, Roan kommune i Sør-Trøndelag*. NTNU. Tilgjengelig på: https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/bitstream/handle/11250/2350419/13054_FULLTEXT.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Åpnet: 11. mai 2019).

Rosvold, K. (2017) *Bybranner i Trondheim, Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: https://snl.no/bybranner_i_Trondheim (Åpnet: 14. mai 2019).

Rosvold, K. A. (2019) *Trondheim, Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/Trondheim#-Middelalderen>.

Rui, I. J. (2018) *Berghald, Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/berghald> (Åpnet: 4. mai 2019).

Saaltink, R., Griffioen, J., Mol, G. og Birke, M. (2014) «The GEMAS Project Team». doi: 10.1007/s11368-013-0779-y.

Sæther, O. M., Rosnes, A. H., Jæger, Ø., Dagestad, A. og Brattli, B. (2017) «Geokjemisk kartlegging og vurdering av mulige kilder og mobiliseringsmekanismer for bly i en løsmasseakvifer», *Norsk vannforening*. Tilgjengelig på: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2017/11/Sæther.pdf?fbclid=IwAR3YtxMgBCxMMz5wdJkAOJ49ObrRsrC_3PdV1nzfIH1IDmJqhEDLGrWmOe0 (Åpnet: 4. mai 2019).

Saint-Laurent, D., St-Laurent, J., Hähni, M., Ghaleb, B. og Chapados, C. (2010) «Using Lead Concentrations and Stable Lead Isotope Ratios to Identify Contamination Events in Alluvial Soils», *Applied and Environmental Soil Science*. Hindawi, 2010, s. 1–12. doi: 10.1155/2010/235210.

Sangster, D. F., Outridge, P. M. og Davis, W. J. (2000) «Stable lead isotope characteristics of lead ore deposits of environmental significance», *Environmental Reviews*. NRC Research Press Ottawa, Canada , 8(2), s. 115–147. doi: 10.1139/a00-008.

Sanjuán, P. A., Borrajo, J. F. L., Rupérez, J. L. og Cortés, A. G. (2014) «A geochemical study of overbank sediments in an urban area (Madrid, Spain)», *Environmental Geochemistry and Health*. Springer Netherlands, 36(6), s. 1129–1150. doi: 10.1007/s10653-014-9624-5.

Sellgren, K. C. (2006) *Kvartærgeologisk utvikling av Tillerområdet i Trondheim*. NTNU.

Setså, R. (2018) *Ønsker permanent steinlager på Svalbard*, *geoforskning.no*. Tilgjengelig på: <http://www.geoforskning.no/nyheter/grunnforskning/1892-onsker-permanent-steinlager-pa-svalbard> (Åpnet: 8. mars 2019).

Sheets, B. A., Hickson, T. A. og Paola, C. (2002) «Assembling the stratigraphic record: depositional patterns and time-scales in an experimental alluvial basin», *Basin Research*. John Wiley & Sons, Ltd (10.1111), 14(3), s. 287–301. doi: 10.1046/j.1365-2117.2002.00185.x.

Shirahata, H., Elias, R. W., Patiersoi, C. C. og Koide, M. (1980) «Chronological variations in concentrations and isotopic compositions of anthropogenic atmospheric lead in sediments of a remote subalpine pond*». doi: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(80\)90127-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(80)90127-1).

SNL (2018) *Meander*, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/meander> (Åpnet: 12. mai 2019).

SNSK (2001) *Levetid og produksjon*, *Store Norske Spitsbergen Kulkompani AS*. Tilgjengelig

på: <https://archive.is/20010521192849/http://www.snsk.no/internet/no/historie/levetid.htm>
(Åpnet: 1. februar 2019).

SSB (2018a) 06462: *Jordbruksareal, etter bruken (dekar) (K) 1969 - 2018*. Statistikkbanken, Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig på: <https://www.ssb.no/statbank/table/06462/> (Åpnet: 14. mai 2019).

SSB (2018b) 07081: *Utslipp av tungmetaller og organiske miljøgifter fra kommunale avløpsanlegg 50 pe eller mer 2007 - 2017*. Statistikkbanken, Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig på: <https://www.ssb.no/statbank/table/07081/> (Åpnet: 29. april 2019).

SSB (2018c) 08943: *Tungmetaller (kg), etter kilde (aktivitet), komponent, statistikkvariabel og år*. Statistikkbanken, Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig på: <https://www.ssb.no/statbank/table/08943/tableViewLayout1/> (Åpnet: 29. april 2019).

SSB (2019) 11342: *Areal og befolkning i kommuner, fylker og hele landet (K) 2007 - 2019*. Statistikkbanken, Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig på: <https://www.ssb.no/statbank/table/11342/> (Åpnet: 14. mai 2019).

Statens forurensingstilsyn (2009) *Forslag til stasjonsnett for miljøgifter i ferskvannbasisovervåking*. Tilgjengelig på: <https://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/tema-a-a/overvakning/stasjonsnett/basisovervaaking-miljogifter-ferskvann.pdf> (Åpnet: 29. april 2019).

Statens vegvesen (2018a) *Vannforurensning | Statens vegvesen*. Tilgjengelig på: <https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/miljo+og+omgivelser/forurensning/vann/vannforurensning> (Åpnet: 29. april 2019).

Statens vegvesen (2018b) *Vannforurensning | Statens vegvesen*. Tilgjengelig på: <https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/miljo+og+omgivelser/forurensning/vann> (Åpnet: 30. mai 2019).

Statens Vegvesen (2015) *Om prosjekt E6 Trondheim - Melhus | Statens vegvesen*. Tilgjengelig på: <https://www.vegvesen.no/Europaveg/e6trondheim/Nyhetsarkiv/om-prosjekt-e6-trondheim-melhus> (Åpnet: 14. mai 2019).

Statkraft (2017) *Trondheim | statkraft varme*. Tilgjengelig på: <https://www.statkraftvarme.no/om-statkraftvarme/vare-anlegg/norge/trondheim/> (Åpnet: 14.

mai 2019).

Stenius, S. (2016) *Flomberegning for Longyearelva*. Tilgjengelig på:

http://publikasjoner.nve.no/oppdragsrapportA/2016/oppdragsrapportA2016_07.pdf (Åpnet: 17. mai 2019).

Strinda historielag (2017) *Trondhjem Gassverk*. Tilgjengelig på:

https://www.strindahistorielag.no/wiki/index.php?title=Trondhjem_Gassverk (Åpnet: 15. mai 2019).

Svalbardkartet (2014) *Svalbardkartet, Norsk Polarinstitutt*. Tilgjengelig på:

<https://svalbardkartet.npolar.no/Html5Svb/index.html?viewer=Svalbardkartet>.

SVV (2019) *Vegkart 2019.5.0, Statens Vegvesen*. Tilgjengelig på:

[https://www.vegvesen.no/vegkart/vegkart/#kartlag:geodata/hva:\(~\(farge:'2_0,id:44\)\)/@266869,7030907,11](https://www.vegvesen.no/vegkart/vegkart/#kartlag:geodata/hva:(~(farge:'2_0,id:44))/@266869,7030907,11) (Åpnet: 18. mai 2019).

Swennen, R., van der Sluys, J., Hindel, R. og Brusselmans, A. (1998) «Geochemistry of overbank and high-order stream sediments in Belgium and Luxembourg: a way to assess environmental pollution», *Journal of Geochemical Exploration*. Elsevier, 62(1–3), s. 67–79. doi: 10.1016/S0375-6742(97)00056-3.

Sysselmannen på Svalbard (2012) *Svalbards geologi*. Tilgjengelig på:

<https://www.sysselmannen.no/Toppmeny/Om-Svalbard/Geologi/> (Åpnet: 15. januar 2019).

Taylor, S. R. og McLennan, S. M. (1995) «The geochemical evolution of the continental crust», *Reviews of Geophysics*. John Wiley & Sons, Ltd, 33(2), s. 241. doi: 10.1029/95RG00262.

Thomsen, E. (2009) *Fakta om kull - det svarte gull*. Tilgjengelig på:

[https://uit.no/Content/153090/Geo11_Fakta om kull.pdf](https://uit.no/Content/153090/Geo11_Fakta%20om%20kull.pdf) (Åpnet: 20. januar 2019).

Thornton, I. (1990) *Soil contamination in urban areas, Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. doi: 10.1016/S0031-0182(12)80026-5.

Thornton, I., Bullock, P. og Gregory, P. J. (1991) *Soils in the Urban Environment - Kap 4. Metal contamination of soils in urban areas*. John Wiley & Sons.

Thornton, I., Culbard, E., Moorcroft, S., Watt, J., Wheatley, M., Thompson, M. og Thomas, J. (1985) «Metals in urban dusts and soils», *Environmental Technology Letters*, 6, s. 137–144.

doi: 10.1080/09593338509384329.

Thuesen, N. P. og Barr, S. (2019) *Svalbard, Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/Svalbard> (Åpnet: 1. februar 2019).

Tijhuis, L. (2003) *The Geochemistry of the Topsoil in Oslo, Norway*. NTNU.

TopoSvalbard (2019) *TopoSvalbard - Norsk Polarinstitutt, Norsk Polarinstitutt*. Tilgjengelig på: <https://toposvalbard.npolar.no/> (Åpnet: 10. februar 2019).

Torp, H., Fremstad, E. og Thingstad, P. G. (2007) *Nidelva, Trondheims hjerte - Nidelva som energikilde*. Tilgjengelig på: https://www.ntnu.no/c/document_library/get_file?uuid=53bb4e91-9834-44d2-8c2e-f0e8e0b227e5&groupId=10476 (Åpnet: 14. mai 2019).

Trondheim kommune (2019) *Aktsomhetskart forurenset grunn - Trondheim kommune, Trondheim.kommune.no*. Tilgjengelig på: <https://www.trondheim.kommune.no/aktsomhetskartforurensetgrunn/> (Åpnet: 23. april 2019).

Trondheim Renholdsverk (2018) *Historikk - Trondheim Renholdsverk*. Tilgjengelig på: <https://trv.no/om-oss/historie/> (Åpnet: 14. mai 2019).

Ulvang, R. (1995) *Tungmetaller i veistøv - Masteroppgave*. NTNU.

USDA (2017) *Soil Survey Manual Soil Science Division Staff Agriculture Handbook No. 18*. Tilgjengelig på: <https://www.iec.cat/mapasols/DocuInteres/PDF/Llibre50.pdf> (Åpnet: 23. april 2019).

Valmot, O. R. (2018) *Sporene av hundre års kullgruvedrift på Svalbard skal fjernes, Tu.no*. Tilgjengelig på: <https://www.tu.no/artikler/sporene-av-hundre-ars-kullgruvedrift-pa-svalbard-skal-fjernes-det-koster/454305> (Åpnet: 4. februar 2019).

Veidekke (2017) *Veidekke bygger Nye Nidarøhallen i Trondheim - Pressemeldinger - Veidekke i Norge*. Tilgjengelig på: <http://veidekke.no/om-oss/nyheter-og-media/pressemeldinger/article24999.ece> (Åpnet: 14. mai 2019).

Vile, M. A., Wieder, K. R. og Novak, M. (2000) «Research 200 Years of Pb Deposition throughout the Czech Republic: Patterns and Sources», *Environmental science & technology*, 34. doi: 10.1021/es990032q.

Visschedijk, A. H. J., Denier van der Gon, H. A. C., Hulskotte, J. H. J. og Quass, U. (2012)

«Anthropogenic Vanadium emissions to air and ambient air concentrations in North-West Europe». doi: 10.1051/e3sconf/20130103004.

De Vos, W., Batista, M. J., Pirc, S. og O'Connor, P. J. (2006) *Distribution of elements in stream sediment, J. Locutura*. Tilgjengelig på:

<http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/articles/Sediment.pdf> (Åpnet: 4. mars 2019).

Wang, M., Xiao, L., Li, Q., Wang, X. og Xiang, X. (2009) «Leaching of vanadium from stone coal with sulfuric acid», *Rare Metals*, 28, s. 1–4. doi: 10.1007/s12598-009-0001-y.

Wanvik, M. (2017) *Øya og Gangbrua pumpestasjoner*.

Webb, J. S., Nichol, I., Foster, R., Lowenstein, P. L. og Howarth, R. J. (1973) *Provisional Geochemical Atlas of Northern Ireland*.

Webb, J. S., Thornton, I., Thompson, M., Howarth, R. J. og Lowenstein, P. L. (1978) *The Wolfson Geochemical Atlas of England and Wales*.

Wei, B. og Yang, L. (2009) «A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China», *Microchemical Journal*, 94, s. 99–107. doi: 10.1016/j.microc.2009.09.014.

WHO (2000) *Chapter 6.12 - Vanadium*. Tilgjengelig på:

http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0016/123082/AQG2ndEd_6_12vanadium.PDF (Åpnet: 28. mai 2019).

Wibetoe, G. (2018a) *Analyse – kjemi, Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig på:

https://snl.no/analyse_-_kjemi (Åpnet: 11. mai 2019).

Wibetoe, G. (2018b) *ICP, Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <https://snl.no/ICP> (Åpnet: 11. mai 2019).

Wilson, M. A. (2009) *TalusConesIsfjorden*. Tilgjengelig på:

<https://commons.wikimedia.org/wiki/File:TalusConesIsfjorden.jpg> (Åpnet: 14. februar 2019).

Wolff, F. C. (1976) *Geologisk kart over Norge, berggrunnskart TRONDHEIM 1:250.000*.

Wyman, B. C. og Stevenson, L. H. (1991) «The Facts on File Dictionary of Environmental Science», *Journal of Wildlife Management* 21(4). Tilgjengelig på:

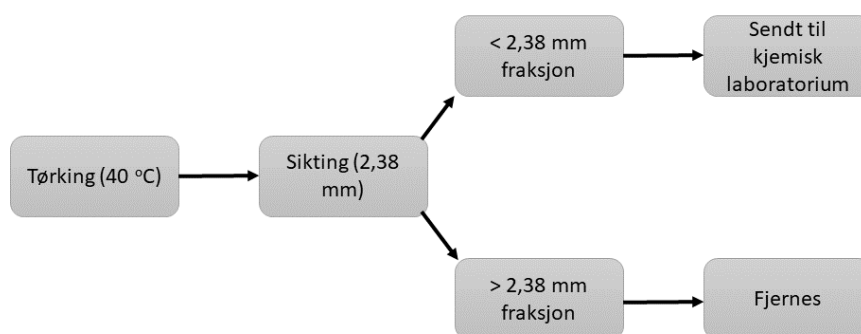
https://www.researchgate.net/publication/255233607_The_Facts_on_File_Dictionary_of_Environmental_Science.

Vedlegg

Vedlegg A

Oppredningslaboratoriet

Dette kapittelet innebærer prøveprepareringen som ble gjort på oppredningslaboratoriet. Den første delen av prøveprepareringen foregikk på denne labben der prøvene ble tørket og siktet. Figur 101 illustrerer rekkefølgen til disse prosessene.



Figur 101: Sekvens for prøvepreparering, fra venstre til høyre. Figuren er modifisert fra Moe (2015).

Tørking

Det første steget i prepareringen av prøvene innebar tørking. Følgende utstyr ble brukt i denne prosessen:

- Tørkeskap
- A4-ark
- Stålbrett

Prøver ble tatt ut av prøveemballasjen og fordelt utover hvert sitt papirark. Papirarkene ble markert med prøvenummeret og plassert i et stålbrett, som kan ses i Figur 102. Hvert brett hadde plass til to prøver. Brettene ble deretter plassert fire dager i tørkeskap på 40 °C. Dette ble gjort for å fjerne all fuktighet. Selv om metoden er langsom, kan den gjøres under en oksygenfattig atmosfære for å hindre oksidasjon (Johnson *mfl.*, 2011). Etter å ha blitt tørket ble prøvene lagt i en papirpose og markert med prøvenummer.



Figur 102: Viser stålbrett og papirark med prøvematerialet som ble satt til tørking i fire dager.

Sikting

- Stålsikt med maskeåpning på 2,38 mm
- Skje
- Lufttrykksblåser
- Etanol og tørkepapir
- Benk med avsug

Som følge av tørkingen hadde deler av prøvene konsentrert seg i klumper. Spesielt gjaldt dette prøvene med stort innhold av leire og silt, eksemplifisert med prøve SM4.1 i figur 103. I disse tilfellene ble klumpene av sediment knust ved hjelp av en stålskje. Neste steg innebar sikting som ble manuelt utført ved bruk av en stålsikt. Fragmentene over 2,38 mm ble fjernet. Dette innebar overflødig grus, sand, organisk materiale og avfall som ikke var representativt for jordsammensetningen og kunne frembringe uregelmessige data under analyse (Johnson mfl., 2011). Figur 104 viser fragmenter som ble fjernet ved sikting.

Utstyret ble vasket med etanol og tørkepapir mellom hver prøve for å unngå eventuell kontaminering. Arbeidsbenken og utstyret ble også rengjort med lufttrykksblåser. Siktingen foregikk på en benk med avsug for å redusere mengden støvpartikler. På grunn av mye støy var verneutstyr nødvendig.



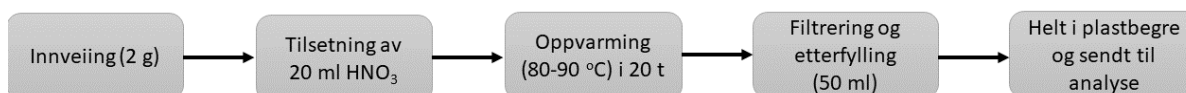
Figur 103: Siktingen av prøvene førte til fjerning av fragmentene $>2,38$ mm.



Figur 104: Siktingen av prøvene etterlot fragmenter $<2,38$ mm.

Kjemisk-mineralogisk laboratorium

Analysedelen innebar oppløsning av prøvematerialet i syre etterfulgt av filtrering. Denne delen kan deles inn i to dager: dag A og dag B. Målet for disse dagene var å lage en løsning ut i fra prøvematerialet som kan analyseres ved hjelp av ICP-MS. Totalt ble rundt 18 prøver preparert hver dag, i tillegg til to-tre duplikater og tre blankprøver. Dette ga et totalt antall på ~24 prøver hver dag. Figur 105 illustrerer rekkefølgen på prøveprepareringen under andre del av prøveprepareringen.



Figur 105: Prøvesekvensen for prøveprepareringen på kjemisk-mineralogisk laboratorium.

Dag A: Syreopløsning

I løpet av dag A ble følgende utstyr tatt i bruk:

- Vekt med fire desimaler
- Vektskål
- Erlenmeyerkolbe (50 ml)
- Urglass
- Salpetersyre (HNO₃), 65%
- Varmeplate
- Pipette
- Laboratoriefrakk og briller

Prosedyre

Rundt 2,00 g sediment fra hver prøve ble lagt i en skål. Eksakt vekt ble notert med fire desimaler. Det oppveide prøvematerialet ble lagt i en kolbe med markert prøvenummer, mens skålen igjen ble veid og vekten notert. Dette var nødvendig for å beregne resterende prøvemengde som festet seg til skålen. Prøvenummer med vekt før og vekt etter ble notert i en tabell. Etter bruk ble vektskålen og stålskjeen nøye vasket med etanol og tørket med papir før oppveiging av neste prøve.

Etter innveiging ble kolbene plassert på en oppvarmingsbenk og tilsatt 20 ml salpetersyre (HNO₃) ved hjelp av en pipette, vist i figur 106. Dette ble gjort i fire omganger (5 ml x 4). Kolbene ble forsiktig rotert et par ganger slik at materialet og syren ble fullstendig blandet. Oppvarmingsbenken ble påskrudd og prøveløsningene varmet opp til 80-90 °C. Et urglass ble lagt over hver kolbe. Prøvene stod under oppvarming til neste dag. Hele prosessen med bruk av syre foregikk under et avlukke.



Figur 106: Viser noen prøver satt på varmebenken. Bildet ble tatt før tilsetningen av syre.

Dag B: Filtrering

I løpet av dag B ble følgende utstyr tatt i bruk:

- Salpetersyre (HNO_3), 65%
- Stativ
- Målekolber i glass (50 ml)
- Glasstrakt
- Filtreringspapir
- Plastbeger (50 ml)
- Destillert vann
- Parafilm
- Laboratoriefrakk og briller

Prosedyre:

Etter 20 timer under oppvarming ble temperaturen skrudd ned og løsningene avkjølt til romtemperatur. To stativer ble satt opp med 12 glasstrakter fordelt utover. Brettet filterpapir ble lagt i traktene. Under hver glasstrakt var det plassert en målekolbe (50 ml). Dette oppsettet kan ses i figur 107. Deretter ble prøveløsningene tømt ut i traktene og den filtrerte løsningen

havnet i målekolbene. For å minske tapet av potensiell forurensning ble destillert vann brukt til å vaske ut rester av sedimenter i erlenmeyerkolbene og filterpapiret. Dette ble gjort tre-fire ganger, helt til målekolbene var fylt opp til 50 ml. Deretter ble parafilm lagt over kolbeåpningen og prøvene snudd sju ganger for å blande prøvene og det tilsatte vannet. Destillert vann ble igjen brukt for å etterfylle løsningen slik at volumet nådde opp til nøyaktig 50 ml-linjen på kolbene. Til slutt ble løsningene tømt i plastbeger med lokk med et nytt randomisert prøvenummer. Prøvene var nå klargjort til analyse.



Figur 107: Viser oppsettet for prøvefiltreringen.

Vedlegg B - Analyseresultater

	J.nr.	180844	180845	180846	180847	180848	180849	180850	180851	180852	180853	180854	180855	180856	180857	180858
	Pr.nr															
	Pr. mrk.	SM3 -3,4	SB -19,3	SM3 -3,7	SB -11,2	SB -19,2	SB -18,3	SB -15,2	SB -1,2	SM3 -3,3	N1 -1,4	SB -15,1	SM4 -4,4	N2 -2,3	N1 -1,5	SB -19,1
Element	Masse	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Na	23	624	611	681	1430	513	401	348	266	595	509	337	352	532	466	344
Mg	24	18200	5640	17900	3110	4460	3530	4740	4580	20100	11700	4330	7930	10300	10900	4500
Al	27	31200	25600	29200	22200	22800	14100	18900	18100	32700	15700	19200	20600	12500	14300	19900
P	31	640	761	643	1190	679	602	717	707	584	834	671	662	404	892	680
K	39	8450	7630	8490	10700	6890	3950	5560	4890	9550	2300	5250	4610	1790	2110	5850
Ca	43	6220	2390	6520	849	1590	1800	2280	1830	6660	11000	1770	3440	8080	11000	1720
Ti	48	1740	47,4	1570	84,5	44,6	11,1	23,6	12,9	1750	1200	25,4	1450	1050	1100	35,4
V	51	91,2	78,9	80,7	204	77,7	54,7	65,3	66,2	89,1	57,5	69,2	92,0	46,2	52,8	66,0
Cr	52	124	48,7	110	56,0	44,9	30,1	38,0	38,2	123	76,3	39,0	86,6	68,5	75,8	39,1
Mn	55	622	619	591	166	375	386	466	522	647	639	484	276	525	592	414
Fe	57	38100	35000	35500	67900	34700	27500	31900	34800	39200	24300	33700	36200	21100	22700	32100
Ni	58	133	84,9	118	90,9	77,3	60,3	77,1	79,6	130	73,5	71,7	65,8	54,7	63,7	66,4
Co	59	21,5	18,3	20,5	7,76	16,3	13,2	15,9	16,9	23,2	13,8	14,9	7,15	8,84	13,0	13,9
Cu	63	36,5	28,2	36,8	36,4	22,9	20,4	24,2	26,0	38,6	32,7	23,2	14,3	9,78	35,0	34,6
Zn	64	133	105	130	78,1	87,4	81,7	84,9	88,5	126	169	77,6	58,1	68,8	161	75,5
As	75	3,89	12,5	3,13	76,9	14,8	12,0	12,9	13,1	4,26	4,30	13,8	1,62	1,46	4,14	12,4
Sr	87	47,1	58,0	52,7	240	38,9	40,9	55,2	41,6	54,8	54,0	39,6	23,5	39,0	50,8	40,0
Mo	98	1,89	0,443	<0,07	1,34	0,091	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	1,95	<0,07	0,251	<0,07
Cd	114	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,061	0,054	0,150	0,087	<0,04	<0,04	<0,04	0,105	<0,04
Cs	133	3,54	3,01	3,06	4,76	2,51	1,72	2,27	2,32	3,47	1,21	2,11	3,11	0,896	1,17	2,02
Ba	138	167	179	153	306	142	102	131	114	177	73,2	128	83,5	25,6	73,7	124
Pb	208	18,3	19,7	15,8	19,0	16,8	14,4	17,7	19,1	16,0	62,8	17,0	12,2	3,81	58,7	19,5
U	238	1,81	1,02	1,76	0,928	0,969	0,791	0,937	0,930	1,91	1,29	0,874	1,30	1,01	1,22	0,903
Pb	206	Intensitet (counts)	18039	15293	17166	15386	13239	16343	17885	15321	58823	15454	11675	3483	54782	17999
Pb	207	Intensitet (counts)	14547	15183	14503	12794	11177	13955	15098	12464	50374	13039	9462	2820	46827	15099
Pb	208	Intensitet (counts)	36122	37854	30900	35711	28147	34760	37624	30837	121558	32494	23583	7109	113845	38210

	J.nr.	180858	180859	180860	180861	180862	180863	180864	180865	180866	180867	180868	180869	180870
	Pr.nr	17	18	19	20	21	25	26	27	28	29	31	32	33
	Pr. mrk.													
Element	Masse	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Na	23	285	357	435	409	569	295	387	664	496	476	472	461	190
Mg	24	4570	4590	5350	4320	19500	19900	4970	19200	5750	5890	4110	15100	3660
Al	27	17900	16900	23600	20000	30200	24300	19700	33100	26400	26800	21300	17800	13700
P	31	710	667	687	637	467	489	710	662	782	805	585	458	1090
K	39	5010	5150	6730	6270	8870	3330	5720	9660	7510	7450	6730	1600	2930
Ca	43	1810	2230	1660	830	6290	5920	2030	6780	2130	2210	702	17400	2010
Ti	48	19,7	29,9	20,1	24,4	1610,0	1760,0	25,4	1770,0	30,5	25,3	31,5	1710,0	1140,0
V	51	59,9	62,0	101	89,0	78,5	83,1	68,3	87,9	80,0	80,8	101	93,7	78,8
Cr	52	36,2	34,7	48,3	44,6	110	149	39,1	120	50,2	50,8	47,8	90,1	63,4
Mn	55	434	548	540	224	635	480	483	611	577	590	249	582	158
Fe	57	34000	34900	37800	44300	36100	32800	33500	36800	36200	38100	39800	30400	29700
Ni	58	71,6	76,1	83,2	74,2	117	122	71,0	113	73,8	78,1	67,5	83,9	47,9
Co	59	14,7	17,0	21,9	12,3	22,5	18,5	15,8	21,3	22,5	23,3	12,3	19,5	4,03
Cu	63	23,6	26,6	30,7	60,1	37,7	33,9	24,0	37,0	33,7	35,3	34,4	52,0	17,0
Zn	64	77,9	84,7	116	87,1	112	160	81,9	122	110	112	84,9	105	36,4
As	75	13,0	15,6	19,8	25,0	3,59	2,45	15,3	3,90	13,4	13,4	21,7	4,47	2,01
Sr	87	41,5	50,2	113	72,3	49,0	29,5	44,0	52,9	51,8	52,2	81,7	48,5	12,9
Mo	98	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	1,54	1,18	0,842	0,935	0,625	0,627	0,322	0,948
Cd	114	< 0,04	0,077	0,112	< 0,04	< 0,04	0,295	0,329	0,187	0,275	0,144	0,048	0,073	0,065
Cs	133	1,97	1,97	3,39	2,80	3,01	2,25	2,08	3,25	3,14	3,18	3,05	0,791	2,58
Ba	138	118	132	246	172	161	148	121	167	148	147	216	35,4	54,6
Pb	208	18,2	18,2	18,5	23,5	13,1	10,1	17,8	16,2	20,9	21,8	21,0	13,3	12,7
U	238	0,909	0,998	0,992	0,923	1,75	1,01	0,906	1,78	1,19	1,24	1,00	0,924	1,09
Pb	206	Intensitet (counts)	16021	16770	16652	22145	9221	16112	15167	18721	19228	18223	11982	11797
Pb	207	Intensitet (counts)	13747	14009	13998	18682	7418	13438	12394	15914	16247	15175	10144	9557
Pb	208	Intensitet (counts)	34578	35127	34921	45669	18504	33923	30483	40286	41019	38030	24820	23875

	J.nr.	180871	180872	180873	180874	180874	180874	180875	180876	180877	180878	180879	180880	180881	180882	180883	180884
	Pr.nr	34	35	36	37	38	38	39	40	41	97	98	45	46	47	48	49
	Pr. mrk.	N1 -1,8	SB -14,1	SB -18,1	SB -2,3		SM2 -2,5	N1 -1,3	N2 -2,1	N2 -2,4	SM4 -4,5	SM1 -1,4	SB -4,1	SB -13,2	N2 -2,7	SB -11,1	
Element	Masse	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Na	23	535	407	272	243	302	358	387	399	319	311	344	551	625	536	503	
Mg	24	14700	3920	5160	5130	5200	13000	12600	9670	10500	6160	12300	5740	5710	12700	4470	
Al	27	17800	22100	18300	18500	21000	22000	15400	11000	10400	16400	20500	28100	34600	13300	19000	
P	31	647	498	756	754	741	1160	791	393	449	1050	961	736	693	466	760	
K	39	3370	6580	4970	4700	5600	3870	1840	1500	1450	4280	2700	8130	10100	1830	6600	
Ca	43	13600	653	1960	918	955	8330	9760	6120	6260	3400	7560	2270	973	7520	916	
Ti	48	1430,0	59,3	15,1	12,1	20,7	1260	1160	963	822	1680	1150	45,1	115	1100	19,1	
V	51	60,8	103	65,6	57,1	64,6	69,3	51,2	37,0	32,7	89,4	63,5	86,3	140	44,7	98,8	
Cr	52	92,6	44,9	37,5	36,3	39,8	97,7	63,9	54,9	51,1	69,7	96,0	51,5	64,9	86,3	43,7	
Mn	55	609	541	613	518	471	607	558	437	364	215	586	507	460	481	262	
Fe	57	27700	31300	43500	40900	38300	27600	24800	18500	18800	34300	23600	33700	37800	22600	51800	
Ni	58	88,2	58,6	80,3	79,7	71,0	77,3	65,5	50,5	49,5	50,9	76,4	68,4	72,7	66,5	74,8	
Co	59	17,4	25,2	18,5	18,4	16,9	13,3	14,6	8,70	8,75	5,38	12,7	16,4	20,2	10,5	12,1	
Cu	63	41,2	24,6	27,3	31,2	33,4	35,9	35,3	11,2	8,01	15,7	39,1	24,8	32,1	11,1	39,6	
Zn	64	107	84,1	91,0	97,4	91,9	129	162	60,0	62,6	50,2	148	82,8	108	81,2	88,1	
As	75	5,62	16,0	17,7	15,9	16,1	2,26	4,33	2,02	1,78	2,08	1,62	12,2	19,1	2,43	27,9	
Sr	87	56,0	76,2	42,4	24,6	27,7	46,8	53,8	30,6	31,0	23,8	42,5	58,2	96,2	35,6	86,6	
Mo	98	0,901	2,50	1,24	0,929	0,852	0,950	0,593	0,222	< 0,07	0,710	0,603	2,68	1,36	0,610	0,862	
Cd	114	0,260	0,271	0,196	0,171	0,102	0,198	0,176	< 0,04	0,040	0,067	0,527	0,481	0,478	0,347	0,360	
Cs	133	1,39	2,84	2,07	2,25	2,36	2,49	1,10	0,790	0,795	3,19	2,29	3,12	4,49	0,912	3,04	
Ba	138	69,0	213	115	80,0	91,7	119	64,2	23,1	21,9	81,3	130	185	265	26,9	192	
Pb	208	20,6	14,0	19,6	22,5	21,1	19,5	50,2	4,10	4,23	14,3	19,2	19,2	18,6	4,99	17,4	
U	238	1,28	0,924	0,894	0,974	0,980	1,79	1,17	0,920	0,903	1,34	1,17	0,919	1,06	1,04	1,01	
Pb	206	Intensitet (counts)	18516	12846	17628	20038	19153	17621	47405	3570	3442	13176	17608	17607	16886	4183	15834
Pb	207	Intensitet (counts)	15397	10729	14925	17286	16425	14575	40326	2735	2676	10668	14723	14578	13967	3388	13298
Pb	208	Intensitet (counts)	38142	26444	36905	42605	40375	35805	97234	6899	6905	26373	36305	36066	34712	8361	33038

	J.nr.	180884	180885	180886	180887	180888	180889	180890	180891	180891	180892	180893	180894	180895	180896	180897	180898
	Pr.nr	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	67	68
	Pr. mrk.		N1-1,1	SB-16,3	N2-2,2	SM2-2,1	N1-1,6	SM2-2,4	SM2-2,3		SB-4,3	N2-2,5	SB-1,1	SM4-4,2	SM4-4,1	SM3-3,1	SB-12,3
Element	Masse	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Na	23	462	515	304	474	682	625	442	372	403	374	482	416	448	531	618	515
Mg	24	3450	10800	4330	11600	21000	10100	12400	11400	13500	5680	13200	6070	11100	17200	23400	4770
Al	27	14400	11800	15000	12000	31500	13400	22200	20900	24200	18500	11800	24300	27600	35400	36500	22700
P	31	645	966	666	448	482	546	1150	992	1130	794	552	835	569	620	442	694
K	39	5070	1860	3900	1650	6530	1760	3730	3320	3630	4980	1520	6730	5440	6640	10400	7140
Ca	43	644	7660	1770	6570	7920	8370	9260	7240	8520	2600	7740	2330	4200	5630	6790	712
Ti	48	9,27	825	12,0	1020	1850	1050	1210	1160	1300	14,4	984	21,8	1810	2060	1920	27,6
V	51	78,8	41,2	48,5	39,9	82,6	44,2	69,9	63,3	72,4	56,5	39,7	75,5	95,1	106	94,5	98,7
Cr	52	35,2	60,1	31,2	62,2	137	65,3	93,0	97,1	102	37,3	60,7	45,9	102	125	133	49,3
Mn	55	201	632	472	407	434	439	488	410	474	553	528	645	364	627	718	229
Fe	57	43800	21700	30900	20900	33000	19500	25900	22000	25300	33700	24400	42800	46900	54700	44300	50700
Ni	58	63,8	63,3	66,6	59,7	110	50,2	70,9	63,4	74,4	69,3	69,8	80,9	72,0	107	135	73,1
Co	59	9,69	14,5	15,9	9,89	17,6	9,84	12,0	10,4	12,4	17,4	11,3	21,1	9,34	16,6	26,5	12,7
Cu	63	33,5	35,6	22,4	10,8	30,3	17,0	33,5	32,3	36,7	27,6	11,1	29,6	12,7	20,4	42,1	44,0
Zn	64	69,9	194	78,6	74,5	126	91,4	125	114	132	90,0	88,0	99,7	82,5	112	132	102
As	75	26,2	5,92	13,1	2,16	2,12	2,16	1,76	1,39	1,48	11,2	2,40	18,8	2,73	3,64	4,35	24,2
Sr	87	78,8	35,8	32,1	32,8	45,3	39,0	55,3	42,4	49,3	46,9	34,8	48,1	28,8	35,5	51,0	93,3
Mo	98	0,688	0,696	0,736	0,229	0,399	0,358	0,681	2,50	1,26	0,874	0,391	0,874	0,860	0,903	0,274	1,91
Cd	114	0,332	0,529	0,442	0,317	0,351	0,369	0,454	0,519	0,478	0,495	0,318	0,426	0,061	0,084	0,045	0,131
Cs	133	2,57	1,11	1,75	0,924	2,79	0,791	2,41	2,54	2,85	2,31	0,827	2,74	3,67	3,82	3,73	3,13
Ba	138	172	86,2	104	24,4	169	33,7	119	122	136	127	22,1	145	97,1	114	190	223
Pb	208	15,4	105	18,2	4,32	9,30	18,6	18,4	15,1	17,0	20,4	5,14	23,0	13,8	15,6	14,9	22,4
U	238	0,887	1,28	0,831	1,14	1,31	1,04	1,50	1,25	1,40	0,892	1,10	1,00	1,57	1,79	1,96	1,14
Pb	206	Intensitet (counts)	99300	16218	3562	8445	17018	16508	13613	15722	18578	4242	21027	12584	14365	14160	20617
Pb	207	Intensitet (counts)	11745	84547	13541	2768	6609	14240	11090	12830	15716	3382	17679	10109	11372	11261	17274
Pb	208	Intensitet (counts)	29117	205368	33534	7036	16490	33504	27494	31888	39057	8439	43867	25089	28516	28135	42949

	J.nr.	180899	180900	180901	180902	180902	180903	180904	180905	180906	180907	180908	180909	Ref1	Ref2	180910	180911	180912	180913	180914	180915	180916	180917
	Pr.nr.	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93
	Pr.mrk.	SM2-2,7	SB-2,1	SM2-2,2	SB-1,3		SM4-4,7	SB-5,1	SM1-1,6	SM1-1,2	N2-2,6	N1-1,2	SM2-2,6			SB-16,1	SM1-1,3	SB-7,1	SM1-1,7	SB-17,2	SM3-3,5	SB-4,2	SM1-1,5
Element	Masse	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Na	23	528	292	391	323	325	234	355	469	282	422	483	695	47,4	36,3	347	252	292	352	295	603	368	352
Mg	24	16800	7070	20000	5380	5710	2090	6130	13900	12000	13100	12500	17400	3430	3740	5380	9380	4600	13900	5090	24400	5610	13600
Al	27	18300	22400	26000	21500	21800	11400	23000	21000	20400	12700	15600	25400	162	186	20100	17600	17200	19900	17900	33700	21800	20900
P	31	929	1050	629	762	802	1620	992	1130	800	550	780	898	3170	3390	721	832	668	1230	712	797	778	1160
K	39	4190	5890	4430	5900	6090	3380	6400	3550	2300	1700	2340	6470	30100	32300	5710	2180	4770	3590	5120	9530	6210	3540
Ca	43	12600	2660	7930	2240	2320	3040	1760	9560	7450	6640	8570	10200	28600	30900	1880	6950	1340	9540	2030	7690	2230	8270
Ti	48	1330	14,4	1680	27,3	33,6	695	26,5	1210	1400	931	1200	1700	12,9	14,0	31,8	963	23,9	1170	21,3	1790	30,1	1200
V	51	0,003	58,2	76,8	73,1	81,6	28,3	76,7	66,5	59,1	41,4	53,8	75,0	0,299	0,310	69,0	53,4	56,5	63,5	59,4	90,5	70,4	67,0
Cr	52	0,007	81,3	44,9	116	42,2	34,6	43,7	91,3	99,0	58,9	75,1	116	1,21	1,13	39,0	81,6	34,1	85,8	35,3	124	42,9	93,8
Mn	55	0,005	653	912	498	547	85,8	716	645	401	409	565	582	183	198	554	468	421	664	579	702	525	678
Fe	57	0,2	30300	59300	32600	34500	9060	47800	28400	19400	22300	23800	30600	426	460	36800	16200	33300	28200	37500	48800	34700	26600
Ni	58	2	91,4	109	69,3	71,8	22,1	82,8	81,3	74,6	61,0	64,4	95,6	2,17	2,15	69,5	61,8	65,6	81,8	72,9	135	68,1	81,3
Co	59	0,01	17,6	23,6	16,3	19,2	19,8	1,87	14,5	9,94	10,9	13,7	17,6	0,246	0,251	17,9	8,45	15,6	14,6	18,3	25,0	16,8	13,5
Cu	63	0,02	43,4	37,8	29,4	25,0	19,0	30,9	41,1	42,9	11,6	37,1	71,5	4,98	4,33	25,5	35,3	22,5	44,6	26,1	42,1	24,7	41,6
Zn	64	0,02	143	121	148	96,0	32,2	106	140	133	81,5	179	136	57,6	62,0	91,3	139	81,6	146	95,0	138	85,3	150
As	75	0,1	3,46	18,9	1,79	16,7	2,33	17,1	2,67	1,01	1,76	5,09	3,43	0,136	<0,1	15,4	0,874	13,2	2,60	15,9	4,43	14,3	2,11
Sr	87	0,2	55,0	50,7	43,0	53,5	20,1	46,3	56,1	45,1	31,9	42,7	48,5	169	178	43,9	44,3	32,8	49,7	48,98	62,0	53,6	50,7
Mo	98	0,07	1,12	0,851	0,285	0,713	1,28	0,487	0,395	0,158	<0,007	2,17	2,11	0,488	0,351	0,500	0,355	0,537	0,550	2,46	0,863	0,869	0,592
Cd	114	0,04	0,131	0,234	0,085	0,235	0,109	0,152	0,184	0,441	<0,04	0,280	0,249	2,89	3,15	0,150	0,387	0,096	0,225	0,257	0,100	0,164	0,257
Cs	133	0,02	1,70	2,77	2,56	2,68	1,74	2,50	2,22	2,68	0,980	1,30	2,52	<0,02	0,022	2,29	2,35	1,94	2,34	2,12	3,58	2,49	2,49
Ba	138	0,004	83,2	133	160	145	64,8	139	119	182	25,2	76,7	124	46,9	49,5	127	157	113	122	126	178	145	135
Pb	208	0,004	17,4	25,6	10,3	20,4	21,7	20,9	22,3	11,4	4,56	125	17,9	0,860	0,867	19,6	11,7	18,4	22,8	20,4	19,6	20,1	22,1
U	238	0,02	1,55	1,19	1,27	0,942	1,01	0,959	1,09	1,41	1,33	1,35	1,65	<0,02	0,028	1,01	1,08	0,960	1,41	0,938	2,14	1,05	1,33
Pb	206	Intensitet (counts)	15689	23261	9470	18333	19496	19357	20133	10427	3813	116960	16688	-54	-229	17628	10745	16650	21471	18314	18758	17973	20671
Pb	207	Intensitet (counts)	12986	19627	7500	15268	16334	15960	16594	8386	3042	99239	13793	-39	-225	14970	8734	13926	17658	15339	15136	15119	17207
Pb	208	Intensitet (counts)	32471	48733	18717	38261	40868	39066	41463	20629	7601	241737	33605	-159	-542	37388	21600	35088	43397	38394	37509	37911	42443