

Undersøkelse av forurensning i jord i områder benyttet for burning av sankthansbål

Marie Tveit Vestbøstad

Kjemi

Innlevert: januar 2014

Hovedveileder: Øyvind Mikkelsen, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Sammendrag

Det er sterke tradisjoner for brenning av jonsokbål i Norge, og det har vært tradisjon for å brenne blant annet treavfall som har samlet seg opp i løpet av året. I denne oppgaven er det tatt prøver fra bål i strandsonen på Huglo og Espevær i Sunnhordland, samt prøver fra strandsonen i friluftsområdene Korsvika og Ringvebukta i Trondheim. Disse er analysert og resultatene er vurdert og diskutert for å finne ut hva slags avfall som er brent og i hvilken grad bål i strandsonen utgjør en miljøtrussel.

Det er sett på tungmetallene som inngår i Klima- og forurensningsdirektoratets tilstandsklasser for jord, samt et utvalg andre grunnstoff som potensielt kan utgjøre en helseskadelig risiko for å vurdere miljøfaren de prøvetatte områdene utgjør.

Det er store forskjeller mellom de to bålene som er prøvetatt. Bålplassen på Espevær er klart mer forurenset enn bålplassen på Huglo. Hele 79 % av prøvene fra bålet på Espevær har så høye konsentrasjoner av et eller flere tungmetaller at prøven klassifiseres som farlig avfall. Det er særlig høye verdier av bly, sink og arsen i prøvene fra Espevær. Korrelasjonsanalyser viser at det trolig er brent mye trykkimpregnert trevirke, samt malt trevirke på de to bålene i Sunnhordland.

Prøvene fra Korsvika og Ringvebukta har langt lavere konsentrasjoner av tungmetaller, og prøvene herfra indikerer at innholdet av tungmetaller i jorda her ikke utgjør noen helserisiko.

Undersøkelsene av jonsokbålene i Sunnhordland viser at det har blitt brent avfall som inneholder helskadelige stoffer som blir liggende igjen i naturen i form av aske. Undersøkelsene har således vist at jonsokbål kan utgjøre en kilde til farlig avfall som blir liggende igjen som et depot for miljøgifter i naturen.

Det foreslås å iverksette tiltak som opprydning i og rundt bålene for å hindre spredning av miljøgifter til omgivelsene. Særlig viktig er dette på Espevær, der hele bålet bør fjernes og erstattes med ren jord grunnet bålet status som farlig avfall.

Det foreslås videre å utføre bredere undersøkelser av bål geografisk spredt over hele Norge for å finne ut hvorvidt jonsokbål er en generell miljøtrussel, samt å styrke informasjonen omkring farlig avfall, miljøgifter og hva som ikke kan brennes ute i naturen.

Summary

There is a strong tradition of lighting fire during mid-summer in Norway, and it has been traditions of burning among other things, wood waste that has built up during the year. In this thesis, samples are taken from a fire in the coastal zone at Huglo and Espevær in Southern Hordaland as well as samples from the coastal zone in the recreational areas Korsvika and Ringvebukta in Trondheim. These are analyzed and the results are evaluated and discussed to determine what kind of waste is burned and to what extent bonfires in the coastal zone poses an environmental threat.

The heavy metals included in the Norwegian Climate and Pollution Agency's condition classes of soil, as well as a number of other elements that could potentially pose a health hazard risk, are evaluated to assess the environmental risk the sampled areas represent.

There are major differences between the two bonfires that are sampled. The bonfire site on Espevær is clearly more polluted than the bonfire site on Huglo. As much as 79% of the samples from the bonfire on Espevær have such high concentrations of one or more heavy metals that the sample is classified as hazardous waste. There are particularly high levels of lead, zinc and arsenic in the samples from Espevær. Correlation analysis shows that there's probably burned a lot of pressure treated wood and painted wood at the bonfire sites.

The samples from Korsvika and Ringvebukta have significant lower concentrations of heavy metals, indicating that the content of heavy metals in the soil in these recreational areas does not pose any health risks.

The Midsummer bonfires that has been studied in Southern Hordaland shows that there has been burned waste containing harmful substances that remains in the nature in the form of ash. The investigations have thus shown that bonfires can be a source of hazardous waste which remains as a depositary of pollutants in the environment.

It is proposed to initiate actions to clean-up in and around the bonfires to prevent the spread of contaminants to the environment. This is especially important in Espevær, where the entire bonfire should be removed and replaced with clean soil due to the bonfire's status as hazardous waste.

It is further proposed to perform broader investigations of bonfires geographically spread throughout Norway to determine whether bonfires are a general threat to the environment. Other actions could be to improve the information about hazardous waste, toxins and increase knowledge about what products that cannot be burned in the wild.

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved Institutt for kjemi ved Norges teknisk naturvitenskapelige universitet (NTNU). Veileder har vært Øyvind Mikkelsen, professor ved Institutt for kjemi, og jeg vil takke ham for hjelp med prøvetakingen i Trondheimsområdet og for rådgivning underveis i prosessen med skrivingen av oppgaven. Jeg vil takke overingeniør ved Institutt for kjemi, Syverin Lierhagen for arbeidet med analyse av prøvene og for veiledning rundt prepareringen av prøvene.

Takk til GSE Sandvik AS for generøst utlån av kontor plass på Stord.

Takk til Øyvind Tveit Vestbøstad for en flott båtferie til Espevær for å samle bålprøver, takk for nyttige tanker og diskusjoner, korrekturlesing og for at du er deg!

Innhold

1	INNLEDNING.....	1
1.1	Mål med oppgaven.....	1
1.2	Bakgrunn	2
2	TEORI.....	5
2.1	Geografi	5
2.1.1	<i>Huglo</i>	5
2.1.2	<i>Espevær</i>	6
2.1.3	<i>Korsvika</i>	7
2.1.4	<i>Ringvebukta</i>	8
2.2	Jord.....	9
2.3	Bål og forbrenningsreaksjoner.....	11
2.4	Impregnert trevirke.....	12
2.5	Maling	14
2.6	Metaller	15
2.6.1	<i>Krom, Cr</i>	16
2.6.2	<i>Nikkel, Ni</i>	16
2.6.3	<i>Kobber, Cu</i>	17
2.6.4	<i>Sink, Zn</i>	17
2.6.5	<i>Kadmium, Cd</i>	18
2.6.6	<i>Bly, Pb</i>	18
2.6.7	<i>Arsen, As</i>	20
2.6.8	<i>Kvikksølv, Hg</i>	20
2.6.9	<i>Kobolt, Co</i>	21
2.6.10	<i>Barium, Ba</i>	22
2.6.11	<i>Antimon, Sb</i>	22
2.7	Tilstandsklasser for jord.....	23
2.8	Instrumenter.....	25

2.8.1	<i>UltraClave</i>	25
2.8.2	<i>ICP-MS</i>	25
3	METODE	29
3.1	Introduksjon	29
3.2	Prøvetaking og feltarbeid	29
3.2.1	<i>Huglo og Espevær</i>	29
3.2.2	<i>Trondheim</i>	36
3.3	Preparering av prøver	39
3.4	Utstyr	41
3.5	Kvalitetskontroll	41
3.6	Databehandling	41
4	RESULTATER OG DISKUSJON	43
4.1	Kvalitetssikring og feilkilder	44
4.1.1	<i>ICP-MS</i>	44
4.1.2	<i>Prøvetaking</i>	45
4.1.3	<i>Preparering av prøver</i>	47
4.2	Oversikt over resultater	48
4.2.1	<i>Statistikk</i>	48
4.2.2	<i>Resultater og tilstandsklasser</i>	52
4.3	Tungmetaller	56
4.3.1	<i>Krom</i>	56
4.3.2	<i>Nikkel</i>	59
4.3.3	<i>Kobber</i>	61
4.3.4	<i>Sink</i>	63
4.3.5	<i>Kadmium</i>	65
4.3.6	<i>Bly</i>	67
4.3.7	<i>Arsen</i>	69
4.3.8	<i>Kvikksølv</i>	71
4.3.9	<i>Additiv effekt</i>	73
4.4	Andre giftige grunnstoff	75

4.4.1	<i>Kobolt</i>	75
4.4.2	<i>Barium</i>	78
4.4.3	<i>Antimon</i>	81
4.5	Korrelasjonsanalyser	84
4.5.1	<i>Kobber, krom og arsen</i>	84
4.5.2	<i>Bly og sink</i>	89
4.6	Blyisotoper.....	92
4.7	Øvrig diskusjon omkring resultatene	94
4.7.1	<i>Bålplassene</i>	94
4.7.2	<i>Tidevannssonen</i>	94
4.7.3	<i>Referanseprøvene</i>	95
4.7.4	<i>Tiltak</i>	96
5	KONKLUSJON.....	99
6	FORSLAG TIL VIDERE ARBEID	101
7	REFERANSER.....	105
	VEDLEGG A: RESULTATER FOR UTVALGTE METALLER I PRØVENE FRA HUGLO	II
	VEDLEGG B: RESULTATER FOR UTVALGTE METALLER I PRØVENE FRA ESPEVÆR.....	X
	VEDLEGG C: RESULTATER FOR UTVALGTE METALLER I PRØVENE FRA KORSVIKA OG RINGVEBUKTA	XVIII
	VEDLEGG D: KARTKOORDINATER FOR PRØVEPUNKTENE.....	XXII
	VEDLEGG E: ULTRACLAVERAPPORT	XXIV
	VEDLEGG F: UTREGNEDE ADDITIVE EFFEKTER.....	XXVI
	VEDLEGG G: FIGUR 1 FORSTØRRET	XXX
	VEDLEGG H: RISIKOANALYSE.....	XXXII

Figurer

Figur 1: Faksimile fra Sunnhordland torsdag 20. juni 2013 (Bjørkum, 2013). Se vedlegg G for større utgave.....	2
Figur 2: Bålplassen som ble prøvetatt på Huglo.....	5
Figur 3: UFO-ringen til venstre og bålet til høyre (gul ring).....	6
Figur 4: Stranden i Korsvika.....	7
Figur 5: Stranden i Ringvebukta.....	8
Figur 6: Forholdet mellom vekst, fertilitet og overlevelse (P), konsentrasjon av et essensielt grunnstoff (C_e) og konsentrasjonen av et ikke-essensielt grunnstoff (C_{ne}). Den stiplede linjen (d) viser til konsekvenser av total mangel på tilsynelatende ikke-essensielle stoffer som med tiden kan oppdages grunnet bedre analysemetoder. Figuren er hentet fra Sibly et al. (2006).....	15
Figur 7: Til venstre lav oppløsning og overlappende topper, til høyre høyere oppløsning og topper uten overlapp. Figuren er hentet fra programvaren til Finnigan ELEMENT2 fra Thermo Electron Corporation.....	26
Figur 8: Skisse av planen for hvordan prøvetakingen skulle foregå. Prøvepunktene er spredd slik at punkt P3 ligger i sentrum av bålet. Egenlaget figur.....	30
Figur 9: Merkede papirposer med prøver.....	31
Figur 10: Nærbilde av bålet på Espevær.....	31
Figur 11: Oversiktskart over Huglo. Vika der prøvene er tatt er merket med rød prikk. (Figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).....	32
Figur 12: Kart over prøvepunkter på Huglo (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).....	33
Figur 13: Prøvepunkter på Huglo indikert på satellittbilde hentet fra «Norge i bilder» (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).....	33
Figur 14: Oversiktskart over Espevær. Vika der prøvene er tatt er merket med rød prikk. (Figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).....	34
Figur 15: Kart over prøvepunkter på Espevær (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).....	35
Figur 16: Prøvepunkter på Espevær indikert på satellittbilde hentet fra «Norge i bilder» (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).....	35
Figur 17: Oversiktskart over prøvepunktene i Trondheim. Prøvelokaliteten i Korsvika er markert med rødt punkt til venstre, prøvelokaliteten i Ringvebukta er markert med rødt punkt til høyre. (Figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).....	36
Figur 18: Kart over prøvepunkter i Korsvika (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).....	37
Figur 19: Prøvepunkter i Korsvika indikert på satellittbilde hentet fra «Norge i bilder» (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).....	37

Figur 20: Kart over prøvepunkter i Ringvebukta (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).	38
Figur 21: Prøvepunkter i Ringvebukta indikert på satellittbilde hentet fra «Norge i bilder» (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).	38
Figur 22: Plastglass med prøve.	39
Figur 23: Overføring av prøve fra plastglass til UltraClave-rør.....	40
Figur 24: Fortynning av ferdig oppløst prøve ved hjelp av «pistol» med destillert vann.	40
Figur 25: Additiv effekt for prøvene fra Huglo.....	73
Figur 26: Additiv effekt for prøvene fra Espevær.	74
Figur 27: Additiv effekt for prøvene fra Korsvika og Ringvebukta.	74
Figur 28: Forholdet mellom konsentrasjon av kobolt i de enkelte prøvepunkter på Huglo og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (1,5 mg/kg). ..	76
Figur 29: Forholdet mellom konsentrasjon av kobolt i de enkelte prøvepunkter på Espevær og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (26,6 mg/kg).	76
Figur 30: Konsentrasjon av kobolt i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta	77
Figur 31: Forholdet mellom konsentrasjon av barium i de enkelte prøvepunkter på Huglo og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (110,7 mg/kg).	79
Figur 32: Forholdet mellom konsentrasjon av barium i de enkelte prøvepunkter på Espevær og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (79,8 mg/kg).	79
Figur 33: Konsentrasjon av barium i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta	80
Figur 34: Forholdet mellom konsentrasjon av antimon i de enkelte prøvepunkter på Huglo og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (0,07 mg/kg). 82	
Figur 35: Forholdet mellom konsentrasjon av antimon i de enkelte prøvepunkter på Espevær og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (0,37 mg/kg).	82
Figur 36: Konsentrasjon av antimon i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta.....	83
Figur 37: Korrelasjon mellom arsen og krom i prøvene fra Huglo (n=33).	84
Figur 38: Korrelasjon mellom arsen og kobber i prøvene fra Huglo (n=33).....	85
Figur 39: Korrelasjon mellom kobber og krom i prøvene fra Huglo (n=33).....	85
Figur 40: Korrelasjon mellom arsen og krom i prøvene fra Espevær (n=33).	86
Figur 41: Korrelasjon mellom arsen og kobber i prøvene fra Espevær (n=33).	86
Figur 42: Korrelasjon mellom kobber og krom i prøvene fra Espevær (n=33).....	87
Figur 43: Korrelasjon mellom bly og sink i prøvene fra Huglo (n=33).....	89

Figur 44: Korrelasjon mellom bly og sink i prøvene fra Espevær (n=33).	90
Figur 45: Blyisotopratioen mellom Pb206/Pb207 for prøvepunktene på Huglo, samt blykonsentrasjonene i de samme prøvene. Den mørkegrå grafen er blyisotopene, mens den lyse er konsentrasjonene.	92
Figur 46: Blyisotopratioen mellom Pb206/Pb207 for prøvepunktene på Espevær, samt blykonsentrasjonene i de samme prøvene. Den mørkegrå grafen er blyisotopene, mens den lyse er konsentrasjonene.	93
Figur 47: Blyisotopratioen mellom Pb206/Pb207 for prøvepunktene i Korsvika og Ringvebukta, samt blykonsentrasjonene i de samme prøvene. Den mørkegrå grafen er blyisotopene, mens den lyse er konsentrasjonene.	93

Tabeller

Tabell 1: Tabellen er basert på opplysninger i Alloway (2004).	9
Tabell 2: Miljøgifter og deres viktigste kilder (basert på opplysninger i Alloway (2004)).	10
Tabell 3: Utdrag av «Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn». Konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg. Tabellen er hentet fra Hansen og Danielsberg (2009).	23
Tabell 4: Sammenheng mellom tilstandsklasser og arealbruk. Toppjord er jordmasser ned til 1 m dybde. Stjerne* indikerer at godkjent arealbruk krever risikovurdering av forurensingen før arealet kan benyttes til ønsket formål (Basert på Hansen og Danielsberg (2009)).	24
Tabell 5: Temperaturprogrammet som ble brukt for dekomponering av prøvene ved hjelp av UltraClave. Se vedlegg E for fullstendig rapport fra kjøringen av prøvene i UltraClave.	40
Tabell 6: Oversikt over utstyr som er brukt i oppgaven	41
Tabell 7: Mulige feilkilder under prepareringen av prøvene som kan ha hatt innvirkning på analyseresultatene. + indikerer en positiv massefeil, mens ÷ indikerer en negativ massefeil.	47
Tabell 8: Statistikk for bålprøvene (P1-P7) fra Huglo, i alt 29 prøver for aktuelle, giftige grunnstoff. Alle konsentrasjoner er i mg/kg. (n=29)	48
Tabell 9: Statistikk for bålprøvene (P1-P7) fra Espevær, i alt 29 prøver, for aktuelle, giftige grunnstoff. Alle konsentrasjoner er i mg/kg. (n=29).....	49
Tabell 10: Statistikk for prøvene fra Korsvika for aktuelle, giftige grunnstoff. Alle konsentrasjoner i mg/kg. (n=6)	50
Tabell 11: Statistikk for prøvene fra Ringvebukta for aktuelle, giftige grunnstoff. Alle konsentrasjoner i mg/kg. (n=6)	51
Tabell 12: Fargekoder for «Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn» (Hansen og Danielsberg, 2009).	52

Tabell 13: Konsentrasjoner for tungmetaller i prøvene fra Huglo. Alle konsentrasjoner i mg/kg. Sammenheng mellom tilstandsklasser og farge: Blått=1, grønt=2, gult=3, oransje=4, rødt=5 og rosa= farlig avfall. Stjerne * indikerer at prøvene er referanseprøver.....	53
Tabell 14: Konsentrasjoner for tungmetaller i prøvene fra Espevær. Alle konsentrasjoner i mg/kg. Sammenheng mellom tilstandsklasser og farge: Blått=1, grønt=2, gult=3, oransje=4, rødt=5 og rosa= farlig avfall. Stjerne * indikerer at prøvene er referanseprøver.....	54
Tabell 15: Konsentrasjoner for tungmetaller i prøvene fra Trondheim. Alle konsentrasjoner i mg/kg. Sammenheng mellom tilstandsklasser og farge: 1 = blå, 2 = grønn. Stjerne * indikerer at prøvene er referanseprøver.....	55
Tabell 16: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for krominnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.....	56
Tabell 17: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for nikkelinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.....	59
Tabell 18: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for kobberinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.....	61
Tabell 19: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for sinkinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.....	63
Tabell 20: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for kadmiuminnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.	65
Tabell 21: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for blyinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.....	67
Tabell 22: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for arseninnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.....	69
Tabell 23: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for kvikksølvinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.	71
Tabell 24: R ² -verdier for korrelasjonene mellom kobber, krom og arsen for prøvene fra Korsvika. (n=6)	88
Tabell 25: R ² -verdier for korrelasjonene mellom kobber, krom og arsen for prøvene fra Ringvebukta. (n=6).....	88
Tabell 26: R ² -verdier for korrelasjonen mellom bly og sink i prøvene fra Korsvika. (n=6)	90

Tabell 27: R^2 -verdier for korrelasjonen mellom bly og sink i prøvene fra Ringvebukta. (n=6)	91
--	----

Forkortelser og forklaringer

AAS = Atomabsorbsjonsspektroskopi

Asbest = fintrådet mineral brukt som blant annet isolasjonsmateriale

Biocid = stoff som brukes mot skadelige organismer

CCA-impregnering = Impregnering som inneholder kobber, krom og arsen

DNA = Deoksyribonukleinsyre, arvestoff i alle levende organismers celler

Gentoksiske egenskaper = Egenskaper som gjør at et stoff kan gjøre skade på DNA

HPLC = Høyoppløselig væskekromatografi

HR-ICP-MS = Høyoppløselig induktivt koblet plasma massespektroskopi

ICP-MS = induktivt koblet plasma massespektroskopi

ISO = International Organization for Standardization

KLIF = Klima- og forurensningsdirektoratet

Metalloid = halvmetall, grunnstoff som har både metalliske- og ikke-metalliske egenskaper

NGU = Norges geologiske undersøkelse

PAH = Polyaromatiske hydrokarboner

PCB = Polyvinylklorid

Pesticider = midler mot skadelige organismer og parasitter

ppb = parts per billion (1×10^{-9})

ppm = parts per million (1×10^{-6})

ppq = parts per quadrillion (1×10^{-15})

ppt = parts per trillion (1×10^{-12})

SFT = Statens forurensningstilsyn, endret navn til KLIF i 2010

Slagg = Biprodukt fra utvinning av metaller. Dannet av forurensninger og slaggdannere

Trofisk nivå = Organismers plassering i en gitt næringskjede

XRF = X-ray Fluorescence / Røntgenfluoresens

1 Innledning

I denne oppgaven er det tatt prøver fra bål i strandsonen samt prøver fra strandsonen i friluftsområder. Disse er analysert og resultatene er vurdert og diskutert for å finne ut i hvilken grad bål i strandsonen utgjør en miljøtrussel.

Det er tatt prøver fra to ulike bål i Sunnhordland; på Huglo og på Espevær. Aske, bålrester og jord i og rundt bålet er prøvetatt. I tillegg er det tatt jordprøver fra strandsonen på to ulike steder i Trondheim.

For å kunne si noe om hvordan brenselmaterialene i typiske jonsokbål har endret seg over tid er det tatt prøver fra ulike dybder på de ulike prøvepunktene. I tillegg til de overnevnte mål er det ønskelig å finne ut hvordan spredningen av forurensning fra slike bål er.

Oppgaven er en kvalitativ undersøkelse som inkluderer jordprøvetaking og preparering av prøvene før disse ble oppsluttet ved hjelp av UltraClave og analysert ved hjelp av ICP-MS. Deretter er resultatene analysert og diskutert.

Undersøkelsen i Trondheim er rettet mot steder der det ikke er et fast, stort bål, men steder der det ferdes mye folk og der det drives ulike fritidsaktiviteter som grilling, bålbrenning, bading og lek.

Det vil bli rettet størst fokus mot tungmetallene som inngår i tilstandsklassene for jord, se eget avsnitt 2.7. Disse er fastsatt av Klima- og forurensningsdirektoratet, KLIF, og inkluderer de vanligste giftige tungmetallene. Resultatene vil også bli vurdert ut i fra disse tilstandsklassene.

Det er valgt å se på et utvalg av andre grunnstoff som potensielt kan utgjøre toksisk/helseskadelig risiko, og innholdet av disse grunnstoffene i jordprøvene er også vurdert.

1.1 Mål med oppgaven

Målet med denne oppgaven er å finne ut hvor stort innholdet er av giftige grunnstoffer i og omkring typiske jonsokbål med ukjente brenselmaterialer, og å vurdere hvilken risiko slike bål utgjør.

1.2 Bakgrunn

Det er mange steder lange tradisjoner for bålbrekking ved feiring av blant annet Jonsok og Olsok, og man har ofte brent det avfallet man ønsket å kvitte seg med uavhengig av helse- og miljørisikoen dette kunne ha. Denne typen bål har ofte blitt brent på samme sted gjennom mange år, og de ligger ofte på steder som er benyttet som utfluktssteder også resten av året.

De siste tiårene har det blitt mer oppmerksomhet omkring langtidseksponering av små doser tungmetaller og helseeffektene dette gir (Thornton et al., 1985).

Det har i den senere tid blitt mer fokus på å opplyse befolkningen om helse- og miljøfarene ved ulike typer avfall (Statens forurensningstilsyn, 2008). Det er også blitt mer fokus på at jonsokbålene skal være «rene», det vil si at de kun skal inneholde rent trevirke. Brannvesenet utfører flere steder i landet inspeksjoner av bålene i forkant av brekkingen for å sikre rene bål, og lokalaviser informerer om at avfall ikke skal brennes (Gundersen, 2013). Til tross for dette ser man fremdeles positiv medieomtale av arrangementer det brukes skrap- og rivningsmaterialer til å bygge bål (se faksimile fra Sunnhordland, figur 1).

Ny jonsoktradisjon på Nautøy

Denne gjengen ynskjer at flest moglege tek turen til Nautøy på søndag.

OLAV BJØRKUM

Minnedagen for døyparen Johannes vert feira over heile landet – som jonsok. Dagen er for dei fleste ein vanleg midtsommarfest med bål og moro. Bål og moro for alle vert det også på Nautøy i år. For første gong har KFUK-KFUM sett seg føre å laga eit arrangement som dei vonar kan bli ein tradisjon på denne staden. Samlinga vert på nordsida av, og like attmed, brua mellom Føyno og Nautøy.

Dei vaksne leiarane var tysdag i gang med å rydda området, og å byggja opp eit jonsokbål med verdige dimensjonar. Dei brukte skrapmaterialar, friske buskar og pallar til hovudbålet.

I den vesle fjøra vert det laga fleire små bål.

– Me er om lag ti personar her i kveld som går laus på området med motorsag og ryddesag for å skapa trivelege omgjevnader for folk som kjem for å kosa seg, fortel Ida Tvedt, som er gruppeleiar i Sagvåg KFUK-KFUM og styremedlem i Stord KFUK-KFUM.

– Dei som kjem må sjølv ha med mat, men me har ei bålpanne som dei kan grilla på. Speidarane har leikar for born, som ballongleik og lagleik, og det vert loddsal. Andre former for underhaldning er det eventuelt opp til gjestene å syta for. Den nye feiringa på Nautøy er open for alle, seier Tvedt. Det er meininga å gjera denne staden på Nautøy til ein plass speidarane seinare kan driva med friluftaktivitetar.

KFUK-KFUM på Stord har ei gruppe i Sagvåg, ei på Leirvik, eit roverlag som omfattar både Stord og Fitjar, og eit barne- og ungdomskor.

Dei som vil vera med på jonsokfeiringa på Nautøy må parkera på Føyno, eller ved Bomlabrua og ta gangvegen attende til Nautøysundet.



Restane etter ei rivne hytte på Nautøy ryk med på bålet når KFUK-KFUM-speidarane lagar til jonsokfest. Framme Ingeborg Stautland (t.v.) og Ida Tvedt, og bak Eldbjørg Solheim (t.v.) og Mari P. Dale.

FOTO: OLAV BJØRKUM

Figur 1: Faksimile fra Sunnhordland torsdag 20. juni 2013 (Bjørkum, 2013). Se vedlegg G for større utgave.

Selv om andelen rent trevirke i bålene som brennes kan ha økt, vil likevel jonsokbålene kunne utgjøre en stor helse- og miljøtrussel ved at de i praksis kan fungere som langvarige depot for forurensning av omkringliggende natur. Konsentrasjonene som er funnet av enkelte metaller i slike områder er så høye at de utgjør en betydelig forgiftningsfare for mennesker og dyr. Avrenning til sjø og ferskvann er også et viktig tema da mange av bålene ligger plassert slik at dette er en mulig risikofaktor (Jensen et al., u.d.).

2 Teori

2.1 Geografi

2.1.1 Huglo

Huglo er en 13,5km² stor øy i Stord kommune, beliggende øst for øya Stord (Store norske leksikon, 2009d). Øya har omkring 100 fastboende, og sysselsettingen er for det meste jordbruk, skole og skjelloppdrett (Huglo.no, u.d.a). Det er anslått at det er om lag 75 fritidsboliger på øya (Stord kommune, 2010). Huglo er ikke landfast, og det går ferje mellom Huglo og Stord, samt mellom Huglo og Tysnes.

Prøvene som er tatt på Huglo er tatt fra jonsokbålet i Leiro, en langgrunn vik med leirete bunn, se figur 2. I nærheten av Leiro er det fotball- og volleyballbane, og stedet er således et populært tilholdssted for barnefamilier, også grunnet de langgrunne forholdene i sjøen på stedet (Huglo.no, u.d.b). Berggrunnen på Leiro består av kalkspatmarmor (Norges Geologiske Undersøkelse, 2013).



Figur 2: Bålplassen som ble prøvetatt på Huglo.

2.1.2 Espevær

Espevær er en liten øy sørvest i Bømlo kommune. Øya var på slutten av 1800-tallet et av Vestlandets mest betydningsfulle fiskevær (Nordsjøløypa i vest, u.d.). I dag er det om lag 130 fastboende på Espevær. I tillegg er det en rekke gamle bolighus som i dag brukes som fritidsboliger, og det er også hytteutleie på øya. (Espevær Grendautvalg, u.d.) Øya er bilfri og har ikke fastlandsforbindelse. Det går hurtigbåt mellom Espevær og Langevåg på Bømlo (5-10 daglige avganger). Det brukes for det meste firehjuling og traktor til transport og arbeid på øya.

Prøvene som er tatt på Espevær er fra vika nedenfor «UFO-ringen», øyas samlingsplass på Jonsok, se figur 3. Vika er svært lun og beskyttet, og da det er kai like utenfor er den et populært mål for båtturister. UFO-ringen er en av øyas turistattraksjoner, og tiltrekker seg turister gjennom hele sommersesongen.

Berggrunnen på Espevær består av metagabbro (Norges Geologiske Undersøkelse, 2013). Metagabbro er en lagdelt gabbro grunnet deformasjon og metamorfose. Gabbro er en bergart som består av feltspater, kvarts, pyroksener, hornblende og olivin (Schumann, 2000). Gabbro er ofte rik på kobber, nikkel, sink og mangan (Dissanayake og Vincent, 1972; Shagalov og Holodnov, 2010; Tijhuis, Brattli og Sæther, 2002).



Figur 3: UFO-ringen til venstre og bålet til høyre (gul ring).

Som et miljøtiltak holder Sunnhordland Interkommunale Miljøverk IKS (SIM) en årlig ryddeaksjon på øyer som ikke har fastlandsforbindelse til en miljøsentral. Ryddeaksjonen foregår en lørdag formiddag i april/mai, og her kan både fastboende og hytteeiere levere avfall kostnadsfritt på kaien. Dette tiltaket innebefatter både Espevær og Huglo (Sunnhordland Interkommunale Miljøverk IKS, 2013).

2.1.3 Korsvika

Korsvika er en strand som ofte benyttes til bålbrekking, grilling og andre aktiviteter. Stranden er preget av at sjøen slår inn fra Trondheimsfjorden, med mye tang og annet drivgods som er fraktet inn av sjøen, se figur 4. I motsetning til lokasjonene i Sunnhordland er det ikke én spesifikk bål plass her, men et område der det brennes småbål med ulik lokasjon fra gang til gang. Berggrunnen i Korsvika består av trondhemitt med overgang til granodioritt (Norges Geologiske Undersøkelse, 2013). Trondhemitt er en lys granittliknende bergart som ofte inneholder aluminium, natrium, kalsium, magnesium, kalium og jern (Norges Geologiske Undersøkelse, 2008a; Norges Geologiske Undersøkelse, 2008b; Store norske leksikon, 2009a).



Figur 4: Stranden i Korsvika.

2.1.4 Ringvebukta

Ringvebukta (se figur 5) er mye benyttet som badeplass, og stranden ligger rett ved den populære turveien Ladestien. Her brennes det sjeldnere bål enn i Korsvika, men det foregår mye grilling og andre sommeraktiviteter her. Berggrunnen i Ringvebukta består av grønnstein og grønskifer (Norges Geologiske Undersøkelse, 2013). Grønnstein og grønskifer er ofte rike på jern, aluminium, kalsium og magnesium. Nikkel, mangan, krom og litium kan også forekomme (Store norske leksikon, 2009b; Store norske leksikon, 2009c; Raade, 2009a; Raade, 2009b).



Figur 5: Stranden i Ringvebukta.

2.2 Jord

All jord inneholder metaller og andre stoffer fra berggrunnen under jorda. Enkelte bergarter har spesielt høye nivå av visse grunnstoff, og dette vil kunne påvirke jordas bakgrunnsverdier; det vil si den konsentrasjonen av grunnstoffer som finnes naturlig i jorda (Alloway, 2004).

Konsentrasjonene man i virkeligheten finner i jord kan være påvirket av både lokal og langtransportert forurensing. Hvor mobile og biotilgjengelige ulike metaller er i jord avhenger av flere ulike faktorer: pH, andel organisk materiale, konsentrasjon av kalsiumkarbonat (CaCO_3) andel leirpartikler, puss og betong, samt redoksforholdene i jorda (se tabell 1) (Alloway, 2004).

Tabell 1: Tabellen er basert på opplysninger i Alloway (2004).

Faktor	Effekt
pH	Lav pH gjør kationer mer tilgjengelige Høy pH gjør anioner mer tilgjengelige
Organisk materiale	Mange grunnstoff bindes av organisk materiale
Kalsiumkarbonat	Gir høyere pH og gjør metaller mindre tilgjengelige
Leirpartikler	Metaller sorberer på leirpartikler
Puss og betong	Påvirker pH og sulfatinnhold
Redoksforhold	Dårlig drenert jord kan gi oppløsning og utfelling av oksider og sulfider

Konsentrasjonene av forurensinger vil vanligvis være høyest i det øverste jordlaget og avta nedover. Dette på grunn av lufttransporterte forurensinger og at humus i de øvre jordlagene har høy retensjon. Dersom konsentrasjonene øker nedover i jordprofilen kan dette tyde på at jorda er flyttet fra et annet, forurenset sted, eller at det tidligere kan ha ligget en avfallsplass på det aktuelle stedet (Alloway, 2004).

Forurenset jord i hager og lignende områder er svært vanlig. Dette kan utgjøre en trussel ovenfor mennesker og dyr ved at forurensinger inntas gjennom hjemmedyrkede grønnsaker, direkte inntak av jord og ved innånding av forurensete jordpartikler. Forurensingene kan være lokale eller langtransporterte og kan stamme fra hus, veier og industri. De kan bestå av blant annet tungmetaller, persistente organiske miljøgifter, sykdomsfremkallende virus og

bakterier samt helsefarlige mineralpartikler som for eksempel asbestfibre (Alloway, 2004). I tabell 2 er de viktigste miljøgiftene og deres vanligste kilder oppsummert.

Tabell 2: Miljøgifter og deres viktigste kilder (basert på opplysninger i Alloway (2004)).

Forurensning	Kilder
Tungmetaller	Tidligere disponering av arealet Atmosfærisk transporterte forurensinger Malingspartikler Forurensede fyllmasser Bål Avrenning fra metallflater Slagg brukt for å lage gangstier og veier Trafikk Nedgravd avfall Gjødsel og kompost Pesticider
Organiske forbindelser	Tidligere disponering av arealet Pesticider Atmosfærisk transporterte forurensinger Oljelekkasjer Impregneringer Kompost Avfall Bål
Mineralfibre	Tidligere disponering av arealet Atmosfærisk transporterte forurensinger Avfall Bil/bilvask
Sykdoms- fremkallende virus og bakterier	Avføring fra husdyr og ville dyr Begravde dyr Kloakkslam Atmosfæriske transporterte forurensinger Flom

Ved geografisk kartlegging av ulike sykdommer som kreft, hjerte-/karsykdommer og lidelser som rammer sentralnervesystemet finner man ofte mønstre med høyere forekomst på bestemte steder. Disse mønstrene kan holde seg noenlunde stabile over lengre tid, og miljømessige forhold synes å ha en påvirkning for hvordan sykdommer er fordelt geografisk i befolkningen. Det er derfor interessant å koble geokjemi med helseundersøkelser for å lære mer om hvordan både naturlige og antropogent skapte høye konsentrasjoner av miljøgifter påvirker human helse (Davies, 1994).

Dersom jorda i et område har et innhold av en eller flere miljøgifter som overskrider de grenseverdiene som er satt for den aktuelle miljøgift i den typen areal man har, er det grunn til å igangsette opprydningstiltak. Dette kan være tiltak som å fjerne kilden til forurensningen, isolere kilden eller dekke til kilden (Miljødirektoratet, 2013).

2.3 Bål og forbrenningsreaksjoner

I Norge er det tradisjoner for å samles til bålbrenning på Jonsok 23. juni. I enkelte landsdeler er det også vanlig med bålbrenning på Olsok 29. juli (Bø, 2013). I Trøndelag brennes det også mange steder «pinstibål» i pinsen (Merakerås, 2007). Tradisjonelt har man brukt tre og halm for å fyre slike bål, men også produkter som dekk, plast og husholdningsavfall har i de senere tiår blitt brent. Å brenne slike produkter utgjør en fare for helse og miljø da det blant annet kan slippes ut farlige gasser og partikler, dioksiner, giftige metaller og organiske miljøgifter til både atmosfære og nærliggende miljø (Dao, Morrison og Zhang, 2012).

Ved fullstendig forbrenning av organiske produkter vil de uorganiske forbindelsene i produktene bli igjen i form av aske. Hvor mye aske som dannes vil avhenge av mengden uorganiske forbindelser i det som brennes. (Haraldsen, 2013) Det er vist at selv ved forbrenning av rent trevirke som furu- eller bjørkeved vil konsentrasjonene av tungmetaller som bly, sink og kadmium kunne være betydelige (Haugland og Ottesen, 2003). Aske fra rent trevirke brukt som biobrensel har på grunn av sine høye nivå av plantenæringsstoffer blitt brukt som gjødsel på blant annet plantefelt. Studier viser at tungmetallkonsentrasjonene i slik aske kan overstige grenseverdiene som er satt for kloakkslam brukt som gjødsel (Haugland og Ottesen, 2003).

Ved brenning av produkter som inneholder skadelige stoffer økes tilgjengeligheten av disse stoffene (Jensen et al., u.d.). Dersom slike produkter brennes vil asken dermed kunne inneholde en rekke helse- og miljøskadelige forbindelser som frie tungmetaller og arsenikk (Hjellnes COWI, 2001). Når metallholdige produkter brennes ute i friluft vil jorda rundt forurenses av metallet i disse produktene. Slik forurensing kan være meget lokal, og selv på små areal vil det kunne være store forskjeller i metallkonsentrasjonene man finner i jorda. For å unngå ytterligere forurensing fra bålaktivitet anbefales det at bildekk og andre metallholdige produkt ikke brennes (Dao, Zhang og Morrison, 2010).

Dette understrekes også av Klima- og forurensingsdirektoratet (KLIF), sitat: «... heller ikke plast, gamle sofaer, vinduskarmer eller hagemøbler bør brennes.» Brenning av dette og annet avfall kan føre til utslipp av giftige og forurensende gasser. KLIF anbefaler derfor at jonsokbål kun bør bestå av rent og tørt trevirke (Statens forurensningstilsyn, 2005).

Gamle bål som blir liggende i naturen utgjør en risiko for omgivelsene. Vind, regn, snø, flo og fjære er alle faktorer som kan føre til at asken fra bålet spres utover et større område. Dette kan føre til at løselige tungmetaller og andre miljøgifter kan tas opp i planter og dyr i området, både på land og i vann (Jensen et al., u.d.).

2.4 Impregnert trevirke

Fra 1950-tallet har det blitt brukt saltimpregneringer for å bedre holdbarheten til trevirke. Blandinger av kobber, krom og arsen (CCA-impregneringer) er mest brukt, men det har også blitt benyttet andre tungmetaller til formålet. Impregnert treverk er en signifikant kilde til kobber, krom og arsen i naturmiljøet. Det er i hovedsak ved kassering av trevirket at metallene frigjøres, da disse for det meste er bundet til trevirket (Hjellnes COWI, 2001). En del av metallene kan likevel lekke ut, og på grunn av helsefarene ved CCA-impregnert treverk er det ikke ønskelig at dette finnes i for eksempel barnehager og på lekeplasser, da utlekking av miljøgifter, særlig arsen, til omkringliggende jord utgjør en helserisiko for barn som leker i området (Eggen et al., 2007).

Tidligere var det bare produkter som master, sviller og stolper som ble impregnert, men etterhvert har impregnert trevirke blitt vanlig i huskledning, terrasser og andre treprodukter for utendørsbruk. Dette har ført til en stor økning i bruken av trykkimpregnert trevirke, og med en levetid på 30-50 år vil man i fremtiden få store mengder trykkimpregnert avfall (Hjellnes COWI, 2001).

Impregnering med krom og arsen ble forbudt brukt til de aller fleste formål i 2002, men etterslepet i form av store mengder avfall vil være betydelig. CCA-impregnert trevirke skal leveres til godkjent anlegg ved kassering (Statens forurensningstilsyn, 2002). De nye typene impregneringer, som blant annet inneholder kobber er mindre miljøskadelige enn CCA-impregnering, men slikt trevirke skal heller ikke brennes åpent og ukontrollert, da også dette vil utgjøre en miljøfare (Statens forurensningstilsyn, 2005).

Det er beregnet at mengden av de aktuelle metaller i impregnert trevirke er omlag 5100 tonn krom, 4100 tonn kobber og 6900 tonn arsen, hvorav det meste finnes i trevirke som fremdeles er i bruk. Det er dermed store potensielle mengder tungmetaller som kan påvirke miljøet i fremtiden. Ved forbrenning vil CCA-impregnert trevirke slippe ut 19 ganger mer arsen, 11 ganger mer kobber og 470 ganger mer krom enn hva ubehandlet trevirke vil gjøre. Ved åpen og ukontrollert forbrenning vil arsen omdannes til arsenikk (As_4O_6), hvorav en del vil følge med i røykgassen, mens mesteparten forblir i asken. Asken vil da være svært giftig, og den vil utgjøre en forgiftningsfare ovenfor mennesker og dyr (Hjellnes COWI, 2001).

En annen faktor ved forbrenning av CCA-impregnert trevirke er dioksinutslipp. Kobberet i impregneringen virker katalyserende på dioksindannelse. I tillegg vil impregnert trevirke som har stått i saltvann ha forhøyet klorinnhold, noe som vil kunne føre til en enda høyere grad av dioksindannelse. Ved kontrollert forbrenning vil man kunne regulere utslipp til miljøet ved hjelp av rensing av røykgassen, mens ved åpen forbrenning og forbrenning i peiser og ovner vil man ikke kunne kontrollere disse forholdene, og faren for helse og miljø øker betraktelig (Hjellnes COWI, 2001).

“På grunn av uvitenhet eller for å slippe å betale for avfallshåndtering blir gjerne trevirke brent i åpne bål på byggeplasser og i hager eller lignende (...) Åpen forbrenning er ulovlig uten at tillatelse foreligger, og er ikke en akseptabel håndtering av avfallet”

(Hjellnes COWI, 2001)

I dag har private husholdninger lovfestet rett til å levere inntil 400 kg farlig avfall kostnadsfritt til gjenvinningsstasjonen i sin kommune per år, men det varierer fra renovasjonsverk til renovasjonsverk om CCA-impregnert trevirke er gratis å levere eller ikke selv om dette er klassifisert som farlig avfall. For å sikre at levering av CCA-impregnert trevirke i fremtiden skal være gratis for private husholdninger er det foreslått av Klima- og forurensningsdirektoratet å øke grensen for gratis levering til 1000 kg per år (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2013).

En type impregnering som er blitt brukt på blant annet jernbanesviller og strøm- og telefonstolper er kreosot (Statens forurensningstilsyn, 2002). Kreosotimpregnert trevirke inneholder PAH (polyaromatiske hydrokarboner), og er klassifisert som farlig avfall (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2011a). Det finnes en rekke PAH-forbindelser, og flere av disse er klassifisert som giftige, kreftfremkallende, og skadelige for arvestoffet (DNA) (Statens forurensningstilsyn, 2008). Kreosot inneholder også sterkt irriterende stoffer, og disse kan gi kraftige allergiske reaksjoner ved hudkontakt (Klima- og forurensningsdirektoratet, u.d.b).

Både kreosot- og trykkimpregnerte produkter gjenbrukes på uvettig vis i private hager og uterom. For eksempel brukes oppkappede telegrafstolper til å kante rundt bed, og jernbanesviller brukes som plattinger og gangstier i hager (Statens forurensningstilsyn, 2008). Det er beregnet at omtrent 32 000 tonn kreosotimpregnert trevirke årlig havner på ukjent sted. Bruk av kreosotimpregnert trevirke i hager og parker er forbudt, dette for å beskytte mot kontakt med PAH (Statens forurensningstilsyn, 2008).

2.5 Maling

Maling kan inneholde en rekke tungmetaller og miljøgifter. For å oppnå de egenskaper som er ønsket inneholder maling bindemidler, pigmenter, soppdrepende midler, fyllstoffer, hjelpestoffer og løsemidler. Det finnes vanntynnbar maling og maling med organiske løsemidler. Vanntynnbare malinger er regnet for å inneholde mindre skadelige stoffer enn de med organiske løsemidler (Ottesen et al, 2009).

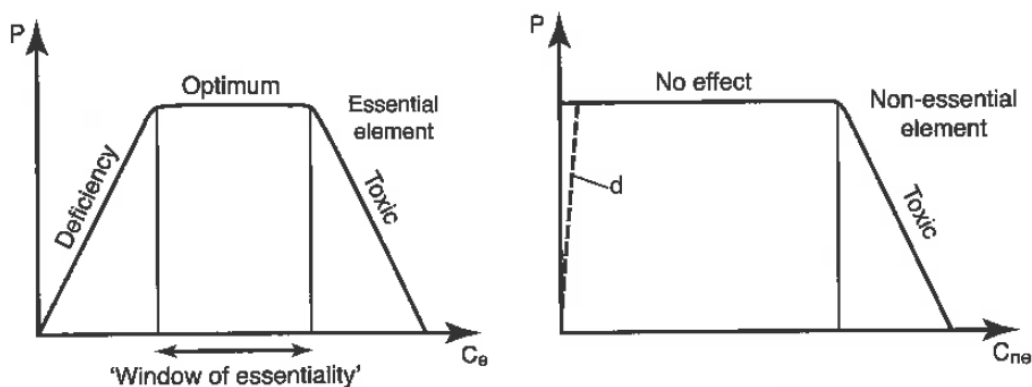
Historisk ble bly brukt i blyhvitt og blymønje før disse ble forbudt brukt innvendig i Norge i 1929. Etter at forbudet kom, overtok sinkhvitt for blyhvitt innendørs, mens bruken av bly i eksteriørmaling fortsatte, men nå med strengere krav til arbeidsmiljøet. Titanhvitt ble lansert som et alternativ til sinkhvitt og blyhvitt på 1940-tallet (Ottesen et al, 2009).

Ved en undersøkelse av eksteriørmaling på en rekke bygg i Trondheim i 2009 ble de giftige grunnstoffene bly, sink, krom, antimon og barium påvist i en stor andel av byggene. Dette er stoffer som utgjør en helse- og miljørisiko (Ottesen et al, 2009).

Det er utarbeidet forskrifter som regulerer avfallshåndteringen av malt treverk ved rivning og rehabilitering av bygg, også på grunn av faren for at avfallet kan inneholde PCB dersom bygget er fra før 1980 (Klima- og forurensingsdirektoratet, u.d.a).

2.6 Metaller

Metaller er grunnstoffer og finnes naturlig i miljøet. De kan ikke brytes ned, men overføres mellom ulike former som følge av redoksreaksjoner og andre reaksjoner. Enkelte metaller er ikke-essensielle for mennesker og dyr, mens andre er essensielle for god helse. Felles for de essensielle og ikke-essensielle metallene er at flere av disse kan være giftige i for høye konsentrasjoner, se figur 6 (Norges offentlige utredninger, 2010). Om ikke sporelementer er en direkte hovedårsak til sykdom, så kan de være med på å påvirke utbruddet og progresjonen til en rekke alvorlige sykdommer (Davies, 1994).



Figur 6: Forholdet mellom vekst, fertilitet og overlevelse (P), konsentrasjon av et essensielt grunnstoff (C_e) og konsentrasjonen av et ikke-essensielt grunnstoff (C_{ne}). Den stiplede linjen (d) viser til konsekvenser av total mangel på tilsynelatende ikke-essensielle stoffer som med tiden kan oppdages grunnet bedre analysemetoder. Figuren er hentet fra Sibly et al. (2006).

Tungmetaller er metaller som har minst fem ganger så stor tetthet som rent vann, det vil si en tetthet over 5 g/cm^3 . Begrepet tungmetall forbindes ofte med helse- og miljøskadelige metaller. Det finnes enkelte eksempler på at metallforurensing har funnet sted som følge av utlekking fra årer i berggrunnen, men i de aller fleste tilfeller stammer metallforurensing fra menneskelig aktivitet, som gruvedrift, smelteverksvirksomhet og videre bruk av metallene i diverse produkter (Sibly et al., 2006).

Tungmetaller kan lufttransporteres over lange strekninger, og store deler av nedfallet av tungmetaller i Norge har stammet fra kilder i andre deler av Europa. De senere årene har den langtransporterte tilførselen av tungmetaller blitt redusert. Reduksjonen kan skyldes bedre rensning av utslipp, mindre miljøfarlige energikilder og nedlegging av industri. Tilførselen av bly har blitt kraftig redusert, mens kvikksølv er det tungmetallet som har hatt minst nedgang i langtransportert tilførsel. Nedgangen i blytilførselen skyldes blant annet forbud mot bly i bensin. Når det gjelder lokale utslipp i Norge er nærområdene rundt

smelteverkene rundt om i landet aller mest utsatt for nedfall av tungmetaller (Miljødirektoratet, 2012).

To viktige begrep når det kommer til miljøgifter i organismer er bioakkumulering og biomagnifisering. At et metall eller en annen miljøgift bioakkumuleres vil si at det hopper seg opp i organismen ved eksponering, grunnet manglende evne hos organismen til å skille stoffet ut. Biomagnifisering er når en miljøgift overføres fra bytte til rovdyr. Da det i de aller fleste næringskjeder blir færre og færre individer oppover i næringskjeden, vil vært enkelt individ på et høyere trofisk nivå få en mye høyere konsentrasjon av miljøgiften enn det dets bytter hadde (Sibly et al., 2006).

Ulike metaller og ulike metallforbindelser har ulik grad av mobilitet i jord. I de fleste tilfeller er metallet på sin frie ioneform den mest mobile formen. I tillegg til metallenes og deres forbindelsers egenskaper avhenger også mobiliteten av forhold i jorda. Adsorpsjon og utfelling av faste stoffer er prosesser som fører til immobilisering av metaller. Faktorer som kan øke mobiliteten er nedbrytning av organisk materiale, endring i pH, endret sammensetning, og endring av redokspotensialet i jordvæsken (McLean og Bledsoe, 1992).

Videre i dette kapittelet vil metallene krom, nikkel, kobber, sink, kadmium, bly, arsen, kvikksølv, kobolt, barium og antimon presenteres.

2.6.1 Krom, Cr

Krom forekommer på treverdige og seksverdige form. Den treverdige formen er lite skadelig, mens den seksverdige formen er giftig, tas opp i kroppen og er kreftfremkallende (Norges offentlige utredninger, 2010). Seksverdige krom kan reduseres til treverdige krom av organiske forbindelser, og man vil derfor finne mest treverdige krom i jord (Ottesen et al, 2009).

Specieringen til krom kan bestemmes ved hjelp av for eksempel separasjon av krom III og krom VI med høyoppløselig væskechromatografi (HPLC) og deteksjon med ICP-MS (Neubauer, Reuter og Perrone, 2003).

Krom brukes i stål, elektronikk, som biocid i treimpregneringer og malinger, og bruken er økende. For det meste inneholder produkter treverdige krom, og det er derfor også denne formen det slippes ut mest av (Norges offentlige utredninger, 2010). «Kun ved meget sterk forurensing vil det foreligge krom (VI) i mengder av betydning», sitat Ottesen et al. (2007).

2.6.2 Nikkel, Ni

Nikkel brukes for det meste i ulike legeringer som har et bredt anvendelsesområde grunnet metallens gode motstandsdyktighet mot korrosjon og varme (Kofstad, 2013). Nikkel finnes i metalleder på klær, i smykker,

kjøkkenredskaper, batterier, mynter, mobiltelefoner, ulike stålprodukter, magneter, motorer og maskiner (Klima- og forurensingsdirektoratet, u.d.c)

Inhalering av nikkelforbindelser kan virke kreftfremkallende (Ottesen et al, 2009). Ved hudkontakt kan nikkel føre til kontaktallergi. Nikkelinnholdet i produkter som er ment brukt i kontakt med hud har siden 1990-tallet hatt krav til maksimal mengde nikkel (Klima- og forurensingsdirektoratet, u.d.c; Kofstad, 2013).

2.6.3 Kobber, Cu

Kobber er et essensielt grunnstoff for alle organismer, og for mennesker utgjør ikke kobber i miljøet noen stor forgiftningsfare. For visse akvatiske organismer er derimot kobber svært giftig (Norges offentlige utredninger, 2010). I sin rene form er kobber lite giftig, men langvarig eksponering ovenfor enkelte kobberforbindelser kan gi skade på lever, hjerne og nervesystem. Akutt kobberforgiftning hos mennesker kjennetegnes ved at mage- og tarmslimhinner irriteres, og en slik forgiftning kan ha en dødelig utgang (Kofstad, Pedersen og Haraldsen, 2013).

Viktige kobberkilder er oppdrettsnøter, bunnstoff, bremseklosser, ammunisjon og trykkimpregnert trevirke. I tillegg brukes kobber blant annet i andre impregneringsmidler, elektronikk, ledninger, rør og kabler (Norges offentlige utredninger, 2010). Oppdrettsnøter med et innhold av kobberdioksid (Cu_2O) høyere enn 0,25 % er klassifisert som farlig avfall. Det samme gjelder slam fra vasking av slike nøter (Klima- og forurensingsdirektoratet, 2011b).

2.6.4 Sink, Zn

Sink er et tungmetall som er essensielt for både jord- og vannlevende organismer. Det er nokså biotilgjengelig og svært mobilt, og ved sure forhold vil sink transporteres nedover i jorda. Rent, metallisk sink er vanligvis benyttet som galvanisering og annen rustbeskyttelse, mens andre bruksområder er messing, bronse og andre legeringer. Sinkforbindelser finnes også i blant annet gummi, pigmenter, trebehandlingsmidler, loddetinn, batterier, plantevernmidler, medisiner, salver, katalysatorer, kosttilskudd og flammehemmere (Johannesson, 2002).

Viktige kilder til sinkutslipp er rester fra smelteverk, kull og aske, avfall, gjødsel og trebehandlingsmidler. Partikler i jord og forvitring av bergarter er naturlige kilder til sinkutslipp (Johannesson, 2002).

Sink er et av de minst giftige tungmetallene, men det kan være giftig dersom for mye tas opp i organismen. På den annen side kan for lave sinkkonsentrasjoner gi mangelsykdommer hos mennesker, dyr og planter. For enkelte akvatiske organismer kan sink være svært giftig, og det er fare for bioakkumulering av metallet i akvatiske organismer. Grunnet de nevnte faktorer og at sink

forekommer i mange produkter og i store mengder er det viktig å følge med på konsentrasjonene av dette metallet i miljøet (Johannesson, 2002).

2.6.5 Kadmium, Cd

Kadmium er et relativt sjeldent tungmetall som ikke finnes i ren form i naturen. Metallet er svært giftig for både planter og dyr, kun med noen få, spesielle unntak (Johannesson, 2002). Av de giftige metaller som slippes ut i større mengder i miljøet er kadmium sett på som det metallet som har størst sannsynlighet for å bioakkumulere i den humane næringskjeden (Tahvonen 1995). Dette grunnet planters økte kadmiuminnhold ved økt kadmiumkonsentrasjon i jorda, noe som igjen gir et økt innhold i både grønnsaker og kjøtt (Johannesson, 2002).

Kadmium er kreftfremkallende, svekker forplantningsevnen og kan gi fosterskader. Innånding av kadmiumforbindelser er ansett for å være svært giftig og kan gi akutte lungeskader. I tillegg kan kadmium gi kroniske nyreskader da stoffet hopper seg opp i pattedyrs nyrer. På samme måte som bly har kadmium evne til å ta kalsiums plass i skjelettet og på denne måten kan et høyt kadmiumnivå i kroppen gi deformasjoner i benbygningen. Vannmiljø med sure forhold og lav hardhet (lite kalsiumkarbonat, CaCO_3) er spesielt utsatt for kadmiums uheldige effekter. Kadmiumforbindelser er meget akutt giftige for akvatiske organismer. Kadmium bioakkumuleres i fisk og pattedyr og skilles svært sakte ut (Klima- og forurensingsdirektoratet, 2012c).

Kadmium brukes hovedsakelig i kadmiumelektroden i nikkel/kadmium-batterier, pigmenter for plast og glass, stabilisator i polyvinylklorid (PVC), samt i legeringer. Naturlige kilder til kadmiumutslipp er vulkansk aktivitet og forvitring av kadmiumholdige bergarter. Noen ikke-naturlige kilder er produksjon av sink og jern, fossile drivstoff, sementproduksjon, avløpsslam, avfallsforbrenning og fosfatgjødsel (Johannesson, 2002).

Utlekking fra forurenset grunn er en signifikant kilde til kadmiumutslipp. Det samme gjelder for nedlagte gruver som er svært viktige kilder til utslipp av kadmium til vann (Norges offentlige utredninger, 2010). Det er gjort en rekke tiltak for å senke kadmiumnivåene i miljøet, og kadmium er nå forbudt i maling, emballasje, elektronikk, og i de fleste batterier (Norges offentlige utredninger, 2010).

2.6.6 Bly, Pb

Bly er et ikke-essensielt tungmetall med toksiske egenskaper. Blyforbindelser akkumuleres i sedimenter og jord, og grunnet lav løselighet og lite mikrobiell degradering forblir blyforbindelser i jord biotilgjengelige i lang tid. Bly har høy tetthet, er formbart, korrosjonsbestandig, lite gjennomstrålelig og har lavt smeltepunkt (Johannesson, 2002). Disse gunstige egenskapene har ført til at bly

finnes i en rekke produkter, blant annet ammunisjon, batterier, bensin, kabelbeskyttelse, lodd, strålebeskyttelse, elektriske apparater, plast, gummi, maling, pipebeslag og andre beslag, glass, keramikkglasur, fiskeredskaper, loddetinn, veker og smykker (Miljødirektoratet, u.d).

Tidligere kunne man også finne bly i vannrør og bestikk (Norges offentlige utredninger, 2010). Viktige kilder til bly i miljøet er blyholdige batterier, pigmenter i maling, kabelbeskyttelse, loddestråd, ammunisjon og gruveavfall (Manahan, 2004). Blåsesand er også en viktig kilde til blyutslipp (Klima- og forurensingsdirektoratet, 2012b). Lovgivningen rundt bruk av bly og blyforbindelser har blitt sterkt innskjerpet, og bly er nå forbudt i blant annet bensin, elektriske produkter, smykker og i hagl til jaktbruk. Blykarbonater og blyulfater er forbudt i maling (Miljødirektoratet, u.d).

Atmosfærisk transportert bly kan forurense jord, vann og husstøv. De viktigste kildene til inntak av bly antas å være inhalasjon og inntak av vann, mat, maling, jord og støv (Johannesson, 2002). Mer direkte forurensing kan forekomme på steder der det brennes bål, eller på steder der kloakkslam og aske avhendes (Chaperlin, 1981).

Dersom man har mulighet til å foreta isotopforholdsmålinger vil man i stor grad kunne skille mellom naturlig og antropogen blyforurensing, da ulike blykilder vil ha sitt spesielle isotopforhold som er fast fra dannelsen av blymalmen (Chow, Snyder og Earl, 1975). Ratioen mellom innholdet av isotopene Pb^{206} og Pb^{207} er et av forholdene som brukes for å få en indikasjon på om kilden til blyforurensingen er naturlig eller antropogen (Bird, 2011). Naturlige kilder har som oftest en Pb^{206}/Pb^{207} -ratio over 1,25 (Komárek et al., 2008).

Bly kan gi både akutte og kroniske negative effekter for helse og miljø. Av negative helseeffekter kan det nevnes skade på foster, svekket forplantningsevne, svekket intellektuell utvikling og skader på nerve- og immunsystem. Bly bioakkumuleres både i fisk og pattedyr. Mat og innånding av forurenset luft er de største kildene til blyeksponering for mennesker (Klima- og forurensingsdirektoratet, 2012b).

For barn er også jord en signifikant blykilde, og undersøkelser har vist at så mye som halvparten av blyet et barn får i seg i løpet av en dag kan stamme fra bly i jord og støv som inntas via hendene eller gjenstander som slikkes på under lek (Thornton et al., 1985). Hos små barn har et blynivå på så lite som 2 $\mu\text{g}/\text{dl}$ i blodet blitt påvist å gi effekt på kognitive ferdigheter (Miranda et al., 2007). Kroppen kan ta opp omtrent 50 % av innåndet bly, mens bare 10 % av bly i mat og vann tas opp i kroppen hos voksne mennesker. Hos barn derimot, kan opptil 50 % av blyet i mat og vann tas opp (Johannesson, 2002). Når bly tas opp i kroppen lagres 90 % i skjelettet, og ved kalsiummangel vil blyopptaket øke ytterligere, da blyionene erstatter kalsiumioner (Rosin, 2009).

Undersøkelser viser at blyinnhold i hagejord øker signifikant med alderen på huset som ligger på tomten. Det er antatt at dette skyldes blant annet tidligere kullfyring og bly i vannrør (Chaperlin, 1981). Ved høy lufttemperatur og lite nedbør vil det støve mer fra potensielle blykilder, og det er vist sesongvariasjoner

for blynivået i barns blod som korrelerer med dette; høyere konsentrasjoner om sommeren enn om vinteren (Laidlaw et al., 2005).

2.6.7 Arsen, As

Arsen er et metalloid, og har derfor både metalliske og ikke-metalliske egenskaper. Til forskjell fra de fleste andre tungmetaller er uorganiske arsenforbindelser mer giftige enn organiske forbindelser. Arsen er essensielt for dyr og ikke-essensielt for planter, mens det er usikkert hvorvidt arsen er essensielt for mennesker. Arsenforbindelser er svært mobile i jord, noe som gjør spredning til grunnvann sannsynlig ved utslipp til miljøet. Opptaket i planter fra jord er nokså lavt, mens i marine organismer bioakkumuleres arsen (Johannesson, 2002).

Arsen finnes i legeringer, halvledere, glass, plantevernmidler, farmasøytiske produkter, trykkimpregnerte materialer, solceller, dioder, pigmenter i maling, keramikk og fôrtilsetninger. Omtrent en tredjedel av verdens arsenproduksjon har gått med til trykkimpregnering (Johannesson, 2002). I 2007 ble det anslått av KLIF at 67 % av arsenutslippene i Norge stammet fra trykkimpregnert trevirke i stående bygningsmasse og andre utendørs installasjoner (Norges offentlige utredninger, 2010). CCA-impregnert trevirke er nå forbudt i Norge og flere andre land, se egen del om trykkimpregnert treverk, 2.4.

Arsen bioakkumuleres, men biomagnifiseres ikke. Den største kilden til arseneksponering hos mennesker er drikkevann og mat, og da spesielt sjømat. I enkelte områder av verden er bergartene så arsenrike at befolkningen arsenforgiftes av brønnvann. Hos barn kan inntak av jord og innånding av støv som inneholder arsenforbindelser utgjøre et signifikant bidrag til den totale arseneksponeringen (Johannesson, 2002). Dersom det er uorganiske arsenforbindelser man kommer i kontakt med, kan selv små mengder av disse være giftige ved innånding og svelging (Klima- og forurensingsdirektoratet, 2012a). Arsenforgiftning kan blant annet gi hornhuddannelse (hyperkratose), hyperpigmentering og hudkreft (Johannesson, 2002).

2.6.8 Kvikksølv, Hg

Kvikksølv er et giftig tungmetall som ved normalt trykk og temperatur er flytende. Kvikksølv er ikke-essensielt, og det har ingen kjente, nyttige funksjoner i noen organisme. Kvikksølv er mer mobilt enn andre tungmetaller, og i miljøet gjennomgår kvikksølv en rekke reaksjoner som fører til endrede fysiske og kjemiske egenskaper hos stoffet. Dette fører til at det er meget vanskelig å følge veien fra utslipp til kilde. En av transformasjonene som kan inntreffe er metylering av uorganisk kvikksølv til organiske kvikksølvforbindelser som er betydelig mer giftige enn uorganiske forbindelser. Metylkvikksølv, CH_3Hg , bindes sterkt til proteiner og entrer på denne måten næringskjeden raskt ved

utslipp. Kvikksølv er bioakkumulerende, og organiske kvikksølvforbindelser er biomagnifiserende. For mennesker er fisk en viktig kilde til metylkvikksølv (Johannesson, 2002).

Kvikksølv har gjennom historien blitt brukt til en rekke ulike formål, alt fra industriell og militær bruk til tilsetningsstoffer i medisiner og sminke. Noen av de viktigste produktene som har inneholdt kvikksølv er elektroder, batterier, elektrisk utstyr, maling, termometre og tannfyllinger (amalgam) (Norges offentlige utredninger, 2010). Lysrør og sparepærer er blant produktene som fremdeles inneholder kvikksølv (Miljødirektoratet, u.d.b).

Grunnet helsefaren kvikksølv utgjør, har det i de senere år blitt jobbet aktivt for å erstatte kvikksølv med andre, mindre skadelige stoffer i produkter (Johannesson, 2002). Vulkansk aktivitet og forvitring av bergarter er blant de naturlige kildene til kvikksølvutslipp, mens de største menneskeskapte utslippene skyldes industri, kull- og avfallsforbrenning og krematorier (Johannesson, 2002). Det forekommer også naturlige kvikksølvutslipp fra olje- og gassutvinning (Norges offentlige utredninger, 2010).

Kvikksølv kan transporteres over lange avstander gjennom luft- og havstrømmer. Kvikksølvnedfallet i Norge er beregnet til å være omtrent 2,5 tonn i året (Klima- og forurensingsdirektoratet, 2012d). Tall fra 2007 viser at det årlig slippes ut omtrent 1 tonn kvikksølv lokalt i Norge (Norges offentlige utredninger, 2010).

Ved eksponering ovenfor kvikksølv rammes sentralnervesystemet, grunnet kvikksølvs evne til å krysse blod-hjerne-barrieren, en barriere som beskytter hjernen fra skadelige stoffer i blodomløpet (Sibly et al., 2006). Subakutt kvikksølvforgiftning kan gi nedsatt taleevne og intelligens, svekket hukommelse samt psykotiske tilstander, mens vedvarende eksponering kan gi skjelvninger og svekket hastighet i nervesystemet (Johannesson, 2002).

2.6.9 Kobolt, Co

Kobolt er et nokså sjeldent tungmetall, og det har egenskaper som kan minne om de jern og nikkel har. Toverdig kobolt, Co (II), er den vanligste forekommende formen i kjemisk industri, men Co (III) finnes også. Kobolt er brukt i superlegeringer, magnetiske legeringer og andre legeringer, i tørkemidler, som pigment i maling, samt i katalysatorer og gjødsel (Barceloux, 1999).

Kobolt er essensielt og er nødvendig for kroppens produksjon av vitamin B₁₂, men for høy konsentrasjon av kobolt i kroppen kan gi struma og redusert skjoldbruskkjertelaktivitet. For de fleste mennesker er maten den største kilden til kobolt, og da særlig grønnsaker (Barceloux, 1999).

Grenseverdien for kobolt i arbeidsatmosfæren i Norge er 0,02 mg/m³ (Arbeidsdepartementet, 2011).

2.6.10 Barium, Ba

Barium har en tetthet på 3,59 g/cm³, og er dermed ikke klassifisert som et tungmetall (Kofstad, 2009). Barium har ganske lav mobilitet i jord. Ved sure forhold kan planter ta opp bariumforbindelser relativt lett, men barium synes ikke særlig giftig for planter. Ved tilgang på klorioner, slik det for eksempel vil være nær saltvann, vil barium være mer mobil i jord og utlekking til grunnvann vil kunne finne sted. På ioneform er barium giftig for mennesker, dyr og planter (Alloway, 2013).

Barium brukes blant annet i legeringer og i fyrverkeri, men bruken er begrenset og det fremstilles lite barium per år (Kofstad, 2009). Barium er også påvist i maling i en undersøkelse gjort i Trondheim. Her ble det funnet at halvparten av alle prøvepunkt inneholdt barium, og 10 % av punktene hadde et bariuminnhold på over 1 vektprosent (Ottesen et al, 2009).

Verdens helseorganisasjons anbefalte maksimumskonsentrasjon av barium i drikkevann er 0,7 mg/L (World Health Organization, 2011).

2.6.11 Antimon, Sb

Antimon er et ikke-essensielt tungmetall, og eksponering kan skade lunger, hjerte, lever og nyrer. Trivalent antimon har gentoksiske egenskaper. Antimon har lav mobilitet i jord og er lite biotilgjengelig for planter. Forhøyede antimonnivåer i jord vil dermed ikke føre til en signifikant forgiftningsfare grunnet den lave mobiliteten (Alloway, 2013).

Blant antimons bruksområder er legeringer, flammehemmere, pigment i maling og glass. Gruvedrift er ansett for å bidra til de største utslippene av antimon til miljøet. Andre kilder til utslipp er kjøretøy, avfall, smelteverk og bruk av ammunisjon (Alloway, 2013).

Veiledende grenseverdi for antimon i jord på norske skytefelt er 4,5 mg/kg (Okkenhaug, 2009). Verdens helseorganisasjons anbefalte maksimumskonsentrasjon av antimon i drikkevann er 0,02 mg/L (World Health Organization, 2011).

2.7 Tilstandsklasser for jord

Statens forurensingstilsyn, nå Klima- og forurensingsdirektoratet, har utarbeidet fem tilstandsklasser for forurenset jord. Tilstandsklassene er basert på helserisikoen ulike grader av forurensinger i jord utgjør. Tilstandsklassene muliggjør en klassifisering som kan ligge til grunn for arealbruken ulike områder kan godkjennes for med hensyn til human helse (Hansen og Danielsberg, 2009).

Tilstandsklassene omfatter både uorganiske og organiske miljøgifter, og er inndelt fra 1 til 5, der 1 er renest jord og 5 er mest forurenset jord. Jord i klasse 1 er jord som ikke utgjør noen form for helsefare overhodet, mens jord med konsentrasjoner over tilstandsklasse 5 er ansett for å være farlig avfall (Hansen og Danielsberg, 2009). Tabell 3 viser tilstandsklassene for de uorganiske miljøgiftene det har vært mulig å måle i denne oppgaven.

Tabell 3: Utdrag av «Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn». Konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg. Tabellen er hentet fra Hansen og Danielsberg (2009).

Tilstandsklasse/ Stoff	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 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	<1	1-2	2-4	4-10	10-1000
Kvikksølv	<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

Tilstandsklassen for et område bestemmes ved hjelp av jordprøver. Det benyttes i de aller fleste tilfeller enkeltprøver, og antallet prøver som skal til for å bestemme hvilken tilstandsklasse et område har er avhengig av areal og ønsket arealbruk. Når det gjelder arealbruk skilles det mellom toppjord (over 1 meters dyp) og dypereliggende jord. Dypereliggende jord er i de fleste tilfeller ikke like viktig for human eksponering, da det først og fremst er jordmassene ned til 1 meters dybde som er gjenstand for dyrking, graving og utskifting av masser (Hansen og Danielsberg, 2009). Tabell 4 viser sammenhengen mellom tilstandsklassene og arealbruken de egner seg for.

Tabell 4: Sammenheng mellom tilstandsklasser og arealbruk. Toppjord er jordmasser ned til 1 m dybde. Stjerne* indikerer at godkjent arealbruk krever risikovurdering av forurensingen før arealet kan benyttes til ønsket formål (Basert på Hansen og Danielsberg (2009)).

Tilstandsklasse/ Arealbruk	1	2	3	4	5
	Toppjord	Toppjord			
Boligområder, lekeområder, barnehager	Dypere jord	Dypere jord	Dypere jord	Dypere jord*	Ikke tillatt for denne typen arealbruk
	Toppjord	Toppjord	Toppjord		
Byområde uten boliger	Dypere jord	Dypere jord	Dypere jord	Dypere jord*	Dypere jord*
	Toppjord	Toppjord	Toppjord	Toppjord*	
Industri, trafikkareal	Dypere jord	Dypere jord	Dypere jord	Dypere jord*	Dypere jord*

I de fleste tilfeller der man utfører grunnundersøkelser vil flere miljøgifter bidra til forurensingen av området. Selv om ikke konsentrasjonene av enkeltstoffer tilsier at jorda skal behandles som farlig avfall, vil kombinasjonen av miljøgifter og deres konsentrasjoner likevel kunne føre til at jorda bør behandles som dette. For å bedømme dette kan man regne ut den additive effekten av de ulike miljøgiftene som er aktuelle for området som undersøkes. Dette gjøres ved å summere forholdet mellom målt konsentrasjon versus grense for farlig avfall for alle enkeltstoffene som er aktuelle, se formel (1). Dersom summen er høyere enn 1 anses den forurensede jorda for å være farlig avfall (Hansen og Danielsberg, 2009).

$$(1) \sum = \frac{\text{målt konsentrasjon } A}{\text{grense farlig avfall } A} + \dots + \frac{\text{målt konsentrasjon } X}{\text{grense farlig avfall } X}$$

2.8 Instrumenter

2.8.1 UltraClave

For å dekomponere sedimentprøvene i denne oppgaven ble det benyttet et UltraClave-instrument. Instrumenter som UltraClave benytter mikrobølgeoppvarming kombinert med høyt trykk for å fremskynde syreoppløsning av organiske og uorganiske faste stoffer. Denne metoden anses for å være en rask og effektiv teknikk for å løse opp prøver før sporelementanalyse. Metoden har sin klare fordel i at prosessen foregår i et lukket system. Dette gjør at man kan oppnå høye temperaturer som igjen gir en rask oppløsning. En annen viktig fordel er at flyktige prøvekomponenter vil bevares i et lukket system (Torres, Frescura og Curtius, 2009).

Prøvene som skal løses opp veies inn i teflonrør og det tilsettes en viss mengde syre til hver prøve. Teflonrørene plasseres i en karusell, og når alle prøvene er klare plasseres karusellen i UltraClavens kammer. Kammeret forsegles automatisk når maskinen startes, og settes deretter under trykk ved hjelp av en kompressor og inert gass før et forhåndsinnstilt mikrobølgeprogram settes i gang. Etter at programmet er ferdigkjørt senkes trykket og systemet kjøles ned før de dekomponerte prøvene kan tas ut (Milestone, u.d.).

2.8.2 ICP-MS

ICP-MS, induktivt koblet plasma massespektroskopi, er en relativt ny metode for sporanalyse av både væsker og faste stoffer (Schnetger, 1997). ICP-MS er en sekvensiell analysemetode, der elementene passerer detektoren i tur og orden, men en av hovedfordelene med metoden er at dette skjer så raskt at det oppfattes som om man detekterer flere elementer på en gang (simultandeteksjon). En annen stor fordel ved metoden er at de aller fleste grunnstoffer kan analyseres ved hjelp av ICP-MS. Noen av de viktigste unntakene er helium, hydrogen, karbon, nitrogen, oksygen, fluor og neon (PerkinElmer Inc, 2004). Deteksjonsgrensene for metoden varierer fra ppb-nivå til ppq-nivå avhengig av grunnstoff og prøvetype (Norges Geologiske Undersøkelse, 2005).

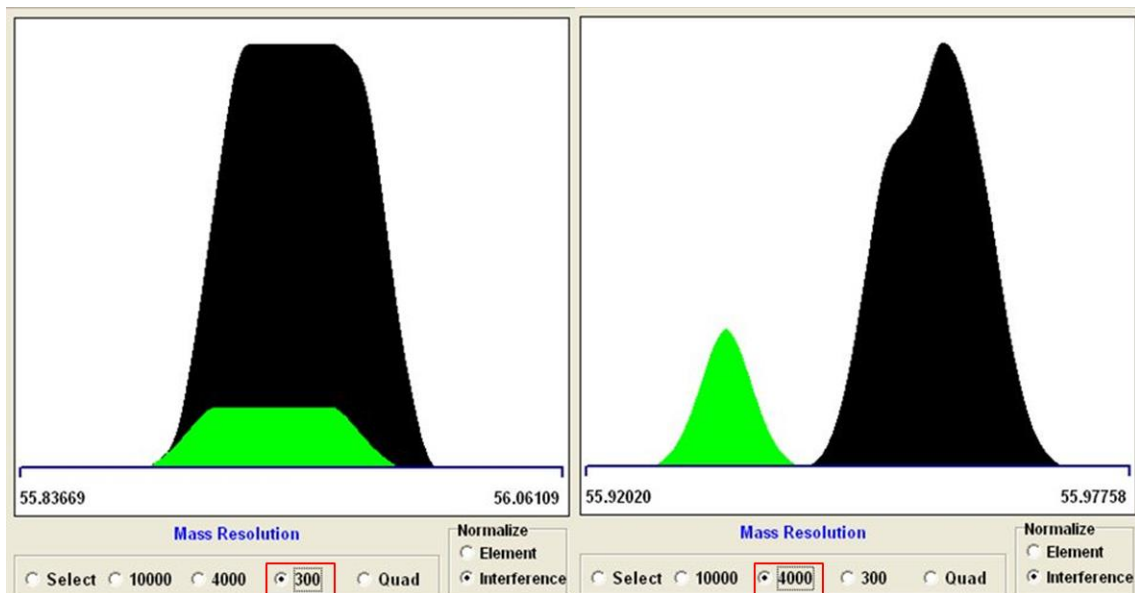
ICP-MS muliggjør isotopforholdsmålinger fordi det er et massespektrometer som identifiserer grunnstoffene i prøven (Wibetoe, 2009). Fordelen med å kunne foreta isotopforholdsmålinger er at man kan identifisere opphavet til for eksempel bly, da ulike blykilder vil ha sitt spesielle isotopforhold. Dette fører til at man for eksempel kan skille mellom lokal og langtransportert forurensing (Chow, Snyder og Earl, 1975). En UV-laser kan benyttes for å forstøve faste stoffer slik at de kan analyseres ved hjelp av ICP-MS (Norges Geologiske Undersøkelse, 2005).

ICP-MS-apparatet består av en enhet som suger opp en liten mengde prøve, for deretter å føre prøven inn til et argonplasma. Dette gjøres ved hjelp av en nebulisator som gjør om prøvevæsken til en fin spray (aerosol). Argonplasmaet holder en temperatur på 6000-10000 °C. Her vil prøven ioniseres på grunn av den

høye temperaturen i plasmaet. Videre fokuseres ionene før de føres til massespektrometeret. Her passerer ionene et magnetfelt, som sørger for at ionene sorteres etter masse-ladningsforhold. I HR-ICP-MS passerer ionene også et elektrostatisk felt som sørger for at ionene energifokuseres. Ionene vil nå passere detektoren etter masse og ladning, de minste først og de største sist (PerkinElmer Inc, 2004; Thermo Electron Corporation, 2004).

Den største begrensingen for ICP-MS-metoden er spektrale interferenser. Dette går ut på at man grunnet faktorer som prøvematriksen i seg selv, argongassen, vann eller syre kan interferere og danne overlappende topper med analyttene. Ved å benytte høyoppløselig ICP-MS kan mye av dette problemet løses, da den høye oppløsningen vil gjøre det mulig å skille toppene fra hverandre ut i fra deres masse. Det er kombinasjonen av magnetfelt og elektrostatisk felt som fører til dobbeltfokusering av ionene og dermed den høye oppløsningen i HR-ICP-MS (Thermo Electron Corporation, 2004).

Fordelen ved høyoppløselig ICP-MS som løsning på problemet med overlappende topper er hovedsakelig at det løser problemet for alle typer interferenser som påvirker massespektret. Metoden vil heller ikke kunne føre til nye interferenser selv. Se figur 7 for illustrasjon av overlappende topper og høy oppløsning (Thermo Electron Corporation, 2004).



Figur 7: Til venstre lav oppløsning og overlappende topper, til høyre høyere oppløsning og topper uten overlapp. Figuren er hentet fra programvaren til Finnigan ELEMENT2 fra Thermo Electron Corporation.

Detektoren som sitter i instrumentet som ble brukt til analysene i denne oppgaven, Finnigan ELEMENT2, er en diskret dynodetektor. Detektoren er lineær fra ppq til ppm-konsentrasjoner. Dette muliggjør deteksjon av både sporelementer og hovedkomponenter i en og samme analyse (Thermo Electron Corporation, 2004).

Jo lavere oppløsning, desto høyere sensitivitet har analysen, noe som igjen gir de laveste deteksjonsgrensene. For enkle prøvematrikser uten interfererende isotoper ønsker man derfor som oftest å bruke en lav oppløsning. For komplekse matrikser vil man derimot bruke en høy oppløsning, selv om dette går på bekostning av analysens sensitivitet. Dette for å unngå de tidligere nevnte overlappende toppene. Instrumentet som er brukt i analysene i denne oppgaven har tre faste oppløsninger; 300, 4000 og 10 000, alle med hver sin sensitivitet (Thermo Electron Corporation, 2004).

Instrumentet og analysen styres ved hjelp av en programvare som også monitorerer instrumentets status før, under og etter analysen.

3 Metode

3.1 Introduksjon

For å finne fram til aktuelle steder for prøvetaking ble det foretatt søk i lokalavisene i Sunnhordlandsregionen. Det var ønskelig å finne bålplasser der bålet hadde hatt én fast plassering gjennom mange år, som hadde jord som underlag og som lå nær sjøen.

Bålplassen på Huglo ble funnet via søk i lokalaviser, mens jonsokbålplassen på Espevær ble funnet etter tips fra lokalkjente. Det samme gjelder for Korsvika og Ringvebukta.

Prøvene til oppgaven ble tatt sommeren/høsten 2012; Huglo 26. juli 2012, Espevær 14. august 2012 og Trondheim 21. september 2012.

Videre ble prøvene dekomponert ved hjelp av UltraClave på senhøsten 2012 og analysert ved hjelp av ICP-MS på nyåret 2013.

3.2 Prøvetaking og feltarbeid

I dette kapittelet vil prosedyrene for prøvetakingen og kart over områder og prøvepunkt presenteres.

International Organization for Standardization (ISO) har utarbeidet en standard for jordkvalitet og jordprøvetaking, ISO 10381 (International Organization for Standardization, 2002). Flere av anbefalingene omkring jordprøvetaking, preparering og analyse er fulgt i denne oppgaven, men det er også ting som er blitt gjort på andre måter. Dette er diskutert i avsnitt 4.1.2.

3.2.1 Huglo og Espevær

På både Espevær og Huglo ble det tatt prøver fra et utvalgt bål. Bålplassene ble prøvetatt etter mønsteret som er skissert på figur 8.

UTSTYR: Tommestokk, plastspade, metallspade, metallfrie papirposer, plastposer med lukking, nitrilhansker og sprittusj, mobiltelefon med GPS, samt poseklemmer og nummererte papirlapper for markering av punkt.

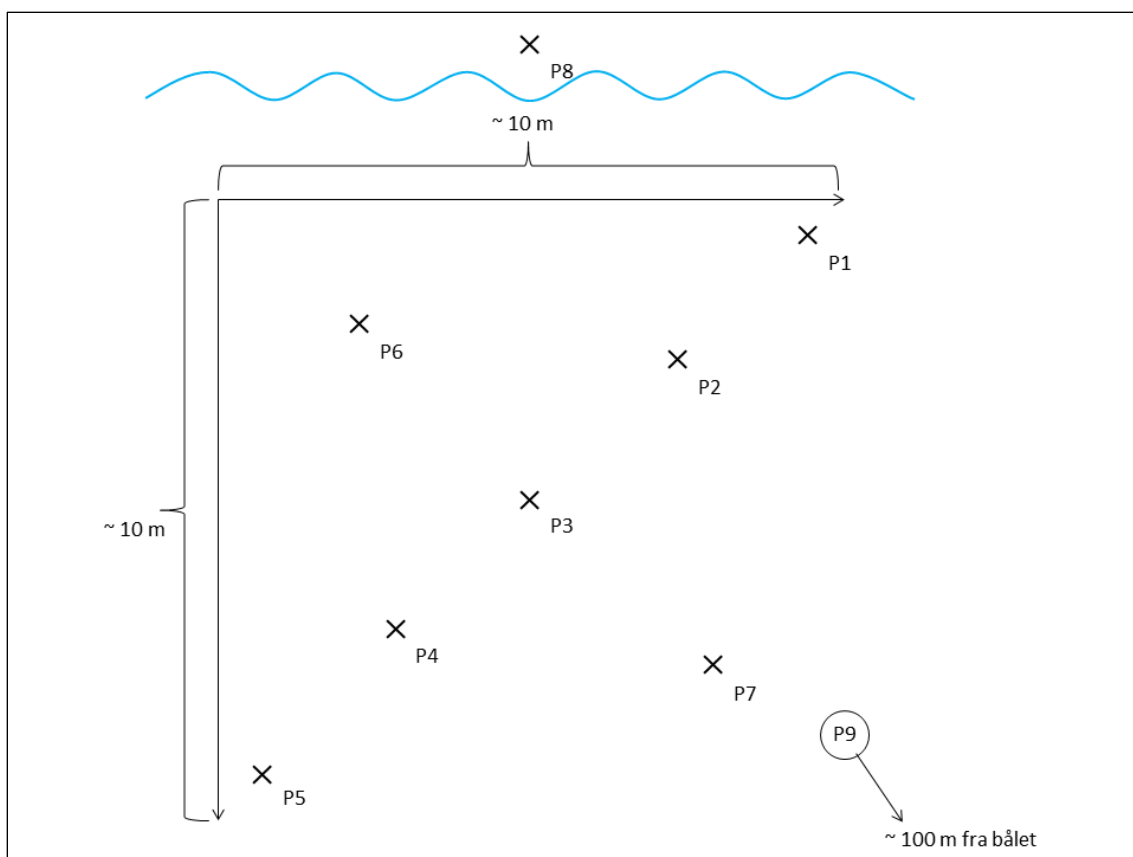
For å kunne si noe om hvordan brenselmaterialene i slike bål har endret seg over tid er det tatt prøver fra 4 ulike dybder på alle de ulike prøvepunktene. Det ble tatt prøver 1 cm, 5 cm, 10 cm og 20 cm under overflaten. I tillegg ble det tatt en prøve

fra 50 cm dybde i senter av bålet, markert som punkt P3 på figur 8. Det ble også tatt prøver fra samme dybder som for de andre prøvene fra et punkt i tidevannssonen, dette er markert som P8 på figur 8.

I tillegg ble det tatt prøver fra et referansepunkt for å prøve å kartlegge bakgrunnsverdiene i området. Dette er markert som P9 på figur 8, og også her ble det tatt prøver i dybdene 1, 5, 10 og 20 cm.

Det ble brukt en mobiltelefon med GPS for å innhente koordinatene til de ulike prøvepunktene.

I alt ble det tatt 29 *bålprøver*, 4 *prøver fra tidevannssonen* og 4 *referanseprøver* fra bålplassene på Espevær og Huglo.



Figur 8: Skisse av planen for hvordan prøvetakingen skulle foregå. Prøvepunktene er spredd slik at punkt P3 ligger i sentrum av bålet. Egenlaget figur.

Prøvene ble samlet i hver sin metallfrie papirpose som ble merket med prøvepunktets nummer, se figur 9. Papirposene ble videre samlet i plastposer med lukking for å beskytte dem under transport.

Det ble brukt hansker under prøvetakingen, både for å hindre kontaminering av prøvene og av hensyn til egen sikkerhet.



Figur 9: Merkede papirposer med prøver.

Både på Huglo og på Espevær var bålene godt synlige, og det var tydelige rester etter gjenstandene som var blitt brent. På Huglo ble det blant annet observert spiker, fiskeredskaper, beslag og takpapp, mens det på Espevær blant annet ble observert rester av skumgummimadrasser, plast, spiker, jernstenger og beslag, se figur 10.



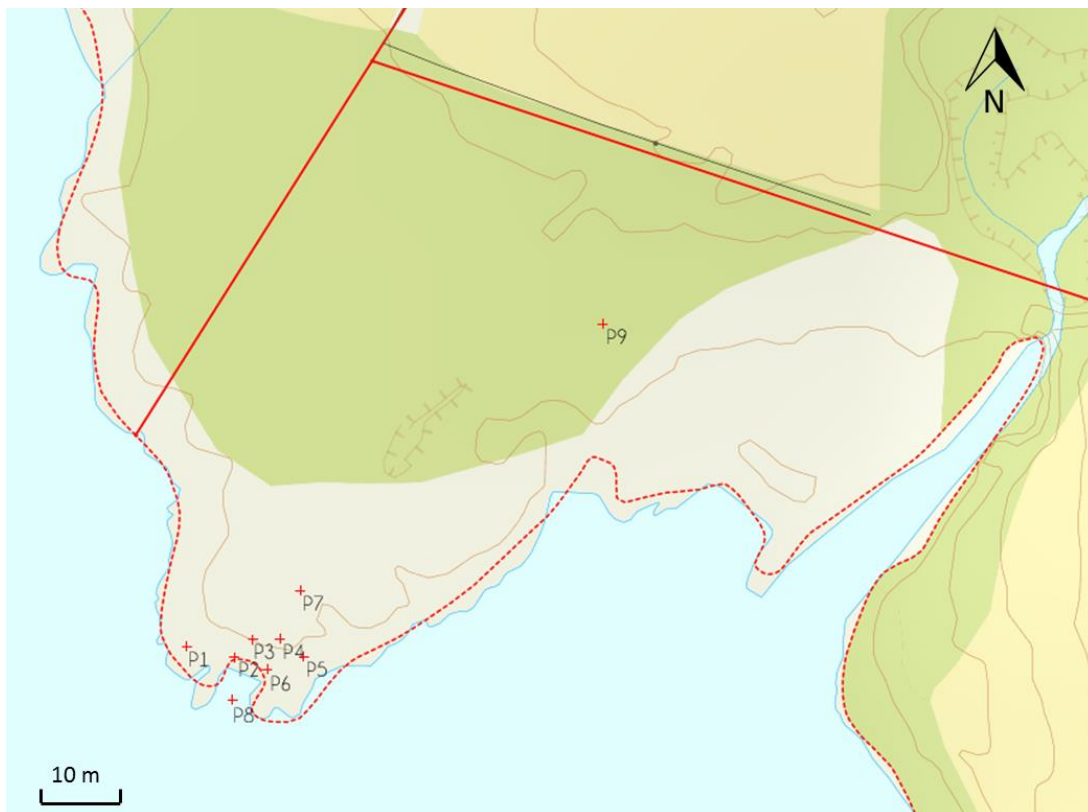
Figur 10: Nærbilde av bålet på Espevær.

Huglo

Figur 11 viser et oversiktskart over Huglo med prøvelokaliteten markert på kartet. Figur 12 viser hvert prøvepunkt på Huglo plottet inn på kart. For prøvepunktene koordinater, se vedlegg D. Figur 13 viser satellittfoto av prøvelokalitetene på Huglo med prøvepunktene lokalitet indikert på bildet.



Figur 11: Oversiktskart over Huglo. Vika der prøvene er tatt er merket med rød prikk. (Figur laget ved hjelp av Norgeskart.no)



Figur 12: Kart over prøvepunkter på Huglo (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).



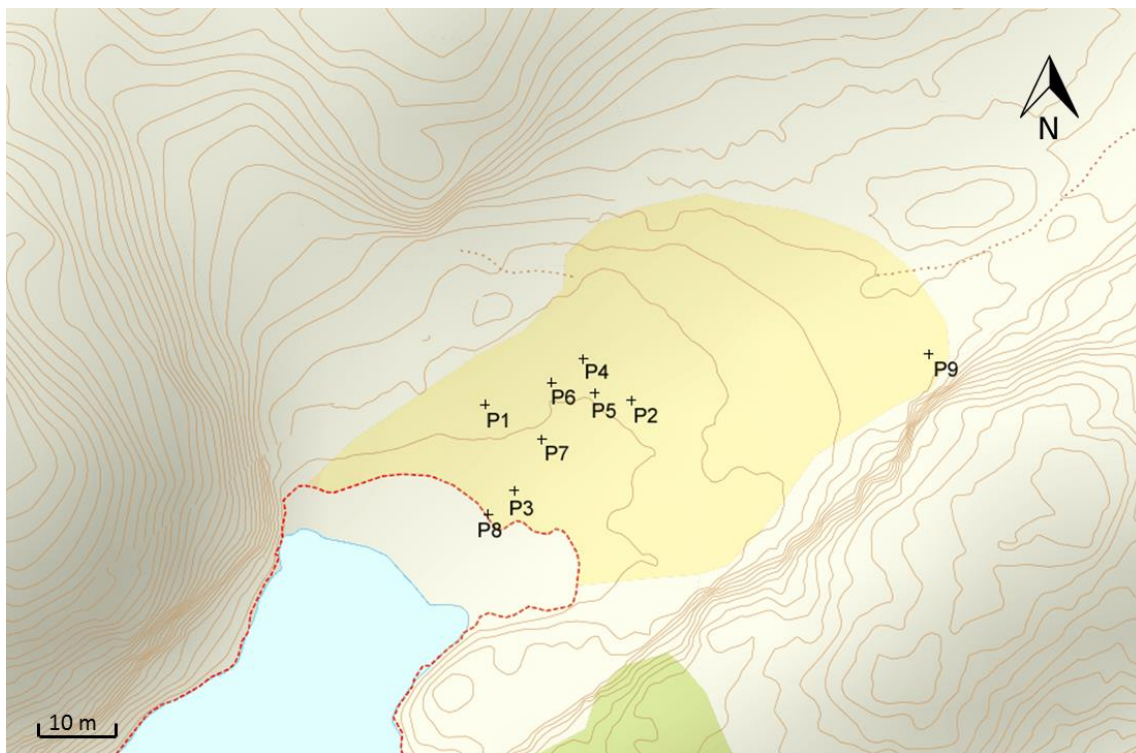
Figur 13: Prøvepunkter på Huglo indikert på satellittbilde hentet fra «Norge i bilder» (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).

Espevær

Figur 14 viser et oversiktskart over Espevær med prøvelokaliteten markert på kartet. Figur 15 viser hvert prøvepunkt på Espevær plottet inn på kart. For prøvepunktens koordinater, se vedlegg D. Figur 16 viser satellittfoto av prøvelokalitetene på Espevær med prøvepunktens lokalitet indikert på bildet.



Figur 14: Oversiktskart over Espevær. Vika der prøvene er tatt er merket med rød prikk. (Figur laget ved hjelp av Norgeskart.no)



Figur 15: Kart over prøvepunkter på Espevær (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).



Figur 16: Prøvepunkter på Espevær indikert på satellittbilde hentet fra «Norge i bilder» (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).

3.2.2 Trondheim

I Trondheim ble det tatt prøver fra strandsonen på to ulike steder; Korsvika og Ringvebukta. Disse prøvene ble ikke tatt fra et spesifikt bål, men fra soner der det kan ha foregått både bålbrekking, grilling og andre fritidsaktiviteter. Figur 17 viser et oversiktskart over området der prøvene fra Trondheim er tatt.

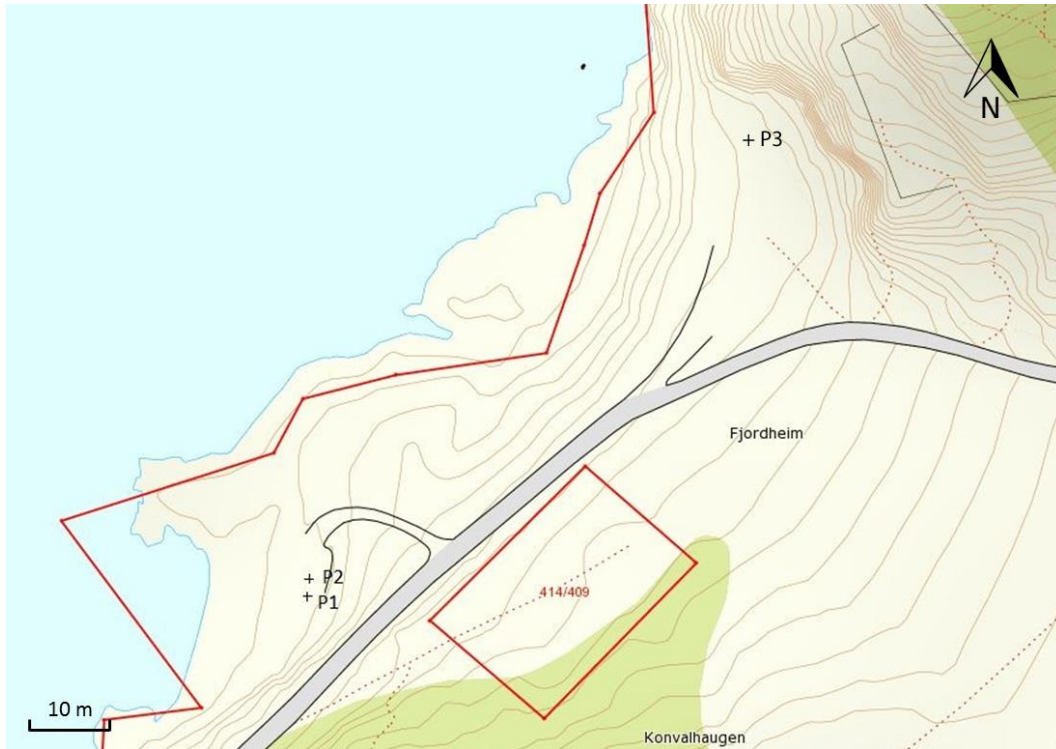
På samme måte som prøvene fra Huglo og Espevær ble prøvene fra Trondheim samlet i hver sin metallfrie papirpose som de ble oppbevart i før videre preparering og analyse.



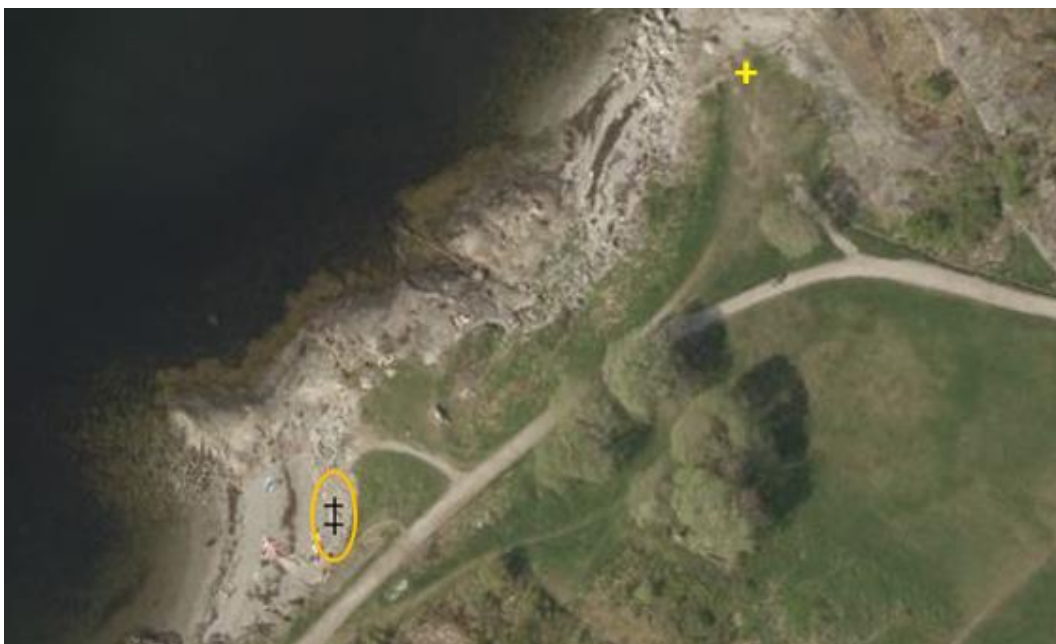
Figur 17: Oversiktskart over prøvepunktene i Trondheim. Prøvelokaliteten i Korsvika er markert med rødt punkt til venstre, prøvelokaliteten i Ringvebukta er markert med rødt punkt til høyre. (Figur laget ved hjelp av Norgeskart.no)

Korsvika

I Korsvika ble det tatt prøver fra to ulike punkt, to prøver fra hvert punkt med ulike dybder i sanden. Det ble også tatt to referanseprøver fra et punkt ovenfor Korsvika. Se figur 18 for kart over prøvepunktene i Korsvika. For prøvepunktenes koordinater, se vedlegg D. Figur 19 viser satellittfoto av Korsvika med prøvepunktenes lokalitet indikert på bildet.



Figur 18: Kart over prøvepunkter i Korsvika (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).



Figur 19: Prøvepunkter i Korsvika indikert på satellittbilde hentet fra «Norge i bilder» (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).

Ringvebukta

Fra Ringvebukta ble det tatt seks prøver fra øvre sandlag. Hver med 10-15 meters mellomrom bortover stranden. Se figur 20 for kart over prøvepunktene i Ringvebukta. For prøvepunktens koordinater, se vedlegg D. Figur 21 viser satellittfoto av Ringvebukta med prøvepunktens lokalitet indikert på bildet.



Figur 20: Kart over prøvepunkter i Ringvebukta (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).



Figur 21: Prøvepunkter i Ringvebukta indikert på satellittbilde hentet fra «Norge i bilder» (figur laget ved hjelp av Norgeskart.no).

3.3 Preparering av prøver

For å hindre at papirposene med prøver skulle smuldre opp grunnet fuktighet i prøvene ble prøveposene fra Espevær og Huglo tatt ut av plastposene og lagt på et tørt sted før de ble fraktet til Trondheim for videre preparering.

Der ble det tatt ut omlag 10-20 ml prøve som ble overført til små, nummererte plastglass med lokk, se figur 22. Disse ble videre frosset ned før de ble satt til frysetørring i ca. tre døgn. Det ble benyttet hansker under alt laboratoriearbeid, og under overføringen av prøver fra poser til plastglass ble det benyttet munnbind.



Figur 22: Plastglass med prøve.

Før dekomponering måtte prøvene overføres til spesielle teflonrør beregnet for UltraClave. Disse stod oppbevart med syreløsning i, og før bruk ble teflonrørene og deres korker skylt to ganger med destillert vann. Vannet ble ristet godt ut slik at de ble tørrest mulig. Røret ble så veid inn og vekta ble tarert. Det ble deretter overført prøvemateriale til røret inntil vekta viste 80- 120 mg, se figur 23. Vekta ble notert ned. Det ble tilstrebet å få med så fint materiale som mulig, dette for å unngå at mesteparten av prøven skulle bestå av småstein. 9 ml konsentrert salpetersyre, HNO_3 , ble tilsatt ved hjelp av en dispenser før lokket ble satt på. Når denne prosedyren var gjennomgått for alle prøvene ble disse kjørt i UltraClaven med program som angitt i tabell 5.

Tabell 5: Temperaturprogrammet som ble brukt for dekomponering av prøvene ved hjelp av UltraClave. Se vedlegg E for fullstendig rapport fra kjøringen av prøvene i UltraClave.

Steg	Varighet (min)	Totaltid (min)	Temperatur (°C)	Trykk (bar)	Energi (Watt)
1	5	5	50	160	1000
2	10	15	50	160	1000
3	10	25	100	160	1000
4	8	33	110	160	1000
5	13	46	190	160	1000
6	6	52	210	160	1000
7	11	63	245	160	1000
8	10	73	245	160	1000

Etter at prøvene var ferdig dekomponert ved hjelp av UltraClaven ble de fortynnet etter følgende prosedyre: En skylleflaske ble skylt to ganger med destillert vann, og vannet ble ristet godt ut. Flaska ble innveid og vekta ble tarert før en prøve ble overført fra teflonrøret til flaska. Røret ble så skylt to ganger med destillert vann, og skyllevannet ble overført til skylleflaska. Videre ble skylleflaska tilsatt destillert vann til vekta viste 109,8 g, se figur 24.

Et ICP-MS-rør og dets lokk ble skylt med prøveløsningen to ganger før røret ble fylt opp med prøveløsning og påsatt lokk. Teflonrøret til UltraClaven ble klargjort for lagring ved å fylle det $\frac{3}{4}$ fullt med destillert vann før 0,5 ml HNO₃ ble tilsatt. Samme prosedyre ble utført for alle prøvene.

Prøvene ble analysert ved hjelp av HR-ICP-MS. Instrumentet som ble brukt er Finnigan ELEMENT2 fra Thermo Electron Corporation.



Figur 23: Overføring av prøve fra plastglass til UltraClave-rør



Figur 24: Fortynning av ferdig oppløst prøve ved hjelp av «pistol» med destillert vann.

3.4 Utstyr

En oversikt over utstyret som er brukt oppgaven er gitt i tabell 6.

Tabell 6: Oversikt over utstyr som er brukt i oppgaven

Utstyr/kjemikalie	Merke/leverandør	Kvalitet
18 ml teflonrør til dekomponering	Milestone	
15 ml metallfrie plastrør til ICP-MS	VWR	
Vekt	Precisa 1220M	
Salpetersyre, HNO ₃	Fremstilt ved Institutt for kjemi, NTNU ved hjelp av Milestone SubPUR	Ultrapure
MQ-vann	Fremstilt ved Institutt for kjemi, NTNU ved hjelp av Purelab Option-Q	Ultrapure type 1
UltraClave	Milestone	
ICP-MS	Finnigan ELEMENT2, Thermo Electron Corporation	

3.5 Kvalitetskontroll

For å kvalitetssikre analysene utført ved hjelp av ICP-MS ble det kjørt prøver av en jordstandard med bestemte verdier for ulike grunnstoffer; GBW07408 SOIL. Det ble også kjørt blankprøver, og resultatene er korrigert for disse.

3.6 Databehandling

Rådata fra analysene ble levert som regneark i «Microsoft Excel». Programmet er også brukt for enkle statistiske operasjoner og grafiske fremstillinger av resultatene. Kartene er laget ved hjelp av Kartverkets tjeneste «Norgeskart.no» og bilder fra «Norge i bilder» hentet ut fra «Norgeskart.no». Både kart og andre bilder er bearbeidet i «Adobe Photoshop Elements». Figurer er laget og bearbeidet i «Microsoft PowerPoint».

4 Resultater og diskusjon

I denne delen diskuteres først metodene som er brukt i denne oppgaven, og det gis en oversikt over kvalitetssikring og mulige feilkilder.

Deretter gis det en oversikt over resultatene ved hjelp av statistikk for relevante grunnstoff, samt resultater for tungmetallene som inngår i tilstandsklasser for jord.

Resultatene for hvert enkelt tungmetall som inngår i tilstandsklassene presenteres og diskuteres. Additiv effekt for disse gjennomgås også. Resultatene for barium, kobolt og antimon gjennomgås og diskuteres, og korrelasjonsanalyser for kobber, krom og arsen, samt bly og sink presenteres.

Videre gjennomgås forholdet mellom blyisotopene Pb^{206} og Pb^{207} i prøvene, og til sist følger det en generell diskusjon som tar for seg prøvene som er tatt som en helhet, samt andre aspekter som anses som viktige angående resultatene.

4.1 Kvalitetssikring og feilkilder

Se vedlegg H for risikoanalyse for arbeidet som er utført i denne oppgaven.

4.1.1 ICP-MS

Selv om ICP-MS er en analysemetode med svært lave deteksjonsgrenser er det flere aspekter ved metoden som kan gi både tilfeldige og systematiske feil.

Injeksjonen av prøven til plasmaet i ICP-MS-apparatet er en prosess som kan gi flere feilkilder, både tilfeldige og systematiske. Hva slags injeksjonstype man bør velge påvirkes blant annet av faktorer som sammensetningen til analyttvæsken, krav til deteksjonsgrenser, hvor mye analytt som skal injiseres og økonomiske faktorer (Gaines, 2005).

En annen faktor som kan gi feil i resultatene ved ICP-MS-analyse er drift og variasjon i instrumentets respons som funksjon av masse. Dette kan korrigeres for ved at det analyseres en standard med jevne mellomrom under analysen. Analyseresultatene for standarden brukes til å lage en kurve som gir en funksjon som kan korrigere hvert enkelt resultat i analysen for drift (Cheatham, Sangrey og White, 1993).

En tredje faktor som kan skape problemer i ICP-MS-analyser er overlappende topper. Dette problemet kan løses ved hjelp av høyopløselig ICP-MS som tidligere beskrevet i avsnitt 2.8.2.

For å kunne kvalitetssikre resultatene fra ICP-MS- analysen i denne oppgaven i størst mulig grad, ble det kjørt prøver av en jordstandard med bestemte verdier for ulike grunnstoffer; GBW07408 SOIL. Prøvene ble randomisert før analysen ble kjørt. Det ble også kjørt blankprøver, og resultatene er korrigert for disse.

Andre analysemetoder som kunne vært brukt i oppgaven er for eksempel et stasjonært røntgenfluorensensapparat (XRF). Prøvene kunne da blitt tørket og siktet, før en viss mengde ville blitt tatt ut og presset sammen til en «tablett» før analyse med XRF (Walraven et al., 2013). Et annet alternativ kunne vært å bruke et håndholdt XRF-apparat, der man kunne tatt med seg apparatet ut i felt, tatt ut prøver med en spade, presset prøven sammen og analysert prøven ved hjelp av XRF-apparatet. Resultatene kan leses av på en skjerm på et slikt apparat, og de kan også hentes ut i etterkant. En av fordelene ved en slik type undersøkelse er at den er svært rask i forhold til andre, tilsvarende metoder, samtidig som den muliggjør analyse av flere paralleller per prøve (Carr et al., 2008).

Flamme-atomabsorpsjonsspektroskopi (F-AAS) er også en alternativ metode som kunne blitt benyttet (Plassard, Winiarski og Petit-Ramel, 2000). Blant fordelene med denne analyseteknikken er at hver analyse er rask, rimelig og enkel å gjennomføre. En ulempe med denne teknikken er at den er tidkrevende dersom man ønsker å analysere for mange grunnstoff, da det analyseres for et og et grunnstoff av gangen, samt at deteksjonsgrensene er betydelig høyere enn de er i for eksempel ICP-MS (Mester, 2006).

4.1.2 Prøvetaking

I ISO 10381 foreslås det to ulike mønstre for prøvetaking av forurensede områder med ukjent kjemisk sammensetning; et kryssmønster og et rutenettmønster med bestemt, jevn avstand mellom hvert prøvepunkt. Kryssmønsteret som er brukt for prøvetakingen av bålene i denne oppgaven (se figur 8) stemmer godt overens med det som er forslått i standarden. Da det var liten sannsynlighet for at bålområdene som skulle prøvetas var jevnt forurenset, kunne det i følge standarden vært mer gunstig å bruke et fast rutenettmønster for prøvetakingen (International Organization for Standardization, 2002). Da det ble tatt enkeltprøver fra dybdeprofilen i hvert prøvepunkt, og bålene som ble undersøkt er relativt avgrensede og sirkulære, vurderes metoden som er brukt i denne oppgaven til å være en metode som gir et godt bilde av forurensningssituasjonen i de undersøkte områdene.

Som tidligere nevnt ble det i denne oppgaven brukt metallfrie papirposer til å samle og oppbevare prøvene i. I ISO 10381-1 er det listet en rekke krav til prøvebeholdere som skal brukes til jordprøvetaking. Papirposene oppfyller flere av kravene som er satt; de er enkle å åpne, reagerer ikke med prøvene, de er rene, tåler både høye og lave temperaturer, de er lett tilgjengelige og tar liten plass. Enkelte av egenskapene deres stemmer derimot ikke overens med standarden; motstandsdyktighet mot å revne, vann- og gasstetthet og mulighet for å rengjøres og brukes på nytt (International Organization for Standardization, 2002). Da papirposer er relativt billige er ikke manglende mulighet for rengjøring og gjenbruk noe stort problem.

Manglende motstandsdyktighet mot å revne og manglende vann- og gasstetthet er egenskaper som gjør papirposer lite egnet for jordprøvetaking. Disse egenskapene førte også til at papirposene måtte behandles med den største forsiktighet under lagring og transport, da en god del av prøvene var noe fuktige slik at enkelte poser fikk små revner. Dette ble løst ved å putte den ødelagte posen oppi en ny papirpose. Et annet problem med prøvebeholdere som ikke er vanntette er utlekking av væske fra beholderne. Da jordprøver fra forurensede steder inneholder helseskadelige stoffer kan dette være et problem for omgivelsene under lagring, og dersom flere papirposer med prøver oppbevares tett kan disse kontaminere hverandre. For å unngå kontaminering av omgivelsene ble papirposene i denne oppgaven transportert i plastposer med zip-lukking. Et alternativ til papirposer kunne vært plastposer eller bokser av et materiale som ikke kontaminerer eller reagerer med prøven, for eksempel polyetylen (International Organization for Standardization, 2002).

I ISO 10381- 2 anbefales det at jordprøvene oppbevares ved en temperatur lavere enn 5 °C etter prøvetakingen og under transport til laboratoriet; dette for å hindre endringer og forringelse av prøvene. (International Organization for Standardization, 2002) Prøvene i denne oppgaven ble oppbevart ved romtemperatur fra og med prøvetakingen til de ble transportert til laboratoriet i Trondheim. Da fokuset i denne oppgaven er metaller og totalt innhold av disse i prøvene, behøver ikke lagringstemperaturen ha hatt så mye å si, og særlig gjelder

dette for bålprøvene, der komponentene har blitt utsatt for langt høyere temperaturer. Dersom lagringstemperaturen hadde vært lavere er det mulig at noe mer kvikksølv kunne blitt bevart i prøvene, da kvikksølv er flyktig i romtemperatur med et damptrykk på 0,002 mbar ved 20 °C (Norsk olje og gass, 2012).

Da områdene som ble prøvetatt var av begrenset størrelse var det vanskelig å hente inn helt nøyaktige koordinater for prøvepunktene ved hjelp av GPS i mobiltelefon. Det kan derfor være noe avvik mellom punktenes plassering på kartene og deres virkelige plassering, men mønsteret på kartene er det samme som mønsteret for hvordan prøvene ble tatt.

4.1.3 Preparering av prøver

Under arbeidet med preparering av prøvene kan det ha oppstått en rekke feilkilder. Disse kan både ha ført til kontaminering av prøvene, samt både positive og negative massefeil som kan ha påvirket de endelige resultatene. Tabell 7 oppsummerer feilkildene som kan ha inntruffet under laboratoriearbeidet.

Tabell 7: Mulige feilkilder under prepareringen av prøvene som kan ha hatt innvirkning på analyseresultatene. + indikerer en positiv massefeil, mens ÷ indikerer en negativ massefeil.

Feilkilde	Kontaminasjon	Massefeil
Ikke godt nok rengjorte UltraClave-rør	x	+
Hanskene kan ha vært forurenset av andre prøver, og dette kan ha ført til kontaminering av andre prøver ved overføringen til UltraClave-rørene	x	+
Tuppen av syreflaska kan ha kommet borti prøverør, enten ved dette eller tidligere laboratoriearbeider og kan på denne måten ha ført til kontaminasjon av prøvene ved at forurensinger på tuppen ble overført til andre rør.	x	+
Tuppen av vannpistolen kan ha kommet borti prøverør, enten ved dette eller tidligere laboratoriearbeider og kan på denne måten ha ført til kontaminasjon av prøvene ved at forurensinger på tuppen ble overført til andre rør.	x	+
Skylleflaska som ble benyttet kan ha blitt skylt for dårlig, slik at rester av de foregående prøvene har blitt overført til den gjeldende prøven.	x	+
Det kan ha blitt igjen rester av prøvene i UltraClave-rørene og deres lokk slik at ikke hele den utveide prøvemengden har blitt overført til ICP-MS-rørene		÷
Vektas nøyaktighet		+ / ÷
Det kan ha vært vannsøl på utsida av fortynningsflaska slik at man har fått for lite fortynnet løsning (noe av den innveide vekta er på utsiden av flaska)		+
Det kan ha vært støv fra prøvene utenpå teflonrørene som har inngått i innveilingen.		÷
Generelt overføringer mellom beholdere	x	+ / ÷

4.2 Oversikt over resultater

4.2.1 Statistikk

Huglo

Åtte av prøvene fra bålet (1.4 / 2.3 / 3.2 / 4.3 / 4.4 / 6.1 / 7.1 / 7.2) på Huglo hadde resultater som var under deteksjonsgrensen for kvikksølv. Resten av bålprøvene hadde resultater over deteksjonsgrensene for alle aktuelle grunnstoff. Prøvene fra tidevannssonen og referanseprøvene hadde resultater over deteksjonsgrensen for alle aktuelle grunnstoff. Statistikk for bålprøvene fra Huglo, prøvepunkt 1-7 er gitt i Tabell 8.

Tabell 8: Statistikk for bålprøvene (P1-P7) fra Huglo, i alt 29 prøver for aktuelle, giftige grunnstoff. Alle konsentrasjoner er i mg/kg. (n=29)

Grunnstoff	Min	25 %	Median	75 %	Maks	Gjennomsnitt
As	1,236	4,102	7,760	35,152	2458,926	112,573
Ba	86,141	122,237	134,863	159,395	329,453	148,576
Cd	0,043	0,081	0,106	0,130	0,203	0,110
Co	1,779	3,243	5,101	6,375	79,072	7,752
Cr	11,673	19,355	55,529	127,715	3427,102	195,591
Cu	5,054	10,173	19,880	110,317	3395,027	172,728
Hg	-0,002	0,001	0,003	0,004	0,012	0,003
Ni	3,433	5,418	8,806	10,539	54,142	10,666
Pb	6,422	10,312	11,777	13,651	347,803	27,196
Sb	0,070	0,157	0,298	0,966	18,687	1,447
Zn	150,367	257,436	440,525	792,008	6045,126	802,202

Espevær

Alle prøvene fra Espevær har konsentrasjoner over deteksjonsgrensen for alle aktuelle grunnstoff. Statistikk for bålprøvene fra Espevær, prøvepunkt 1-7 er gitt i Tabell 9.

Tabell 9: Statistikk for bålprøvene (P1-P7) fra Espevær, i alt 29 prøver, for aktuelle, giftige grunnstoff. Alle konsentrasjoner er i mg/kg. (n=29)

Grunnstoff	Min	25 %	Median	75 %	Maks	Gjennomsnitt
As	55,508	251,407	378,782	561,522	3109,563	555,431
Ba	531,688	4423,290	7009,255	10335,703	26983,614	8124,689
Cd	0,452	2,794	4,450	7,857	20,541	5,701
Co	18,309	47,921	80,832	94,088	136,127	74,536
Cr	261,963	904,703	1434,934	2057,425	6500,547	1619,657
Cu	192,547	1538,089	3374,330	5898,359	12846,678	4090,621
Hg	0,011	0,018	0,026	0,039	0,134	0,036
Ni	40,882	59,442	111,865	140,823	468,894	117,738
Pb	232,213	1230,013	3140,089	4735,831	16517,792	4044,727
Sb	0,220	1,163	1,761	2,706	5,474	1,977
Zn	2048,136	12965,534	23830,328	30046,040	138858,934	27402,899

Korsvika

Alle prøvene fra Korsvika har konsentrasjoner over deteksjonsgrensene for alle aktuelle grunnstoff. Statistikk for prøvene fra Korsvika er gitt i Tabell 10.

Tabell 10: Statistikk for prøvene fra Korsvika for aktuelle, giftige grunnstoff. Alle konsentrasjoner i mg/kg. (n=6)

Grunnstoff	Min	25 %	Median	75 %	Maks	Gjennomsnitt
As	1,410	1,602	2,156	4,026	7,606	3,233
Ba	41,230	47,093	56,078	62,591	202,459	77,451
Cd	0,044	0,047	0,056	0,114	0,787	0,187
Co	6,721	7,288	8,408	13,684	15,549	10,240
Cr	64,274	74,450	105,218	112,491	197,668	108,581
Cu	3,765	4,979	8,080	18,942	160,332	34,461
Hg	0,007	0,008	0,013	0,018	0,041	0,017
Ni	233,105	333,648	337,698	602,426	993,280	487,458
Pb	30,789	32,667	34,795	38,569	56,744	38,151
Sb	2,955	3,598	4,025	8,931	94,248	19,879
Zn	0,015	0,018	0,034	0,051	0,222	0,062

Ringvebukta

Prøve 4 fra Ringvebukta hadde resultater som var under deteksjonsgrensen for kvikksølv. Resten av prøvene var over deteksjonsgrensene for alle aktuelle grunnstoff. Statistikk for prøvene fra Ringvebukta er gitt i tabell 11.

Tabell 11: Statistikk for prøvene fra Ringvebukta for aktuelle, giftige grunnstoff. Alle konsentrasjoner i mg/kg. (n=6)

Grunnstoff	Min	25 %	Median	75 %	Maks	Gjennomsnitt
As	1,721	1,998	2,490	2,536	13,579	4,111
Ba	54,077	69,628	79,783	88,232	105,889	79,471
Cd	0,016	0,042	0,064	0,073	0,078	0,056
Co	7,286	8,020	8,622	9,132	11,375	8,838
Cr	55,291	78,288	82,278	91,518	111,489	83,816
Cu	5,540	6,556	7,505	8,535	10,471	7,690
Hg	0,001	0,006	0,006	0,008	0,009	0,006
Ni	24,211	26,370	33,791	35,902	39,822	32,020
Pb	4,962	5,398	6,530	7,079	7,953	6,377
Sb	0,015	0,020	0,025	0,031	0,034	0,025
Zn	40,203	43,226	48,861	53,015	181,705	69,230

4.2.2 Resultater og tilstandsklasser

Tabell 13 - tabell 15 viser konsentrasjonene som er målt for tungmetallene krom, nikkel, kobber, kadmium, bly, arsen og kvikksølv i prøvene fra henholdsvis Huglo, Espevær og Trondheim. Hver celle i tabellene er fargekodet ut ifra hvilken tilstandsklasse konsentrasjonen tilsvarer ut i fra «Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn», se eget avsnitt 2.7 og tabell 12. Det er valgt å bruke en rosafarge for å utheve de konsentrasjonene som er høyere enn maksimumskonsentrasjonen som er gitt for tilstandsklasse 5, det vil si at konsentrasjonen tilsvarer farlig avfall.

Tabell 12: Fargekoder for «Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn» (Hansen og Danielsberg, 2009).

1	2	3	4	5	>5
Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig	Farlig avfall

Tabell 13: Konsentrasjoner for tungmetaller i prøvene fra Huglo. Alle konsentrasjoner i mg/kg. Sammenheng mellom tilstandsklasser og farge: Blått=1, grønt=2, gult=3, oransje=4, rødt=5 og rosa= farlig avfall. Stjerne * indikerer at prøvene er referanseprøver

Prøve- nr	Dybde (cm)	Cr53 (mg/kg)	Ni62 (mg/kg)	Cu65 (mg/kg)	Zn67 (mg/kg)	Cd111 (mg/kg)	Pb208 (mg/kg)	As75 (mg/kg)	Hg202 (mg/kg)
1,1	1	97,15	16,12	5,05	286,5	0,074	7,92	2,14	0,005
1,2	5	19,36	7,64	10,17	393,9	0,097	347,80	1,82	0,003
1,3	10	17,37	5,42	8,79	200,6	0,098	8,73	2,59	0,003
1,4	20	24,81	13,90	14,32	2 582,9	0,153	26,03	7,70	0,000
2,1	1	17,62	4,38	16,07	245,9	0,108	102,59	2,48	0,003
2,2	5	11,68	4,85	5,55	150,4	0,043	12,53	1,24	0,007
2,3	10	14,61	4,17	8,84	547,0	0,061	6,42	1,54	0,000
2,4	20	17,19	4,56	14,46	535,3	0,141	11,01	1,89	0,004
3,1	1	3 427,10	34,50	3 395,03	6 045,1	0,129	27,67	2 458,93	0,002
3,2	5	204,83	10,44	187,69	491,9	0,106	10,67	97,62	-0,001
3,3	10	88,67	7,44	43,71	226,6	0,073	11,06	35,15	0,003
3,4	20	55,53	54,14	25,31	297,2	0,203	13,36	9,41	0,007
3,5	50	127,71	8,81	104,15	734,3	0,106	13,51	88,53	0,002
4,1	1	157,01	10,79	154,62	914,3	0,142	12,47	85,15	0,004
4,2	5	60,95	8,08	38,54	262,4	0,066	10,47	28,45	0,001
4,3	10	116,99	9,40	135,01	534,8	0,155	13,90	71,54	0,001
4,4	20	205,88	5,76	168,90	878,3	0,109	12,48	129,68	0,000
5,1	1	30,52	9,53	19,88	193,6	0,123	13,36	7,76	0,001
5,2	5	32,00	9,48	13,59	257,4	0,125	11,78	6,96	0,006
5,3	10	11,67	4,39	5,84	153,2	0,164	9,01	4,88	0,012
5,4	20	363,90	11,72	10,01	278,0	0,101	18,29	4,27	0,006
6,1	1	56,48	6,42	123,13	440,5	0,130	13,65	28,29	-0,002
6,2	5	60,47	12,56	97,10	723,3	0,135	10,62	28,11	0,004
6,3	10	26,26	10,54	16,94	247,5	0,077	10,20	6,75	0,005
6,4	20	37,81	9,41	14,37	281,8	0,095	11,50	4,10	0,002
7,1	1	194,43	3,75	223,47	1 039,7	0,071	6,78	112,84	0,000
7,2	5	14,56	3,43	10,00	1 151,8	0,091	9,68	4,86	0,001
7,3	10	41,68	9,14	28,24	792,0	0,081	10,31	8,56	0,003
7,4	20	137,89	8,55	110,32	2 377,7	0,123	14,87	21,39	0,001
8,1	1	28,54	5,89	5,79	62,7	0,092	8,82	3,54	0,004
8,2	5	13,17	4,76	3,71	28,5	0,063	5,45	1,47	0,002
8,3	10	67,76	24,15	20,67	133,4	0,101	12,26	5,20	0,006
8,4	20	58,30	26,70	20,49	92,8	0,129	13,18	8,62	0,002
9,1*	1	22,12	3,40	3,01	26,5	0,078	7,82	0,76	0,011
9,2*	5	20,64	4,84	4,18	24,5	0,118	11,92	1,45	0,007
9,3*	10	37,37	4,29	1,85	16,2	0,079	10,31	0,82	0,002
9,4*	20	23,15	4,56	1,99	15,9	0,087	9,63	1,49	0,004

Tabell 14: Konsentrasjoner for tungmetaller i prøvene fra Espevær. Alle konsentrasjoner i mg/kg. Sammenheng mellom tilstandsklasser og farge: Blått=1, grønt=2, gult=3, oransje=4, rødt=5 og rosa= farlig avfall. Stjerne * indikerer at prøvene er referanseprøver

Prøve- nr	Dybde (cm)	Cr53 (mg/kg)	Ni62 (mg/kg)	Cu65 (mg/kg)	Zn67 (mg/kg)	Cd111 (mg/kg)	Pb208 (mg/kg)	As75 (mg/kg)	Hg202 (mg/kg)
1,1	1	1 117,10	50,59	1 073,49	9 451,5	2,847	1 158,39	429,44	0,053
1,2	5	363,90	40,88	255,56	2 095,0	0,636	360,01	103,43	0,024
1,3	10	294,09	50,46	243,69	2 482,4	0,541	291,90	71,89	0,039
1,4	20	261,96	50,16	192,55	2 048,1	0,452	232,21	59,39	0,046
2,1	1	2 415,64	59,36	4 241,14	138 858,9	14,459	1 174,46	3 109,56	0,018
2,2	5	6 500,55	76,48	7 287,82	23 684,7	20,541	5 564,31	285,60	0,024
2,3	10	1 396,45	104,49	4 703,95	52 659,5	7,857	3 191,40	550,63	0,025
2,4	20	1 176,45	186,22	3 680,94	34 369,6	13,606	3 416,39	388,04	0,022
3,1	1	1 736,77	126,78	2 593,97	13 725,9	3,830	1 177,44	438,80	0,029
3,2	5	1 634,65	468,89	8 484,43	19 125,4	5,720	14 277,03	561,52	0,032
3,3	10	3 781,83	120,09	5 898,36	30 046,0	12,511	4 735,83	346,97	0,032
3,4	20	2 567,14	63,52	3 509,52	99 279,1	8,973	1 230,01	1 915,18	0,019
3,5	50	1 373,76	118,29	1 983,67	17 616,9	9,637	4 908,87	244,33	0,072
4,1	1	1 650,95	149,97	6 672,12	30 934,9	6,807	9 888,00	874,27	0,026
4,2	5	1 434,93	127,82	10 763,61	26 737,8	5,404	16 517,79	434,90	0,042
4,3	10	2 057,43	158,69	8 134,69	24 847,9	4,657	8 604,16	623,99	0,035
4,4	20	2 369,06	165,89	5 105,72	26 455,2	4,507	4 396,84	848,89	0,028
5,1	1	1 132,69	67,18	1 538,09	17 636,8	2,842	2 382,89	493,00	0,101
5,2	5	541,93	59,44	1 728,32	5 535,6	1,714	2 344,45	99,23	0,018
5,3	10	431,12	53,76	1 316,45	4 100,3	1,178	8 433,80	74,28	0,134
5,4	20	367,20	49,59	1 237,31	2 539,9	0,854	3 402,78	55,51	0,088
6,1	1	517,43	60,13	1 263,37	40 279,4	3,848	1 201,41	251,41	0,016
6,2	5	904,70	110,52	5 564,06	23 830,3	3,657	4 375,72	256,58	0,033
6,3	10	2 515,61	111,87	2 954,81	12 965,5	8,300	1 342,88	1 319,60	0,015
6,4	20	1 684,01	129,05	3 079,07	20 287,3	3,837	3 140,09	918,20	0,020
7,1	1	2 084,55	227,59	12 846,68	32 076,5	2,195	3 115,69	329,90	0,014
7,2	5	1 103,63	154,96	2 285,46	26 543,1	2,794	1 735,66	345,69	0,015
7,3	10	1 551,10	140,82	6 614,81	28 895,6	4,450	1 448,62	378,78	0,011
7,4	20	2 003,43	130,90	3 374,33	25 574,8	6,687	3 248,03	298,50	0,017
8,1	1	117,82	41,45	37,57	166,1	0,058	46,06	10,55	0,018
8,2	5	118,62	41,00	20,85	43,0	0,047	10,27	2,53	0,014
8,3	10	108,03	36,30	13,10	68,6	0,068	6,09	1,46	0,012
8,4	20	94,79	42,89	11,77	43,7	0,027	6,08	2,16	0,005
9,1*	1	156,43	44,47	79,98	69,7	0,363	87,82	9,63	0,031
9,2*	5	158,22	49,45	17,80	75,7	0,416	63,30	9,07	0,091
9,3*	10	151,73	43,42	18,55	59,7	0,381	61,73	8,83	0,078
9,4*	20	147,08	63,61	13,38	64,2	0,282	37,92	7,35	0,055

Tabell 15: Konsentrasjoner for tungmetaller i prøvene fra Trondheim. Alle konsentrasjoner i mg/kg. Sammenheng mellom tilstandsklasser og farge: 1 = blå, 2 = grønn. Stjerne * indikerer at prøvene er referanseprøver

Prøve	Dybde (cm)	Cr53 (mg/kg)	Ni62 (mg/kg)	Cu65 (mg/kg)	Zn67 (mg/kg)	Cd111 (mg/kg)	Pb208 (mg/kg)	As75 (mg/kg)	Hg202 (mg/kg)
Korsvika 1	2	66,40	32,54	4,70	46,9	0,048	4,38	1,42	0,008
Korsvika 1	30	111,83	30,79	5,81	44,7	0,044	3,67	2,15	0,020
Korsvika 2	2	64,27	33,05	10,35	40,2	0,047	2,96	2,16	0,007
Korsvika 2	30	112,71	39,25	3,76	42,5	0,065	3,57	1,41	0,010
Korsvika 3*	2	197,67	56,74	21,81	99,2	0,130	10,45	4,65	0,015
Korsvika 3*	30	98,61	36,54	160,33	383,5	0,787	94,25	7,61	0,041
Ringvebukta 1	2	94,01	24,44	10,47	40,2	0,016	5,12	2,50	0,006
Ringvebukta 2	2	55,29	24,21	6,25	41,9	0,067	6,81	13,58	0,009
Ringvebukta 3	2	80,51	32,16	8,87	53,8	0,075	7,17	2,48	0,008
Ringvebukta 4	2	84,05	36,06	7,54	50,5	0,078	6,25	2,55	0,001
Ringvebukta 5	2	77,55	35,42	5,54	47,2	0,036	4,96	1,72	0,006
Ringvebukta 6	2	111,49	39,82	7,47	181,7	0,061	7,95	1,84	0,006

4.3 Tungmetaller

I avsnittene under vil resultatene for hvert enkelt tungmetall som innebefattes av tilstandsklassene for jord presenteres og diskuteres. Alle målte konsentrasjoner for disse metallene er presentert i avsnitt 4.2.2.

Uttrykket *bålprøvene* blir brukt om prøvepunkt 1-7 i prøvene fra Huglo og Espevær. Det vil si alle prøver utenom prøvene fra tidevannssonen og referanseprøvene. Bålprøvene stammer med andre ord både fra selve bålet og området tett rundt bålet.

4.3.1 Krom

Tabell 16 viser antallet prøver fra de fire ulike lokasjonene som sorterer under de ulike tilstandsklassene for kromkonsentrasjon i jord. Konsentrasjoner i mg/kg er oppgitt i tabell 13-tabell 15 i avsnitt 4.2.2.

Tabell 16: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for krominnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.

	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig	>5 Farlig avfall
Huglo	14 (48 %)	11 (38 %)	3 (10 %)		1 (4 %)	
Espevær			5 (17 %)	22 (76 %)	2 (7 %)	
Korsvika		6 (100 %)				
Ringvebukta		6 (100 %)				

Huglo og Espevær

Som tabell 16 viser, er innholdet av krom i bålprøvene fra Huglo forholdsvis lavt, med unntak av en prøve, 3.1, som har konsentrasjon av krom tilsvarende tilstandsklasse 5. Dette er prøven fra 1cm dybde midt i bålet. Prøve 3.2 (5 cm) har konsentrasjon som tilsvarer tilstandsklasse 3, det samme gjelder 4.4 og 5.4, som begge er prøver fra 20 cm dybde, noe som kan være en indikasjon på at det har blitt brent avfall som inneholder mer krom her tidligere.

Når det gjelder prøvene fra tidevannssonen på Huglo har prøvene fra 10 og 20 cm kromkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2, mens prøvene fra 1 og 5 cm har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 1. Referanseprøvene har alle verdier tilsvarende tilstandsklasse 1.

Prøvene fra bålplassen på Espevær har langt høyere konsentrasjoner av krom enn bålplassen på Huglo. Hele 76 % av prøvene hadde konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse 4, og to prøver tilsvarende tilstandsklasse 5. De fem bålprøvene med konsentrasjon til tilstandsklasse 3 stammer alle fra punkt 1 og 5; to fra 20 cm dybde, to fra 10 cm og en fra 5 cm dybde. At disse prøvene har lavere konsentrasjon enn resten kan skyldes at prøvepunktene ligger litt utenfor selve bålet. Referanseprøvene og prøvene fra tidevannssonen på Espevær har alle konsentrasjoner av krom tilsvarende tilstandsklasse 2. Dette tyder på at berggrunnen i området kan ha et naturlig forhøyet innhold av krom.

Det finnes ikke informasjon om hvorvidt krommet i prøvene er på treverdig eller seksverdig form, men siden det i følge Ottesen et al. (2007) kun vil foreligge seksverdig krom av betydning ved meget sterk forurensing, er det grunn til å anta at kromforurensningen i bålet på Huglo vil være mindre helseskadelig enn kromforurensningen på Espevær. Dette fordi bålet på Espevær har en langt høyere andel prøver med høye kromkonsentrasjoner. Det er likevel ingen av prøvene som overskrider grensen for farlig avfall for krom.

Det er grunn til å anta at en andel av krommet som finnes i prøvene fra begge bålene stammer fra CCA-impregnert trevirke. Det er foretatt en korrelasjonsanalyse mellom kobber, krom og arsen i prøvene fra hvert bål (se avsnitt 4.5.1), og for prøvene fra Huglo viser en tydelig korrelasjon mellom kobber, krom og arsen at en stor del av krommet i prøvene fra dette bålet sannsynligvis stammer fra impregnert trevirke. Det samme gjelder for prøvene fra Espevær.

Korsvika og Ringvebukta

Alle prøvene fra Trondheim har kromkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2. Prøvene fra Korsvika er noe mer forurenset enn prøvene fra Ringvebukta. Aller høyest kromkonsentrasjon (197,7 mg/kg) har den ene referanseprøven fra 2 cm dybde i Korsvika. Høyest konsentrasjon i Ringvebukta har prøve 6 med 111,5 mg/kg.

At det er høyere kromkonsentrasjoner i Korsvika kan skyldes at mer sjø slår inn her slik at det samles opp mer avfall på stranden, at det har blitt brent mer avfall her, større utlekking av kromholdige forbindelser fra omgivelsene eller naturlig høyere innhold av krom i jordsmonnet.

Korrelasjonsanalysen for kobber, krom og arsen (se avsnitt 4.5.1) viser ingen korrelasjon mellom disse tungmetallene i prøvene fra Korsvika. Det samme

gjelder for prøvene fra Ringvebukta. Andre kilder til krom i prøvene fra Trondheim kan være naturlig innhold i jorda, utlekking av kromforbindelser fra legeringer i omgivelsene, malingsflak fra avflasset maling eller malte planker som har blitt brent.

4.3.2 Nikkel

Tabell 17 viser antallet prøver fra de fire ulike lokasjonene som sorterer under de ulike tilstandsklassene for nikkelkonsentrasjon i jord. Konsentrasjoner i mg/kg er oppgitt i tabell 13-tabell 15 i avsnitt 4.2.2.

Tabell 17: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for nikkelinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.

	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig	>5 Farlig avfall
Huglo	29 (100 %)					
Espevær	8 (27 %)	13 (45 %)	6 (21 %)	2 (7 %)		
Korsvika	6 (100 %)					
Ringvebukta	6 (100 %)					

Huglo og Espevær

Alle prøvene fra Huglo har nikkelinnhold tilsvarende tilstandsklasse 1. Konsentrasjonene i bålprøvene og prøvene fra tidevannssonen er, med noen få unntak, høyere enn konsentrasjonen i referanseprøvene.

Bålprøvene fra Espevær har høyere nikkelkonsentrasjoner enn bålprøvene fra Huglo. Dette skyldes sannsynligvis at det har blitt brent mer nikkelholdig avfall på Espevær enn det har blitt gjort på Huglo. Prøvene fra tidevannssonen på Espevær har konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse 1, det samme gjelder de tre øverste referanseprøvene, mens referanseprøven fra 20 cm dybde har nikkelkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2. Dette kan skyldes tidligere nikkelforurensninger i området eller naturlig forhøyet innhold i berggrunnen.

Mulige kilder til nikkel i bålene på Huglo og Espevær kan være batterier og nikkelholdige legeringer. Da det ble observert svært mye metallbiter i begge bålene er det sannsynlig at en god del av nikkelet i prøvene stammer fra legeringer som er brukt i ulike produkter.

Korsvika og Ringvebukta

Alle prøvene fra Trondheim har nikkelinhold tilsvarende tilstandsklasse 1. Det er noe høyere konsentrasjoner i Korsvika, og høyest nikkelkonsentrasjon (56,7 mg/kg) har referanseprøven fra 2 cm dybde i Korsvika. Høyest konsentrasjon i Ringvebukta har prøve 6 med 39,8 mg/kg.

Funnene av nikkel i prøvene fra Trondheim kan stamme fra utlekking av nikkel fra ulike produkter som inneholder nikkellegeringer eller at slike produkter har blitt brent.

4.3.3 Kobber

Tabell 18 viser antallet prøver fra de fire ulike lokasjonene som sorterer under de ulike tilstandsklassene for kobberkonsentrasjon i jord. Konsentrasjoner i mg/kg er oppgitt i tabell 13-tabell 15 i avsnitt 4.2.2.

Tabell 18: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for kobberinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.

	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig	>5 Farlig avfall
Huglo	20 (69 %)	7 (24 %)	1 (3,5 %)	1 (3,5 %)		
Espevær		1 (3,5 %)	2 (7 %)	24 (82,5 %)	2 (7 %)	
Korsvika	5 (83 %)	1 (17 %)				
Ringvebukta	6 (100 %)					

Huglo og Espevær

69 % av bålprøvene fra Huglo har kobberkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 1. De to prøvene som har konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse 3 og 4 er begge fra 1 cm dybde, noe som tyder på at forurensingen er forholdsvis ny. Referanseprøvene og prøvene fra tidevannssonen har alle verdier tilsvarende tilstandsklasse 1.

Prøvene fra bålet på Espevær har langt høyere konsentrasjon av kobber enn bålprøvene fra Huglo. 83 % av bålprøvene fra Espevær har kobberkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 4. To av prøvene har konsentrasjoner som tilsvarer tilstandsklasse 5. I fem av sju prøvepunkt finner man den høyeste kobberkonsentrasjonen i prøven fra 5 cm dybde. Dette kan tyde på at det har blitt brent mer kobberholdig avfall på jonsokbålet på Espevær for noen år tilbake. Prøvene fra tidevannssonen og referanseprøvene har alle konsentrasjoner av kobber tilsvarende tilstandsklasse 1

Det er grunn til å anta at en andel av kobberet som finnes i prøvene fra begge bålene stammer fra CCA-impregnert trevirke. Det er foretatt en korrelasjonsanalyse mellom kobber, krom og arsen i prøvene fra hvert bål (se avsnitt 4.5.1). Prøvene fra Huglo viser korrelasjon mellom kobber, krom og arsen.

Dette tyder på at en stor del av kobberet i prøvene fra dette bålet stammer fra impregnert trevirke. Den samme trenden gjelder for prøvene fra Espevær. Andre kilder til kobber i prøvene kan være bunnstoff, kabler, samt produkter som er innsatt med andre impregneringsmidler som inneholder kobber.

Korsvika og Ringvebukta

Alle prøvene fra Trondheim, utenom én, har kobberkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 1. Den siste, referanseprøven fra 30 cm dybde i Korsvika, har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2.

Korrelasjonsanalysen for kobber, krom og arsen (se avsnitt 4.5.1) viser korrelasjon mellom kobber og arsen i prøvene fra Korsvika, mens prøvene fra Ringvebukta ikke har korrelasjon mellom verken kobber, krom eller arsen. Dette tyder på at kobberet i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta ikke stammer fra CCA-impregnert trevirke. Kilder til kobber i prøvene kan være naturlig innhold i jorda, impregneringsmidler, ledninger, rør og kabler.

4.3.4 Sink

Tabell 19 viser antallet prøver fra de fire ulike lokasjonene som sorterer under de ulike tilstandsklassene for sinkkonsentrasjon i jord. Konsentrasjoner i mg/kg er oppgitt i tabell 13-tabell 15 i avsnitt 4.2.2.

Tabell 19: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for sinkinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.

	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig	>5 Farlig avfall
Huglo	8 (27,5 %)	8 (27,5 %)	8 (27,5 %)	4 (14 %)	1 (3,5 %)	
Espevær				5 (17 %)	11 (38 %)	13 (45 %)
Korsvika	5 (83 %)	1 (17 %)				
Ringvebukta	6 (100 %)					

Huglo og Espevær

Bålprøvene fra Huglo har varierte konsentrasjoner av sink. En prøve (3.1) har sinkkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 5, mens fire andre (1.4 / 7.1 / 7.2 / 7.4) har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 4. Åtte prøver har sinkkonsentrasjon som tilsvarer tilstandsklasse 3, det samme gjelder for tilstandsklasse 2 og tilstandsklasse 1. Referanseprøvene og prøvene fra tidevannssonen har alle verdier tilsvarende tilstandsklasse 1.

Prøvene fra Espevær har høye sinkkonsentrasjoner. Hele 45 % av prøvene har konsentrasjon som tilsier at prøvene er farlig avfall. 38 % av prøvene har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 5, mens de resterende fem prøvene har sinkinnhold tilsvarende tilstandsklasse 4. Prøvene fra tidevannssonen og referanseprøvene har alle konsentrasjoner av sink tilsvarende tilstandsklasse 1.

Det er foretatt en korrelasjonsanalyse mellom innholdet av bly og sink i prøvene fra bålene på Huglo og Espevær (se avsnitt 4.5.2). For prøvene fra Huglo er det ingen korrelasjon mellom innholdet av bly og sink i prøvene, mens det i prøvene fra Espevær er korrelasjon mellom bly og sink. Dette kan tyde på at det på Espevær er blitt brent kledning som har blitt malt med både blyhvitt og sinkhvitt gjennom årenes løp, og det er således grunn til å anta at en andel av

sinkinnholdet i prøvene fra Espevær stammer fra maling. Andre kilder til sink i bålprøvene både fra Huglo og Espevær kan være gummiprodukter, batterier, trebehandlingsmidler, kull fra grilling og ulike legeringer.

Korsvika og Ringvebukta

Alle prøvene fra Trondheim, utenom én, har sinkkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 1. Den siste, referanseprøven fra 30 cm dybde i Korsvika, har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2.

Det er foretatt en korrelasjonsanalyse for innholdet av bly og sink i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta (se avsnitt 4.5.2). Det er en svak korrelasjon mellom bly og sink i prøvene fra Ringvebukta, mens det i prøvene fra Korsvika er en meget sterk korrelasjon mellom bly og sink. Dette tyder på at noe av det som finnes av bly og sink i prøvene kan stamme fra kledning som har vært malt med både blyhvitt og sinkhvitt, i form av spredning av avflasket maling, rekved eller malt kledning som har blitt brent. Sink i prøvene kan også stamme fra gummiprodukter, trebehandlingsmidler, batterier og plantevernmidler.

4.3.5 Kadmium

Tabell 20 viser antallet prøver fra de fire ulike lokasjonene som sorterer under de ulike tilstandsklassene for kadmiumkonsentrasjon i jord. Konsentrasjoner i mg/kg er oppgitt i tabell 13-tabell 15 i avsnitt 4.2.2.

Tabell 20: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for kadmiuminnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.

	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig	>5 Farlig avfall
Huglo	29 (100 %)					
Espevær	5 (17 %)	20 (69 %)	3 (10 %)	1 (4 %)		
Korsvika	6 (100 %)					
Ringvebukta	6 (100 %)					

Huglo og Espevær

Både bålprøver, prøver fra tidevannssonen og referanseprøver fra Huglo har kadmiuminnhold tilsvarende tilstandsklasse 1.

69 % av bålprøvene fra Espevær har kadmiumkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2. Tre prøver har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 3, to av disse prøvene stammer fra prøvepunkt 2, det samme gjør prøven som har kadmiuminnhold tilsvarende tilstandsklasse 4. Dette tyder på at det er en meget lokal kadmiumkilde i nærheten av dette prøvepunktet. Prøvene fra tidevannssonen og referanseprøvene har alle konsentrasjoner av kadmium tilsvarende tilstandsklasse 1.

Mulige kilder til kadmium i bålene på Huglo og Espevær kan være ulike typer plast, kadmiumholdige legeringer, batterier, oljesøl og fossile brennstoff brukt til å tenne bålene.

Korsvika og Ringvebukta

Alle prøvene fra Trondheim har kadmiuminnhold tilsvarende tilstandsklasse 1. Prøven fra 30 cm dybde i referansepunktet i Korsvika har det høyeste kadmiuminnholdet (0,787 mg/kg). Høyest konsentrasjon i Ringvebukta har prøve 4 med 0,078 mg/kg.

Mulige kilder til kadmium i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta kan være naturlig innhold av kadmium i jorda, plast, kadmiumholdige legeringer, batterier og fossilt brennstoff som har kommet inn på strendene i form av oljesøl på sjøen.

4.3.6 Bly

Tabell 21 viser antallet prøver fra de fire ulike lokasjonene som sorterer under de ulike tilstandsklassene for blykonsentrasjon i jord. Konsentrasjoner i mg/kg er oppgitt i tabell 13-tabell 15 i avsnitt 4.2.2.

Tabell 21: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for blyinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.

	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig	>5 Farlig avfall
Huglo	27 (93 %)		1 (3,5 %)	1 (3,5 %)		
Espevær			2 (7 %)	1 (3,5 %)	10 (34,5 %)	16 (55 %)
Korsvika	5 (83 %)	1 (17 %)				
Ringvebukta	6 (100 %)					

Huglo og Espevær

En av prøvene fra Huglo (1.2) har blyinnhold tilsvarende tilstandsklasse 4, mens en annen (2.1) har blyinnhold tilsvarende tilstandsklasse 3. Resten av prøvene fra Huglo har blyinnhold tilsvarende tilstandsklasse 1. Referanseprøvene og prøvene fra tidevannssonen har alle verdier tilsvarende tilstandsklasse 1.

Hele 55 % av bålprøvene fra Espevær har et blyinnhold som tilsier at prøvene er farlig avfall. 34,5 % av prøvene har konsentrasjon av bly tilsvarende tilstandsklasse 5, mens henholdsvis en og to prøver har blykonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 4 og 3. For fire av syv prøvepunkt gjelder det at prøven fra 5 cm dybde har den høyeste konsentrasjonen. Dette kan tyde på at det har blitt brent mer blyholdig avfall på Espevær på et tidligere tidspunkt.

Prøvene fra tidevannssonen på Espevær har blykonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 1. Når det gjelder referanseprøvene fra Espevær har prøvene fra dybde 1, 5 og 10 cm blynivåer tilsvarende tilstandsklasse 2, mens den nederste prøven har konsentrasjon lik tilstandsklasse 1. Blyinnholdet i referanseprøvene synker med økende dybde, noe som tyder på at området har blitt mer og mer påvirket av antropogene blyforurensninger. Dette underbygges også av

blyisotopanalysen (se avsnitt 4.6). Disse forurensningene kan stamme fra både lokale kilder som jonsokbålet og langtransporterte forurensninger.

Det er foretatt en korrelasjonsanalyse mellom innholdet av bly og sink i prøvene fra bålene på Huglo og Espevær (se avsnitt 4.5.2). For prøvene fra Huglo er det ingen korrelasjon mellom innholdet av bly og sink i prøvene, mens det i prøvene fra Espevær er korrelasjon mellom bly og sink. Dette kan tyde på at det på Espevær er blitt brent kledning som har blitt malt med både blyhvitt og sinkhvitt gjennom årenes løp, og korrelasjonen mellom disse underbygger mistanken om at en andel av blyinnholdet i prøvene fra Espevær kan stamme fra maling.

Ratioen mellom blyisotopene Pb^{206} og Pb^{207} er vurdert i avsnitt 4.6. Alle prøvene fra Espevær har verdier som indikerer at blyet i disse prøvene stammer fra antropogene kilder. Det samme gjelder for 70 % av prøvene fra Huglo.

Andre aktuelle kilder til bly i bålene på Huglo og Espevær kan være langtransporterte forurensninger, maling, plast, beslag, gummi, fiskeredskaper, samt bensin som har blitt brukt til å tenne bål med før bly ble forbudt brukt i bensin.

Korsvika og Ringvebukta

Alle prøvene fra Trondheim, utenom én, har blykonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 1. Den siste, referanseprøven fra 30 cm dybde i Korsvika, har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2.

Det er foretatt en korrelasjonsanalyse for innholdet av bly og sink i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta (se avsnitt 4.5.2). Det er en svak korrelasjon mellom bly og sink i prøvene fra Ringvebukta, mens det i prøvene fra Korsvika er en meget sterk korrelasjon mellom bly og sink. Dette tyder på at noe av det som finnes av bly og sink i prøvene kan stamme fra kledning som har vært malt med både blyhvitt og sinkhvitt, i form av spredning av avflasket maling, rekved eller malt kledning som har blitt brent.

Ratioen mellom blyisotopene Pb^{206} og Pb^{207} er vurdert i avsnitt 4.6. Alle prøvene fra både Korsvika og Ringvebukta har verdier som indikerer at blyet i prøvene stammer fra antropogene kilder.

Andre kilder til bly i prøvene fra Trondheim kan være langtransporterte forurensninger, plast, beslag, gummi, fiskeredskaper, samt bensinutslipp fra før bly ble forbudt i bensin.

4.3.7 Arsen

Tabell 22 viser antallet prøver fra de fire ulike lokasjonene som sorterer under de ulike tilstandsklassene for arsenkonsentrasjon i jord. Konsentrasjoner i mg/kg er oppgitt i tabell 13-tabell 15 i avsnitt 4.2.2.

Tabell 22: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for arseninnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.

	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig	>5 Farlig avfall
Huglo	15 (51 %)	2 (7 %)	5 (17 %)	6 (21 %)		1 (4 %)
Espevær				22 (76 %)	4 (14 %)	3 (10 %)
Korsvika	6 (100 %)					
Ringvebukta	5 (83 %)	1 (17 %)				

Huglo og Espevær

Bålprøvene fra Huglo har et variert innhold av arsen. 51 % av prøvene har arseninnhold tilsvarende tilstandsklasse 1. To av prøvene har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2, mens fem prøver har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 3. 21 % av prøvene har arseninnhold tilsvarende tilstandsklasse 4, og en av prøvene (3.1) har så høy konsentrasjon av arsen at prøven er farlig avfall. En av prøvene fra tidevannssonen (8.4) har arsenkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2, mens resten av disse prøvene har arseninnhold tilsvarende tilstandsklasse 1. Referanseprøvene har alle verdier tilsvarende tilstandsklasse 1.

Bålprøvene fra Espevær har høyt arseninnhold. 76 % av prøvene har arseninnhold tilsvarende tilstandsklasse 4, fire av prøvene har innhold tilsvarende tilstandsklasse 5, og tre av prøvene (2.1 / 3.4 / 6.3) har så høyt innhold av arsen at prøvene er farlig avfall. Prøvepunkt 1 og 5 har synkende arsenkonsentrasjon med økende dybde, mens for resten av prøvepunktene er det ingen sammenheng mellom arseninnhold og dybde.

Den øverste prøven fra tidevannssonen på Espevær har arsenkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2, mens resten av disse prøvene har konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse 1. Når det gjelder referanseprøvene har prøvene fra

dybde 1, 5 og 10 cm arseninnhold tilsvarende tilstandsklasse 2, mens den nederste prøven har konsentrasjon lik tilstandsklasse 1. Arseninnholdet i referanseprøvene synker med økende dybde, noe som tyder på at området har blitt mer og mer påvirket av antropogene forurensninger. Disse forurensningene kan stamme fra nedfall av aske fra jonsokbålet samt andre aktiviteter i det populære området.

Det er grunn til å anta at en andel av arsenet som finnes i prøvene fra begge bålene stammer fra CCA-impregnert trevirke. Det er foretatt en korrelasjonsanalyse mellom kobber, krom og arsen i prøvene fra hvert bål (se avsnitt 4.5.1), og for prøvene fra Huglo viser en tydelig korrelasjon mellom kobber, krom og arsen at en stor del av arsenet i prøvene fra dette bålet sannsynligvis stammer fra impregnert trevirke. Det samme gjelder for prøvene fra Espevær. Andre kilder til arsen i prøvene kan være legeringer, maling og glass.

Korsvika og Ringvebukta

Alle prøvene fra Trondheim, utenom én, har arsenkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 1. Den siste, prøven fra prøvepunkt 2 i Ringvebukta, har konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse 2.

Korrelasjonsanalysen for kobber, krom og arsen (se avsnitt 4.5.1) viser korrelasjon mellom kobber og arsen i prøvene fra Korsvika, mens prøvene fra Ringvebukta ikke har korrelasjon mellom verken kobber, krom eller arsen. Dette tyder på at kobberet i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta ikke stammer fra CCA-impregnert trevirke. Kilder til arsen i prøvene kan være ulike legeringer, maling og glass.

4.3.8 Kvikksølv

Tabell 23 viser antallet prøver fra de fire ulike lokasjonene som sorterer under de ulike tilstandsklassene for kvikksølvkonsentrasjon i jord. Konsentrasjoner i mg/kg er oppgitt i tabell 13-tabell 15 i avsnitt 4.2.2.

Tabell 23: Antall prøver som sorterer under de ulike tilstandsklassene satt for kvikksølvinnhold i jord. Alle prøvene fra Korsvika og Ringvebukta er tatt med i tabellen, mens fra Huglo og Espevær er det bare bålprøvene som er tatt med.

	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig	>5 Farlig avfall
Huglo	29 (100 %)					
Espevær	29 (100 %)					
Korsvika	6 (100 %)					
Ringvebukta	6 (100 %)					

Huglo og Espevær

Både bålprøvene, prøvene fra tidevannssonen og referanseprøvene fra Huglo har kvikksølvinnhold tilsvarende tilstandsklasse 1. Det samme gjelder prøvene fra Espevær. Kvikksølvinnholdet i prøvene fra Espevær er generelt høyere enn i prøvene fra Huglo. Høyest konsentrasjon av prøvene fra Huglo er 0,012 mg/kg i prøve 5.3, mens den høyeste konsentrasjonen på Espevær er 0,134 mg/kg, også her i prøve 5.3. Det er svært liten forskjell mellom kvikksølvinnhold i referanseprøver og bålprøver.

Grunnet kvikksølvs flyktighet er det grunn til å anta at det kan ha vært mer kvikksølv tilstede i avfallet som har blitt brent på jonsokbålene, men at dette har fordampet til atmosfæren.

Mulige kilder til kvikksølv i prøvene fra Huglo og Espevær kan være nedfall av atmosfærisk transportert kvikksølv, naturlig innhold i jorda, maling, batterier og elektrisk utstyr.

Korsvika og Ringvebukta

Prøvene fra Korsvika og Ringvebukta har alle et kvikksølvinnhold tilsvarende tilstandsklasse 1. Referanseprøven fra 30 cm dybde i Korsvika har høyest konsentrasjon; 0,041 mg/kg. Høyest konsentrasjon i Ringvebukta har prøve 2 med 0,009 mg/kg.

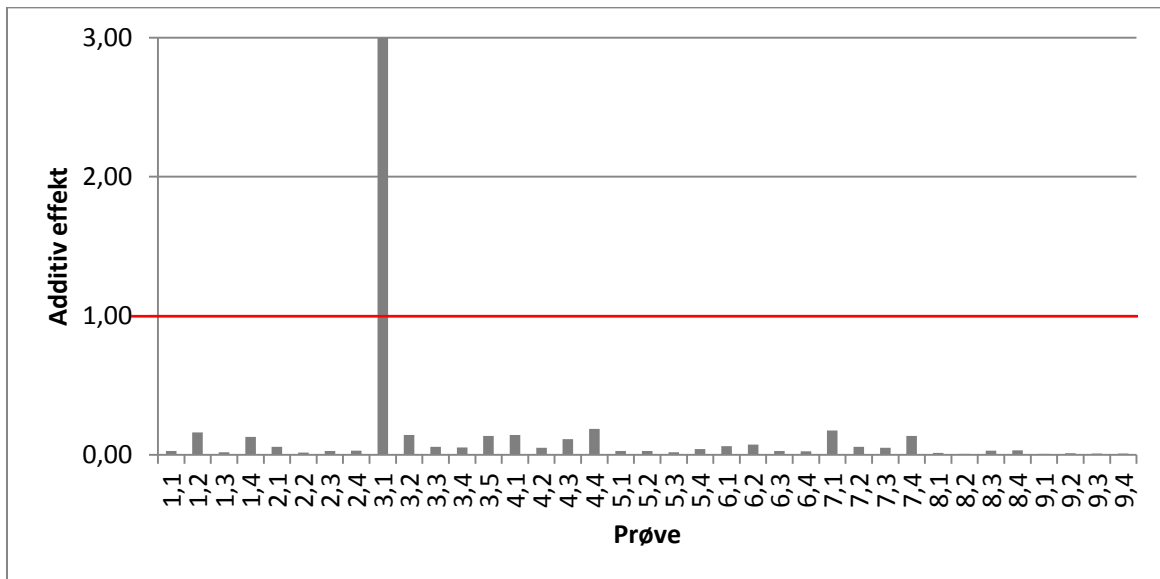
Mulige kilder til kvikksølv i prøvene fra Trondheim kan være nedfall av atmosfærisk transportert kvikksølv, naturlig innhold i jorda, maling, batterier og elektrisk utstyr

4.3.9 Additiv effekt

Additiv effekt er regnet ut for de samme tungmetallene som er diskutert i avsnitt 4.3.1-0. Dersom en prøve har additiv effekt over 1 anses denne for å være farlig avfall selv om ikke konsentrasjonen av enkeltkomponenter skulle tilsi dette. Formel for utregning og nærmere beskrivelse er gitt i kapittel 2.7. Se vedlegg F for utregnede additive effekter.

Huglo

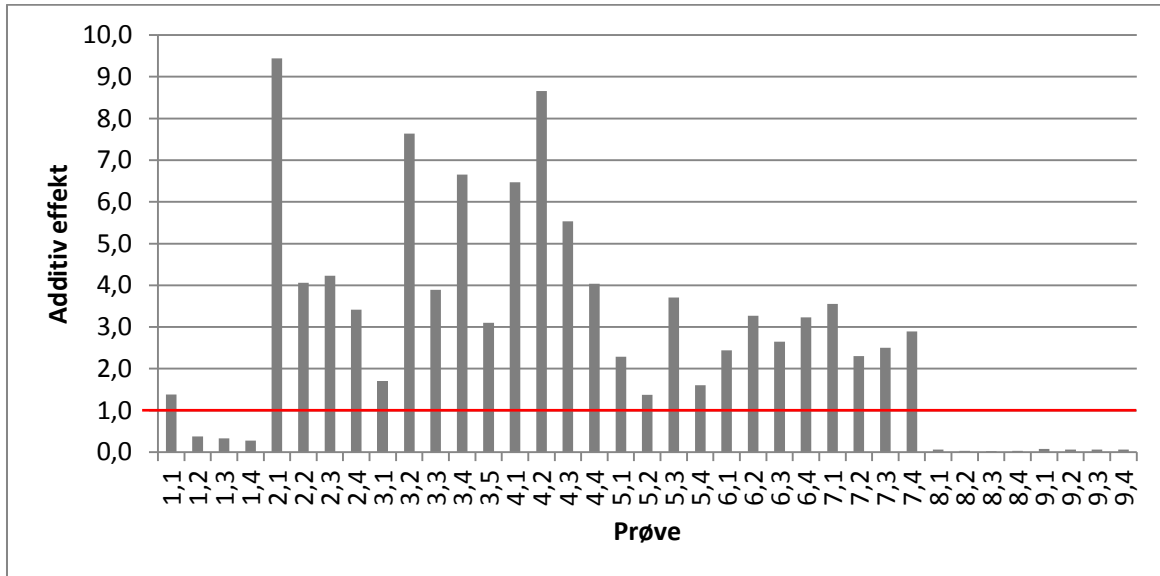
Kun en av prøvene fra Huglo har en additiv effekt større enn 1 (se figur 25).



Figur 25: Additiv effekt for prøvene fra Huglo.

Espevær

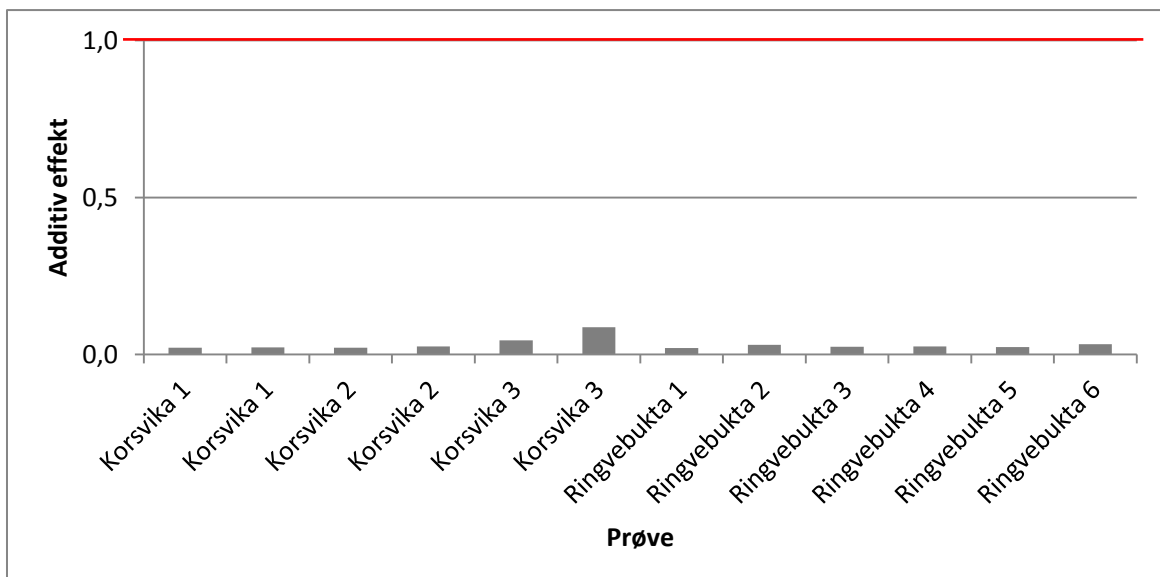
Figur 26 viser den additive effekten for prøvene fra Espevær. 26 av prøvene har en additiv effekt større enn 1. Når det gjelder prøvene i og rundt bålet, prøvepunkt 1-7, har 90 % av prøvene en additiv effekt over 1. Ingen av prøvene fra tidevannssonen eller referansepunktene hadde additiv effekt over 1.



Figur 26: Additiv effekt for prøvene fra Espevær.

Korsvika og Ringvebukta

Figur 27 viser den additive effekten for prøvene fra Korsvika og Ringvebukta. Ingen av prøvene herfra hadde additiv effekt over 1.



Figur 27: Additiv effekt for prøvene fra Korsvika og Ringvebukta.

4.4 Andre giftige grunnstoff

I denne delen vil resultatene for kobolt, barium og antimon presenteres og diskuteres. I tillegg til tungmetallene som inngår i tilstandsklassene for jord er det valgt å fokusere på disse grunnstoffene da også disse utgjør en risiko for human helse.

Resultatene fra Huglo og Espevær presenteres i form av søylediagram som viser forholdet mellom konsentrasjonen i den enkelte prøve og gjennomsnittskonsentrasjonen av referanseprøvene. Resultatene fra Korsvika og Ringvebukta presenteres i søylediagram som viser konsentrasjonen i den enkelte prøve.

4.4.1 Kobolt

Huglo og Espevær

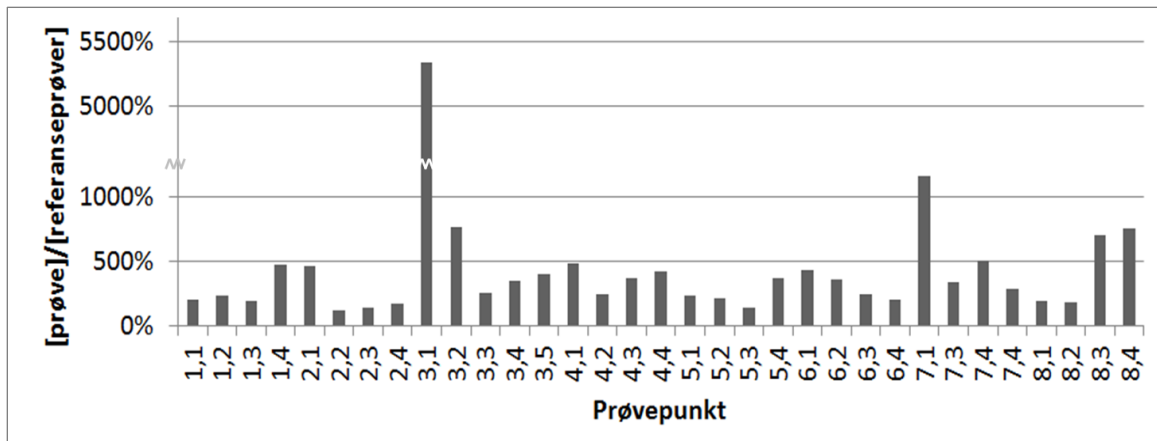
Figur 28 og figur 29 viser forholdet mellom konsentrasjonen av kobolt i de ulike prøvene fra henholdsvis Huglo og Espevær og gjennomsnittskonsentrasjonen av kobolt i referanseprøvene fra det respektive sted i prosent. Gjennomsnittskonsentrasjonen av kobolt i referanseprøvene fra Huglo er 1,5 mg/kg, mens i referanseprøvene fra Espevær er den 26,6 mg/kg.

Nøyaktige konsentrasjoner for alle prøvene fra Huglo og Espevær er oppgitt i henholdsvis vedlegg A og vedlegg B.

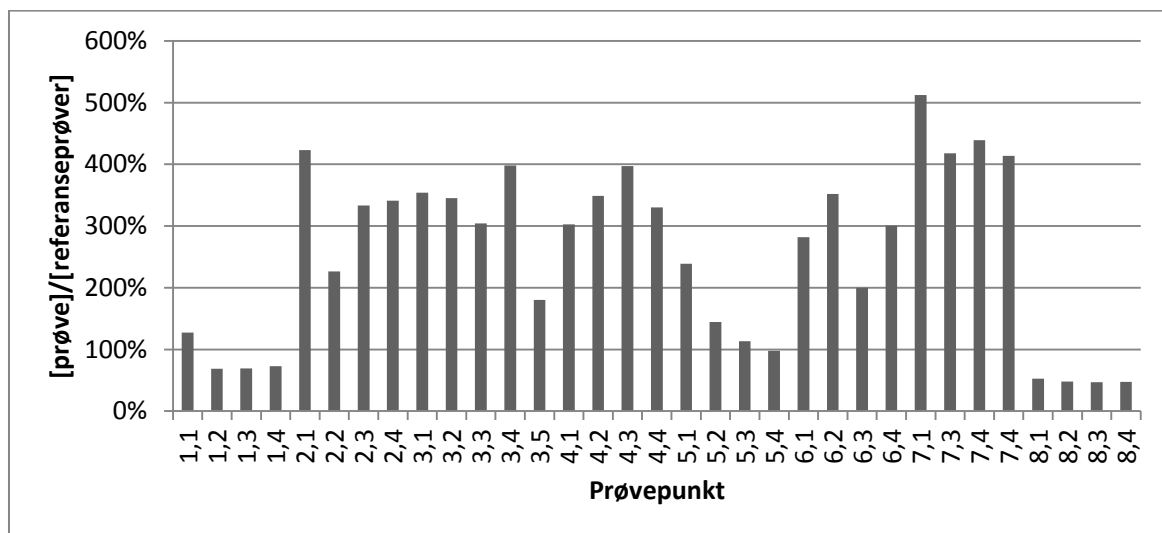
Både bålprøver og prøver fra tidevannssonen på Huglo har høyere konsentrasjon av kobolt enn gjennomsnittet av referanseprøvene. Størst differanse har prøven fra 1 cm dybde i prøvepunkt 3, her skiller det 77,6 mg/kg mellom gjennomsnittsverdien av referanseprøvene og bålprøven.

Det jevne, forholdsvis høye koboltinnholdet i referanseprøvene fra Espevær kan tyde på at det er naturlig høyt innhold av kobolt i grunnen i området der prøvene er tatt, likevel har de fleste bålprøvene fra Espevær høyere konsentrasjoner enn referanseprøvene. Fire av bålprøvene fra Espevær har lavere koboltkonsentrasjon enn gjennomsnittet av referanseprøvene fra Espevær. Den største positive differansen har prøven fra 1 cm dybde i prøvepunkt 7; her skiller det 109,6 mg/kg mellom gjennomsnittsverdien av referanseprøvene og bålprøven. Prøvene fra tidevannssonen har alle lavere konsentrasjoner enn gjennomsnittet av referanseprøvene.

Mulige kilder til kobolt i prøvene fra Huglo og Espevær kan være maling og ulike koboltholdige legeringer.



Figur 28: Forholdet mellom konsentrasjon av kobolt i de enkelte prøvepunkter på Huglo og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (1,5 mg/kg).



Figur 29: Forholdet mellom konsentrasjon av kobolt i de enkelte prøvepunkter på Espevær og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (26,6 mg/kg).

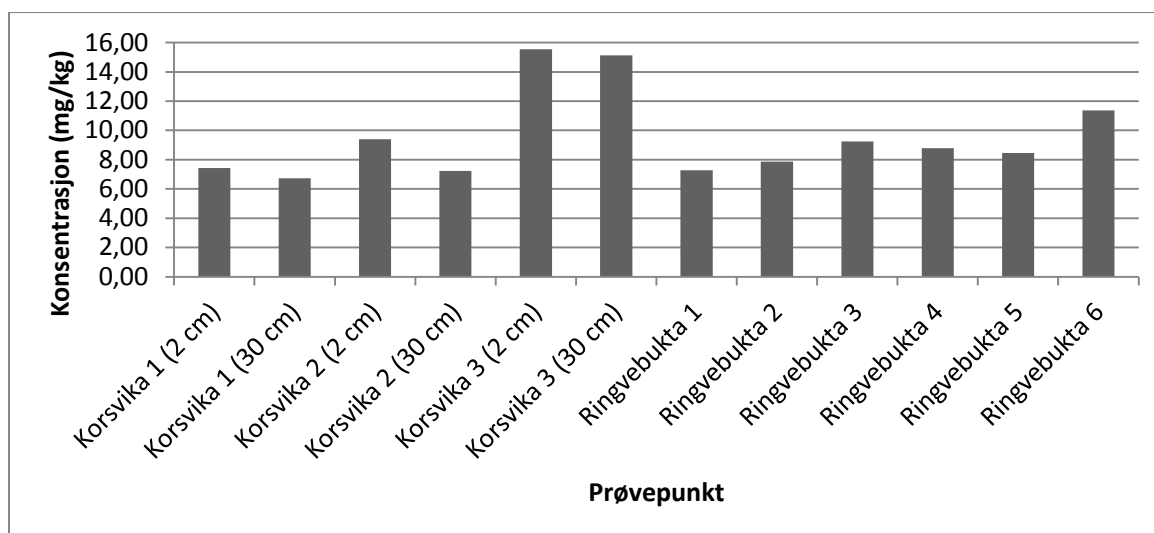
Korsvika og Ringvebukta

Figur 30 viser konsentrasjonen av kobolt i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta. Nøyaktige konsentrasjoner for alle prøvene fra Trondheim er oppgitt i vedlegg C.

Prøvene fra Korsvika har en gjennomsnittskonsentrasjon på 10,24 mg/kg, mens prøvene fra Ringvebukta har gjennomsnittskonsentrasjon av kobolt på 8,84 mg/kg. I Korsvika er det referanseprøven fra 2 cm dybde som har høyest konsentrasjon; 15,55 mg/kg. I Ringvebukta er det prøven fra prøvepunkt 6 som har høyest konsentrasjon med et koboltinnhold på 11,38 mg/kg.

Prøvene fra Korsvika og Ringvebukta og bålprøvene fra Huglo har nokså like konsentrasjoner av kobolt, men sammenliknet med både referanseprøver og bålprøver fra Espevær har prøvene fra Korsvika og Ringvebukta relativt lave koboltkonsentrasjoner.

Som for prøvene fra Sunnhordland kan mulige kilder til kobolt i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta være maling og ulike koboltholdige legeringer, samt naturlig innhold i jorda.



Figur 30: Konsentrasjon av kobolt i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta

4.4.2 Barium

Huglo og Espevær

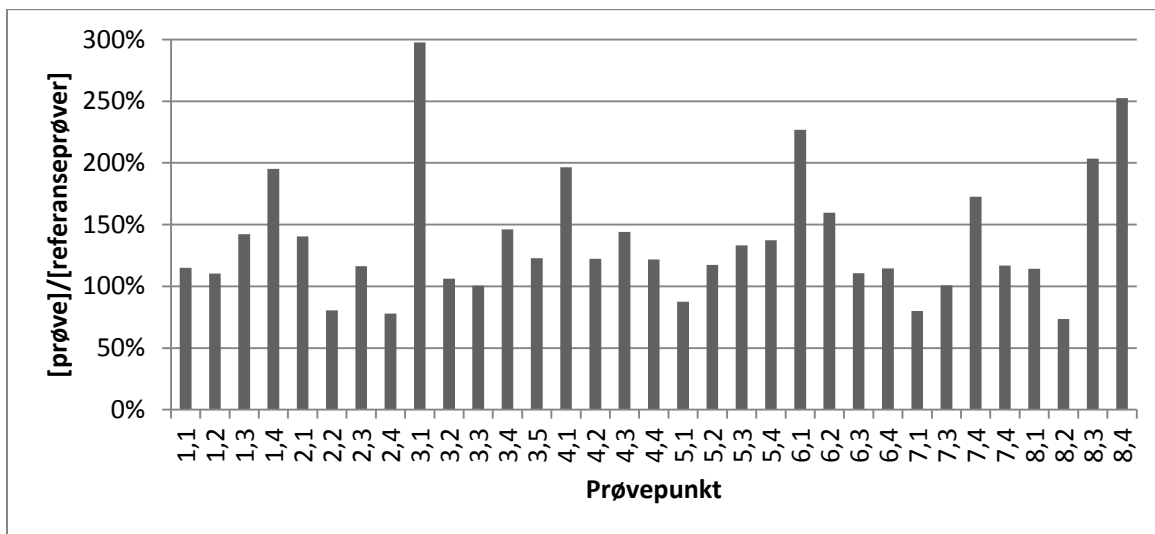
Figur 31 og figur 32 viser forholdet mellom konsentrasjonen av barium i de ulike prøvene fra henholdsvis Huglo og Espevær og gjennomsnittskonsentrasjonen av barium i referanseprøvene fra det respektive sted i prosent. Gjennomsnittskonsentrasjonen av barium i referanseprøvene fra Huglo er 110,7 mg/kg, mens i prøvene fra Espevær er den 79,8 mg/kg. Referanseprøvene fra Huglo har forholdsvis like verdier, mens det er større svingninger i referanseprøvene fra Espevær. Gjennomsnittskonsentrasjonen av barium i referanseprøvene fra Espevær ville vært 48,7 mg/kg dersom prøve 9.3 ikke var tatt med.

Nøyaktige konsentrasjoner for alle prøvene fra Huglo og Espevær er oppgitt i henholdsvis vedlegg A og vedlegg B.

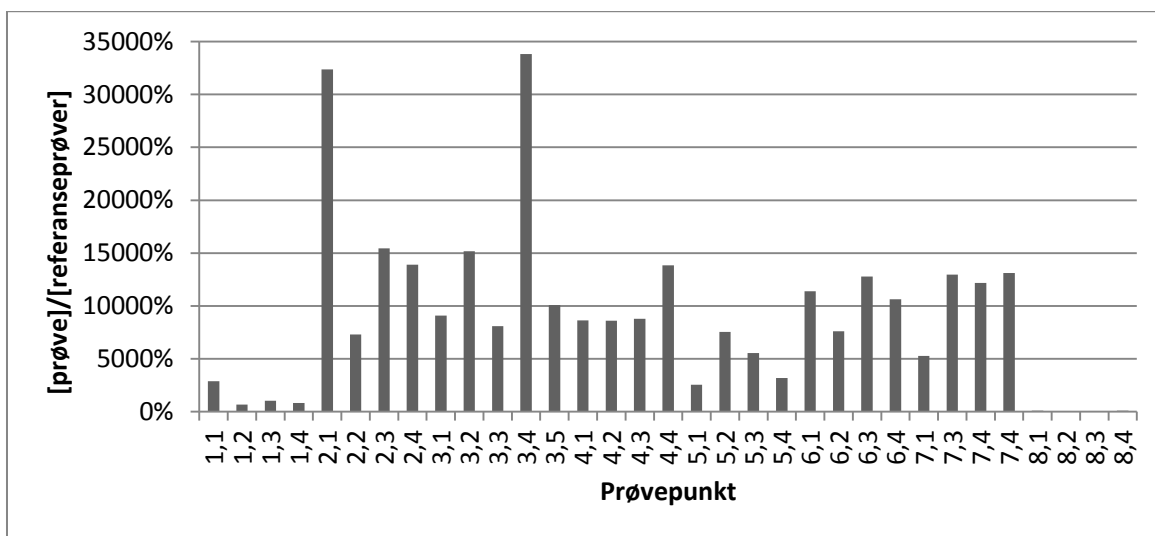
Fire av bålprøvene fra Huglo har lavere bariumkonsentrasjon enn gjennomsnittet av referanseprøvene fra Huglo har. Den største positive differansen har prøven fra 1 cm dybde i prøvepunkt 3, her skiller det 219 mg/kg mellom gjennomsnittsverdien av referanseprøvene og bålprøven. En av prøvene fra tidevannssonen har lavere konsentrasjon enn gjennomsnittet av referanseprøvene.

Alle bålprøvene fra Espevær har høyere konsentrasjon av barium enn gjennomsnittet av referanseprøvene. Størst differanse har prøven fra 20 cm dybde i prøvepunkt 3, her skiller det hele 26 904 mg/kg mellom gjennomsnittsverdien av referanseprøvene og bålprøven. Tre av prøvene fra tidevannssonen har lavere konsentrasjon enn gjennomsnittet av referanseprøvene, mens den siste har så vidt litt høyere konsentrasjon.

Da barium er blitt påvist i eksteriørmaling i Trondheim (Ottesen et al, 2009) er det grunn til å anta at dette kan være en viktig kilde til de forhøyede bariumkonsentrasjonene som er funnet i prøvene fra bålene. Andre kilder til barium kan være bariumholdige legeringer, samt naturlig innhold i jorda, noe som kan være spesielt aktuelt på Huglo, der differansene mellom referanseprøver og bålprøver er svært mye lavere enn hva de er i prøvene fra Espevær.



Figur 31: Forholdet mellom konsentrasjon av barium i de enkelte prøvepunkter på Huglo og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (110,7 mg/kg).



Figur 32: Forholdet mellom konsentrasjon av barium i de enkelte prøvepunkter på Espevær og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (79,8 mg/kg).

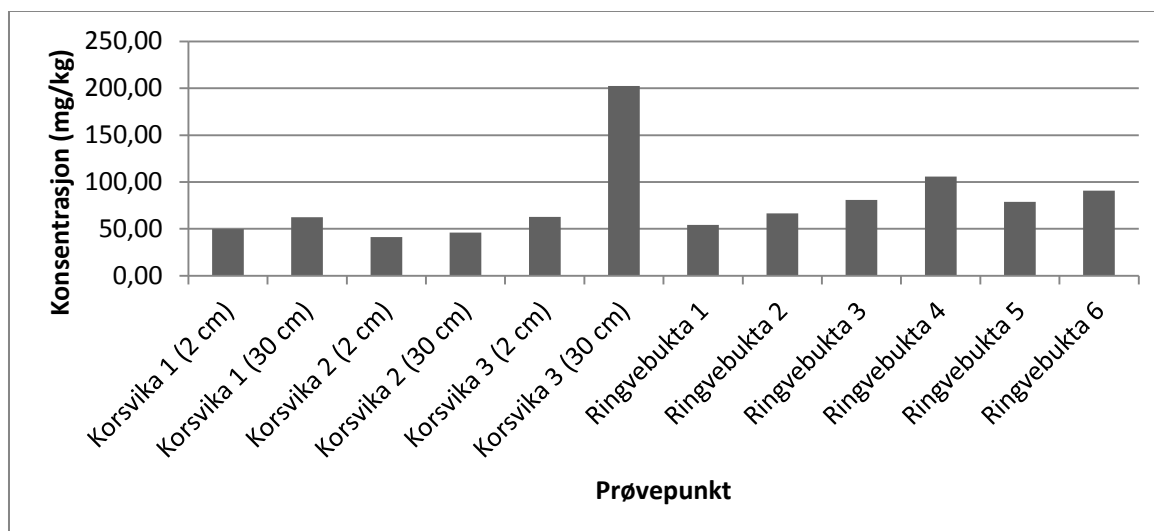
Korsvika og Ringvebukta

Figur 33 viser konsentrasjonen av barium i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta. Nøyaktige konsentrasjoner for alle prøvene fra Trondheim er oppgitt i vedlegg C.

Prøvene fra Korsvika har en gjennomsnittskonsentrasjon på 77,45 mg/kg, mens prøvene fra Ringvebukta har gjennomsnittskonsentrasjon av barium på 79,47 mg/kg. I Korsvika er det referanseprøven fra 30 cm dybde som har høyest konsentrasjon; 202,5 mg/kg. I Ringvebukta er det prøven fra prøvepunkt 4 som har høyest konsentrasjon med et bariuminnhold på 105,9 mg/kg.

Prøvene fra Korsvika og Ringvebukta har omtrent samme nivå av barium som prøvene fra tidevannssonene og referanseprøvene fra Huglo og Espevær, mens bålprøvene fra Huglo og Espevær har atskillig høyere nivåer av barium.

Mulige kilder til barium i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta kan være naturlig innhold i jorda, maling og bariumholdige legeringer.



Figur 33: Konsentrasjon av barium i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta

4.4.3 Antimon

Huglo og Espevær

Figur 34 og figur 35 viser forholdet mellom konsentrasjonen av antimon i de ulike prøvene fra henholdsvis Huglo og Espevær og gjennomsnittskonsentrasjonen av antimon i referanseprøvene fra det respektive sted i prosent. Gjennomsnittskonsentrasjonen av antimon i referanseprøvene fra Huglo er 0,07 mg/kg, mens i prøvene fra Espevær er den 0,37 mg/kg.

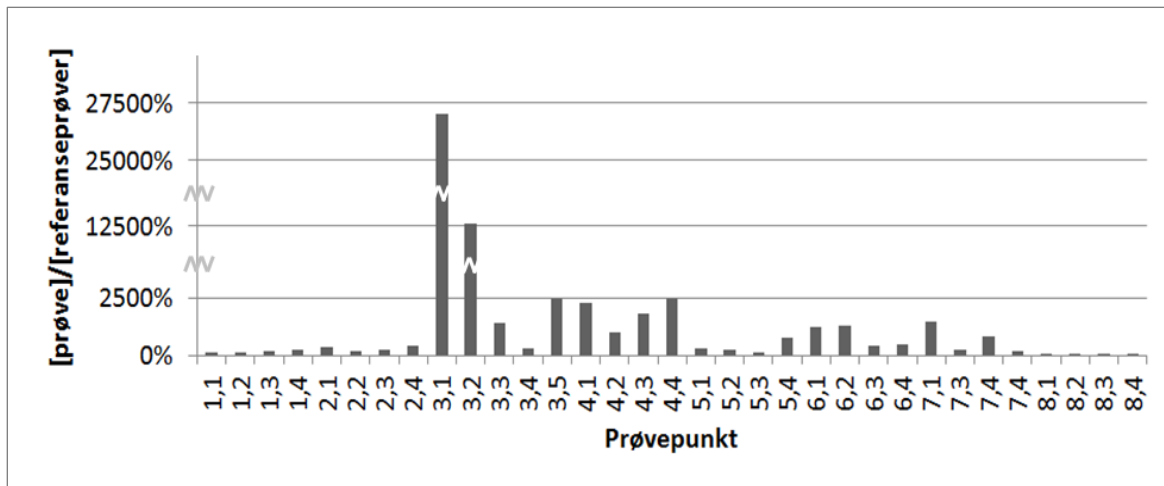
Nøyaktige konsentrasjoner for alle prøvene fra Huglo og Espevær er oppgitt i henholdsvis vedlegg A og vedlegg B.

Bålprøvene fra Huglo har alle høyere eller lik konsentrasjon av antimon i forhold til gjennomsnittet av referanseprøvene. Størst differanse har prøven fra 1 cm dybde i prøvepunkt 3, her skiller det 18,6 mg/kg mellom gjennomsnittsverdien av referanseprøvene og bålprøven. Prøvene fra tidevannssonen har alle så vidt lavere konsentrasjoner enn gjennomsnittet av referanseprøvene.

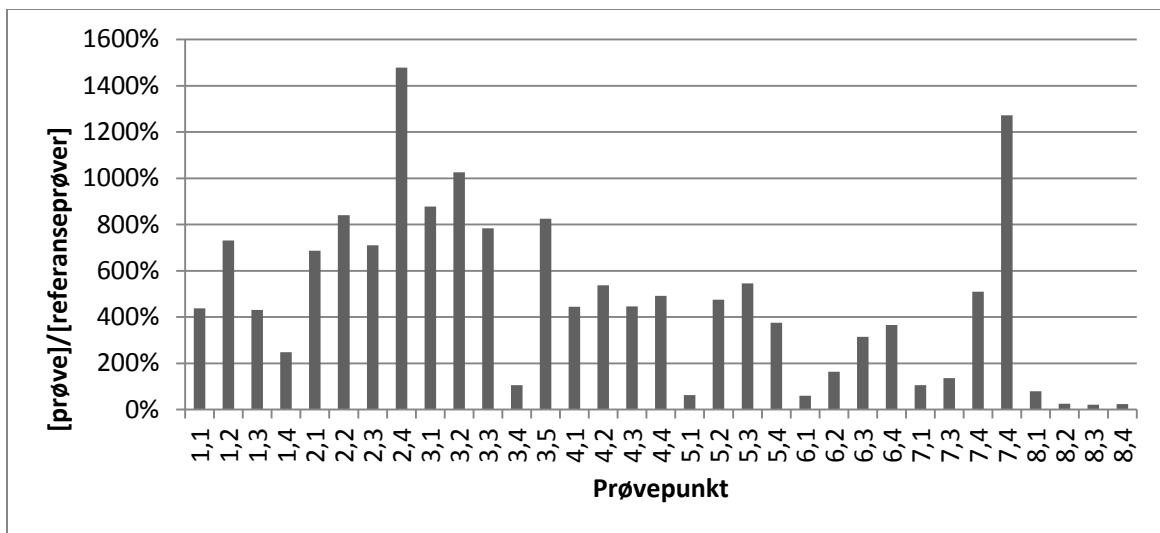
To av bålprøvene fra Espevær har lavere antimonkonsentrasjon enn gjennomsnittet av referanseprøvene fra Espevær. Den største positive differansen har prøven fra 20 cm dybde i prøvepunkt 2, her skiller det 5,1 mg/kg mellom gjennomsnittsverdien av referanseprøvene og konsentrasjonen i bålprøven. Prøvene fra tidevannssonen har alle lavere konsentrasjoner enn gjennomsnittet av referanseprøvene.

To av bålprøvene fra Huglo har antimonkonsentrasjon over grenseverdien for barium i jord på norske skytefelt (4,5 mg/kg). Dette gjelder også for to av bålprøvene fra Espevær.

Mulige kilder til antimon i prøvene fra Huglo og Espevær kan være antimonholdige legeringer, maling, glass og flammehemmere.



Figur 34: Forholdet mellom konsentrasjon av antimon i de enkelte prøvepunkter på Huglo og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (0,07 mg/kg).



Figur 35: Forholdet mellom konsentrasjon av antimon i de enkelte prøvepunkter på Espevær og gjennomsnittsverdien av konsentrasjonen i referanseprøvene (0,37 mg/kg).

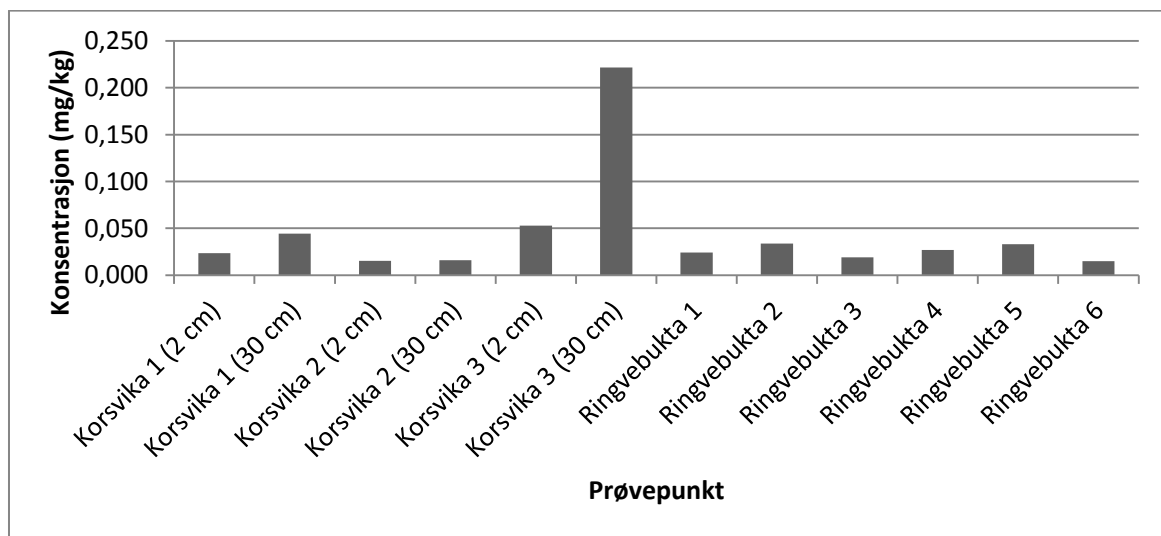
Trondheim

Figur 36 viser konsentrasjonen av antimon i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta. Nøyaktige konsentrasjoner for alle prøvene fra Trondheim er oppgitt i vedlegg C.

Prøvene fra Korsvika og Ringvebukta har antimonkonsentrasjon på nivå med referanseprøvene fra Huglo. Prøvene fra Korsvika har en gjennomsnittskonsentrasjon på 0,062 mg/kg, mens prøvene fra Ringvebukta har gjennomsnittskonsentrasjon av antimon på 0,025 mg/kg. I Korsvika er det referanseprøven fra 30 cm dybde som har høyest konsentrasjon; 0,222 mg/kg. I Ringvebukta er det prøven fra prøvepunkt 2 som har høyest konsentrasjon med et antimoninnhold på 0,034 mg/kg.

Ingen av prøvene fra Korsvika og Ringvebukta har antimonkonsentrasjon over grenseverdien for antimon i jord på norske skytefelt.

Mulige kilder til antimon i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta kan være naturlig innhold i jorda, antimonholdige legeringer, maling, glass og flammehemmere.



Figur 36: Konsentrasjon av antimon i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta

4.5 Korrelasjonsanalyser

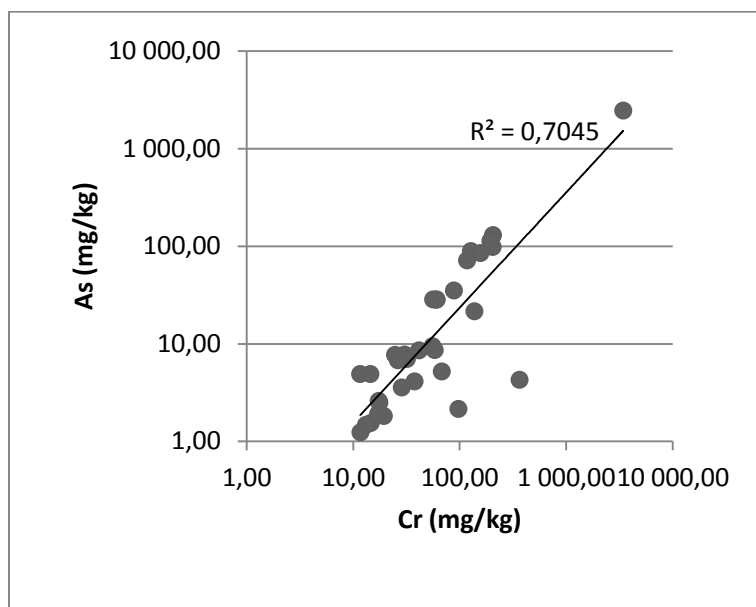
Det er utført korrelasjonsanalyser for kobber, krom og arsen og for bly og sink i prøvene fra de ulike stedene. En korrelasjon mellom kobber, krom og arsen i prøvene angir at innholdet av disse tungmetallene i prøvene kan stamme fra CCA-impregnert trevirke (se avsnitt 2.4). Bly og sink er tungmetaller som begge tidligere har blitt brukt i hvitmaling (se avsnitt 2.5) En korrelasjon mellom disse vil være med på å forsterke mistanken om at innholdet av bly og sink i prøvene stammer fra eldre, malt kledning.

4.5.1 Kobber, krom og arsen

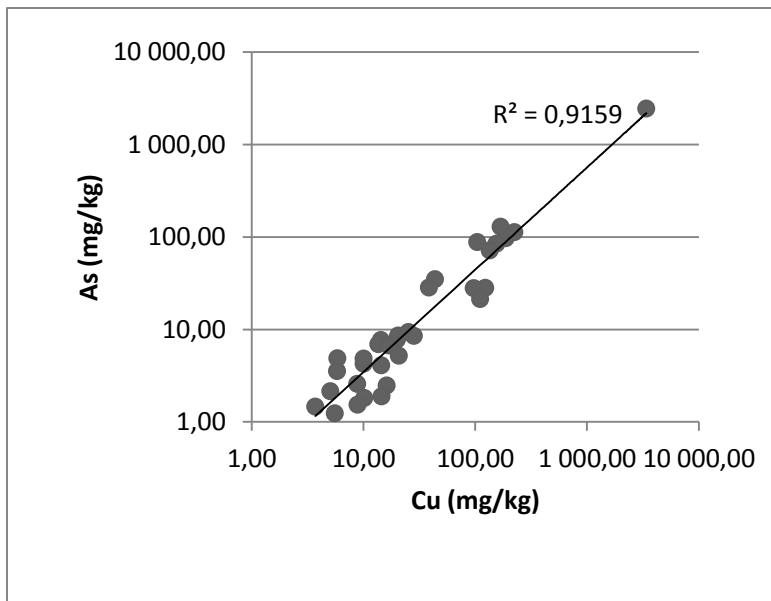
Huglo

Figur 37-figur 39 viser konsentrasjonene av henholdsvis arsen og krom, arsen og kobber, samt kobber og krom fra prøvene fra bål og tidevannssone på Huglo plottet mot hverandre. Plottene viser at det er en korrelasjon mellom disse grunnstoffene i prøvene fra Huglo, med R^2 -verdier mellom 0,673 og 0,916. Dette tyder på at det har blitt brent CCA-impregnert trevirke på denne bålplassen, da denne impregneringen består av nettopp kobber, krom og arsen. Svært mye spiker i bålet er også med på å styrke mistanken om at materialer er blitt brent.

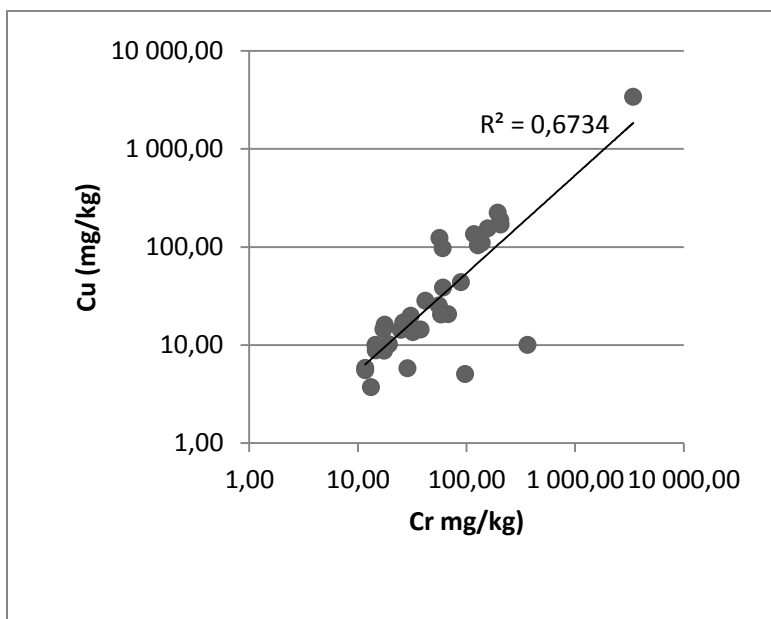
Like ved bålet på Huglo står det en benk som muligens består av CCA-impregnert trevirke, og man kan derfor ikke utelukke at noe av kobber, krom og arsen som er funnet i bålet på Huglo stammer fra utlekking fra denne. Andre kilder til disse tungmetallene i bålet er diskutert i avsnitt 4.3.1, 4.3.3 og 4.3.7.



Figur 37: Korrelasjon mellom arsen og krom i prøvene fra Huglo (n=33).



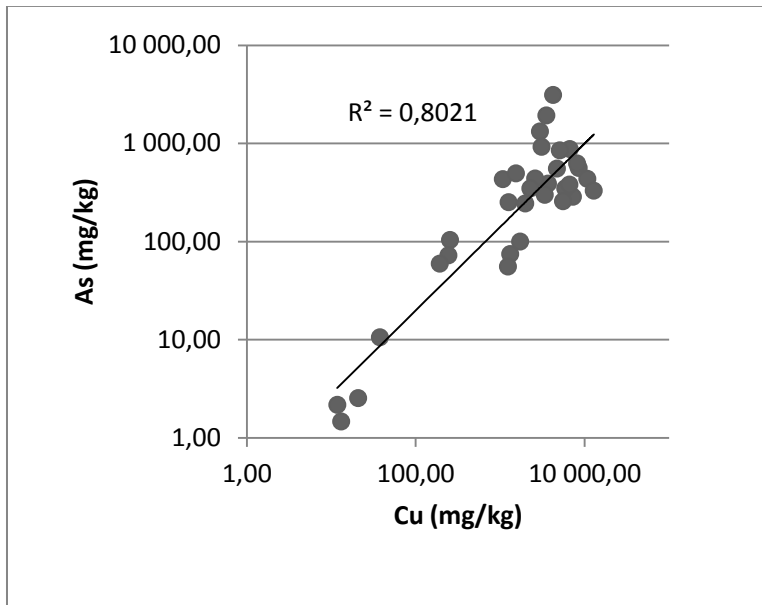
Figur 38: Korrelasjon mellom arsen og kobber i prøvene fra Huglo (n=33).



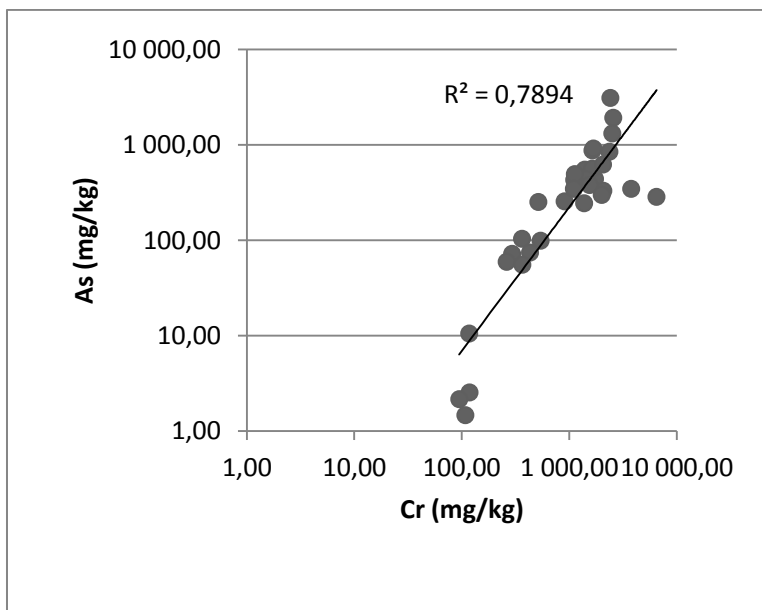
Figur 39: Korrelasjon mellom kobber og krom i prøvene fra Huglo (n=33).

Espevær

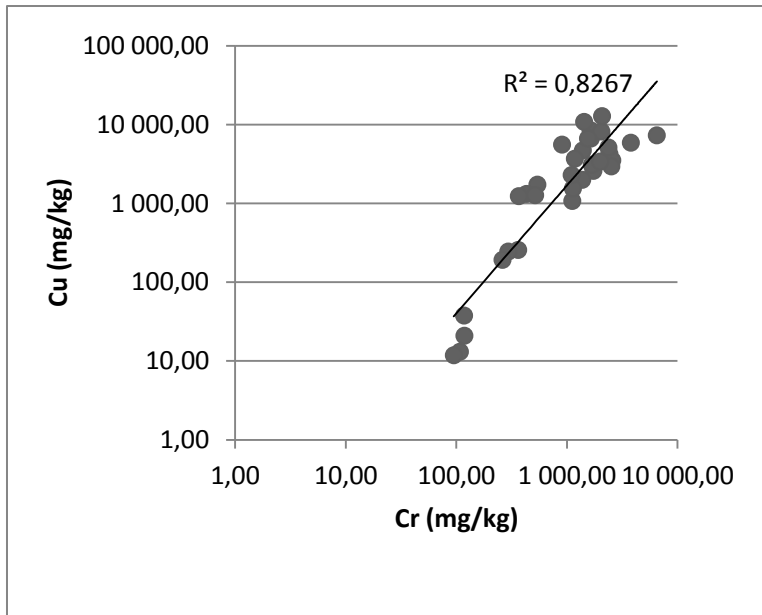
Figur 40-figur 42 viser konsentrasjonene av henholdsvis arsen og krom, arsen og kobber, samt kobber og krom fra alle prøvene fra bål og tidevannssone på Espevær plottet mot hverandre. Plottene viser korrelasjon mellom disse grunnstoffene i prøvene fra Espevær, med R^2 -verdier mellom 0,789 og 0,827. Dette tyder på at det kan ha blitt brent CCA-impregnert trevirke på denne bålplassen. Det er ingen andre åpenbare kilder til utlekking av CCA fra impregnert trevirke i området rundt bålet på Espevær. Andre kilder til disse tungmetallene i bålet er diskutert i avsnitt 4.3.1, 4.3.3 og 4.3.7.



Figur 40: Korrelasjon mellom arsen og krom i prøvene fra Espevær (n=33).



Figur 41: Korrelasjon mellom arsen og kobber i prøvene fra Espevær (n=33).



Figur 42: Korrelasjon mellom kobber og krom i prøvene fra Espevær (n=33).

Korsvika

Tabell 24 viser R^2 -verdiene for kobber, krom og arsen i prøvene fra Korsvika når disse plottes mot hverandre. Verdiene viser at det ikke er korrelasjon mellom arsen og krom ($R^2=0,192$) og mellom kobber og krom ($R^2=0,043$). Kobber og arsen korrelerer med en R^2 -verdi på 0,923. Dette tyder på at kobber, krom og arsen stammer fra andre kilder enn CCA-impregnert trevirke i Korsvika. Kilder til krom, kobber og arsen er diskutert i henholdsvis avsnitt 4.3.1, 4.3.3 og 4.3.7.

Tabell 24: R^2 -verdier for korrelasjonene mellom kobber, krom og arsen for prøvene fra Korsvika. (n=6)

Stoff	R2-verdi
Krom / arsen	0,192
Kobber / arsen	0,923
Krom / kobber	0,043

Ringvebukta

Tabell 25 viser R^2 -verdiene for kobber, krom og arsen i prøvene fra Ringvebukta når disse plottes mot hverandre. Verdiene, som er mellom 0,051 og 0,689, viser svært liten korrelasjon mellom kobber, krom og arsen. Dette tyder på at funnene av disse metallene i prøvene fra Ringvebukta mest sannsynlig stammer fra andre kilder, noe som kan være naturlig da det ikke er rene bålprøver som er tatt her. Dersom noe kobber, krom og arsen i prøvene fra Ringvebukta stammer fra CCA-impregnert trevirke kan dette både skyldes at dette er blitt brent, samt avrenning fra utlekking av CCA i impregnert trevirke. Andre kilder til krom, kobber og arsen er diskutert i henholdsvis avsnitt 4.3.1, 4.3.3 og 4.3.7.

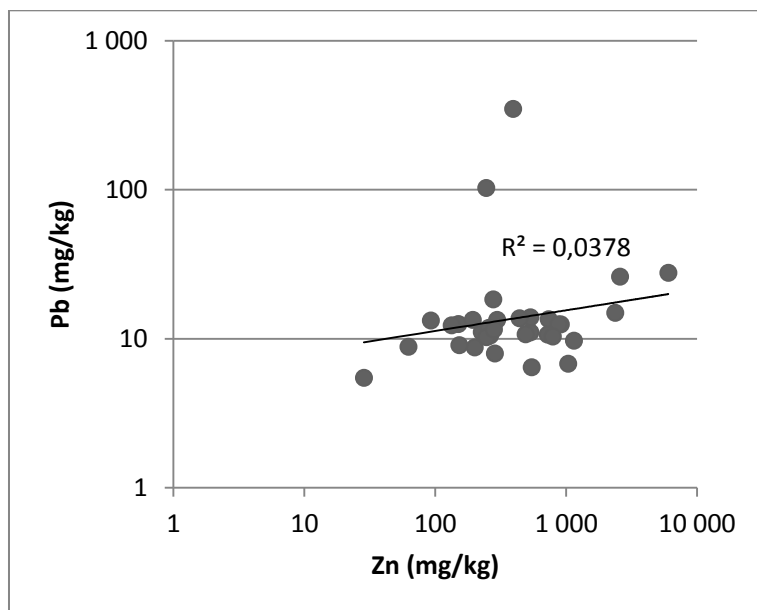
Tabell 25: R^2 -verdier for korrelasjonene mellom kobber, krom og arsen for prøvene fra Ringvebukta. (n=6)

Stoff	R2-verdi
Krom / arsen	0,689
Kobber / arsen	0,051
Krom / kobber	0,236

4.5.2 Bly og sink

Huglo

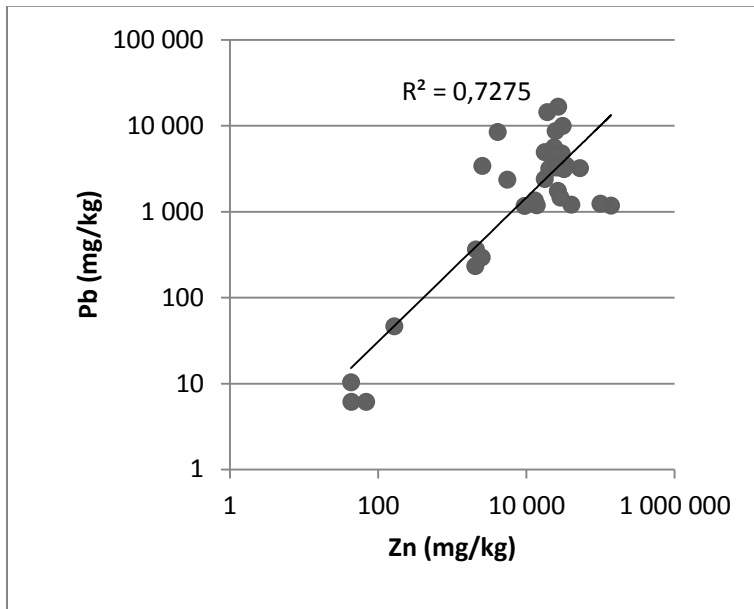
Figur 43 viser konsentrasjonen av bly og sink i prøvene fra bålet og tidevannssonen på Huglo plottet mot hverandre. Grafen viser at det ikke er korrelasjon mellom konsentrasjonene av bly og sink i prøvene fra Huglo ($R^2=0,038$). Dette tyder på at det sannsynligvis ikke har blitt brent kledning som har vært malt med *både* blyhvitt og sinkhvitt i bålet på Huglo. Det kan likevel ha blitt brent kledning som har blitt malt med enten blyhvitt eller sinkhvitt. Mulige kilder til sink og bly i prøvene er diskutert i avsnitt 4.3.4 og 4.3.6.



Figur 43: Korrelasjon mellom bly og sink i prøvene fra Huglo (n=33).

Espevær

Figur 44 viser konsentrasjonen av bly og sink i prøvene fra bålet og tidevannssonen på Espevær plottet mot hverandre. Grafen viser en viss korrelasjon mellom bly og sink i prøvene ($R^2=0,728$), noe som tyder på at det kan ha blitt brent kledning som har vært malt med både blyhvitt og sinkhvitt. Andre mulige kilder til sink og bly i prøvene fra Espevær er diskutert i avsnitt 4.3.4 og 4.3.6.



Figur 44: Korrelasjon mellom bly og sink i prøvene fra Espevær (n=33).

Korsvika

Tabell 26 viser R^2 -verdien for bly og sink i prøvene fra Korsvika når disse plottes mot hverandre. Verdien viser en sterk korrelasjon mellom bly og sink i prøvene ($R^2=0,996$), noe som tyder på at bly og sink i prøvene fra Korsvika kan stamme fra for eksempel kledning som er malt med blyhvitt og sinkhvitt eller en annen kilde som inneholder både bly og sink. Andre kilder til sink og bly i prøvene fra Trondheim er diskutert i avsnitt 4.3.4 og 4.3.6.

Tabell 26: R^2 -verdier for korrelasjonen mellom bly og sink i prøvene fra Korsvika. (n=6)

Stoff	R2-verdi
Sink / bly	0,996

Ringvebukta

Tabell 27 viser R^2 -verdien for bly og sink i prøvene fra Ringvebukta når disse plottes mot hverandre. Verdien viser en meget svak korrelasjon mellom bly og sink i prøvene ($R^2=0,448$). Mulige kilder til sink og bly i prøvene fra Trondheim er diskutert i avsnitt 4.3.4 og 4.3.6.

Tabell 27: R^2 -verdier for korrelasjonen mellom bly og sink i prøvene fra Ringvebukta. (n=6)

Stoff	R2-verdi
Sink / bly	0,448

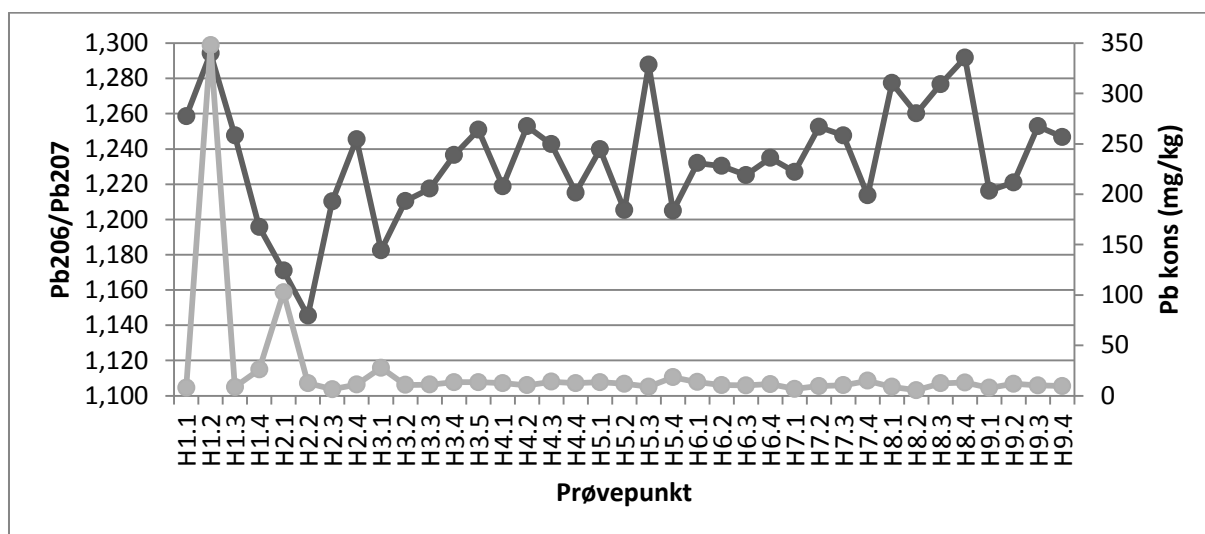
4.6 Blyisotoper

Figur 45-figur 47 viser grafer over ratioen mellom blyisotopene Pb^{206}/Pb^{207} , samt konsentrasjonen av bly i prøvene fra henholdsvis Huglo, Espevær og Trondheim.

Huglo

Når det gjelder prøvene fra Huglo, se figur 45, er det 26 prøver som har en Pb^{206}/Pb^{207} -ratio under 1,25. Det vil si at blyinnholdet i disse prøvene sannsynligvis stammer fra antropogene kilder, mens de resterende prøvene mer sannsynlig inneholder bly som er naturlig tilstede i jorda. De fire prøvene fra tidevannssonen har alle en Pb^{206}/Pb^{207} -ratio som indikerer at blykilden i disse prøvene er naturlig. Andre mulige blykilder er diskutert i kapittel 4.3.6.

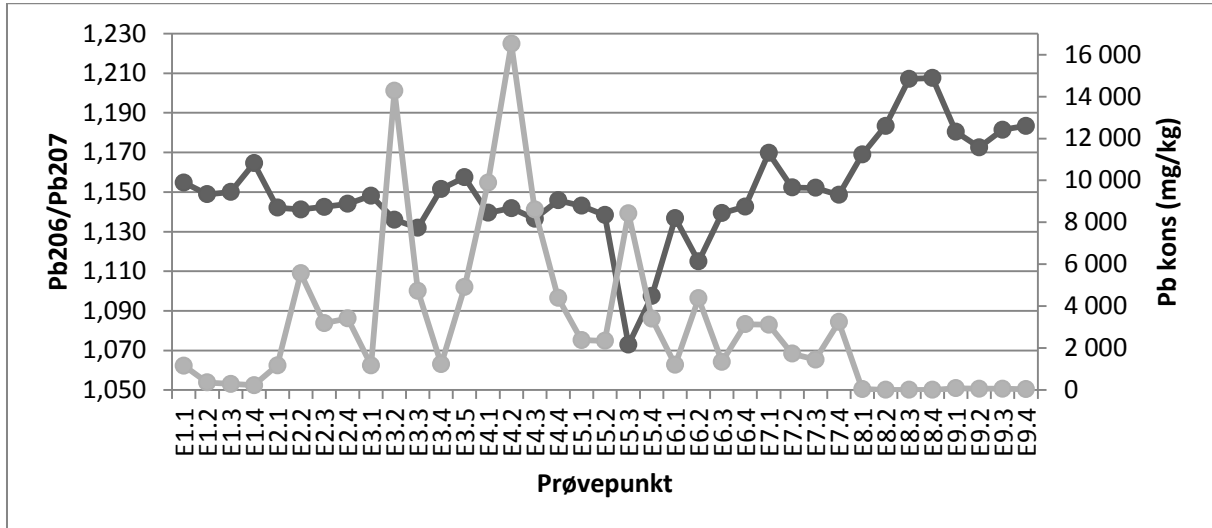
Prøven fra 5 cm dybde i prøvepunkt 1 (prøve 1.2) har en blykonsentrasjon på 347,80 mg/kg kombinert med en Pb^{206}/Pb^{207} -ratio på 1,29. Denne ratioen indikerer at blyet i prøven stammer fra en ikke-antropogen kilde, og det er derfor grunn til å anta at kilden er naturlig høyt innhold av bly i en bergart i prøven, eventuelt at blyet stammer fra en antropogen kilde med en spesielt høy Pb^{206}/Pb^{207} -ratio.



Figur 45: Blyisotopratioen mellom Pb^{206}/Pb^{207} for prøvepunktene på Huglo, samt blykonsentrasjonene i de samme prøvene. Den mørkegrå grafen er blyisotopene, mens den lyse er konsentrasjonene.

Espevær

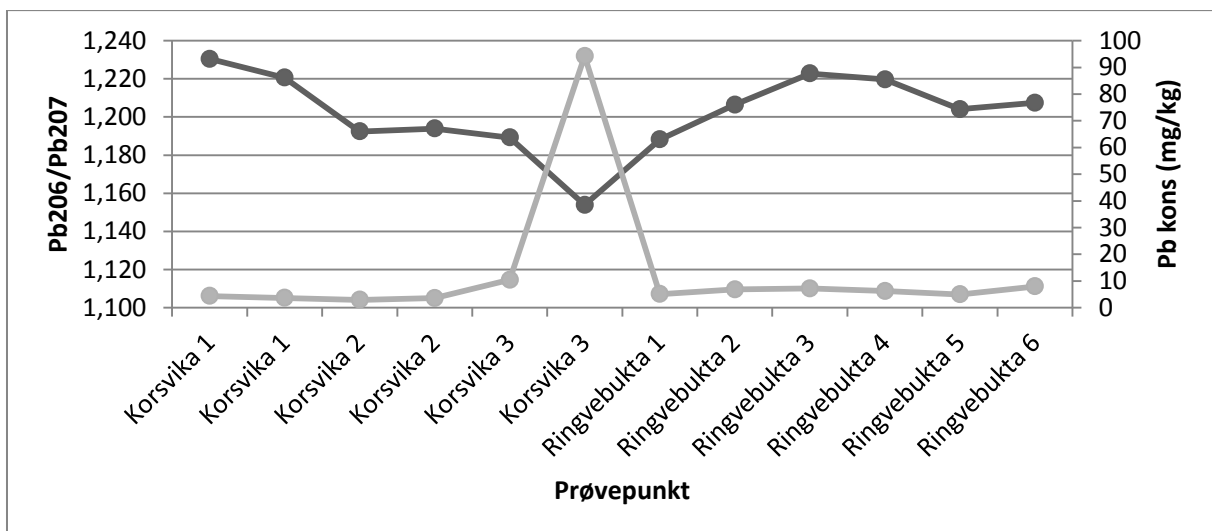
Alle prøvene fra Espevær (se figur 46) har Pb^{206}/Pb^{207} -ratio under 1,25. Dette indikerer at alle prøvene er påvirket av antropogene blykilder. Mulige kilder er diskutert i kapittel 4.3.6.



Figur 46: Blyisotopratioen mellom Pb^{206}/Pb^{207} for prøvepunktene på Espevær, samt blykonsentrasjonene i de samme prøvene. Den mørkegrå grafen er blyisotopene, mens den lyse er konsentrasjonene.

Korsvika og Ringvebukta

Alle prøvene fra Trondheim (se figur 47) har Pb^{206}/Pb^{207} -ratio under 1,25. Dette indikerer at alle prøvene er påvirket av antropogene blykilder. Mulige kilder er diskutert i kapittel 4.3.6.



Figur 47: Blyisotopratioen mellom Pb^{206}/Pb^{207} for prøvepunktene i Korsvika og Ringvebukta, samt blykonsentrasjonene i de samme prøvene. Den mørkegrå grafen er blyisotopene, mens den lyse er konsentrasjonene.

4.7 Øvrig diskusjon omkring resultatene

4.7.1 Bålplassene

Det er langt lavere konsentrasjoner av tungmetaller i bålet på Huglo enn det er i bålet på Espevær. På Huglo ligger bålplassen på et nes i ei vik der bølgene slår rett inn. Dette fører til at bålplassen på Huglo påvirkes i langt større grad gjennom året enn hva bålplassen på Espevær gjør. På Huglo kan man anta at både høy flo og bølger kan frakte med seg aske og bålrester, noe som vil kunne føre til at også forurensninger er vasket bort fra bålstedet og ut i sjøen.

Prøve 3.1 fra Huglo skiller seg sterkt ut fra de andre prøvene med høye konsentrasjoner av kobber, krom, arsen, sink, kobolt, barium og antimon. Da ingen av de andre prøvene fra bålet har konsentrasjoner på dette nivået, kan prøven anses for å være et avvik.

66 % av bålprøvene fra Huglo har konsentrasjoner av et eller flere tungmetall som gjør at prøvene klassifiseres til tilstandsklasse 3 eller høyere. Til sammenligning gjelder dette for alle bålprøvene fra Espevær.

Hele 79 % av bålprøvene fra Espevær har så høy konsentrasjon av enten bly, sink, arsen eller flere av disse at prøven er klassifisert som farlig avfall. Prøvepunkt 1 på Espevær skiller seg ut som påfallende lite forurenset i forhold til de andre prøvepunktene. Prøven fra 1 cm dybde i prøvepunkt 1 er likevel nokså forurenset. Dette kan tyde på at bålet har blitt noe flyttet slik at det bare er de siste årene at prøvepunkt 1 har vært en del av bålet. Dette stemmer også med observasjoner gjort på bålstedet, der man kunne se rester av at bålet hadde hatt en mer sørvestlig grense tidligere.

En faktor som kan være med på å påvirke mengden miljøgifter i bålene er at Huglo har landforbindelse med bilferge, mens Espevær bare har passasjerbåt i tillegg til privatbåter. Mangelen på bilferje kan føre til at terskelen for å frakte avfall til miljøstasjon blir svært høy for lokalbefolkning og hytteiere på Espevær, slik at mer avfall brennes på jonsokbål og andre bål.

4.7.2 Tidevannssonen

Prøvene fra tidevannssonen på Huglo har lave konsentrasjoner av tungmetaller, men noe høyere konsentrasjoner enn hva referanseprøvene har. Selv om konsentrasjonene er lave er det likevel en sammenheng mellom høyt innhold av tungmetaller i bålet og forhøyet innhold av tungmetaller i tidevannssonen for krom, arsen og sink. De lave verdiene kan skyldes at avrenningen fra bålet ikke er så stor, men de kan også skyldes at når sjøen først når bålet, fraktes forurensningene med vannet lengre ut enn til den nærmeste tidevannssonen. Området rundt bålplassen på Huglo har også et forholdsvis stort nedbørsfelt, med avrenning fra omkringliggende jordbruksarealer som har helning ned mot sjøen

og bålplassen. I tillegg til bølgepåvirkning kan denne avrenningen være med på å frakte forurensninger fra bålet lenger ut i sjøen enn den nærmeste fjæra.

En tydelig trend for prøvene fra tidevannssonen på Huglo er at prøvene fra 10 og 20 cm dybde har høyere konsentrasjoner av tungmetaller enn prøven fra 1 og 5 cm dybde. Dette kan være en indikasjon på at forurensningssituasjonen i området har vært verre før, eller at forurensningene transporteres nedover i sedimentene.

Bålplassen på Espevær er svært forurenset, men konsentrasjonen av tungmetaller i prøvene fra tidevannssonen er betydelig mye lavere, i mange tilfeller også lavere enn i referanseprøvene. Bålplassen på Espevær er beskyttet mot vær og bølger grunnet plasseringen inne i en svært beskyttet vik med høye berg rundt sletta der bålet ligger. Området har også lite nedbørsfelt da det er bratte knauser rundt. De lave konsentrasjonene i prøvene fra tidevannssonen kan være en indikasjon på at avrenning fra bålet på Espevær ikke er noe stort problem, men det kan også hende at forurensningene føres lenger ut i sjøen.

Det er ønskelig å vite mer om hvor mye miljøgifter som spres til sjøen fra bål i strandsonen, men det kan være vanskelig å undersøke dette, da det er mange faktorer som spiller inn for forurensningen av sjøen, som for eksempel oppdrettsanlegg, skipsfart, kloakk, verft og annen industri.

4.7.3 Referanseprøvene

Referanseprøvene fra Espevær har generelt høyere verdier av tungmetallene som er vurdert i denne oppgaven enn hva referanseprøvene fra Huglo har. Dette kan skyldes geologiske forhold med naturlig høyere konsentrasjoner i jorda, men det kan også skyldes at også referansepunktet på Espevær er påvirket av forurensninger.

Referansepunktet på Huglo ligger svært beskyttet inne i skogen, og er således i liten grad utsatt for avdrift fra bålrensningen. Referansepunktet på Espevær ligger åpnere til i utkanten av sletta der bålet også ligger. Det kunne med hell vært valgt et referansepunkt som lå noe lenger unna bålet og i le for dette. Referansepunktet ligger også nokså nært UFO-ringen, og selv om punktet ikke ligger der det er naturlig å gå, kan trafikken rundt UFO-ringen også ha påvirket punktet.

Referanseprøvene som er tatt i Korsvika er betydelig mye mer forurenset enn prøvene fra strandsonen i Korsvika. Referanseprøvepunktet kan være påvirket av andre forurensninger enn prøvene fra stranden, i form av for eksempel avrenning fra forurensning i omkringliggende omgivelser eller bruk av området der referanseprøven er tatt som har ført til spredning av forurensning.

4.7.4 Tiltak

For å skjerme mennesker, dyr og omkringliggende omgivelser fra miljøgiftene i og omkring bålet på Espevær bør det iverksettes tiltak som å fjerne aske og jord i og rundt bålstedet og erstatte denne med ren jord. Det vil også være viktig å stanse brenningen av produkter som inneholder miljøfarlige stoffer for å bevare et rent miljø på stedet.

Selv om det bare er prøve 3.1 som har konsentrasjoner tilsvarende farlig avfall på Huglo og denne prøven kan anses for å være et avvik, kan det likevel være grunn til å sette i gang opprydningstiltak på stedet. Sett i lys av bruken som bade- og lekeplass for barnefamilier kan konsentrasjoner lik tilstandsklasse 3 og oppover vurderes til å være grunn til å foreta en opprydning og fjerning av aske og omkringliggende sand rundt bålet. Også her vil det være viktig å stanse brenningen av produkter som inneholder miljøfarlige stoffer, uavhengig av om man fortar en opprydning eller ikke.

Felles for bålplassene på Espevær og Huglo er at de inneholder mye synlige bålrester som spiker, beslag og annet (se avsnitt 3.2.1). Dette bør ryddes opp i, både av hensyn til forurensning, men også av hensyn til risikoen for at mennesker og dyr som ferdes i områdene kan skade seg på disse gjenstandene.

Det sees ingen grunn til å iverksette tiltak for stedene som er prøvetatt i Korsvika og Ringvebukta, da prøvene herfra har lave konsentrasjoner av tungmetallene som er vurdert i denne oppgaven.

5 Konklusjon

I denne oppgaven er det tatt prøver fra bålsteder og friluftsområder for å finne ut om jonsokbål og andre aktiviteter i strandsonen utgjør en helse- og miljøfare.

Det er store forskjeller mellom bålene, og bålplassen på Espevær er klart mer forurenset enn bålplassen på Huglo. Hele 79 % av prøvene som er tatt i og rundt bålet på Espevær har så høye nivåer av et eller flere tungmetaller at de regnes som farlig avfall. Korrelasjonsanalyser viser at det trolig er brent en god del trykkimpregnert trevirke både på Huglo og Espevær, og for prøvene fra Espevær viser korrelasjon mellom bly og sink at det kan ha blitt brent kledning som er malt med både blyhvitt og sinkhvitt.

Prøvene som er tatt i tidevannssonen på Huglo og Espevær er svært mye mindre forurenset enn jorda i og rundt bålene. Dette kan tyde på at avrenning fra jonsokbålene til sjøen ikke er noe stort problem, men det kan også bety at forurensninger fra bålene fraktes lenger ut i sjøen enn til den nærmeste fjæresonen.

Prøvene fra Korsvika og Ringvebukta har langt lavere konsentrasjoner av tungmetaller, og konsentrasjonene ligger på samme nivå som prøvene fra tidevannssonene og referanseprøvene fra Huglo og Espevær.

Undersøkelsene viser at det har blitt brent avfall som inneholder tungmetaller på jonsokbålene som er blitt undersøkt. Mengdene som er funnet tyder på at mye av avfallet som er brent skulle vært levert som farlig avfall til godkjent anlegg.

Bålet på Espevær utgjør en helse- og miljøfare, og her bør det iverksettes tiltak for å fjerne forurensningene, særlig med hensyn til at bålplassen er et turistmål og et utfartssted for familier. For å hindre videre spredning av miljøgifter på stedet foreslås det at asken og jorden rundt bålet fjernes og erstattes med ren jord.

Bålet på Huglo utgjør i mindre grad en helse- og miljøfare enn hva bålet på Espevær gjør, men grunnet arealbruken som badeplass for barnefamilier kan opprydningstiltak være aktuelt også her.

Prøvene fra Korsvika og Ringvebukta har så lave konsentrasjoner av tungmetallene som er vurdert at disse stedene ikke vurderes å utgjøre noen helse- og miljøfare.

Jonsokbålene som har blitt undersøkt i Sunnhordland viser at det har blitt brent avfall som inneholder helskadelige stoffer som blir liggende igjen i naturen i form av aske. Undersøkelsene har således vist at jonsokbål kan utgjøre en kilde til farlig avfall som blir liggende som depot for miljøgifter i naturen.

Det er grunn til å anta at situasjonen kan være den samme også ved andre jonsokbål, men her må det foretas bredere undersøkelser for å konkludere med at jonsokbål generelt utgjør en miljøtrussel.

6 Forslag til videre arbeid

På bakgrunn av funnene som er gjort i denne oppgaven, med høye verdier av giftige tungmetaller i jonsokbål, vil det være ønskelig å foreta undersøkelser av flere bål geografisk spredt over hele landet. Dette for å finne ut om det er geografiske variasjoner i forurensingen, og om miljøgiftverdiene er så høye i jonsokbål generelt at man kan konkludere med at disse er en generell miljøtrussel.

Med hensyn til hva som kan ha vært brent, og fremdeles brennes, på bål ute i naturen vil det være ønskelig å undersøke denne typen bål for organiske miljøgifter som for eksempel PAH. Dette kan for eksempel utføres ved hjelp av kromatografi.

Resultatene for bålene på Huglo og Espevær viser at prøvene fra midten av bålene (prøvepunkt 3) har blant de høyeste konsentrasjonene i bålet, samtidig som det er samsvar mellom disse resultatene og de andre prøvepunktene. Et prøvepunkt midt i bålet vil således kunne være representativt for faren bålene utgjør for helse og miljø. For å spare tid og ressurser kan en metode for undersøkelser av større skala være å velge seg ett prøvepunkt i midten av hvert bål som skal prøvetas og deretter ta en prøve fra det aller øverste laget og en prøve fra 20-30 cm dybde. Man vil da kunne si noe om hvorvidt miljøgifter i bålet stammer fra gamle eller nye kilder, i tillegg til at en slik undersøkelse vil kunne gi en god indikasjon på hva slags miljøfare bålet utgjør generelt.

For å undersøke hva slags påvirkning forurensning fra bål i strandsonen har på sjøen kan det vurderes å ta flere sedimentprøver fra sjøen i området utenfor bål plassene, samt å undersøke biodiversiteten blant bunndyr i området rett utenfor bål plassen og sammenlikne den med biodiversiteten i områder som antas å være upåvirket.

Det finnes allerede tiltak i kommunene som inspeksjoner av jonsokbål som utføres i stikkprøveform av brannvesenet, men det foreslås strengere rutiner og krav om kontroller i alle landets kommuner for å hindre ytterligere forurensning fra denne typen bål. Mer informasjon fra kommuner og myndigheter som informasjonsbrosjyrer, avisannonser og avisartikler når det gjelder hva som kan og hva som ikke kan brennes på bål, er tiltak som vil kunne føre til økt kunnskap i befolkningen om miljøtrusselen brenning av avfall utgjør. Et varslingsystem der man som publikummer på en enkel måte kan melde inn til myndighetene at det brennes farlig avfall kan også være et tiltak som sammen med økt kunnskap kan senke miljøgiftnivået i bål.

Rivning og restaurering av gammel bygningsmasse er en signifikant kilde til miljøgifter i og rundt bål, særlig i områder med vanskelig tilkomst. Bedre informasjon og tettere oppfølging av både fagfolk og privatpersoner som driver med slike prosjekter kan være viktige tiltak for å hindre ytterligere forurensning fra denne typen aktiviteter.

Kostnader ved levering av avfall til godkjent anlegg og liten kunnskap om disse kan være en av grunnene til at avfall brennes på bål istedenfor å leveres til forsvarlig håndtering. Private husholdninger har lovfestet rett til å levere inntil 400 kg farlig avfall kostnadsfritt til gjenvinningsstasjonen i sin kommune, men det varierer fra renovasjonsverk til renovasjonsverk om CCA-impregnert trevirke er gratis å levere eller ikke selv om dette er klassifisert som farlig avfall. Da CCA-impregnert trevirke er avfall som ofte finnes i store mengder og som det er svært enkelt å brenne, kan det være fristende å velge å brenne dette fremfor å levere det til gjenvinningsstasjon. Dette gjelder særlig hvis man mangler kunnskap om farene CCA-impregnert trevirke utgjør. CCA-impregnert trevirke er avfall som vil være et problem i mange år fremover, og gratis levering samt økt kunnskap om emnet for både private og bedrifter vil være avgjørende for å hindre at dette brennes eller blir liggende og lekke ut miljøgifter rundt hus og hager.

Et tiltak som også kan redusere faren for at denne typen avfall havner på bål på øyene i Sunnhordlandsregionen kan være at SIMs ryddeaksjon på øyene holdes to ganger i løpet av sommerhalvåret eller senere på sommeren enn den holdes nå. Da denne forgår i april/mai vil de fleste arbeider på hytter og hus ikke være kommet i gang, og det er stor fare for at avfallet heller blir brent i løpet av sommeren enn at det lagres over vinteren for avhenting.

7 Referanser

- Alloway, B. (2004) "Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview". *Land Contamination & Reclamation*, 12, 179-187.
- Alloway, B. (2013) *Heavy metals in soils; Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*, Springer.
- Arbeidsdepartementet (2011) *Forskrift om tiltaksverdier og grenseverdier, Vedlegg 1: Liste over tiltaksverdier og grenseverdier for forurensninger i arbeidsatmosfæren* Arbeidsdepartementet
- Barceloux, D. G. (1999) "Cobalt". *Clinical Toxicology*.
- Bird, G. (2011) "Provenancing anthropogenic Pb within the fluvial environment: Developments and challenges in the use of Pb isotopes". *Environment International*, 37, 802-819.
- Bjørkum, O. (2013) "Ny jonsoktradisjon på Nautøy". *Sunnhordland*, 20.06.2013, s.44.
- Bø, O. (2013) *Bålbrenning*. Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/bålbrenning> (Hentet: 6. juni 2013).
- Carr, R., Zhang, C., Moles, N. og Harder, M. (2008) "Identification and mapping of heavy metal pollution in soils of a sports ground in Galway City, Ireland, using a portable XRF analyser and GIS". *Environmental Geochemistry and Health*, 30, 45-52.
- Chaperlin, K. (1981) "Lead content and soil discrimination in forensic science". *Forensic Science International*, 18, 79-84.
- Cheatham, M. M., Sangrey, W. F. og White, W. M. (1993) "Sources of error in external calibration ICP-MS analysis of geological samples and an improved non-linear drift correction procedure". *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 48, 487-506.
- Chow, T. J., Snyder, C. B. og Earl, J. L. (1975) "Isotope ratios of lead as pollutant source indicators" *Symposium on isotope ratios as pollutant source and behavior indicators*, Vienna, Austria, 95-108.

- Dao, L., Morrison, L. og Zhang, C. (2012) "Bonfires as a potential source of metal pollutants in urban soils, Galway, Ireland". *Applied Geochemistry*, 27, 930-935.
- Dao, L., Zhang, C. og Morrison, L. (2010) "Employing a portable X-Ray fluorescence (P-XRF) analyser and GIS to identify and map heavy metal pollution in soils of a traditional bonfire site" *EGU General Assembly Conference Abstracts*, 2205.
- Davies, B. (1994) "Trace elements in the human environment: problems and risks". *Environmental Geochemistry and Health*, 16, 97-106.
- Dissanayake, C. B. og Vincent, E. A. (1972) "Zinc in rocks and minerals from the Skaergaard intrusion, East Greenland". *Chemical Geology*, 9, 285-297.
- Eggen, O. A., Haugland, T., Finne, T. E. og Jartun, M. (2007) *Kartlegging av jordforurensning i 58 barnehager i bydel Østensjø* NGU
- Espevær Grendautvalg (u.d.) *Om Espevær*. Espevær, informasjonssider for øya Espevær. Tilgjengelig fra: <http://www.kom-an.no/espevar/> (Hentet: 30. april 2013).
- Gaines, P. (2005) *Sample Introduction for ICP-MS and ICP-OES*. spectroscopyonline.com. Tilgjengelig fra: <http://www.spectroscopyonline.com/spectroscopy/ICP-MS/Sample-Introduction-for-ICP-MS-and-ICP-OES/ArticleStandard/Article/detail/197400> (Hentet: 5. desember 2013).
- Gundersen, I. (2013) "260 St.Hans-bål rundt om i distriktet". *Stavanger Aftenblad*, 22.06.13.
- Hansen, H. J. og Danielsberg, A. (2009) *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn* Statens forurensningstilsyn, SFT
- Haugland, T. og Ottesen, R. T. (2003) *Aske fra biobrenselanlegg - aktuell sluttbehandling. Forprosjekt*. Norges geologiske undersøkelse, NGU
- Hjellnes COWI (2001) *Impregnert trevirke som avfall. Klassifisering og disponering* Klima- og forurensningsdirektoratet, KLIF
- Huglo.no (u.d.a) *Om Huglo*. Huglo.no, informasjonsside for øya Huglo. Tilgjengelig fra: <http://huglo.no/om-huglo/> (Hentet: 30. april 2013).
- Huglo.no (u.d.b) *Badestrender*. Huglo.no, informasjonssider for øya Huglo. Tilgjengelig fra: <http://huglo.no/turisme/badestrender/> (Hentet: 30. april 2013).

- International Organization for Standardization (2002) *ISO 10381*
- Jensen, H. K. B., Cuhra, M., Ottesen, R. T. og Volden, T. (u.d.) *Brenning av avfall i fjæra: lett vint, men...* Norges geologiske undersøkelse, NGU
- Johannesson, M. (2002) "A review of risks associated to arsenic, cadmium, lead, mercury and zinc". *The Market Implication of Integrated Management for Heavy Metals Flows for Bioenergy Use in the European Union, Kalmar University, Kalmar, Sweden*, 115.
- Klima- og forurensingsdirektoratet (2011a) *Farlig avfall fra bygg og anlegg*
Informasjonsark
- Klima- og forurensingsdirektoratet (2011b) *Vask og impregnering av nøter*
Informasjonsark
- Klima- og forurensingsdirektoratet (2012a) *Arsen*. Miljøstatus.no. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/arsen>
(Hentet: 18. mars 2013).
- Klima- og forurensingsdirektoratet (2012b) *Bly*. Miljøstatus.no. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/bly>
(Hentet: 18. mars 2013).
- Klima- og forurensingsdirektoratet (2012c) *Kadmium*. Miljøstatus.no. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/kadmium> (Hentet: 18. mars 2013).
- Klima- og forurensingsdirektoratet (2012d) *Kvikksølv*. Miljøstatus.no. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/kvikksolv/> (Hentet: 18. mars 2013).
- Klima- og forurensingsdirektoratet (2013) *Skjerpet regelverk for farlig avfall på høring*.
Tilgjengelig fra: [http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2013/Mars-2013/Skjerpet regelverk for farlig avfall pa høring/](http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2013/Mars-2013/Skjerpet%20regelverk%20for%20farlig%20avfall%20pa%20horing/) (Hentet: 9. desember 2013).
- Klima- og forurensingsdirektoratet (u.d.a) *PCB i bygg og anlegg*. Tilgjengelig fra:
<http://www.klif.no/publikasjoner/2647/ta2647.pdf> (Hentet: 27. mai 2013).

- Klima- og forurensingsdirektoratet (u.d.b) *Kreosot*. erdetfarlig.no: KLIF. Tilgjengelig fra: <http://www.erdetfarlig.no/info/Diverse-artikler/Andre-farlige-stoffer--alfabetisk-/#kreosot> (Hentet: 18. juni 2013).
- Klima- og forurensingsdirektoratet (u.d.c) *Nikkel*. erdetfarlig.no: KLIF. Tilgjengelig fra: <http://www.erdetfarlig.no/info/Diverse-artikler/Andre-farlige-stoffer--alfabetisk-/#nikkel> (Hentet: 18. mars 2013).
- Kofstad, P. K. (2009) *Barium*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/barium> (Hentet: 8. november 2013).
- Kofstad, P. K. (2013) *Nikkel*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/nikkel> (Hentet: 20. mai 2013).
- Kofstad, P. K., Pedersen, B. og Haraldsen, H. (2013) *Kobber*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/kobber> (Hentet: 15. mai 2013).
- Komárek, M., Ettler, V., Chrastný, V. og Mihaljevič, M. (2008) "Lead isotopes in environmental sciences: a review". *Environment International*, 34, 562-577.
- Laidlaw, M., Mielke, H., Filippelli, G., Johnson, D. og Gonzales, C. (2005) "Seasonality and Children's Blood Lead Levels: Developing a Predictive Model Using Climatic Variables and Blood Lead Data from Indianapolis, Indiana, Syracuse, New York and New Orleans, Louisiana (USA)". *Environmental Health Perspectives*, 113, 8.
- Manahan, S. E. (2004) *Environmental chemistry*, CRC Press.
- McLean, J. E. og Bledsoe, B. E. (1992) "Behaviour of metals in soils". *Ground Water Issue US-EPA/s-2. Utah Water Research Laboratory*, 1-20.
- Merakerås, G. (2007) "Derfor ivrer trønderne mest". *Adresseavisen*, 27.mai 2007.
- Mester, Z. (2006) "Sources of Errors in Trace Element and Speciation Analysis" *TAQC-WFD*, Budapest, Institute for National Measurement Standards
- Milestone u.d. Produktbrosjyre; UltraCLAVE Simultaneous, Fully Automated Microwave Digestion System.
- Miljødirektoratet (2012) *Nedfall av tungmetaller*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Luftforurensning/Nedfall-av-tungmetaller/> (Hentet: 3. desember 2013).

- Miljødirektoratet (2013) *Forurenset grunn*. Miljøstatus.no. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Forurenset-grunn/> (Hentet: 9. desember 2013).
- Miljødirektoratet (u.d) *Bly*. erdetfarlig.no. Tilgjengelig fra:
<http://www.erdetfarlig.no/farlige-stoffer/?50&PageID=50#50> (Hentet: 9. oktober 2013).
- Miljødirektoratet (u.d.b) *Lysstoffrør – sparepærer – lysrørarmaturer*. erdetfarlig.no. Tilgjengelig fra: <http://www.erdetfarlig.no/produkter/Elektronikk/lyspærer/> (Hentet: 2. januar 2014).
- Miranda, M., Kim, D., Galeano, M. A., Paul, C., Hull, A. og Morgan, S. P. (2007) "The relationship between early childhood blood lead levels and performance on end-of-grade tests". *Environmental Health Perspectives*, 115, 1242.
- Neubauer, K., Reuter, W. og Perrone, P. (2003) *Chromium Speciation in Water by HPLC/ICP-MS*. perkinelmer.com: PerkinElmer Life and Analytical Sciences. Tilgjengelig fra: http://www.perkinelmer.com/CMSResources/Images/44-74065APP_ChromiumSpectnInWater.pdf (Hentet: 17. januar 2014).
- Nordsjøløypa i vest (u.d.) *Espevær Nordsjøløypa; vandringsvegar i kulturlandskapet*. Tilgjengelig fra: <http://nordsjoloypa.ivest.no/espever.htm> (Hentet: 30. april 2013).
- Norges Geologiske Undersøkelse (2005) *HR-ICP-MS-analyser* Ngu-Lab
- Norges Geologiske Undersøkelse (2008a) *Feltspat og nefelin*. Tilgjengelig fra:
<http://www.ngu.no/no/hm/Georessurser/industrimineraler/Feltspat-og-nefelin2/> (Hentet: 13. desember 2013).
- Norges Geologiske Undersøkelse (2008b) *Granitt*. Tilgjengelig fra:
<http://www.ngu.no/no/hm/Georessurser/Naturstein/Granitt/> (Hentet: 13. desember 2013).
- Norges Geologiske Undersøkelse (2013) *Norsk berggrunnsdatabase*. Tilgjengelig fra:
<http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (Hentet: 22. april 2013).
- Norges offentlige utredninger (2010) *“Et Norge uten miljøgifter” Hvordan utslipp av miljøgifter som utgjør en trussel mot helse eller miljø kan stanses. Utredning fra et utvalg oppnevnt av Miljøverndepartementet 6. mars 2009*

- Norsk olje og gass (2012) *132- Norsk olje og gass anbefalte retningslinjer for håndtering av kvikksølv*
- Okkenhaug, G. (2009) "Oppførsel og mobilitet av antimon (Sb) i jord" *Det 18. nasjonale seminar om hydrogeologi og geokjemi*, Trondheim,
- Ottesen et al (2009) *Kartlegging av miljøgifter i eksteriørmaling på bygninger i Midtbyen i Trondheim* Norges geologiske undersøkelse, NGU
- PerkinElmer Inc (2004) *The 30-Minute Guide to ICP-MS, Technical note*
www.perkinelmer.com
- Plassard, F., Winiarski, T. og Petit-Ramel, M. (2000) "Retention and distribution of three heavy metals in a carbonated soil: comparison between batch and unsaturated column studies". *Journal of Contaminant Hydrology*, 42, 99-111.
- Raade, G. (2009a) *Epidot*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/epidot>
(Hentet: 13. desember 2013).
- Raade, G. (2009b) *Kloritt*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/kloritt>
(Hentet: 13. desember 2013).
- Rosin, A. (2009) "The long-term consequences of exposure to lead". *The Israel Medical Association journal*, 11, 689-694.
- Schnetger, B. (1997) "Trace element analysis of sediments by HR-ICP-MS using low and medium resolution and different acid digestions". *Fresenius' journal of analytical chemistry*, 359, 468-472.
- Schumann, W. (2000) *Norsk steinhåndbok*, Aschehoug.
- Shagalov, E. S. og Holodnov, V. V. (2010) "Geochemistry of titanomagnetite in rocks and ores of Medvedevskoe deposit, Southern Urals ". – *Geochemistry and Petrology (general session)*.
- Sibly, R., Walker, C., Hopkin, S. og Peakall, D. (2006) *Principles of Ecotoxicology*, CRC Press LLC.
- Statens forurensningstilsyn (2002) "Impregnert tre". *Miljøriktigere valg -enklere enn du tror (SFT-brosjyre 1850/2002)*.
- Statens forurensningstilsyn (2005) "Unngå gift frå St.Hans-bålet".
- Statens forurensningstilsyn (2008) *Strategi for farlig avfall 2008-2010* Statens forurensningstilsyn, SFT

- Stord kommune (2010) *Huglo, Stord kommune, Kommunedelplan med konsekvensutgreiing, hovedrapport*
- Store norske leksikon (2009a) *Biotitt*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/biotitt> (Hentet: 13. desember 2013).
- Store norske leksikon (2009b) *Grønnskifer*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/grønnskifer> (Hentet: 13. desember 2013).
- Store norske leksikon (2009c) *Grønnstein*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/grønnstein.%2Fgeologi> (Hentet: 13. desember 2013).
- Store norske leksikon (2009d) *Huglo*. Store norske leksikon., Tilgjengelig fra: <http://snl.no/Huglo> (Hentet: 30. april 2013).
- Sunnhordland Interkommunale Miljøverk IKS (2013) "Ryddeaksjonar våren 2013". *SIM nytt*, 20.
- Thermo Electron Corporation (2004) *Finnigan ELEMENT2* Produktbrosjyre
- Thornton, I., Culbard, E., Moorcroft, S., Watt, J., Wheatley, M., Thompson, M. og Thomas, J. (1985) "Metals in urban dusts and soils". *Environmental Technology*, 6, 137-144.
- Tijhuis, L., Brattli, B. og Sæther, O. M. (2002) "A geochemical survey of topsoil in the city of Oslo, Norway". *Environmental Geochemistry and Health*, 24.
- Torres, D. P., Frescura, V. L. A. og Curtius, A. J. (2009) "Simple mercury fractionation in biological samples by CV AAS following microwave-assisted acid digestion or TMAH pre-treatment". *Microchemical Journal*, 93, 206-210.
- Walraven, N., van Gaans, P., van der Veer, G., van Os, B., Klaver, G. T., Vriend, S., Middelburg, J. og Davies, G. (2013) "Tracing diffuse anthropogenic Pb sources in rural soils by means of Pb isotope analysis". *Applied Geochemistry*, 37, 242-257.
- Wibetoe, G. (2009) *ICP*. snl.no: Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/ICP> (Hentet: 15. oktober 2013).
- World Health Organization (2011) *Guidelines for drinking-water quality, fourth edition*

Vedlegg A:

Resultater for
utvalgte metaller i
prøvene fra Huglo

Tabell A.1 Konsentrasjon samt relativt standardavvik for grunnstoffene krom, nikkel, kobber og sink i prøvene fra Huglo.

Prøve	Dybde (cm)	Prøvetype	Cr53 (MR)		Ni62 (MR)		Cu65 (MR)		Zn67 (MR)	
			Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)
H1.1	1	Jordprøve fra bål	97,15	8,2	16,12	6,5	5,05	2,7	286,5	5,7
H1.2	5	Jordprøve fra bål	19,36	5,0	7,64	7,0	10,17	5,4	393,9	5,8
H1.3	10	Jordprøve fra bål	17,37	7,9	5,42	0,7	8,79	1,0	200,6	5,8
H1.4	20	Jordprøve fra bål	24,81	7,7	13,90	5,7	14,32	5,2	2 582,9	6,1
H2.1	1	Jordprøve fra bål	17,62	7,7	4,38	6,0	16,07	6,9	245,9	8,2
H2.2	5	Jordprøve fra bål	11,68	4,4	4,85	7,4	5,55	9,4	150,4	6,0
H2.3	10	Jordprøve fra bål	14,61	3,9	4,17	5,6	8,84	6,9	547,0	4,7
H2.4	20	Jordprøve fra bål	17,19	7,0	4,56	4,2	14,46	5,1	535,3	7,7
H3.1	1	Jordprøve fra bål	3 427,10	5,1	34,50	2,4	3 395,03	8,4	6 045,1	5,5
H3.2	5	Jordprøve fra bål	204,83	6,3	10,44	6,1	187,69	3,0	491,9	4,4
H3.3	10	Jordprøve fra bål	88,67	2,4	7,44	7,7	43,71	5,5	226,6	3,9
H3.4	20	Jordprøve fra bål	55,53	6,2	54,14	8,7	25,31	6,8	297,2	4,1
H3.5	50	Jordprøve fra bål	127,71	5,1	8,81	3,5	104,15	7,8	734,3	2,6
H4.1	1	Jordprøve fra bål	157,01	6,0	10,79	3,2	154,62	8,2	914,3	5,2
H4.2	5	Jordprøve fra bål	60,95	6,4	8,08	5,3	38,54	3,3	262,4	6,7
H4.3	10	Jordprøve fra bål	116,99	3,7	9,40	8,9	135,01	2,6	534,8	3,6
H4.4	20	Jordprøve fra bål	205,88	9,8	5,76	5,7	168,90	7,1	878,3	3,5
H5.1	1	Jordprøve fra bål	30,52	8,1	9,53	7,7	19,88	3,2	193,6	8,0

H5.2	5	Jordprøve fra bål	32,00	7,4	9,48	7,2	13,59	4,6	257,4	3,5
H5.3	10	Jordprøve fra bål	11,67	4,1	4,39	1,9	5,84	5,4	153,2	5,5
H5.4	20	Jordprøve fra bål	363,90	4,9	11,72	7,9	10,01	8,1	278,0	3,1
H6.1	1	Jordprøve fra bål	56,48	3,6	6,42	3,4	123,13	2,2	440,5	1,2
H6.2	5	Jordprøve fra bål	60,47	1,5	12,56	5,8	97,10	5,5	723,3	5,4
H6.3	10	Jordprøve fra bål	26,26	6,3	10,54	7,1	16,94	4,9	247,5	5,4
H6.4	20	Jordprøve fra bål	37,81	9,5	9,41	6,7	14,37	6,6	281,8	4,3
H7.1	1	Jordprøve fra bål	194,43	5,0	3,75	10,5	223,47	4,8	1 039,7	3,0
H7.2	5	Jordprøve fra bål	14,56	6,9	3,43	2,2	10,00	6,6	1 151,8	7,1
H7.3	10	Jordprøve fra bål	41,68	7,2	9,14	8,4	28,24	7,1	792,0	2,3
H7.4	20	Jordprøve fra bål	137,89	10,9	8,55	3,5	110,32	5,5	2 377,7	8,0
H8.1	1	Sedimentprøve fra tidevannssone	28,54	4,0	5,89	9,7	5,79	7,3	62,7	4,9
H8.2	5	Sedimentprøve fra tidevannssone	13,17	7,8	4,76	12,7	3,71	5,9	28,5	7,9
H8.3	10	Sedimentprøve fra tidevannssone	67,76	5,9	24,15	6,8	20,67	1,5	133,4	7,0
H8.4	20	Sedimentprøve fra tidevannssone	58,30	4,2	26,70	4,2	20,49	6,5	92,8	8,7
H9.1	1	Jordprøve	22,12	8,3	3,40	3,5	3,01	1,3	26,5	4,8
H9.2	5	Jordprøve	20,64	4,5	4,84	5,0	4,18	3,8	24,5	4,5
H9.3	10	Jordprøve	37,37	4,4	4,29	7,8	1,85	2,1	16,2	11,5
H9.4	20	Jordprøve	23,15	3,4	4,56	10,1	1,99	5,9	15,9	12,0

Tabell A.2 Konsentrasjon samt relativt standardavvik for grunnstoffene bly, arsen, kvikksølv og kadmium i prøvene fra Huglo.

Prøve	Dybde (cm)	Prøvetype	Pb208 (MR)		As75 (HR)		Hg202 (HR)		Cd111 (MR)	
			Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)
H1.1	1	Jordprøve fra bål	7,92	6,4	2,14	5,3	0,005	12,2	0,074	39,4
H1.2	5	Jordprøve fra bål	347,80	2,5	1,82	1,9	0,003	68,9	0,097	29,1
H1.3	10	Jordprøve fra bål	8,73	0,9	2,59	1,0	0,003	28,2	0,098	4,7
H1.4	20	Jordprøve fra bål	26,03	1,6	7,70	1,6	0,000	65,5	0,153	6,4
H2.1	1	Jordprøve fra bål	102,59	0,9	2,48	0,8	0,003	74,4	0,108	18,5
H2.2	5	Jordprøve fra bål	12,53	3,7	1,24	0,6	0,007	8,6	0,043	10,8
H2.3	10	Jordprøve fra bål	6,42	4,4	1,54	2,3	0,000	37,8	0,061	27,2
H2.4	20	Jordprøve fra bål	11,01	3,7	1,89	1,3	0,004	60,3	0,141	20,3
H3.1	1	Jordprøve fra bål	27,67	1,7	2 458,93	3,0	0,002	80,8	0,129	5,9
H3.2	5	Jordprøve fra bål	10,67	2,4	97,62	1,1	-0,001	88,2	0,106	6,6
H3.3	10	Jordprøve fra bål	11,06	2,5	35,15	1,5	0,003	86,8	0,073	14,0
H3.4	20	Jordprøve fra bål	13,36	1,7	9,41	1,9	0,007	55,4	0,203	14,7
H3.5	50	Jordprøve fra bål	13,51	3,1	88,53	2,2	0,002	47,5	0,106	6,2
H4.1	1	Jordprøve fra bål	12,47	3,4	85,15	0,9	0,004	22,3	0,142	20,1
H4.2	5	Jordprøve fra bål	10,47	0,3	28,45	1,3	0,001	125,0	0,066	10,8
H4.3	10	Jordprøve fra bål	13,90	4,8	71,54	2,3	0,001	33,2	0,155	11,4
H4.4	20	Jordprøve fra bål	12,48	4,7	129,68	1,0	0,000	65,5	0,109	20,5
H5.1	1	Jordprøve fra bål	13,36	1,3	7,76	4,7	0,001	41,7	0,123	18,0

H5.2	5	Jordprøve fra bål	11,78	3,1	6,96	1,5	0,006	57,9	0,125	16,2
H5.3	10	Jordprøve fra bål	9,01	3,8	4,88	1,0	0,012	40,3	0,164	11,0
H5.4	20	Jordprøve fra bål	18,29	2,9	4,27	4,8	0,006	60,3	0,101	16,4
H6.1	1	Jordprøve fra bål	13,65	4,7	28,29	1,4	-0,002	132,3	0,130	8,5
H6.2	5	Jordprøve fra bål	10,62	3,9	28,11	1,2	0,004	41,8	0,135	7,3
H6.3	10	Jordprøve fra bål	10,20	2,4	6,75	4,9	0,005	75,9	0,077	23,1
H6.4	20	Jordprøve fra bål	11,50	2,1	4,10	2,0	0,002	57,5	0,095	38,1
H7.1	1	Jordprøve fra bål	6,78	5,4	112,84	3,3	0,000	60,3	0,071	29,9
H7.2	5	Jordprøve fra bål	9,68	4,2	4,86	3,1	0,001	96,4	0,091	9,0
H7.3	10	Jordprøve fra bål	10,31	3,7	8,56	0,7	0,003	50,3	0,081	11,7
H7.4	20	Jordprøve fra bål	14,87	3,9	21,39	2,5	0,001	45,8	0,123	7,3
H8.1	1	Sedimentprøve fra tidevannssone	8,82	1,7	3,54	3,7	0,004	16,9	0,092	19,1
H8.2	5	Sedimentprøve fra tidevannssone	5,45	6,0	1,47	1,7	0,002	60,8	0,063	19,2
H8.3	10	Sedimentprøve fra tidevannssone	12,26	3,3	5,20	1,6	0,006	31,4	0,101	7,2
H8.4	20	Sedimentprøve fra tidevannssone	13,18	2,7	8,62	1,2	0,002	81,6	0,129	15,3
H9.1	1	Jordprøve	7,82	1,1	0,76	1,1	0,011	14,6	0,078	24,7
H9.2	5	Jordprøve	11,92	6,7	1,45	4,4	0,007	37,9	0,118	7,7
H9.3	10	Jordprøve	10,31	2,5	0,82	4,2	0,002	56,8	0,079	23,9
H9.4	20	Jordprøve	9,63	1,6	1,49	2,3	0,004	68,8	0,087	19,0

Tabell A.3 Konsentrasjon samt relativt standardavvik for grunnstoffene antimon, barium og kobolt i prøvene fra Huglo.

Prøve	Dybde (cm)	Prøvetype	Sb121 (MR)		Ba137 (MR)		Co59 (MR)	
			Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)
H1.1	1	Jordprøve fra bål	0,070	5,2	127,34	3,4	3,08	6,2
H1.2	5	Jordprøve fra bål	0,095	2,0	122,24	4,2	3,54	4,2
H1.3	10	Jordprøve fra bål	0,122	6,9	157,54	4,3	2,90	1,6
H1.4	20	Jordprøve fra bål	0,149	2,8	216,15	8,9	7,03	5,5
H2.1	1	Jordprøve fra bål	0,264	8,9	155,31	2,5	6,86	5,0
H2.2	5	Jordprøve fra bål	0,134	1,4	89,20	1,2	1,78	4,4
H2.3	10	Jordprøve fra bål	0,175	10,7	128,66	6,2	2,19	5,6
H2.4	20	Jordprøve fra bål	0,298	5,1	86,14	5,5	2,54	5,3
H3.1	1	Jordprøve fra bål	18,687	3,0	329,45	6,0	79,07	5,2
H3.2	5	Jordprøve fra bål	8,694	3,3	117,46	2,1	11,32	6,3
H3.3	10	Jordprøve fra bål	0,966	7,0	111,21	5,8	3,82	2,7
H3.4	20	Jordprøve fra bål	0,193	12,5	161,86	5,1	5,24	5,3
H3.5	50	Jordprøve fra bål	1,699	7,6	135,90	4,8	5,98	3,7
H4.1	1	Jordprøve fra bål	1,593	1,6	217,46	2,2	7,15	3,6
H4.2	5	Jordprøve fra bål	0,669	5,6	135,42	3,7	3,68	7,8
H4.3	10	Jordprøve fra bål	1,265	7,1	159,39	6,4	5,46	6,9
H4.4	20	Jordprøve fra bål	1,681	3,5	134,86	3,9	6,23	7,4
H5.1	1	Jordprøve fra bål	0,196	7,6	96,89	5,1	3,56	5,8
H5.2	5	Jordprøve fra bål	0,170	3,6	129,82	5,1	3,24	6,6
H5.3	10	Jordprøve fra bål	0,083	3,2	147,33	4,4	2,17	4,0
H5.4	20	Jordprøve fra bål	0,545	7,2	151,97	3,6	5,45	5,4
H6.1	1	Jordprøve fra bål	0,854	5,5	251,00	7,6	6,37	6,2
H6.2	5	Jordprøve fra bål	0,888	5,7	176,67	0,4	5,36	1,2
H6.3	10	Jordprøve fra bål	0,272	11,8	122,28	5,5	3,64	3,1
H6.4	20	Jordprøve fra bål	0,308	4,7	126,75	1,7	3,02	6,4
H7.1	1	Jordprøve fra bål	1,020	6,3	88,47	4,7	17,28	6,1
H7.2	5	Jordprøve fra bål	0,128	8,3	129,40	3,6	4,28	5,5

H7.3	10	Jordprøve fra bål	0,157	6,3	111,56	3,9	5,10	4,0
H7.4	20	Jordprøve fra bål	0,587	5,8	190,97	4,3	7,47	6,0
H8.1	1	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,058	11,8	126,41	4,2	2,87	5,0
H8.2	5	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,034	17,9	81,35	0,6	2,69	5,7
H8.3	10	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,035	20,6	225,22	3,2	10,44	4,0
H8.4	20	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,033	8,9	279,63	5,3	11,27	1,8
H9.1	1	Jordprøve	0,067	11,1	91,58	4,1	1,23	5,8
H9.2	5	Jordprøve	0,088	2,4	97,95	3,3	1,53	6,3
H9.3	10	Jordprøve	0,059	13,1	128,03	1,1	1,53	7,4
H9.4	20	Jordprøve	0,063	14,7	125,16	4,5	1,64	7,4

Vedlegg B:

Resultater for

utvalgte metaller i

prøvene fra Espevær

Tabell B.1 Konsentrasjon samt relativt standardavvik for grunnstoffene krom, nikkel, kobber og sink i prøvene fra Espevær.

Prøve	Dybde (cm)	Prøvetype	Cr53 (MR)		Ni62 (MR)		Cu65 (MR)		Zn67 (MR)	
			Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)
E1.1	1	Jordprøve fra bål	1 117,10	6,7	50,59	8,9	1 073,49	3,8	9 451,5	3,5
E1.2	5	Jordprøve fra bål	363,90	5,6	40,88	4,8	255,56	7,5	2 095,0	5,9
E1.3	10	Jordprøve fra bål	294,09	4,7	50,46	4,9	243,69	2,0	2 482,4	6,6
E1.4	20	Jordprøve fra bål	261,96	2,9	50,16	5,4	192,55	5,6	2 048,1	5,7
E2.1	1	Jordprøve fra bål	2 415,64	1,6	59,36	2,6	4 241,14	7,5	138 858,9	6,9
E2.2	5	Jordprøve fra bål	6 500,55	8,1	76,48	7,6	7 287,82	5,3	23 684,7	2,9
E2.3	10	Jordprøve fra bål	1 396,45	1,1	104,49	9,8	4 703,95	5,3	52 659,5	8,1
E2.4	20	Jordprøve fra bål	1 176,45	6,6	186,22	9,0	3 680,94	4,4	34 369,6	3,6
E3.1	1	Jordprøve fra bål	1 736,77	3,0	126,78	5,7	2 593,97	4,0	13 725,9	5,0
E3.2	5	Jordprøve fra bål	1 634,65	8,0	468,89	5,0	8 484,43	5,0	19 125,4	4,7
E3.3	10	Jordprøve fra bål	3 781,83	6,7	120,09	2,7	5 898,36	6,5	30 046,0	5,0
E3.4	20	Jordprøve fra bål	2 567,14	5,3	63,52	7,4	3 509,52	5,0	99 279,1	3,6
E3.5	50	Jordprøve fra bål	1 373,76	7,5	118,29	4,6	1 983,67	2,5	17 616,9	5,5
E4.1	1	Jordprøve fra bål	1 650,95	6,0	149,97	6,3	6 672,12	5,8	30 934,9	7,3
E4.2	5	Jordprøve fra bål	1 434,93	3,3	127,82	3,3	10 763,61	3,8	26 737,8	2,5
E4.3	10	Jordprøve fra bål	2 057,43	7,1	158,69	6,5	8 134,69	6,0	24 847,9	4,6
E4.4	20	Jordprøve fra bål	2 369,06	9,9	165,89	5,0	5 105,72	4,2	26 455,2	5,0
E5.1	1	Jordprøve fra bål	1 132,69	6,4	67,18	4,6	1 538,09	4,7	17 636,8	3,3

E5.2	5	Jordprøve fra bål	541,93 4,7	59,44 4,7	1 728,32 3,6	5 535,6 5,3
E5.3	10	Jordprøve fra bål	431,12 5,3	53,76 5,4	1 316,45 6,8	4 100,3 7,6
E5.4	20	Jordprøve fra bål	367,20 5,5	49,59 7,6	1 237,31 5,3	2 539,9 6,6
E6.1	1	Jordprøve fra bål	517,43 6,4	60,13 3,0	1 263,37 5,0	40 279,4 4,2
E6.2	5	Jordprøve fra bål	904,70 2,6	110,52 2,5	5 564,06 2,5	23 830,3 4,5
E6.3	10	Jordprøve fra bål	2 515,61 2,4	111,87 2,8	2 954,81 2,3	12 965,5 3,0
E6.4	20	Jordprøve fra bål	1 684,01 8,7	129,05 5,0	3 079,07 5,4	20 287,3 4,3
E7.1	1	Jordprøve fra bål	2 084,55 4,7	227,59 4,8	12 846,68 3,4	32 076,5 2,5
E7.2	5	Jordprøve fra bål	1 103,63 3,3	154,96 2,5	2 285,46 4,6	26 543,1 3,7
E7.3	10	Jordprøve fra bål	1 551,10 6,9	140,82 6,4	6 614,81 6,0	28 895,6 5,7
E7.4	20	Jordprøve fra bål	2 003,43 5,4	130,90 5,3	3 374,33 5,1	25 574,8 2,2
E8.1	1	Sedimentprøve fra tidevannssone	117,82 5,2	41,45 3,9	37,57 4,6	166,1 4,9
E8.2	5	Sedimentprøve fra tidevannssone	118,62 6,1	41,00 7,4	20,85 4,9	43,0 2,5
E8.3	10	Sedimentprøve fra tidevannssone	108,03 5,9	36,30 10,1	13,10 4,5	68,6 4,8
E8.4	20	Sedimentprøve fra tidevannssone	94,79 5,6	42,89 3,2	11,77 6,5	43,7 7,4
E9.1	1	Jordprøve	156,43 3,6	44,47 4,1	79,98 4,0	69,7 5,3
E9.2	5	Jordprøve	158,22 2,1	49,45 2,5	17,80 4,4	75,7 7,0
E9.3	10	Jordprøve	151,73 2,5	43,42 4,0	18,55 1,4	59,7 8,9
E9.4	20	Jordprøve	147,08 7,6	63,61 3,1	13,38 4,6	64,2 5,2

Tabell B.2 Konsentrasjon samt relativt standardavvik for grunnstoffene bly, arsen, kvikksølv og kadmium i prøvene fra Espevær.

Prøve	Dybde (cm)	Prøvetype	Pb208 (MR)		As75 (HR)		Hg202 (HR)		Cd111 (MR)	
			Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)
E1.1	1	Jordprøve fra bål	1 158,39	3,3	429,44	2,9	0,053	38,5	2,847	5,5
E1.2	5	Jordprøve fra bål	360,01	3,2	103,43	1,4	0,024	37,1	0,636	1,9
E1.3	10	Jordprøve fra bål	291,90	5,1	71,89	1,0	0,039	13,5	0,541	0,9
E1.4	20	Jordprøve fra bål	232,21	2,7	59,39	1,3	0,046	18,3	0,452	4,1
E2.1	1	Jordprøve fra bål	1 174,46	5,8	3 109,56	2,8	0,018	54,2	14,459	1,6
E2.2	5	Jordprøve fra bål	5 564,31	0,5	285,60	0,5	0,024	43,2	20,541	1,6
E2.3	10	Jordprøve fra bål	3 191,40	2,9	550,63	2,9	0,025	6,0	7,857	2,1
E2.4	20	Jordprøve fra bål	3 416,39	5,6	388,04	2,0	0,022	19,7	13,606	5,3
E3.1	1	Jordprøve fra bål	1 177,44	4,4	438,80	2,1	0,029	5,9	3,830	5,7
E3.2	5	Jordprøve fra bål	14 277,03	4,0	561,52	0,5	0,032	15,7	5,720	6,6
E3.3	10	Jordprøve fra bål	4 735,83	4,3	346,97	0,5	0,032	38,2	12,511	4,5
E3.4	20	Jordprøve fra bål	1 230,01	2,3	1 915,18	2,0	0,019	25,9	8,973	3,7
E3.5	50	Jordprøve fra bål	4 908,87	6,4	244,33	2,7	0,072	33,0	9,637	5,7
E4.1	1	Jordprøve fra bål	9 888,00	6,6	874,27	0,8	0,026	38,5	6,807	8,0
E4.2	5	Jordprøve fra bål	16 517,79	4,1	434,90	1,8	0,042	14,8	5,404	2,8
E4.3	10	Jordprøve fra bål	8 604,16	4,5	623,99	1,7	0,035	11,1	4,657	7,1
E4.4	20	Jordprøve fra bål	4 396,84	2,7	848,89	3,5	0,028	10,7	4,507	2,5
E5.1	1	Jordprøve fra bål	2 382,89	2,1	493,00	1,7	0,101	14,9	2,842	2,1

E5.2	5	Jordprøve fra bål	2 344,45	2,7	99,23	2,0	0,018	36,3	1,714	2,0
E5.3	10	Jordprøve fra bål	8 433,80	1,6	74,28	2,5	0,134	7,4	1,178	15,0
E5.4	20	Jordprøve fra bål	3 402,78	2,9	55,51	2,1	0,088	18,6	0,854	7,7
E6.1	1	Jordprøve fra bål	1 201,41	0,9	251,41	0,3	0,016	38,7	3,848	4,0
E6.2	5	Jordprøve fra bål	4 375,72	3,1	256,58	0,7	0,033	15,8	3,657	7,3
E6.3	10	Jordprøve fra bål	1 342,88	3,1	1 319,60	2,2	0,015	18,4	8,300	4,5
E6.4	20	Jordprøve fra bål	3 140,09	2,5	918,20	0,7	0,020	18,9	3,837	6,9
E7.1	1	Jordprøve fra bål	3 115,69	3,8	329,90	2,3	0,014	17,9	2,195	3,5
E7.2	5	Jordprøve fra bål	1 735,66	4,1	345,69	0,9	0,015	47,3	2,794	2,9
E7.3	10	Jordprøve fra bål	1 448,62	3,4	378,78	2,7	0,011	48,7	4,450	4,5
E7.4	20	Jordprøve fra bål	3 248,03	0,8	298,50	2,1	0,017	7,9	6,687	1,5
E8.1	1	Sedimentprøve fra tidevannssone	46,06	2,4	10,55	3,6	0,018	29,4	0,058	10,9
E8.2	5	Sedimentprøve fra tidevannssone	10,27	4,2	2,53	2,3	0,014	14,6	0,047	37,4
E8.3	10	Sedimentprøve fra tidevannssone	6,09	1,3	1,46	2,0	0,012	48,6	0,068	26,0
E8.4	20	Sedimentprøve fra tidevannssone	6,08	2,9	2,16	2,4	0,005	60,7	0,027	7,7
E9.1	1	Jordprøve	87,82	9,6	9,63	1,1	0,031	24,2	0,363	14,3
E9.2	5	Jordprøve	63,30	2,1	9,07	2,4	0,091	18,4	0,416	6,6
E9.3	10	Jordprøve	61,73	4,0	8,83	2,6	0,078	19,7	0,381	8,9
E9.4	20	Jordprøve	37,92	2,5	7,35	1,0	0,055	18,5	0,282	4,8

Tabell B.3 Konsentrasjon samt relativt standardavvik for grunnstoffene antimon, barium og kobolt i prøvene fra Espevær.

Prøve	Dybde (cm)	Prøvetype	Sb121 (MR)		Ba137 (MR)		Co59 (MR)	
			Conc.	RSD	Conc.	RSD	Conc.	RSD
			(µg/g)	(%)	(µg/g)	(%)	(µg/g)	(%)
E1.1	1	Jordprøve fra bål	1,623	5,7	2 304,01	6,3	33,77	5,0
E1.2	5	Jordprøve fra bål	2,706	4,0	531,69	5,7	18,31	5,6
E1.3	10	Jordprøve fra bål	1,595	3,0	837,66	5,9	18,36	3,3
E1.4	20	Jordprøve fra bål	0,920	6,3	653,16	3,8	19,39	8,2
E2.1	1	Jordprøve fra bål	2,544	3,0	25 813,50	4,8	112,39	3,0
E2.2	5	Jordprøve fra bål	3,111	3,9	5 833,51	3,1	60,11	2,9
E2.3	10	Jordprøve fra bål	2,628	3,5	12 332,06	2,4	88,55	5,7
E2.4	20	Jordprøve fra bål	5,474	3,4	11 082,33	3,8	90,68	4,1
E3.1	1	Jordprøve fra bål	3,248	6,5	7 245,16	4,8	94,09	5,3
E3.2	5	Jordprøve fra bål	3,799	5,2	12 105,90	3,8	91,79	5,0
E3.3	10	Jordprøve fra bål	2,903	4,1	6 450,39	2,2	80,83	5,8
E3.4	20	Jordprøve fra bål	0,391	2,2	26 983,61	2,8	105,77	3,8
E3.5	50	Jordprøve fra bål	3,054	4,1	8 050,78	7,1	47,92	5,6
E4.1	1	Jordprøve fra bål	1,645	3,6	6 899,28	5,6	80,44	6,8
E4.2	5	Jordprøve fra bål	1,988	1,5	6 863,60	3,1	92,73	7,0
E4.3	10	Jordprøve fra bål	1,652	6,5	7 009,25	1,5	105,52	7,2
E4.4	20	Jordprøve fra bål	1,822	4,5	11 045,07	3,8	87,73	5,8
E5.1	1	Jordprøve fra bål	0,233	7,0	2 034,45	2,5	63,44	7,0
E5.2	5	Jordprøve fra bål	1,761	3,6	6 013,20	3,7	38,31	4,7
E5.3	10	Jordprøve fra bål	2,020	8,1	4 423,29	5,6	30,15	2,9
E5.4	20	Jordprøve fra bål	1,387	2,8	2 548,23	0,4	25,92	9,0
E6.1	1	Jordprøve fra bål	0,220	6,1	9 096,09	2,8	74,93	1,5
E6.2	5	Jordprøve fra bål	0,608	3,3	6 067,66	5,4	93,48	6,3
E6.3	10	Jordprøve fra bål	1,163	2,7	10 187,69	3,8	53,09	5,6

E6.4	20	Jordprøve fra bål	1,356	1,7	8 477,35	4,0	79,92	5,6
E7.1	1	Jordprøve fra bål	0,392	1,0	4 198,50	4,8	136,13	2,6
E7.2	5	Jordprøve fra bål	0,504	4,9	10 335,70	5,9	111,04	6,0
E7.3	10	Jordprøve fra bål	1,886	3,2	9 718,16	6,2	116,74	5,8
E7.4	20	Jordprøve fra bål	4,708	4,8	10 474,68	6,2	110,02	7,3
E8.1	1	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,291	4,4	80,66	5,9	13,97	7,6
E8.2	5	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,094	6,3	59,66	1,4	12,75	6,6
E8.3	10	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,078	8,6	64,62	5,1	12,48	6,1
E8.4	20	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,091	11,6	67,45	2,3	12,55	7,9
E9.1	1	Jordprøve	0,410	4,1	40,70	2,4	26,32	8,7
E9.2	5	Jordprøve	0,492	5,6	54,47	3,0	26,58	5,2
E9.3	10	Jordprøve	0,309	4,9	173,00	2,4	27,60	6,2
E9.4	20	Jordprøve	0,269	2,9	50,96	5,7	25,79	4,6

Vedlegg C:

Resultater for

utvalgte metaller i

prøvene fra Korsvika

og Ringvebukta

Tabell C.1 Konsentrasjon samt relativt standardavvik for grunnstoffene krom, nikkel, kobber og sink i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta

Prøvepunkt	Dybde (cm)	Prøvetype	Cr53 (MR)		Ni62 (MR)		Cu65 (MR)		Zn67 (MR)	
			Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)
Korsvika 1	2	Jordprøve	66,40	4,2	32,54	6,6	4,70	1,0	46,9	4,1
Korsvika 1	30	Jordprøve	111,83	2,8	30,79	6,7	5,81	3,4	44,7	5,3
Korsvika 2	2	Jordprøve	64,27	5,6	33,05	4,8	10,35	3,1	40,2	6,1
Korsvika 2	30	Jordprøve	112,71	10,2	39,25	3,2	3,76	10,6	42,5	3,6
Korsvika 3	2	Jordprøve	197,67	3,7	56,74	8,9	21,81	3,3	99,2	1,6
Korsvika 3	30	Jordprøve	98,61	2,1	36,54	3,8	160,33	4,7	383,5	3,1
Ringvebukta 1	2	Jordprøve	94,01	6,4	24,44	9,1	10,47	3,8	40,2	1,7
Ringvebukta 2	2	Jordprøve	55,29	7,3	24,21	2,1	6,25	3,9	41,9	1,8
Ringvebukta 3	2	Jordprøve	80,51	4,8	32,16	2,6	8,87	6,8	53,8	9,3
Ringvebukta 4	2	Jordprøve	84,05	4,3	36,06	4,8	7,54	4,3	50,5	5,3
Ringvebukta 5	2	Jordprøve	77,55	3,8	35,42	2,5	5,54	2,2	47,2	3,5
Ringvebukta 6	2	Jordprøve	111,49	5,4	39,82	6,6	7,47	7,3	181,7	4,6

Tabell C.2 Konsentrasjon samt relativt standardavvik for grunnstoffene bly, arsen, kvikksølv og kadmium i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta

Prøvepunkt	Dybde (cm)	Prøvetype	Pb208 (MR)		As75 (HR)		Hg202 (HR)		Cd111 (MR)	
			Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)
Korsvika 1	2	Jordprøve	4,38	1,4	1,42	3,4	0,008	41,8	0,048	21,7
Korsvika 1	30	Jordprøve	3,67	0,9	2,15	6,4	0,020	31,6	0,044	41,0
Korsvika 2	2	Jordprøve	2,96	2,7	2,16	5,5	0,007	29,0	0,047	13,2
Korsvika 2	30	Jordprøve	3,57	2,1	1,41	2,3	0,010	33,4	0,065	27,6
Korsvika 3	2	Jordprøve	10,45	5,4	4,65	0,8	0,015	60,6	0,130	18,3
Korsvika 3	30	Jordprøve	94,25	2,3	7,61	2,1	0,041	16,7	0,787	2,6
Ringvebukta 1	2	Jordprøve	5,12	4,8	2,50	5,1	0,006	20,5	0,016	17,6
Ringvebukta 2	2	Jordprøve	6,81	5,9	13,58	2,7	0,009	25,2	0,067	21,0
Ringvebukta 3	2	Jordprøve	7,17	4,9	2,48	1,4	0,008	8,0	0,075	22,7
Ringvebukta 4	2	Jordprøve	6,25	1,5	2,55	3,6	0,001	60,7	0,078	5,7
Ringvebukta 5	2	Jordprøve	4,96	4,5	1,72	2,7	0,006	16,2	0,036	27,6
Ringvebukta 6	2	Jordprøve	7,95	2,3	1,84	3,2	0,006	50,2	0,061	25,8

Tabell C.3 Konsentrasjon samt relativt standardavvik for grunnstoffene antimon, barium og kobolt i prøvene fra Korsvika og Ringvebukta

Prøvepunkt	Dybde (cm)	Prøvetype	Sb121 (MR)		Ba137 (MR)		Co59 (MR)	
			Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)	Conc. (µg/g)	RSD (%)
Korsvika 1	2	Jordprøve	0,023	18,9	49,91	3,6	7,43	2,9
Korsvika 1	30	Jordprøve	0,044	19,1	62,25	7,0	6,72	6,6
Korsvika 2	2	Jordprøve	0,015	15,6	41,23	1,8	9,39	4,6
Korsvika 2	30	Jordprøve	0,016	28,7	46,15	2,2	7,24	7,9
Korsvika 3	2	Jordprøve	0,053	9,8	62,71	4,3	15,55	8,0
Korsvika 3	30	Jordprøve	0,222	4,8	202,46	7,0	15,12	5,2
Ringvebukta 1	2	Jordprøve	0,024	6,8	54,08	7,9	7,29	7,1
Ringvebukta 2	2	Jordprøve	0,034	12,6	66,60	5,1	7,88	5,7
Ringvebukta 3	2	Jordprøve	0,019	13,5	80,86	2,8	9,24	6,6
Ringvebukta 4	2	Jordprøve	0,027	15,8	105,89	5,8	8,79	8,3
Ringvebukta 5	2	Jordprøve	0,033	9,8	78,71	7,0	8,45	5,0
Ringvebukta 6	2	Jordprøve	0,015	6,4	90,69	2,2	11,38	6,4

Vedlegg D:

Kartkoordinater for
prøvepunktene

Tabell D.1 Koordinater for prøvepunktene til alle prøvepunktene i oppgaven.

Sted	Prøvepunkt	°N	°Ø
Huglo	1	59,85713	5,56164
Huglo	2	59,85727	5,56167
Huglo	3	59,85724	5,56172
Huglo	4	59,85722	5,56155
Huglo	5	59,85721	5,56179
Huglo	6	59,85719	5,56161
Huglo	7	59,85730	5,56172
Huglo	8	59,85720	5,56161
Huglo	9	59,85722	5,56233
Espevær	1	59,59502	5,14715
Espevær	2	59,59505	5,14750
Espevær	3	59,59492	5,14725
Espevær	4	59,59506	5,14730
Espevær	5	59,59505	5,14740
Espevær	6	59,59509	5,14737
Espevær	7	59,59495	5,14728
Espevær	8	59,59489	5,14720
Espevær	9	59,59507	5,14800
Korsvika	1	63,45068	10,43535
Korsvika	2	63,45067	10,43535
Korsvika	3	63,45131	10,43635
Ringvebukta	1	63,45300	10,46215
Ringvebukta	2	63,45292	10,46217
Ringvebukta	3	63,45284	10,46221
Ringvebukta	4	63,45278	10,46228
Ringvebukta	5	63,45266	10,46241
Ringvebukta	6	63,45259	10,46254

Vedlegg E:

UltraClaverapport



MLS Microwave Report

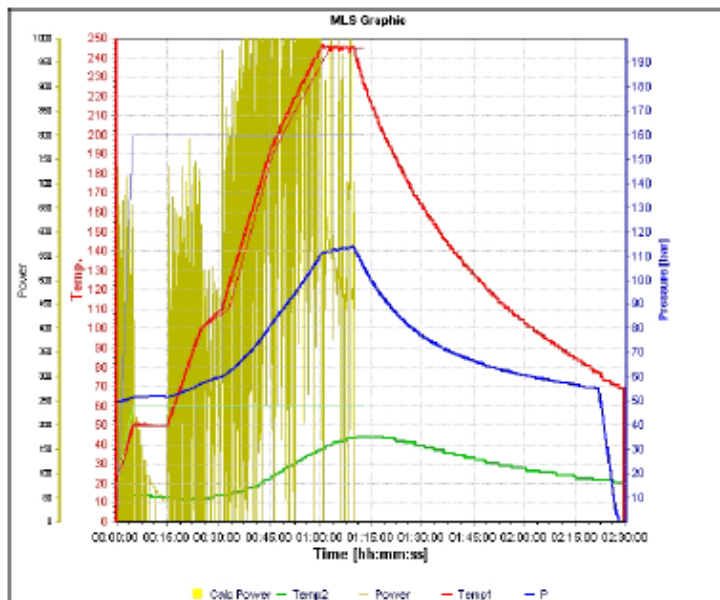
Application: ultraCLAVE

Report 22.01.2013 09:46:16

Operator: Administrator

Filename: M:\A\2013\PROJECTS NOT FINISHED\KJEM\MASTER\Marie Tveit\651-241012-81-120-Marie-Tveit-pnr-1-38.dpr

MLS Milestone
www.milestonesrl.com



Parameter

Signature name :
 Signature date :
 Signature func. :
 Operator :Administrator
 Date :
 Method filename :
 :Standard-temp-profile-245C-10-f-
 Create run :Administrator
 Microwave Power :pulse
 Load pressure :50.0 bar
 Release temp. :78.0 °C
 Release pressure:10.0 bar/min
 Cooling :ON
 Auto open :OFF
 Cooling on Temp.:80.0 °C
 Ground load :300 30 2
 Ventilation time:01:17:15

Remark:

Marie Tveit Sedimenter pnr 1-38, snr 651 ror 81-120. Metode sediment 8u0-120mg prove + 9ml 50% v/v HNO₃, dekomponeres i henhold til temp-profil, fortynnes til 108ml (109.8g)

MW Program

Step	Time [hh:mm:ss]	Temp 1 [°C]	Temp 2 [°C]	Press [bar]	Engery [Watt]
1	00:05:00	50	60	160	1 000
2	00:10:00	50	60	160	1 000
3	00:10:00	100	60	160	1 000
4	00:08:00	110	60	160	1 000
5	00:13:00	190	60	160	1 000
6	00:06:00	210	60	160	1 000
7	00:11:00	245	60	160	1 000
8	00:10:00	245	60	160	1 000

Figur E.1 Rapporten fra kjøringen av oppgavens prøver i UltraClave-maskinen.

Vedlegg F:

Utregnede additive
effekter

Tabell F.1 Utregnede additive effekter for prøvene fra Huglo. Røde tall indikerer additiv effekt >1.

Prøve	Dybde (cm)	Prøvetype	Additiv effekt
H1.1	1	Jordprøve fra bål	0,03
H1.2	5	Jordprøve fra bål	0,16
H1.3	10	Jordprøve fra bål	0,02
H1.4	20	Jordprøve fra bål	0,13
H2.1	1	Jordprøve fra bål	0,06
H2.2	5	Jordprøve fra bål	0,01
H2.3	10	Jordprøve fra bål	0,03
H2.4	20	Jordprøve fra bål	0,03
H3.1	1	Jordprøve fra bål	3,00
H3.2	5	Jordprøve fra bål	0,14
H3.3	10	Jordprøve fra bål	0,06
H3.4	20	Jordprøve fra bål	0,05
H3.5	50	Jordprøve fra bål	0,14
H4.1	1	Jordprøve fra bål	0,14
H4.2	5	Jordprøve fra bål	0,05
H4.3	10	Jordprøve fra bål	0,11
H4.4	20	Jordprøve fra bål	0,19
H5.1	1	Jordprøve fra bål	0,03
H5.2	5	Jordprøve fra bål	0,03
H5.3	10	Jordprøve fra bål	0,02
H5.4	20	Jordprøve fra bål	0,04
H6.1	1	Jordprøve fra bål	0,06
H6.2	5	Jordprøve fra bål	0,07
H6.3	10	Jordprøve fra bål	0,03
H6.4	20	Jordprøve fra bål	0,03
H7.1	1	Jordprøve fra bål	0,18
H7.2	5	Jordprøve fra bål	0,06
H7.3	10	Jordprøve fra bål	0,05
H7.4	20	Jordprøve fra bål	0,14
H8.1	1	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,01
H8.2	5	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,01
H8.3	10	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,03
H8.4	20	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,03
H9.1	1	Jordprøve	0,01
H9.2	5	Jordprøve	0,01
H9.3	10	Jordprøve	0,01
H9.4	20	Jordprøve	0,01

Tabell F.2 Utregnede additive effekter for prøvene fra Espevær. Røde tall indikerer additiv effekt >1.

Prøve	Dybde (cm)	Prøvetype	Additiv effekt
E1.1	1	Jordprøve fra bål	1,38
E1.2	5	Jordprøve fra bål	0,37
E1.3	10	Jordprøve fra bål	0,33
E1.4	20	Jordprøve fra bål	0,27
E2.1	1	Jordprøve fra bål	9,44
E2.2	5	Jordprøve fra bål	4,06
E2.3	10	Jordprøve fra bål	4,23
E2.4	20	Jordprøve fra bål	3,41
E3.1	1	Jordprøve fra bål	1,69
E3.2	5	Jordprøve fra bål	7,64
E3.3	10	Jordprøve fra bål	3,89
E3.4	20	Jordprøve fra bål	6,66
E3.5	50	Jordprøve fra bål	3,10
E4.1	1	Jordprøve fra bål	6,47
E4.2	5	Jordprøve fra bål	8,66
E4.3	10	Jordprøve fra bål	5,54
E4.4	20	Jordprøve fra bål	4,04
E5.1	1	Jordprøve fra bål	2,29
E5.2	5	Jordprøve fra bål	1,37
E5.3	10	Jordprøve fra bål	3,70
E5.4	20	Jordprøve fra bål	1,60
E6.1	1	Jordprøve fra bål	2,44
E6.2	5	Jordprøve fra bål	3,27
E6.3	10	Jordprøve fra bål	2,65
E6.4	20	Jordprøve fra bål	3,23
E7.1	1	Jordprøve fra bål	3,55
E7.2	5	Jordprøve fra bål	2,30
E7.3	10	Jordprøve fra bål	2,50
E7.4	20	Jordprøve fra bål	2,89
E8.1	1	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,06
E8.2	5	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,03
E8.3	10	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,03
E8.4	20	Sedimentprøve fra tidevannssone	0,03
E9.1	1	Jordprøve	0,08
E9.2	5	Jordprøve	0,06
E9.3	10	Jordprøve	0,06
E9.4	20	Jordprøve	0,06

Tabell F.3 Utregnede additive effekter for prøvene fra Korsvika og Ringvebukta. Røde tall indikerer additiv effekt >1.

Prøve	Dybde (cm)	Additiv effekt
Korsvika 1	2	0,02
Korsvika 1	30	0,02
Korsvika 2	2	0,02
Korsvika 2	30	0,02
Korsvika 3	2	0,04
Korsvika 3	2	0,09
Ringvebukta 1	2	0,02
Ringvebukta 2	2	0,03
Ringvebukta 3	2	0,02
Ringvebukta 4	2	0,03
Ringvebukta 5	2	0,02
Ringvebukta 6	2	0,03

Vedlegg G:

Figur 1 forstørret

Ny jonsoktradisjon på Nautøy

Denne gjengen ynskjer at flest mogeleg tek turen til Nautøy på søndag.

OLAV BJØRKUM

Minnedagen for døyparen Johannes vert feira over heile landet – som jonsok. Dagen er for dei fleste ein vanleg midtsommarfest med bål og moro. Bål og moro for alle vert det også på Nautøy i år. For første gong har KFUK-KFUM sett seg føre å laga eit arrangement som dei vognar kan bli ein tradisjon på denne staden. Samlinga vert på nordsida av, og like attende, brua mellom Føyno og Nautøy.

Dei vaksne leiarane var tysdag i gang med å rydda området, og å byggja opp eit jonsokbål med verdige dimensjonar. Dei brukte skrapmaterialar, friske buskar og pallar til hovudbålet.

I den vesle fjøra vert det laga fleire små bål.

– Me er om lag ti personar her i kveld som går laus på området med motorsag og ryddesag for å skapa trivelege omgjevnader for folk som kjem for å kosa seg, fortel Ida Tvedt, som er gruppeleiar i Sagvåg KFUK-KFUM og styremedlem i Stord KFUK-KFUM.

– Dei som kjem må sjølv ha med mat, men me har ei bålpanne som dei kan grilla på. Speidarane har leikar for born, som ballongleik og lagleik, og det vert loddsal. Andre former for underhaldning er det eventuelt opp til gjestene å syta for. Den nye feiringa på Nautøy er open for alle, seier Tvedt. Det er meininga å gjera denne staden på Nautøy til ein plass speidarane seinare kan driva med friluftaktivitetar.

KFUK-KFUM på Stord har ei gruppe i Sagvåg, ei på Leirvik, eit roverlag som om-



Restane etter ei riven hytte på Nautøy ryk med på bålet når KFUK-KFUM-speidarane lagar til jonsokfest. Framme Ingeborg Stautland (t.v.) og Ida Tvedt, og bak Eldbjørg Solheim (t.v.) og Mari P. Dale. FOTO: OLAV BJØRKUM

fattar både Stord og Fitjar, må parkera på Føyno, eller og eit barne- og ungdomskor. ved Bomlabrua og ta gang-

Dei som vil vera med på vegen attende til Nautøysun- jonsokfeiringa på Nautøy det.

Vedlegg H:

Risikoanalyse

NTNU	Kartlegging av risikofylt aktivitet			Utarbeidet av	Nummer	Dato
				HMS-avd.	HMSRV2601	22.03.2011
		Godkjent av		Erstatter		
		Rektor		01.12.2006		

Enhet: Institutt for kjemi

Linjeleder: Marie-Laure Olivier

Deltakere ved kartleggingen (m/ funksjon): Øyvind Mikkelsen (Veileder), Marie Tveit Vestbøstad (masterstudent)
(Ansv. veileder, student, evt. medveiledere, evt. andre m. kompetanse)

Kort beskrivelse av hovedaktivitet/hovedprosess: Masteroppgave student Marie Tveit Vestbøstad, Undersøkelse av forurensning i jord i område benyttet for brenning av sankthansbål.

Er oppgaven rent teoretisk? (JA/NEI): NEI

risikovurdering. Dersom «JA»: Beskriv kort aktiviteten i kartleggingskjemaet under. Risikovurdering trenger ikke å fylles ut.

Signaturer: Ansv. veileder: Øyvind Mikkelsen

Øyvind Mikkelsen

Student: Marie Tveit Vestbøstad

Marie Tveit Vestbøstad

ID nr.	Ansvarlig	Ekisterende dokumentasjon	Ekisterende sikringstiltak	Lov, forskrift o.l.	Kommentar
	Mikkelsen/ Vestbøstad	Risikovurdering i dokument: HMSRV2603B_prøvet aking.doc og Prøvetaking_SJA_MF T.doc Feltkort	Feltkort Sambandsutstyr (mobiltelefon)	Arbeidsmiljøloven Vegtrafikkloven Lov om motorferdsel i utmark og vassdrag	Planlegging av prøvetaking i lokalitet før aktivitet utføres.
	Mikkelsen/ Vestbøstad	Risikovurdering i dokument: HMSRV2603B_prøvet aking.doc	Opplæring, Verneutstyr (briller, hansker)	Kjemikalieforeskrif ten	Opplæring gis før aktivitet utføres.
	Mikkelsen/ Vestbøstad	Risikovurdering i dokument: HMSRV2603B_prøvet aking.doc Prøvetaking_SJA_MF T.doc	Feltkort Sambandsutstyr (mobiltelefon)	Arbeidsmiljøloven Sjøvettsreglene Kjemikalieforeskrif ten	Planlegging av aktivitet for den utføres.
	Mikkelsen/ Vestbøstad	Manual for bruk av UC, samt metodebeskrivelse for ulike typer materiale	Påbudt med øyevern, hansker, lab-frakk og heldekkende sko	Arbeidsmiljøloven Kjemikalieforeskrif ten	Personlig veiledning og opplæring av fagperson.

NTNU		Risikovurdering			
		Utarbeidet av HMS-avd. HMSRV2601		Nummer HMSRV2601	
HMS		Godkjent av Rektor		Dato 22.03.2011	
				Erstatet 01.12.2006	

Dato: 1.07.2012*

Enhet: Institutt for kjemi

Linjeleder: Marie-Laure Ollivier


Deltakere ved kartleggingen (m/ funksjon): Øyvind Mikkelsen (Veileder), Marie Tveit Vestbøstad (masterstudent)
 (Ansv. Veileder, student, evt. medveiledere, evt. andre m. kompetanse)

Risikovurderingen gjelder hovedaktivitet: Masteroppgave student Masteroppgave student Marie Tveit Vestbøstad, Undersøkelse av forurensning i jord i områder benyttet for brenning av sankthansbål.

Signaturer: Ansvarlig veileder: Øyvind Mikkelsen

Student: Marie Tveit Vestbøstad

ID nr	Aktivitet fra kartleggings-skjemaet	Mulig uønsket hendelse/ belastning	Vurdering av sannsynlighet (1-5)	Vurdering av konsekvens:			Risiko-Verdi (menneske)	Kommentarer/status Forslag til tiltak
				Menneske (A-E)	Ytre miljø (A-E)	Øk/ materiell skade (A-E)		
	Bruk av bil/buss eller annet transportmiddel for reise til/fra feltarbeidet	Trafikkulykke	1	E			1E	HMS tiltak: Presisere ansvar ved bruk av kjøretøy og om at veitrafikkloven samt lov om bruk av motor kjøretøy i utmark og vassdrag følges.
	Konservering og transport av prøver og kjemikalier i felt	Etseskader på hud/øyne som følge av syresprut.	2	B				Prøver tas på egnede prøverør/flasker (ikke større volum enn nødvendig) som sikres for eventuell transport (for å unngå knusing av glass). Påbud om bruk av verneutstyr (briller, hansker og klær). Bruk av egen type dråpeflaske (max 50 mL) for oppbevaring og tilsats av syre.

NTNU	Risikovurdering			Utarbeidet av	Nummer	Dato
 HMS				HMS-avd.	HMSRV2601	22.03.2011
		Godkjent av		Erstatte		
		Rektor		01.12.2006		

Sannsynlighet vurderes etter følgende kriterier:

Svært liten 1	Liten 2	Middels 3	Stor 4	Svært stor 5
1 gang pr. 50 år eller sjeldnere	1 gang pr. 10 år eller sjeldnere	1 gang pr. år eller sjeldnere	1 gang pr måned eller sjeldnere	Skjer ukentlig

Konsekvens vurderes etter følgende kriterier:

Gradering	Menneske	Ytre miljø Vann, jord og luft	Øk/materiell	Omdømme
E Svært Alvorlig	Død	Svært langvarig og ikke reversibel skade	Drifts- eller aktivitetsstans > 1 år.	Troverdighet og respekt betydelig og varig svekket
D Alvorlig	Alvorlig personskade. Mulig uføret.	Langvarig skade. Lang restitusjonstid	Driftsstans > ½ år Aktivitetsstans i opp til 1 år	Troverdighet og respekt betydelig svekket
C Moderat	Alvorlig personskade.	Mindre skade og lang restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1 mnd	Troverdighet og respekt svekket
B Liten	Skade som krever medisinsk behandling	Mindre skade og kort restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1 uke	Negativ påvirkning på troverdighet og respekt
A Svært liten	Skade som krever førstehjelp	Ubetydelig skade og kort restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1 dag	Liten påvirkning på troverdighet og respekt

Risikoverdi = Sannsynlighet x Konsekvens

Beregn risikoverdi for Menneske. Enheten vurderer selv om de i tillegg vil beregne risikoverdi for Ytre miljø, Økonomi/materiell og Omdømme. I så fall beregnes disse hver for seg.

Til kolonnen "Kommentarer/status, forslag til forebyggende og korrigerende tiltak":

Tiltak kan påvirke både sannsynlighet og konsekvens. Prioriter tiltak som kan forhindre at hendelsen inntreffer, dvs. sannsynlighetsreducerende tiltak foran skjerpet beredskap, dvs. konsekvensreducerende tiltak.

NTNU		Risikomatrise		Dato	
				08.03.2010	
HMS/KS				Erstatter	
		utarbeidet av		Nummer	
		HMS-avd.		HMSRV2604	
		godkjent av			
		Rektor		09.02.2010	



MATRISSE FOR RISIKOVURDERINGER ved NTNU

KONSEKVENSENS		E1	E2	E3	E4	E5
Svært alvorlig						
Alvorlig		D1	D2	D3	D4	D5
Moderat		C1	C2	C3	C4	C5
Liten		B1	B2	B3	B4	B5
Svært liten		A1	A2	A3	A4	A5
		Svært liten	Liten	Middels	Stor	Svært stor
SANNSYNLIGHET						

Prinsipp over akseptkriterium. Forklaring av fargene som er brukt i risikomatrisen.

Farge	Beskrivelse
Rød	Uakseptabel risiko. Tiltak skal gjennomføres for å redusere risikoen.
Gul	Vurderingsområde. Tiltak skal vurderes.
Grønn	Akseptabel risiko. Tiltak kan vurderes ut fra andre hensyn.