

## **Vinterdrift av 3G-kunstgressbaner**

**En undersøkelse av tungmetaller og salter i jord rundt en bane i  
Trøndelag**

## **Winter Maintenance of 3G-Artificial Turf Fields**

**An Examination of Heavy Metals and Salts in Soil Bordering a Field in  
Troendelag**

Bacheloroppgave

**Simon Geithus & Margrét Sýlvía Sigfúsdóttir**

Prosjektnummer: IMA-B-07-2020

Innleveringsdato: 03.06.2020

Gradering: Åpen

Intern veileder: Lene Østby

Oppdragsgiver: Senter for idrettsanlegg og teknologi (SIAT)

Kontaktperson: Siri Marie Bø



# Forord

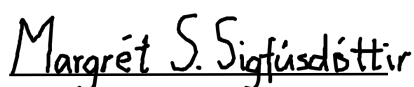
Denne bacheloroppgaven markerer slutten på vår kjemiingeniørutdanning ved Institutt for materialteknologi ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Oppgaven er skrevet etter ønske fra Senter for idrettsanlegg og teknologi (SIAT), og er en del av et større prosjekt, Kunstgress 2021 (KG2021). KG2021 er et samarbeidsprosjekt mellom NTNU, Norges Fotballforbund (NFF), flere fylkeskommuner, idrettslag og kunstgressaktører, og har som mål å bidra med nye og bærekraftige konsepter for planlegging, bygging og drift av kunstgressbaner.

Vi vil rette en stor takk til veilederne våre Lene Østby og Siri Marie Bø for god veiledning, støtte og tilbakemeldinger underveis i prosjektperioden. Det rettes en takk til KG2021 for bistand til å finne en kunstgressbane til undersøkelsene våre, og til daglig ansvarlig for banen for tillatelse og all hjelp til prøvetaking rundt banen. Vi vil også takke Syverin Lierhagen, senioringeniør ved Institutt for kjemi, NTNU, for dekomponering av 106 jordprøver og hjelp til å tolke analyseresultatene. I tillegg vil vi takke Anica Simic for analyse av prøvene våre. Vi vil takke Hege Sundgård for lån av utstyr, og Karl Ivar Volden Kvisvik for lån av jordbor for prøvetaking. Ikke minst vil vi takke alle som tok seg tid til å svare på spørreundersøkelsen om vinterdrift av kunstgressbaner. Til slutt vil vi takke hverandre for god støtte og godt samarbeid gjennom en annerledes og krevende prosjektperiode med sosial distansering.



Simon Geithus

Trondheim, 3. juni 2020



Margrét Sýlvía Sigfúsdóttir

Trondheim, 3. juni 2020





# Sammendrag

Variierende klimaforhold og stor etterspørsel for økt spilletid har ført til en drastisk økning i antall kunstgressbaner i Norge de siste tjue årene. Mesteparten av disse banene er 3G-baner som inneholder ifyll av gummigranulat. Gummigranulatet inneholder varierende mengde uønskede stoffer, bl.a. tungmetaller. I tillegg er mange av disse banene vinterdriftet med salter. Til tross for økende bevissthet rundt miljøkonsekvenser av kunstgressbaner, er det liten kjennskap til påvirkningene på jorden rundt banene. I denne bacheloroppgaven ble påvirkninger på konsentrasjonen av tungmetaller og salter i jord som følge av vinterdrift av en 3G-kunstgressbane i Trøndelag undersøkt.

Jordprøvene ble tatt på to tidspunkt med 12 dagers mellomrom, den 26.02.2020 og 09.03.2020, i fire prøveområder og ved tre prøvedybder; 5, 20 og 30 cm. Prøvene ble frysetørket, dekomponert i UltraCLAVE og analysert med ICP-MS. Totalt ble 12 metaller og et halvmetall (As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mg, Mn, Na, Ni, Pb og Zn) analysert i 106 jordprøver. Halvparten av prøvene ble også analysert med pH-meter. Disse prøvene ble lufttørket i 3 døgn før analyse. I tillegg ble en spørreundersøkelse om vinterdrift av kunstgressbaner laget og sendt til 126 kunstgressanlegg i Trøndelag Fotballkrets.

Forskjellene mellom prøvedybdene, prøveområdene og prøvedatoer ble undersøkt og sammenliknet med referanseområdet (prøveområde 4). Jorden rundt banen var svært inhomogen, og førte til store feilmarginer med hensyn på resultatene. Resultatene viste ingen signifikant økning av Na, Mg og Ca i jorden rundt banen. Av alle tungmetallene som ble undersøkt, var det kun tre som hadde signifikant forhøyede konsentrasjoner; Zn, Cd og Co. Zn hadde forhøyede konsentrasjoner i alle 3 prøveområdene ved 5 cm og prøveområde 1 og 2 ved 20 cm dybde. Cd hadde forhøyede konsentrasjoner i prøveområdene 1 og 3 ved 5 cm dybde og prøveområde 3 ved 20 cm. Co hadde forhøyet konsentrasjon i prøveområde 1 og 3 ved 5 cm dybde. Prøveresultatene til Co i prøveområde 3 ved 5 cm og alle prøveresultatene ved 20 cm var mindre signifikante og kan skyldes jordens inhomogenitet. Det var mest synlig gummigranulat i prøveområde 1, etterfulgt av prøveområde 3. Det var ikke synlig gummigranulat i prøveområde 2 og 4.

På grunn av manglende funn av Na, Mg og Ca kunne ikke salter påvises. Det kunne ikke observeres en tydelig sammenheng mellom pH-verdien og tungmetallkonsentrasjonen i jorden rundt banen. Den høye pH-verdien og mangelen på salter kan ha forhindre tungmetallmobilitet. Kartleggingen av vinterdrift viste stor variasjon i hvilke tiltak som benyttes og i hvilken grad. Banen som ble undersøkt brukte mest salt av totalt 10 baner som oppga at de brukte salt vinteren 2019/2020. Undersøkelser av andre baner kan derfor gi forskjellige resultater.



# Abstract

Varying climatic conditions and high demand for increased usage have led to a drastic increase in the number of artificial turf fields in Norway over the past twenty years. Most of these fields are 3G-fields containing rubber granulate infill. The rubber granules contain varying amounts of undesirable substances, including heavy metals. In addition, many of these fields operate with salts during the winter. Despite increasing awareness of the environmental impact these artificial turf fields have, there is little knowledge of the effects on the soil bordering the fields. In this bachelor thesis, influences on the concentration of heavy metals and salts in soil bordering a 3G-artificial turf field in Troendelag caused by winter maintenance were investigated.

The soil samples were taken at two points in time with a 12 day interval, 26.02.2020 and 09.03.2020, in four sample areas and at three sample depths; 5, 20 and 30 cm. The samples were lyophilized, decomposed in UltraCLAVE and analyzed with ICP-MS. A total of 12 metals and one metalloid (As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mg, Mn, Na, Ni, Pb and Zn) were analyzed in 106 soil samples. Half of the samples were also analyzed with a pH-meter. These samples were air dried for 3 days prior to analysis. In addition, a survey on winter maintenance of artificial turf fields was formed and sent to 126 artificial turf facilities in the Troendelag Football Association.

Differences between sample depths, sample areas, and sample dates were examined and compared with the reference area (sample area 4). The soil bordering the field was very inhomogeneous, leading to considerable margins of error in the results. The results showed no significant increase of Na, Mg and Ca in the soil bordering the field. Of all the heavy metals studied, only three had significantly elevated concentrations; Zn, Cd and Co. Zn had elevated concentrations in all 3 sample areas at 5 cm and sample areas 1 and 2 at 20 cm depth. Cd had elevated concentration in sample areas 1 and 3 at 5 cm depth and sample area 3 at 20 cm. Co had elevated concentrations in sample areas 1 and 3 at 5 cm depth. Co in sample area 3 at 5 cm and all the samples at 20 cm were less indicative and may be due to soil inhomogeneity. The rubber granules were the most noticeable in sample area 1, followed by sample area 3. No visible rubber granules were found in sample areas 2 and 4.

Due to a lack of Na, Mg and Ca, salts could not be verified. There was no clear correlation between the pH-value and the heavy metal concentration in the soil bordering the field. The high pH and the lack of salts may have prevented heavy metal mobility. The survey on winter maintenance showed great variations on practice and the degree those practices are used. The field that was studied used the most salt out of a total of 10 fields that reported salt usage the winter of 2019/2020. Examinations of other fields can thus produce different results.



# Innholdsfortegnelse

<b>Forord</b>	<b>III</b>
<b>Sammendrag</b>	<b>V</b>
<b>Abstract</b>	<b>VII</b>
<b>Innholdsfortegnelse</b>	<b>IX</b>
<b>Forkortelser</b>	<b>XIII</b>
<b>Figurliste</b>	<b>XV</b>
<b>Tabelliste</b>	<b>XVII</b>
<b>1 Innledning</b>	<b>1</b>
<b>2 Teori</b>	<b>2</b>
2.1 Kunstgressbaner . . . . .	2
2.1.1 Historien og utviklingen av kunstgressbaner . . . . .	2
2.1.2 Oppbygningen av 3G-kunstgressbaner . . . . .	3
2.1.3 SBR-gummigranulat . . . . .	4
2.1.4 Andre ifyllmaterialer . . . . .	5
2.2 Vinterdrift av kunstgressbaner . . . . .	6
2.2.1 Mekanisk fjerning av snø . . . . .	6
2.2.2 Undervarme som aktivt og preventivt middel . . . . .	7
2.2.3 Salters egenskaper til å smelte is . . . . .	7
2.3 Miljøpåvirkninger av vinterdrift av 3G-kunstgressbaner . . . . .	9
2.3.1 Jordkomposisjon og klassifisering av forurensning i jord . . . . .	10
2.3.2 Granulatflukt fra kunstgressbaner . . . . .	11
2.3.3 Tungmetallekkasje fra SBR-gummigranulat . . . . .	12
2.3.4 pH sin innvirkning på jordadsorpsjon av metaller . . . . .	12
2.3.5 Salters påvirkning på tungmetallmobilitet . . . . .	13
2.3.6 Toksiske effekter av salt på organismer i jord . . . . .	14
2.4 Instrumentelle metoder for analyse av jordprøver . . . . .	14
2.4.1 Frysetørking . . . . .	14
2.4.2 UltraCLAVE . . . . .	16
2.4.3 Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS) . . . . .	17

2.4.4	Måling av pH i jord og pH-meter . . . . .	18
<b>3</b>	<b>Metode</b>	<b>20</b>
3.1	Valg av kunstgressbane og prøveområder . . . . .	20
3.2	Prøvetaking . . . . .	21
3.2.1	Materialer . . . . .	21
3.2.2	Metode for gjennomføring av prøvetaking . . . . .	21
3.3	Prøvepreparering for ICP-MS analyse . . . . .	22
3.3.1	Materialer . . . . .	22
3.3.2	Metode for gjennomføring av frysetørring . . . . .	23
3.3.3	Metode for gjennomføring av UltraCLAVE . . . . .	24
3.4	pH-måling av jordprøvene . . . . .	24
3.4.1	Materialer . . . . .	24
3.4.2	Metode for gjennomføring av pH-måling . . . . .	25
3.5	Databehandling av analyseresultatene . . . . .	26
3.6	Kartlegging av vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets . . . . .	27
<b>4</b>	<b>Resultater</b>	<b>28</b>
4.1	ICP-MS analyse av jordprøvene . . . . .	28
4.1.1	Jordens sammensetning og ICP-MS instrumentets reproduserbarhet . . . . .	28
4.1.2	Forekomst av Na, Mg og Ca i jorden rundt kunstgressbanen . . . . .	31
4.1.3	Presentasjon av utvalgte tungmetaller . . . . .	33
4.1.4	Korrelasjonsanalyser av metallene . . . . .	37
4.2	pH-måling av prøvene . . . . .	41
4.3	Jordprøvenes konsistens . . . . .	42
4.4	Kartlegging av vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets . . . . .	43
<b>5</b>	<b>Diskusjon</b>	<b>47</b>
5.1	Analyse av jordprøvene . . . . .	47
5.1.1	Prøvenes validitet . . . . .	47
5.1.2	Salters tilstedeværelse i jorden rundt banen . . . . .	48
5.1.3	Tilstedeværelse av tungmetaller med stor spredning i konsentrasjon i jorden rundt banen . . . . .	49
5.1.4	Tilstedeværelse av tungmetaller med mindre spredning i konsentrasjon i jorden rundt banen . . . . .	52
5.1.5	Korrelasjonsanalyser . . . . .	53
5.1.6	pH-verdier til jorden rundt banen . . . . .	54
5.1.7	Sammenhengen mellom pH-verdien, salter og tungmetaller i jorden . . . . .	55
5.2	Kartlegging av vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets . . . . .	56
5.2.1	Påvirkninger på svarprosenten . . . . .	57

5.2.2	Banenes konstruksjon og drift . . . . .	57
5.2.3	Tiltak rundt vinterdrift . . . . .	58
5.2.4	Saltforurensning ved andre baner . . . . .	59
5.3	Forslag til videre arbeid . . . . .	59
5.3.1	Prøvetaking og analyse av prøvene . . . . .	59
5.3.2	Kartlegging av vinterdrift . . . . .	60
<b>6</b>	<b>Konklusjon</b>	<b>62</b>
	<b>Referanseliste</b>	<b>63</b>
	<b>Vedlegg</b>	<b>I</b>
A	Temperaturprogram for UltraCLAVE . . . . .	II
B	Spørsmål i spørreundersøkelse om vinterdrift av kunstgressbaner . . . . .	III
C	Brev om spørreundersøkelse om vinterdrift av kunstgressbaner . . . . .	VI
D	Rådata for homogenitet fra ICP-MS analysen . . . . .	VIII
E	Rådata for reproduserbarhet fra ICP-MS analysen . . . . .	IX
F	Rådata fra ICP-MS analysen, korrigert mot blankprøver og regnet tilbake til originalvekt . . . . .	X
G	Rådata fra pH-måling . . . . .	XXII
H	Risikovurdering . . . . .	XXVI
I	H/P-setninger for alle stoffer som ble brukt . . . . .	XXVIII
J	Populærvitenskaplig artikkel . . . . .	XXIX





# Forkortelser

1G	Første generasjons kunstgress
2G	Andre generasjons kunstgress
3G	Tredje generasjons kunstgress
4G	Fjerde generasjons kunstgress
AAS	Atomabsorpsjonsspektroskopi
As	Arsen
CaCl <sub>2</sub>	Kalsiumklorid
Cd	Kadmium
CMA	Kalsiummagnesiumacetat
Co	Kobolt
Cr	Krom
Cu	Kobber
EPDM	Ethylene propylene diene monomer
Hg	Kvikksølv
ICP-MS	Induktivt koblet plasma massespektrometri
LOD	Deteksjonsgrense
MgCl <sub>2</sub>	Magnesiumklorid
Mn	Mangan
m/z	Masseladningsforhold
NaCl	Natriumklorid
NFF	Norges Fotballforbund
Ni	Nikkel
PA	Polyamid (nylon)
Pb	Bly
PE	Polyetylen
PP	Polypropylen

R <sup>2</sup>	Bestemmelseskoefisient
RSD	Relativt standardavvik
SBR	Styrene butadiene rubber
SFT	Statens forurensningstilsyn
SRC	Single reaction chamber
STD	Standardavvik
TDS	Total dissolved solids
TPE	Thermoplastic elastomer
Zn	Sink

# Figurliste

2.1	En oversikt over utviklingen av kunstgressbaner . . . . .	3
2.2	En oversikt over oppbygningen av en 3G-kunstgressbane . . . . .	4
2.3	Temperaturen i Trondheim fra januar 2019 t.o.m. januar 2020 . . . . .	6
2.4	Fasediagram til fem saltløsninger . . . . .	8
2.5	Iskube i vann . . . . .	8
2.6	Iskube i vann med saltioner . . . . .	8
2.7	Et fasediagram for vann . . . . .	15
2.8	En oversikt over fremgangsmåten i SRC-teknologien . . . . .	16
2.9	En skisse over ICP-MS prosessen . . . . .	17
2.10	Figur av glasselektrodesystemer for måling av pH . . . . .	19
3.1	Skisse av prøveområdene rundt kunstgressbanen med synlig gummigranulat . . . . .	20
3.2	Plassering av hullene i forhold til hverandre . . . . .	21
3.3	Preparering av et prøveområde . . . . .	22
3.4	Jordboren ved et prøvehull . . . . .	22
3.5	Frysetørkeren med prøvene på stativet . . . . .	23
3.6	Oppsett for pH-måling av prøvene . . . . .	25
4.1	Illustrasjon av konsentrasjonen av Na i jorden . . . . .	32
4.2	Illustrasjon av konsentrasjonen av Mg i jorden . . . . .	32
4.3	Illustrasjon av konsentrasjonen av Ca i jorden . . . . .	33
4.4	Illustrasjon av konsentrasjonen av Zn i jorden . . . . .	34
4.5	Illustrasjon av konsentrasjonen av Cd i jorden . . . . .	35
4.6	Illustrasjon av konsentrasjonen av Co i jorden . . . . .	36
4.7	Illustrasjon av konsentrasjonen av Hg i jorden . . . . .	37
4.8	Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Mg, Cr og Ni . . . . .	38
4.9	Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Cr og Ni . . . . .	38
4.10	Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Hg og Pb . . . . .	39
4.11	Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Zn og Cd . . . . .	39
4.12	Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Zn og Co . . . . .	40
4.13	Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Co og Cd . . . . .	40
4.14	Fremstilling av korrelasjonen mellom Zn, Cd og Co . . . . .	41
4.15	Grafisk fremstilling av pH-verdien til prøvene . . . . .	42
4.16	Oversikt over når kunstgressbanene ble først lagt . . . . .	43
4.17	Oversikt over størrelsen på kunstgressbanene . . . . .	44
4.18	Oversikt over type ifyllmaterialer som banene benytter . . . . .	44

4.19	Oversikt over driftsperioden for kunstgressbanene . . . . .	44
4.20	Oversikt over hvilke tiltak til vinterdrift banane benytter . . . . .	45

# Tabelliste

2.1	Oversikt over potensielle tungmetaller i SBR-gummigranulat . . . . .	5
2.2	Tilstandsklasser for forurenset grunn og deres beskrivelse . . . . .	10
2.3	Verdier for forurenset grunn, fordelt i tilstandsklasser . . . . .	11
4.1	Relativt standardavvik til prøvenes homogenitet og reproduserbarhet . . . . .	29
4.2	Relativt standardavvik til metallene i alle de individuelle prøvene . . . . .	30
4.3	Oversikt over metallenes min, maks og snitt konsentrasjon i alle prøvene, i tillegg til relativt standardavvik . . . . .	31
4.4	Mengde salt brukt på kunstgressbanene . . . . .	45
4.5	Kostnader for vinterdrift, type drift og segmentering av kostnader . . . . .	46

Egen nummerering av tabeller i vedlegg.



# 1 Innledning

Fotball er Norges mest populære idrett, og hadde over 377 000 aktive utøvere i 2018 [1]. Varierende klimaforhold og stor etterspørsel for økt spilletid har ført til en drastisk økning av antall kunstgressbaner i Norge de siste tjue årene [2]. De aller fleste nye kunstgressbaner lagt etter år 2000 er tredje generasjons kunstgressbaner (3G) med ifyll av gummigranulat [3]. Av disse inneholder over 90 % av banene SBR-gummigranulat (styren butadien rubber) som ifyll [4]. Mange av banene driftes om vinteren [5], noe som krever en kombinasjon av flere tiltak. Tiltakene rundt vinterdrift inkluderer bl.a. mekanisk arbeid, undervarme og salter. Vinterdrift medfører flere negative implikasjoner. Den kan øke svinn av gummigranulat fra 10 % til 50 % [4], og mikroplast har blitt funnet i lokalmiljøet rundt kunstgressbaner [6, 7, 8]. I tillegg inneholder SBR-gummigranulat varierende mengder av uønskede stoffer [9], bl.a. tungmetaller, som kan lekke ut og forurense miljøet [10, 11, 12, 13].

De siste årene har bevisstheten rundt negative miljøkonsekvenser av kunstgressbaner økt betraktelig. Til tross for dette er det liten kjennskap til påvirkninger på jorden rundt en kunstgressbane. Dette er bakgrunnen for undersøkelsene som er foretatt i denne oppgaven. Målet med oppgaven er å finne ut om det er forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller og salter i området rundt en 3G-kunstgressbane, eventuelt hvor mye, som følge av vinterdrift.

Begrepet «tungmetaller» kan ha flere definisjoner. I denne oppgaven defineres tungmetaller som metaller og halvmetaller som har en tetthet over  $5 \text{ g/cm}^3$ , og som kan ha toksiske effekter [14]. I oppgaven fokuseres det hovedsakelig på natriumklorid (NaCl) som avisingssalt, ettersom dette er det mest brukte saltet til formålet.

Oppgaven deles i seks kapitler. Innledningen gir en kort introduksjon til oppgavens tema og bakgrunn for undersøkelsene som er foretatt. Teorien tar for seg den teoretiske bakgrunnen for oppgaven. I metoden beskrives hvilke metoder ble benyttet for de praktiske undersøkelsene som oppgaven omhandler. Resultatene inneholder alle resultater fra undersøkelsene som er foretatt, presentert i tabeller, figurer og tekst. Diskusjonen inneholder refleksjoner over resultatene og knytter dem opp mot teorien. På slutten av diskusjonen presenteres forslag til videre arbeid. Til slutt en konklusjon, som inneholder en kort oppsummering av funn i oppgaven og konklusjonen.

Følgende problemstilling ble formulert for undersøkelsene i denne oppgaven:

- Har vinterdrift av en 3G-kunstgressbane påvirkning på konsentrasjonene av tungmetaller og salter i jorden rundt banen?

## 2 Teori

Dette kapitlet omhandler den teoretiske bakgrunnen for oppgaven. Først vil kunstgressbaners oppbygning og utvikling presenteres. Deretter vil teorien for vinterdrift av kunstgressbaner gjennomgås, før fokuset rettes mot miljømessige konsekvenser av vinterdrift. Her ligger hovedfokuset på granulatløst fra kunstgressbaner, tungmetallekkasje fra gummigranulat og salters påvirkning på tungmetallmobilitet. Til slutt vil instrumentelle metoder for analyse av tungmetaller, saltkonsentrasjon og pH i jordprøver presenteres.

### 2.1 Kunstgressbaner

Kunstgress er en overflate av syntetiske fibre som er laget for å etterlikne naturlig gress [15]. Det er flere fordeler ved bruk av kunstgress fremfor naturlig gress. Bruk av kunstgress på fotballbaner forlenger spillsesongen da det gir en jevn, myk, holdbar og stabil overflate med god støtdemping under de fleste værforhold [16]. Fotballbaner med naturlig gress har spilletid på 100-250 timer per år, mens kunstgressbaner utvider spilletiden til 1 500-2 500 timer per år [9]. Risikoen for skader reduseres også ved bruk av kunstgress på grunn av støtdempingsegenskapene til gummimaterialene som brukes i dag [16].

#### 2.1.1 Historien og utviklingen av kunstgressbaner

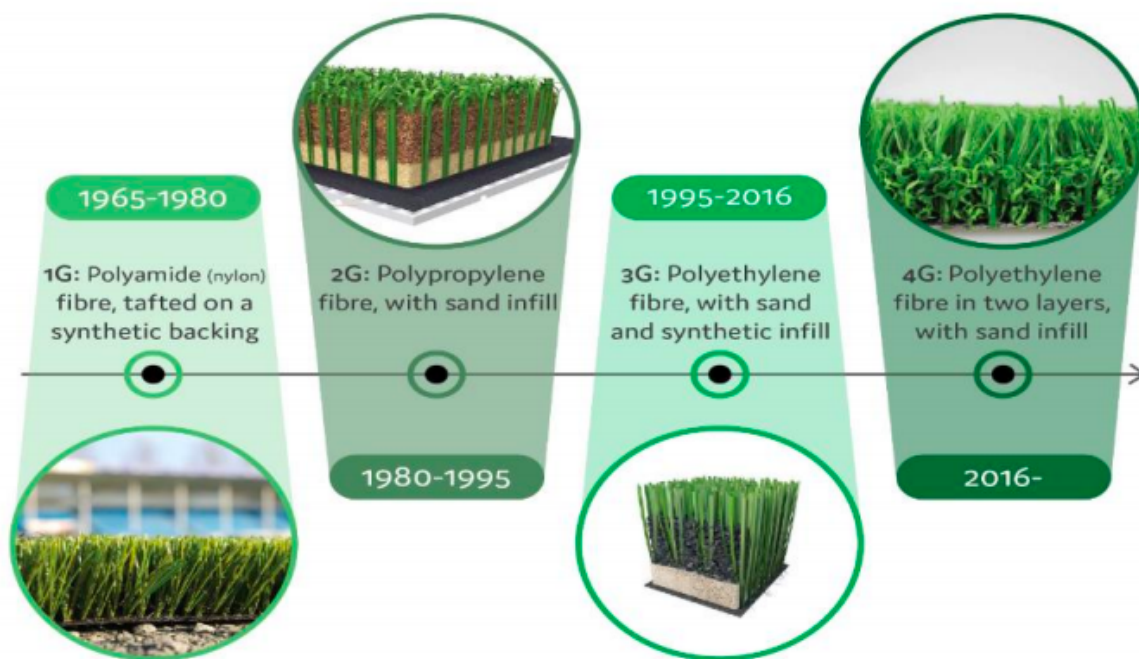
Kunstgress ble først brukt på midten av 1960-tallet i Houston, USA på en baseballbane. Hovedfokuset ved konstruksjonen av denne banen var at den skulle være praktisk, der estetikken og følelsen av gresset ble nedprioritert. Banen var grønn men liknet ellers ikke på naturlig gress [17]. Kunstgresset, såkalt første generasjons kunstgress (1G), ble lagt direkte på betong, asfalt eller sand. Kunstgressmatten besto av fiberstrå av polyamid (PA), bedre kjent som nylon [3]. PA hadde en tendens til å forårsake brannskader hvis brukerne skled på materialet [17].

På 1980-tallet ble andre generasjons kunstgress (2G) introdusert. Det var laget av polypropylen (PP) og hadde 90 % sand som ifyll. Sand ble brukt for å stabilisere gressmatten og for å oppnå mer naturlig balloppførsel. I likhet med 1G, førte 2G også til skader når brukerne skled på banen [17]. Under kunstgressmatten ble en dempematte introdusert for å bedre brukeropplevelsen [3].

På slutten av 1990-tallet ble tredje generasjons kunstgress (3G) utviklet. Gressfibrene ble laget av polyetylen (PE) og ifyll av gummigranulat ble benyttet [17] over et bærelag av sand [3]. 3G-banene førte ikke til brannskader eller hudavskrapninger når brukeren skled på materialet. Funksjonaliteten til banen, samspill mellom bane og spiller, og balloppførsel var bedre på 3G-baner enn 1G og 2G, og selve banen liknet mer på naturlig gress [17].



I 2016 ble fjerde generasjons kunstgress (4G), som ikke hadde ifyll av gummigranulat, introdusert. Gressfibrene består som regel av en tolagsfiber av PE og har sand som ifyll. Banene oppleves harde og glatte av brukerne, og er fortsatt under utvikling. Det eksperimenteres med bruk av organisk ifyll for å bedre brukeropplevelsen [3]. Figur 2.1 viser en oversikt over utviklingen av kunstgressbaner, fra 1G til 4G.



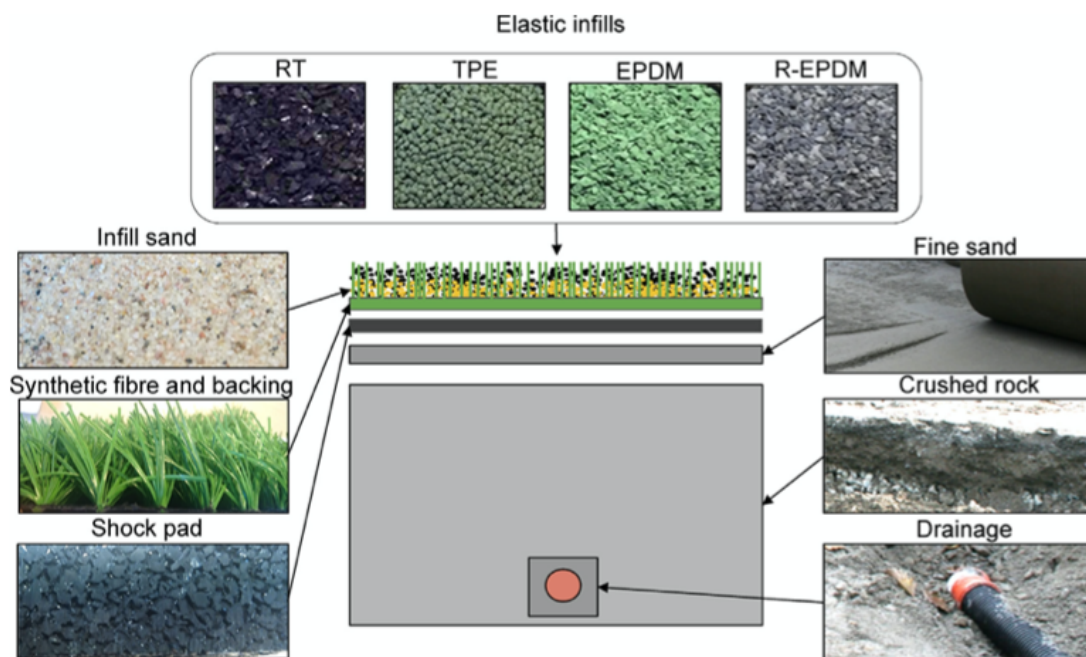
**Figur 2.1:** En oversikt over utviklingen av kunstgressbaner [3].

### 2.1.2 Oppbygningen av 3G-kunstgressbaner

Design og produksjon av 3G-kunstgressbaner kan variere, men de består som regel av de fire samme hovedkomponentene: gressfibre (strå), ifyll, støttelag (som regel sand) og dempematte [18]. Forskjellige baner konstrueres med ulik sammensetning av komponentene. Den viktigste faktoren er tettheten, tykkelsen og lengden på gressfibrene, som styrer mengde ifyll og tykkelse på dempematten som kreves [3].

Det øvre laget består av gressfibre som er festet til en perforert underlagsmatte av tekstil eller lateks. Et lag med fin sand og støtdempende ifyll støtter fibrene [19] og holder dem vertikale under bruk [18]. Lengden på gressfibrene varierer typisk fra 30 til 60 mm, og det bør ikke være mer enn 15 mm fri fiber over ifyllet [9, 11]. Ifyll av gummigranulat har som regel en tykkelse på 20 til 30 mm, minst 15 mm, og sandlaget har vanligvis en tykkelse på 10 til 15 mm [9]. Under kunstgressmatten kan en dempematte installeres [19], noe som reduserer mengde nødvendig ifyll med opptil 60 % [18]. Under kunstgressmatten (eller dempematten) danner sand på pukk adskilte lag, og derunder et dreneringssystem [19]. Figur 2.2 illustrerer hvordan

en 3G-kunstgressbane er bygd opp.



**Figur 2.2:** En oversikt over oppbygningen av en 3G-kunstgressbane [19]. RT står for «recycled tire», bedre kjent som SBR.

### 2.1.3 SBR-gummigranulat

SBR-gummigranulat brukes som ifyll i omtrent 85-90 % av kunstgressbaner i Norge [4, 5] og kommer fra oppmalte bil- og maskindekk. Det har en kornstørrelse mellom 0,8 og 3,0 mm [9], og defineres derfor som mikroplast av Miljødirektoratet. Miljødirektoratet [4] definerer plastpartikler med diameter under 5 mm som mikroplast. Fordeler ved bruk av SBR-gummigranulat som ifyll i kunstgressbaner er at det er et billig materiale som gir gode spilleegenskaper. Ulemper ved SBR-gummigranulat er den svarte fargen, lukt og varierende innhold av uønskede stoffer. I tillegg fester SBR-gummigranulat seg lett til klær og sko, og har en tendens til å bli med spillerne av banen [9].

I 2004 utførte Byggforsk [10] en undersøkelse av potensielle helse- og miljømessige effekter av kunstgressbaner for Norges Fotballforbund (NFF). De undersøkte innholdet av tungmetaller og organiske forbindelser i bl.a. tre typer SBR-gummigranulat brukt i Norden. Alt gummigranulat som ble testet inneholdt arsen (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb) og sink (Zn), med høyest konsentrasjon av Zn i alle prøvene. Konsentrasjonene var under eller rundt grenseverdiene for maksimal tillatt metallkonsentrasjon i jord i Norge. Ifølge en undersøkelse utført av COWI [11] for Klima- og forurensningsdirektoratet, nå Miljødirektoratet, inneholder SBR-gummigranulat 15-25 % metaller. Bildekk fra forskjellige

produsenter inneholder varierte konsentrasjoner av tungmetaller, samt et variert utvalg av tungmetaller. Tungmetallene som bildekk kan inneholde er, ifølge COWI, As, Cd, kobolt (Co), Cr, Cu, Hg, mangan (Mn), Ni, Pb og Zn. Med utgangspunkt i disse to undersøkelsene viser tabell 2.1 en oversikt over mulige tungmetaller i SBR-gummigranulat.

**Tabell 2.1:** Oversikt over potensielle tungmetaller i SBR-gummigranulat.

<b>Tungmetall</b>
Arsen (As)
Kadmium (Cd)
Kobolt (Co)
Krom (Cr)
Kobber (Cu)
Kvikksølv (Hg)
Mangan (Mn)
Nikkel (Ni)
Bly (Pb)
Sink (Zn)

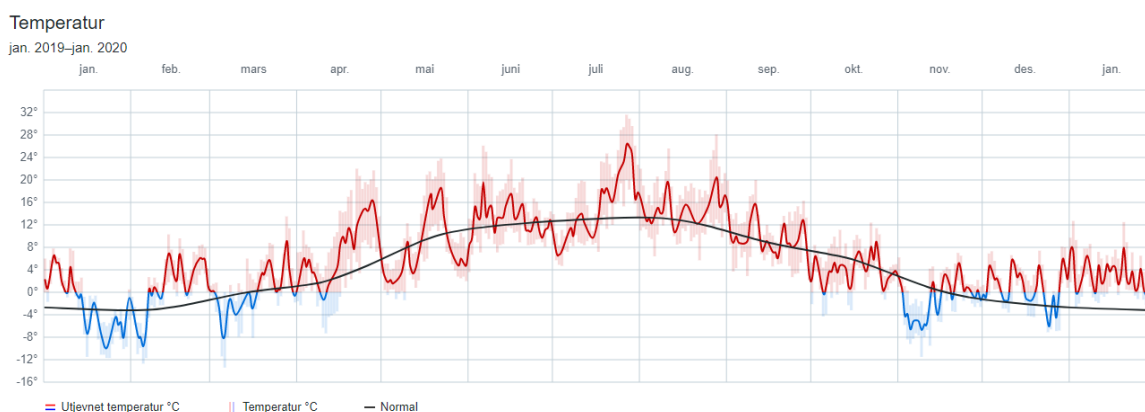
#### 2.1.4 Andre ifyllmaterialer

Andre alternativer til SBR-gummigranulat på 3G-baner inkluderer EPDM (Ethylene propylene diene monomer), industrigummi, TPE (Thermoplastic elastomer) og organiske materialer [9]. EPDM har samme kornstørrelse som SBR-gummigranulat og er et renere materiale, har mindre lukt og kommer i flere farger. Det er derimot dyrere og det er store kvalitetsforskjeller på ulike EPDM-produkter, som er vanskelige å oppdage for ukyndige. Industrigummi er produsert fra diverse plast- og gummiprodukter, har som regel en gråfarge, og inneholder varierende mengde uønskede stoffer. TPE er produsert spesielt for kunstgress, er et rent produkt som er helt fritt for uønskede stoffer og finnes i flere farger og former. TPE finnes bl.a. som runde plastkuler og små plastsylindere på ca. 2 mm, som gjør at det nesten ikke fester seg til klær og sko. Dette materialet er vesentlig dyrere enn resten, og er også hardere, noe som krever bruk av dempematte [5, 9].

I nyere tid har flere organiske materialer blitt testet for bruk på kunstgressbaner. Eksempler på materialer som kan brukes er oppmalt kork og kokosnøttskall. Dersom baner med dette ifyllet skal brukes om vinteren må de bruke undervarme og/eller salter for å hindre frysing. De organiske materialene trekker til seg fuktighet lettere enn gummigranulat, og er derfor mer disponible for frysing [5, 9].

## 2.2 Vinterdrift av kunstgressbaner

I 2018 var det omkring 450 vinterdriftede kunstgressbaner i Norge [5]. Dette krever god kunnskap om rutiner for vedlikehold og vinterdrift. Uten visse forholdsregler vil spilleforholdene forverres, samt at banene vil degenerere raskere. Ved vinterdrift benyttes flere tiltak for å opprettholde optimale spilleforhold. Disse innebærer mekanisk fjerning av snø, bruk av undervarme og/eller bruk av salter. Andre tiltak for vinterdrift innebærer snødeponier og fiberduk for oppsamling av gummigranulat. Tiltakene brukes i varierende grad siden klimaet i Norge er forskjellig fra landsdel til landsdel [9]. I Trondheim ligger normalverdien til temperaturen under 0 °C omtrent 4 måneder i året. Værforholdene gjør det derfor nødvendig å vinterdrifte for å kunne benytte banene store deler av året. Figur 2.3 viser temperaturen i Trondheim kalenderåret 2019 [20].



**Figur 2.3:** Temperaturen i Trondheim fra januar 2019 t.o.m. januar 2020 markert med snittemperatur og standardavvik. Normalverdien er regnet fra 1961 til 1990 [20].

Faktorer som har innvirkning på driften av kunstgressbaner er banestørrelse, aktiv spilletid på banen, klima og økonomi. Et av de store metodevalgene rundt vinterdrift er installasjon av undervarme. Det er et effektivt, men kostbart tiltak å installere og drifte. Ved å velge salt fremfor, eller i kombinasjon med undervarme kan kostnadene rundt den generelle vinterdriften reduseres [5, 9].

### 2.2.1 Mekanisk fjerning av snø

Mekanisk fjerning av snø innebærer risiko for skade på banen med tungt maskineri, men er den mest kostnadseffektive metoden. Veiledere har derfor blitt utarbeidet, som beskriver tilpassede metoder for fjerning av snø fra kunstgressbaner ved bruk av mekaniske verktøy. De vanligste metodene for mekanisk fjerning av snø er å bruke traktor med brøyteskjær. Brøyteskjæret skal stilles over toppen av kunstgresset, kjøres på tvers av banen og ved lav hastighet for å unngå

skader på banen. Snøen skal avsettes på snødeponier, for å unngå at gummigranulat havner utenfor baneområdet [5, 9].

## 2.2.2 Undervarme som aktivt og preventivt middel

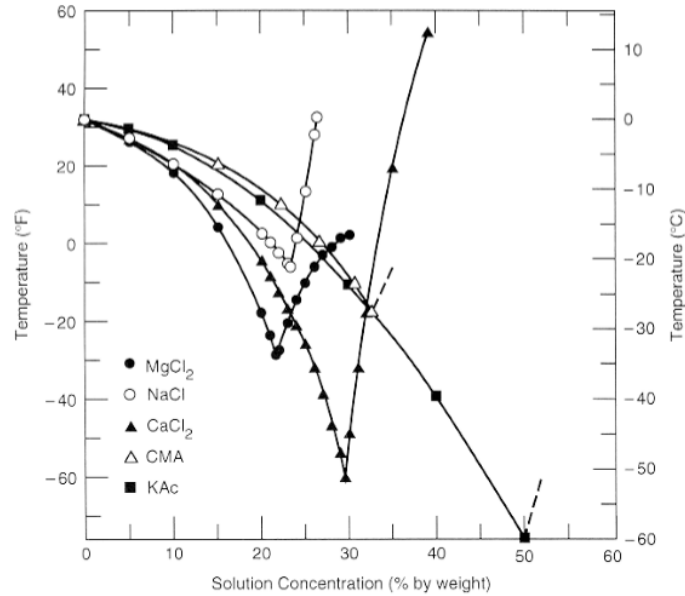
Utendørs kunstgressbaner kan vinterdriftes både med og uten undervarme. Ved kalde forhold er kunstgressbaner uten undervarme som regel bare sesongforlengt, i motsetning til baner med undervarme som oftest er helårsbaner. Bruk av undervarme fører dermed til en økt kapasitet til å drifte en bane uavhengig av klimaforhold. Undervarme skal ikke smelte snø og is, men holde banen myk og stabilisere spilleforholdene året rundt [5, 9]. Ved temperaturer under  $-10$  °C vil banen, uten betydelig økning i energiforbruk, oppleves som hard. Det anbefales å holde temperaturen under kunstgresset på  $1-2$  °C for å forebygge at telen setter seg i bakken. Om telen setter seg vil det ta betydelig lengre tid før banen kan brukes igjen. Ved tørt snøfall der snøen kan bli liggende flere timer på banen før brøyting, vil undervarme føre til smelting av snøen ned mot kunstgresset. Når snøen fjernes mekanisk, vil smeltevannet bråfryse og det dannes store isflak som kan være vanskelig å fjerne. Derfor anbefales det å skru ned undervarmen før tørt snøfall [5].

## 2.2.3 Salters egenskaper til å smelte is

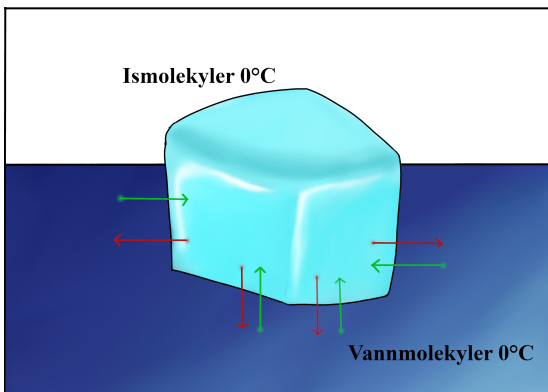
For å opprettholde optimal drift med salter anbefales det, i likhet med undervarme, å bruke det preventivt. Årsaken er virkemåten til saltet, som ikke er å smelte isen direkte, men å senke frysepunktet til  $H_2O$ . Dette gjøres ved at kombinasjonen av salt og  $H_2O$  danner et eutektisk system. Et eutektisk system er et system der en kombinasjon av to eller flere stoffer senker frysepunktet til alle stoffene [21]. Figur 2.4 viser et fasediagram til fem forskjellige saltløsninger.

For å forstå salters egenskaper til å «smelte» is eller senke frysepunktet til en vannløsning, ser en først på et system uten salt og eksterne faktorer, et isolert system. Et isolert system har ingen utveksling av masse, mekanisk- og/eller termisk energi med omgivelsene. Ved  $0$  °C og  $1$  atm er  $H_2O$  i både væske- og fast form. På molekylnivå vil de ytterste  $H_2O$ -molekylene i en iskube konstant utveksle energi med  $H_2O$ -molekylene i væskefasen. Dvs. at molekylene konstant løsriver seg og går over i væskefase, samtidig som et like stort antall molekyler fryser fast. Molekylene vil dermed skifte mellom fasetilstandene med konstant rate [21, 23, 24]. Figur 2.5 viser en utbytting av  $H_2O$ -molekyler med konstant rate.

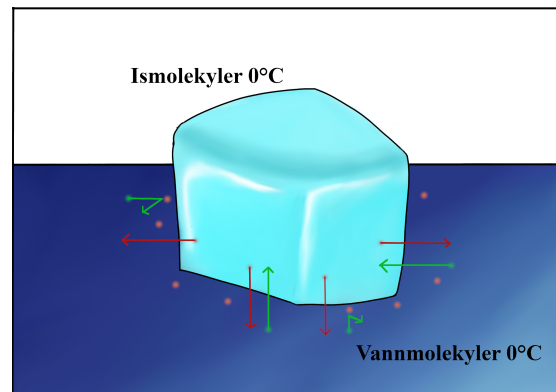
Tilførsel av saltioner til systemet vil redusere tilgjengeligheten av  $H_2O$ -molekylene i væskefasen. Dette hindrer faseovergangen fra væske til is, som reduserer frysepunktet til  $H_2O$  [21]. Figur 2.6 viser en iskube som smelter forttere enn den fryser grunnet saltioner.



**Figur 2.4:** Fasediagram til fem saltløsninger. X-aksen viser vekt% salter i væsken, fra 0 til 60 %. Y-aksen viser temperaturen til blandingen, fra -60 til 10 °C [22].



**Figur 2.5:** Iskube i vann som smelter og fryser med konstant rate ved 0 °C. Bearbejdet fra Potapova [23].



**Figur 2.6:** Iskube i vann med saltioner som smelter raskere enn den fryser ved 0 °C. Bearbejdet fra Potapova [23].

De frysepunktnedsettende egenskapene til salter avhenger av det eutektiske punktet, som angir saltets metningspunkt ved lavest mulig frysepunkt [24]. Natriumklorid (NaCl), som er det mest brukte saltet grunnet prisen og tilgjengeligheten [5], er ikke det beste frysepunktnedsettende saltet. NaCl danner en mettet løsning ved 23,2 vekt%, mens magnesiumklorid (MgCl<sub>2</sub>) har metningspunkt ved 21,1 vekt% og kalsiumklorid (CaCl<sub>2</sub>) ved 31,4 vekt%. Lavest oppnåelig frysepunkt til NaCl er -21,0 °C, mens det er -33,4 °C for MgCl<sub>2</sub> og -49,4 °C for CaCl<sub>2</sub>, vist i figur 2.4 [25]. Dette viser at det kreves lavere vekt% av MgCl<sub>2</sub> for å oppnå samme, eller lavere, frysepunkt som NaCl [24]. Salter som overstiger metningsgraden vil forbli uløste eller felles ut fra væskefasen. Salter som er uløste vil løses opp over tid grunnet smeltevannets gradvise fortykning av saltløsningen [21, 24].

Forskjellige kjemiske interaksjoner har en innvirkning på hvor effektive de forskjellige saltene er til å senke frysepunktet. De kolligative egenskapene til løste ioner i H<sub>2</sub>O gir en god indikasjon på effekten, men er i systemperspektivet en forenklet modell. De kolligative egenskapene tar ikke hensyn til løseligheten til de forskjellige saltene ved lave temperaturer. For å bedre egenskapene, kan saltet kombineres med andre organiske eller uorganiske forbindelser. Blandingene blir derimot mer komplekse og det blir vanskeligere å definere egenskapene deres [24].

Grunnlaget for å bruke salter som et preventivt tiltak istedenfor som et avisingsmiddel, ligger i at faseovergangen mellom is og vann er en endoterm reaksjon som krever 334 kJ for å smelte ett kg is. Dette er ekvivalenten til energien som kreves for å varme opp ett kilo vann fra 0 til 80 °C. Denne energien blir hentet ved å senke temperaturen til isen. Dersom saltet skal «smelte» snø eller is, kreves det varmeveksling fra omgivelsene. Her vil undervarme på kunstgressbaner hjelpe med kontrollerte forhold, mens naturens hovedbidrag vil være konveksjon fra luft og stråling fra solen [21].

## **2.3 Miljøpåvirkninger av vinterdrift av 3G-kunstgressbaner**

Drift av kunstgressbaner påvirker miljøet på flere måter. I denne oppgaven ligger fokusert på jorden rundt en 3G-kunstgressbane som vinterdriftes. Under normal drift er det estimert at 5-10 % av gummigranulatet forsvinner utenfor banen hvert år, der 50 % av det havner i naturen uten å bli fanget opp [4]. Gummigranulat inneholder tungmetaller som lekker ut i miljøet [13] og kan påvirke livet i jorden [26]. Lokale forurensninger fra 3G-kunstgressbaner kommer fra banens dekomponering, salting ved vinterdrift og gummigranulatet som brukes som ifyll.

Det er lite kunnskap om konsekvensene av salting av 3G-kunstgressbaner ved vinterdrift, og det må derfor sammenliknes med andre forskningsområder. Likhetsstrekkene mellom kunstgressbaner og veibaner er tydelige, ettersom de bruker mange av de samme saltene, og gummigranulatet hovedsakelig kommer fra oppmalte bildekk (SBR). De mest brukte saltene på veier er NaCl, etterfulgt av MgCl<sub>2</sub>, CaCl<sub>2</sub> og kalsiummagnesiumacetat (CMA), med formålet å bryte snø/is-asfalt bindingen i vinterhalvåret [27, 28]. Negative konsekvenser av salting av veinettet inkluderer bl.a. skader på vegetasjon ved veikanten, forurensning av brønner [29] og økt tungmetallmobilitet i jorden [30]. 75-90 % av det påførte saltet vil naturlig havne utenfor veibanen ved avrenning, sprut, mekanisk funksjonsfeil under påføring eller brøyting etter påføring [26, 31]. Sammen med saltet vil tungmetaller, som slites fra bildekk med gummi, sprute av veibanen [31]. Høye saltkonsentrasjoner i jorden rundt veien kan knyttes til langvarig bruk av salter for vedlikehold av veier i vinterhalvåret [32].

### 2.3.1 Jordkomposisjon og klassifisering av forurensning i jord

99 % av jordskorpen består av 10 grunnstoffer, hvor tre av dem er natrium (Na), magnesium (Mg) og kalsium (Ca), som alle er elementer fra avisingssaltene som brukes mest. I tillegg inneholder jordskorpen stort sett alle elementene i periodesystemet, men de finnes normalt ikke i individuelle konsentrasjoner over 1000 mg/kg. For mange analytiske metoder vil ikke alle elementene detekteres, siden en del av dem ligger under deteksjonsgrensen (LOD) [33]. I 1992 utførte Amrhein et al. [27] en undersøkelse om forurensende tungmetaller fra en vei i tre dybder fra jordoverflaten. De fant at konsentrasjonene av tungmetaller fra forurensning sank med jorddybden. Dette demonstrerer jordens egenskap til å absorbere tungmetaller i stor grad på overflaten til organisk materiale eller leirminerale [34].

I 2007 utarbeidet Norges geologiske undersøkelse (NGU) [35] et forslag for tilstandsklasser for forurenset grunn. Disse forslagene benyttet Statens forurensningstilsyn (SFT), nå Miljødirektoratet, i en veileder om tilstandsklasser for forurenset grunn [36]. Disse klassene deles opp i fem klasser basert på hvor forurenset grunnen er, og uttrykker helsefaren miljøgiftene i jorden utgjør på mennesker eller omgivelsene. Referanseverdiene til tilstandsklasse 1 utgjør ingen helse- eller miljøfare, uavhengig av areal, mens arealer i tilstandsklasse 5 krever en risikovurdering før videre bruk. Risikoen til tilstandsklasse 2 til 4 varierer basert på bruksformålet til arealet. Tabell 2.2 viser en oversikt over tilstandsklassene og deres beskrivelse.

**Tabell 2.2:** Tilstandsklasser for forurenset grunn og deres beskrivelse [36].

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

Tilstandsklassene inneholder en egen risikovurdering for mange stoffer, blant disse er 8 tungmetaller. De fem klassene og deres verdier er kvalitetssikret av norske helsemyndigheter, og er sammenliknet med andre land, norske erfaringer og bakgrunnskonsentrasjoner i norsk jord. Dette sikrer en standard for beregning av helserisikoen for områder med likt arealbruk. For å kartlegge et område skal separate jordprøver analyseres, ikke en blanding av prøver, grunnet de lokale forskjellene til forurensningene [36]. Tabell 2.3 viser en oversikt over verdier for forurenset grunn, fordelt i tilstandsklasser.



**Tabell 2.3:** Tabellen viser verdier for forurenset grunn, fordelt i tilstandsklasser. Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg [36].

Tilstandsklasse/ Tungmetall	1	2	3	4	5
	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
As	<8	8-20	20-50	50-600	600-1000
Cd	<1,5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000
Cr (III)	<50	50-200	200-500	500-2 800	2 800-25 000
Cr (VI)	<2	2-5	5-20	20-80	80-1000
Cu	<100	100-200	200-1 000	1 000-8 500	8 500-25 000
Hg	<1	1-2	2-4	4-10	10-1 000
Ni	<60	60-135	135-200	200-1 200	1 200-2 500
Pb	<60	60-100	100-300	300-700	700-2 500
Zn	<200	200-500	500-1 000	1 000-5 000	5 000-25 000

Cu, Cr(III) og Zn i jord representerer ingen helseisiko for mennesker ved disse konsentrasjonene. Konsentrasjoner av disse metallene som tilhører eller overskrider tilstandsklasse 5 oppgitt i tabell 2.3 klassifiseres som farlig avfall [35].

### 2.3.2 Granulatflukt fra kunstgressbaner

Forurensning av mikroplast er et stor miljøproblem i hele verden. Gummigranulat fra kunstgressbaner klassifiseres som mikroplast og er den nest største kilden til utslipp av mikroplast i Norge, etter slitasje av bildekk [37]. En stor kunstgressbane kan inneholde opptil 140 tonn gummigranulat. Det estimeres at 5 til 10 % av den totale mengden gummigranulat på en kunstgressbane forsvinner fra banen hvert år [4, 11, 16, 38]. I 2016 var rundt 130 000 tonn gummigranulat i bruk i Norge, hvorav ca. 76 000 tonn ble brukt på kunstgressbaner. Det er estimert at av disse forsvinner rundt 3 000 tonn gummigranulat ut i miljøet fra kunstgressbaner i Norge hvert år [4].

De største årsakene til granulatsvinn ved vanlig drift er avrenning, at det fester seg til klær og sko og dekomponering grunnet slitasje [9, 16]. Ved vinterdrift er det flere faktorer som bidrar til økt granulatsvinn. Her vil brøyting, snøfresing og generelt økt spilletid på banen være bidragsyttere [9]. For å redusere granulatsvinn tas diverse tiltak i bruk, blant disse er filter i kummer, rist, snødeponi, fysiske hinder, fiberduk og rutiner for granulاتفjerning fra klær og sko [39].

Ved bruk av flere oppsamlingsmetoder for gummigranulat, kan en stor del gjenbrukes etter rensing, noe som reduserer behovet for etterfylling [4, 16]. I dag er det vanlig å etterfylle 3-5 tonn gummigranulat hvert år per bane, der vinterdriftede baner ligger i det øvrige sjiktet. Forurenset gummigranulat som ikke kan gjenbrukes skal leveres som farlig avfall. Mange fotballklubber

sliter med høye kostnader knyttet til avfallshåndtering av gummigranulat, og det ender derfor mye gummigranulat i naturen grunnet upassende oppbevaring av avfallet [4].

### **2.3.3 Tungmetallekkasje fra SBR-gummigranulat**

Gummigranulat inneholder flere stoffer som kan lekke ut i miljøet og medføre en lokal miljørisiko, blant dem er tungmetaller [11]. Et av de største tungmetallutslippene fra gummigranulat er Zn, som utgjør 0,4-4,3 % av totalmassen til et dekk [40]. I større mengder vil Zn påvirke vannkvaliteten til levende organismer, og forurens atmosfæren [12] og vegetasjonen [32].

Flere studier har påvist lekkasje av tungmetaller fra gummigranulat [10, 12, 19, 41]. En undersøkelse fra Italia av Bocca et al. [12], som så på tungmetallekkasje fra gummigranulat, viste en tydelig sammenheng mellom lekkasjen og komposisjonen av det opprinnelige gummigranulatet. Konsentrasjonen til lekkasjene ble sammenliknet med maksimal tillatt tungmetallkonsentrasjon i jord i Italia. 25 metaller ble undersøkt og alle, med unntak av Co, selen (Se) og Zn, hadde en lavere konsentrasjon enn grenseverdien. I rundt 50 % av prøvene overskred konsentrasjonene av Co og Se grenseverdien, mens alle prøvene foruten én overskred grenseverdien for Zn. Her viste prøvene at konsentrasjonen av Zn ofte var ca. 100 ganger høyere enn grenseverdien.

Samme studie viste også at konsentrasjonene av tungmetaller i gummigranulatet fra samme produsent varierte mye, noe som indikerer at tungmetallene ikke er homogent fordelt i materialet [12]. Gummigranulatet viser forskjellige egenskaper enn de originale råvarene, og sammensetningen til gummigranulatet avhenger i stor grad av typen og tilstanden til de oppmalte dekkene [42].

### **2.3.4 pH sin innvirkning på jordadsorpsjon av metaller**

Jord har en viktig evne til å adsorbere ioner. Tungmetallmobilitet i jord er direkte forbundet med denne egenskapen, og er en konsekvens av pH, vanninnhold, temperatur, mengde og type ionebytterseter, mengde organisk materiale, løseligheten til stoffene og saltinnhold [30, 33, 43, 44]. Av disse er jordens pH en av de viktigste faktorene. Jord med lav pH-verdi holder dårligere på metaller enn alkalisk jord fordi noen metaller er mer løselige ved sure betingelser, noe som gjør at de er mer mobile [45]. Noen tungmetaller er essensielle i små mengder, men er toksiske i høye konsentrasjoner. Ved lav pH i jorden (3-4) vil et stort antall av lettløselige metaller, som Cd, Cu, Ni, Pb, Se og Zn, frigjøres. Ved å justere jordens pH til 7-8 vil de toksiske effektene av metallene reduseres. pH på omkring 6-7 er vanlig for urbane områder [46].

### 2.3.5 Salters påvirkning på tungmetallmobilitet

Tungmetallmobilitet i jord er et omfattende fagområde, med flere medvirkende faktorer. En faktor som kan øke mobiliteten betraktelig er salter. Det forventes derimot ikke at alle metaller oppfører seg likt ved økt saltinnhold. Omfanget av mobiliteten avhenger av komposisjonen til jorden, samt tilførte salter [30]. Mekanismene med størst innvirkning på tungmetallmobilitet inkluderer kationbytte, dannelse av klorid- eller acetat ( $C_2H_3O_2^-$ )-komplekser, og kolloid-dispersjon [27].

Kationbytte er en prosess der kationer på et porøst, fast stoff byttes ut med kationer som kommer i kontakt med det faste stoffet [47]. Klor og acetat danner komplekser med løse metallioner, som f.eks. er løst ut ved kationbytte. Et kompleksion består av et sentralt metallion som er bundet til et eller flere ligander, som enten er nøytrale eller negativt ladete molekyler [48]. Kolloider er partikler i jorden med diameter fra få nm til 10  $\mu m$  og består av ulike kombinasjoner av organisk materiale, kalsiumkarbonat ( $CaCO_3$ ), jernoksider og leirminerale [49]. En høy andel av metallene adsorberes på overflaten av kolloidene, og i jord eksponert for høye Na-konsentrasjoner brytes jordaggregatene opp. Ved tilførsel av vann er det fare for dispersjon av kolloidene med adsorberte metaller [34].

Det finnes en rekke studier som setter søkelyset på forskjellige aspekter ved tungmetallmobilitet. Flere studier undersøker mobiliteten til Cd og Pb ved tilførsel av NaCl. Cu, Zn, og saltene  $MgCl_2$ ,  $CaCl_2$  og CMA ble også undersøkt, men i mindre grad [27, 29, 30, 34, 43]. Analysene ble enten utført med induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS) [29, 34, 43] eller atomabsorpsjonsspektroskopi (AAS) [27, 30]. Disse prøvene var vannprøver utvasket fra konstruerte jordkolonner [27, 30, 34, 43], med unntak av en som var tatt med lysimeter [29]. Et lysimeter er et instrument for måling av filtrering av vann gjennom porøse jordpartikler og prøvetaking av vann i jord for kjemiske analyser [50].

Studiene konkluderte relativt likt, med noen unntak. Forskjellen ligger i innvirkningen de forskjellige mekanismene har på metallene og hvor mye Zn som er mobilt. Studiene konkluderte med at NaCl hovedsakelig førte til en indirekte tungmetallmobilitet ved kolloid-dispersjon [27, 29, 30, 34, 43]. Studiene som inkluderte saltene  $MgCl_2$ ,  $CaCl_2$  og CMA konkluderte med at de er mer stabiliserende for jordstrukturen, men at de førte til mer direkte kationbytte [27, 30, 43].

De forskjellige saltene vil dermed påvirke mobiliteten av metallene i ulik grad, avhengig av ionestyrken og deres effekt på jordstrukturen. Cd er svært mobilt i jord og mobiliteten påvirkes hovedsakelig av kationbytte og kompleksdannelse [27, 29, 30, 43]. Pb er mindre mobilt, men påvirkes av kolloid-dispersjon [27, 30, 34, 43]. Mobiliteten til Cu påvirkes av kolloid-dispersjon

[27, 43], kationbytte og kompleksdannelser [29, 30]. Ved lave ionekonsentrasjoner er Cu mer mobilt enn Pb, men mobiliteten til Pb vil øke ved høyere saltkonsentrasjoner. Dette kan bety at det finnes en del enkelt utbyttbare Cu-ioner, men resten er sterkt knyttet til organisk masse [30].

Zn er tvetydig i studiene. Norrström fant i 2005 [34] en mobilitet på 4,7 % og 5 % av total konsentrasjon ved bruk av NaCl. Acosta et al. fant i 2011 [30] en mobilitet på 0,02 % og 0,18 % ved bruk av hhv. NaCl og CaCl<sub>2</sub>, med konklusjonen at Zn har nådd ionekapasiteten ved lave saltverdier. Studiene er samstemte at kationbytte og kompleksdannelse er hovedårsaken til mobilitet av Zn [30, 34].

### **2.3.6 Toksiske effekter av salt på organismer i jord**

Akkumulering av saltioner i jorden som følge av bruk av avisingssalter har stor innvirkning på jordkjemien, og fører til endringer i jordens mikroflora og -fauna [26, 32]. Økt salinitet påvirker organismers vekst og levedyktighet på grunn av direkte ionisk toksisitet, økt alkalitet, endring i osmotisk trykk, og derav forstyrrelse i næringopptak, og vanntilgjengelighet. Den mest synlige skaden er den reduserte vanntilgjengeligheten, som kan medføre en uttørking av organismene, og dermed i verste fall ta livet av organismene [26, 32, 51].

Bruk av avisingssalter resulterer ofte i økt alkalitet i jorden, noe som reduserer tilgjengeligheten av flere essensielle ioner. Samtidig vil avisingssaltene øke mobiliteten til flere andre ioner. Dette fører til en skjevfordeling av næringsstoffer, som medfører næringsstoffmangler av noen ion og akkumulering av andre ion til toksiske nivåer for organismer [26, 32].

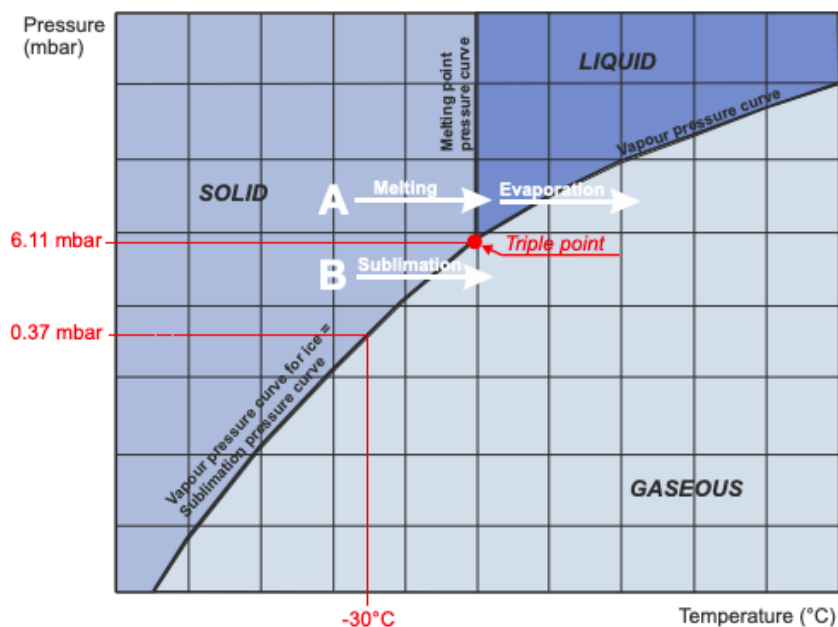
## **2.4 Instrumentelle metoder for analyse av jordprøver**

Det finnes mange former for analytisk arbeid. En metode som utpeker seg er ICP-MS, som er et svært nøyaktig instrument for multielementanalyser [52], og er brukt i en rekke liknende studier [29, 43, 53]. ICP-MS krever svært lite prøvepreparering, der frysetørking og dekomponering i UltraCLAVE er de eneste prepareringene ved analyse av jordprøver [54]. pH-verdi er gunstig å bruke som tilleggsfaktor ved drøfting av ICP-MS resultatene [55].

### **2.4.1 Frysetørking**

Frysetørking, også kjent som lyofilisering, er en skånsom prosess som fjerner vann eller andre væsker fra et produkt med sublimasjon under vakuum [56]. Dette gjøres typisk for å bevare nedbrytbare materialer, forlenge holdbarheten eller gjøre et materiale mer praktisk for transport [57]. Sublimasjon er en prosess der væske går direkte fra fast fase til gassfase. Frysetørking foregår i tre trinn: frysing, evakuering og sublimasjon [58].

Figur 2.7 viser et fasediagram for vann. Figuren viser at ved damptrykk som er over trippelpunktet til H<sub>2</sub>O, vil H<sub>2</sub>O passere gjennom alle tre fasetilstandene. Ved damptrykk som er under trippelpunktet, vil isen sublimere til vanndamp [57, 58].



**Figur 2.7:** Et fasediagram for vann. Damptrykkskurven over isen beskriver faseovergangen som en funksjon av trykk og temperatur [58].

Det første trinnet består av nedfrysing av prøvene. Denne prosessen avgjør hvor lang tid frysetørkingen tar. En langsom fryseprosess danner større iskrystaller som framskynder tørkeprosessen, mens en rask nedfrysning fører til en tregere tørkeprosess [57]. Nedfrysing av prøven kan gjøres enten direkte i frysetørkeren, eller i en separat fryser [58].

Når prøven er nedfrost og plassert i tørkekammeret begynner det andre trinnet. Vakuumpumpen aktiveres og trykket i tørkekammeret senkes til verdien som samsvarer med sublimeringskurven vist i figur 2.7. Trinnet er essensielt for sublimeringsstrinnet, ettersom sublimering, per definisjon, foregår uten vannfase. Dersom ikke all H<sub>2</sub>O har gått over til is under frysetrinnet, vil små lommer av væske koke og ekspandere i prøven [56]. De negative konsekvensene kan bl.a. være kryssforurensning [54].

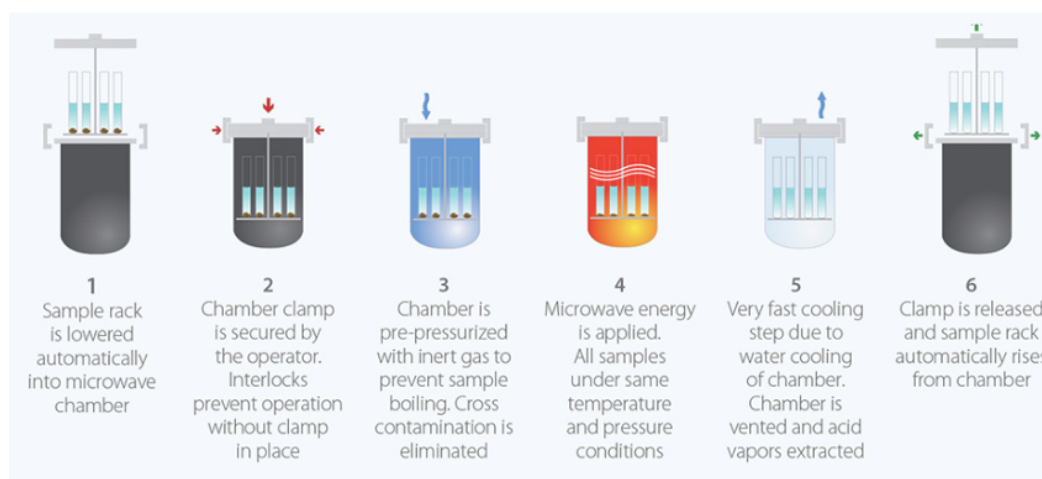
Det tredje trinnet, sublimeringsstrinnet, deles i to prosesser [56, 57]: primær tørking og sekundær tørking. Dette trinnet tar normalt rundt 24 timer [54]. Ved tilnærmet vakuum, igangsettes primær tørking ved å tilsette termisk energi for å starte sublimeringsprosessen. Primær tørking baseres på å fjerne alle frie vannmolekyler i prøven og vil fjerne ca. 93 % av vannet. Den sekundære tørkingen begynner etter den primære tørkingen, og tar en tredjedel til halvparten av tiden. Temperaturen økes og trykket senkes for å fjerne bundne vannmolekyler fra prøven ved desorpsjon.

Prosessene reguleres med temperatur og trykk for å unngå smelting av isen [56]. All vanndamp som oppstår under tørkingen vil kondenseres på en kondensator. En kondensator i frysetørkeren er betydelig kaldere enn produktet som tørkes, og har derfor et betydelig lavere damptrykk. Dette gjør at vanndampen som frigjøres fra produktet strømmer til kondensatoren og kondenseres [57, 58].

## 2.4.2 UltraCLAVE

For å kunne analysere innholdet av tungmetaller og salter i jordprøver med ICP-MS, må de dekomponeres til en homogen væske før analysen. En UltraCLAVE dekomponerer prøver ved bruk av mikrobølger. Den bruker Single Reaction Chamber-teknologi (SRC-teknologi), der mange prøver kan dekomponeres samtidig. Før dekomponeringen må prøvene tilsettes syre, der salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ), saltsyre ( $\text{HCl}$ ) og hydrogenperoksid ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) kan brukes [59, 60].

Figur 2.8 viser oversikt over fremgangsmåten i SRC-teknologien. Først settes prøvebeholderne i et stativ inne i en UltraCLAVE og stativet senkes ned i en reaksjonsbeholder. Reaktoren låses og fylles med inert gass. Dette hindrer koking av prøvene ved å øke trykket, som hindrer kryssforurensning og tap av prøvemateriale. Mikrobølger tilføres reaktoren etter et forhåndsprogrammert temperaturprogram, og sikrer lik oppvarming av alle prøvene. Etter fullført program avkjøles prøvene fort, trykket reduseres, damp fjernes og beholderen åpnes. Varmen fjernes vha. et resirkulerende kjølesystem og beholderen, av rustfritt stål, forblir omtrent ved romtemperatur gjennom hele oppvarmingssyklusen. De dekomponerte prøvene fortynnes før videre analyse [59, 60].



**Figur 2.8:** En oversikt over fremgangsmåten i SRC-teknologien [60].

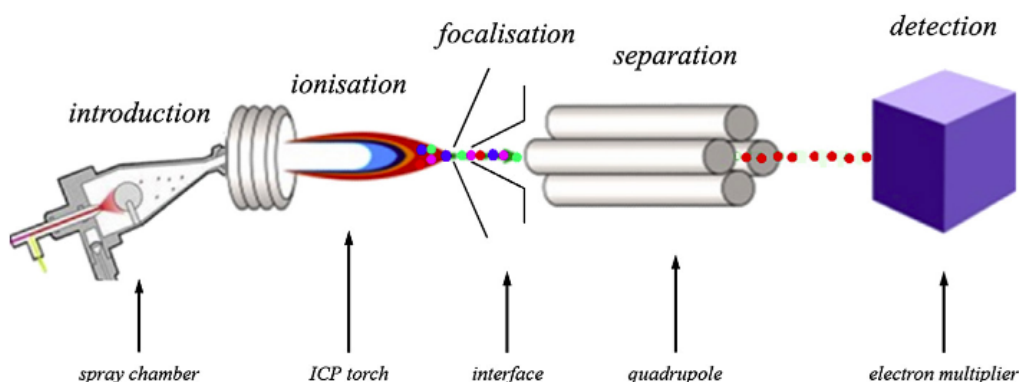
UltraCLAVE kan dekomponere opp til 77 prøver samtidig ved høye temperaturer og trykk. En temperatur opp til 300 °C gjør det mulig å dekomponere nærmest alle typer prøver, og høyt

trykk opp til 200 bar tillater dekomponering av store prøvemengder samtidig. Svært reaktive prøver kan dekomponeres fullstendig, og prøver med helt forskjellige matriser kan analyseres samtidig [59].

### 2.4.3 Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS)

ICP-MS er en instrumentell analysemetode som ble kommersielt tatt i bruk i 1983 og er i dag vanlig på analytiske laboratorier [61]. Metoden er svært sensitiv og er spesielt egnet til multielementanalyser av sporelementer [53]. Analysetiden er kort og metoden krever kun enkelte prøveprepareringer [62, 63]. Grunnet metodens nøyaktighet og sensitivitet kan den analysere svært små prøvemengder (ned til 0,1 g). I seg selv har ikke ICP-MS en fast LOD, men den avhenger av element, type matrise, injeksjonssystem, innstillinger og andre bakgrunnssignaler. LOD ligger vanligvis mellom 0,006 og 0,5 ppm [52, 62, 63].

For å kunne analysere prøven må den injiseres som en løsning [63]. Ved injisering blir prøven førstøvet til en aerosol [62] som føres inn i en argon plasma ved 6 000-10 000 K. Prøvekomponentene atomiseres og deretter ioniseres til positive ioner, typisk  $M^+$  eller  $M^{2+}$  [61]. Ionene akselereres av et elektrisk felt inn i en fokusert ionestråle, som passerer et magnetfelt og deretter et elektrostatiske felt. I disse feltene separeres ionene etter masseladningsforhold ( $m/z$ ), og blir så fokusert før de føres inn i massedetektoren for deteksjon [64]. Evnen til å separere ioner etter  $m/z$  gjør det mulig å separere forskjellige isotoper av samme element, ettersom forskjellige isotoper har forskjellig masse [61]. Figur 2.9 viser en skisse over ICP-MS prosessen.



**Figur 2.9:** En skisse over ICP-MS prosessen [65]. Prøven injiseres (introduction) i et spraykammer (spray chamber), før den ioniseres (ionisation) i en argon plasma (ICP torch). Deretter fokuseres ionestrålen (focalisation on an interface), og ionene separeres (separation) etter masseladningsforhold i en kvadrupol (quadrupole). Til slutt detekteres (detection) ionene i en massedetektor (electron multiplier).

Selvom ICP-MS krever lite prøvepreparering er den viktig med hensyn på levetiden og vedlikeholdsbehovet til instrumentet [63]. ICP-MS instrumentet er følsomt og det anbefales at prøven

ikke inneholder mer enn 0,2 % total dissolved solids (TDS). Om prøven inneholder høye nivåer av TDS [61], som inkluderer bl.a.  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  og  $\text{Mg}^{2+}$  [54], kan instrumentets sensitivitet og deteksjonsevne reduseres, og gi langvarige skader på instrumentet. Dette er årsaken til at mange prøver, bl.a. jordprøver, må fortynnes før de kan analyseres [61]. Nødvendig prøvevolum avhenger av bl.a. type prøveinjektor, forstøver og instrument. Ofte anses 10 ml prøve som minimum [52], men prøvevolum ned til 3 ml kan være nok i enkelte tilfeller [54].

Selv om ICP-MS er en svært nøyaktig og sensitiv metode, har den også sine svakheter, bl.a. interferenser. Interferenser kan klassifiseres som enten spektroskopiske eller ikke-spektroskopiske. Spektroskopiske interferenser oppstår når ulike ioner har samme  $m/z$ , som isotoper eller diatomiske molekyler. Ikke-spektroskopiske interferenser refererer til effekter som kan skyldes matrise eller feilkalibrering. Matriseeffekter kan defineres som hemming av analyttsignal på grunn av egenskapene eller bestanddelene i matrisen. Den enkleste måten å redusere matriseeffekter er ved fortynning av prøven [62]. Enkle prøver med kjent sammensetning kan ha mindre enn 2 % relativt standardavvik (RSD) når konsentrasjonen av elementene er 50 ganger høyere enn LOD. For prøver med ukjent sammensetning er usikkerhet på rundt 5 % vanlig [47].

#### 2.4.4 Måling av pH i jord og pH-meter

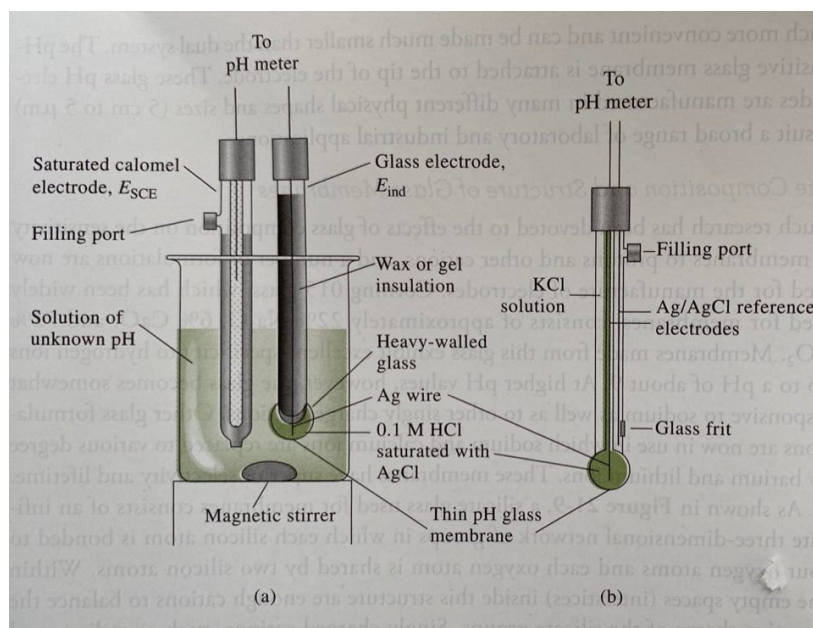
Måling av pH i jord gir forskjellige resultater basert på hvilken metode som benyttes. Årstiden prøven er tatt på og lokale variasjoner har stor betydning for jordens komposisjon og pH-verdi. Det er derfor viktig å presisere prøveparameterne, ettersom pH-verdien kan variere betydelig [55].

I praksis vil den faktiske pH-verdien avvike fra den teoretiske. Dette avviket skyldes teoriens manglende inkludering av flere ioner enn  $\text{H}^+$  som virker inn på elektroden, og at dagens pH-meter ikke er i stand til å måle aktiviteten til enkeltioner. I praksis er det dermed umulig å få et detaljert situasjonsbilde av komposisjonen til en løsning [47].

Den vanligste metoden for måling av pH i jord er i en 1:1 blanding av jord og destillert vann. Med denne metoden kan sesongvariasjoner i jorden detekteres. En annen vanlig metode er 1:2 blanding av jord og 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ . Ved å bruke  $\text{CaCl}_2$ -løsning dempes sesongvariasjonene i pH-verdien i jorden, siden  $\text{Ca}^{2+}$ -ioner erstatter hydronium- og aluminiumioner fra kolloidoverflatene i jorden. pH-målingene er generelt lavere ved bruk av  $\text{CaCl}_2$  enn ved bruk av destillert vann [55].

Elektrodesystemet på figur 2.10 b) er det vanligste glasselektrodesystemet for måling av pH. Et glasselektrodesystem inneholder to referanseelektroder: den eksterne calomelektroden og den interne  $\text{Ag}/\text{AgCl}$  (sølv/sølvklorid)-elektroden. Den pH-følsomme glassmembranen er festet





**Figur 2.10:** Figuren viser to forskjellige glasselektrodesystem for måling av pH. a) Separat intern og ekstern referanseelektrode. b) En elektrode som inneholder både intern og ekstern referanseelektrode [47].

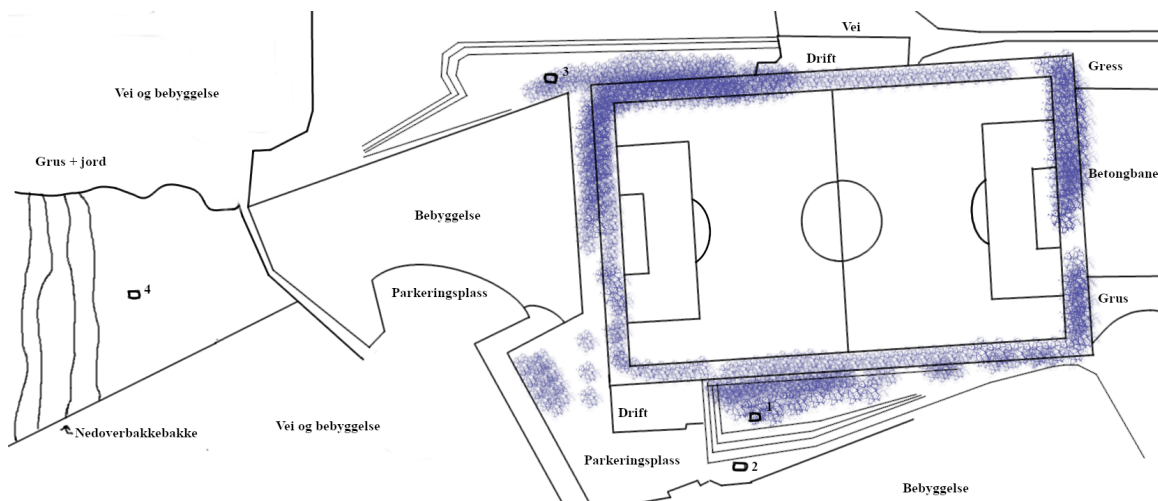
til spissen av glasselektroden. Konsentrasjonen og aktiviteten av protoner inne i membranen til glasselektroden er konstant, mens konsentrasjonen utenfor membranen bestemmes av aktiviteten til  $H^+$ -ioner (og andre interferenser) i analyttløsningen. Denne konsentrasjonsforskjellen produserer potensialforskjellen som måles med et pH-meter. Dette elektrodesystemet er et allsidig verktøy for måling av pH ved mange forskjellige forhold, og kan måle pH i viskøse og halvfaste væsker [47].

# 3 Metode

Dette kapitlet beskriver fremgangsmåten for den praktiske gjennomføringen av oppgaven. Først begrunnes valg av kunstgressbane og prøveområde, før metode for prøvetaking beskrives. Metodene for prøvepreparering med frysetørking og UltraCLAVE for analyse med ICP-MS og pH-måling blir så beskrevet. Deretter blir databehandling av resultatene beskrevet. Til slutt beskrives metode for kartlegging av vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets.

## 3.1 Valg av kunstgressbane og prøveområder

En kunstgressbane i Trøndelag som benytter SBR-gummigranulat og vinterdriftes med salter ble valgt for undersøkelse i denne oppgaven. Fire prøveområder ble valgt for undersøkelse. Prøveområde 1 og 3 ble valgt fordi snø ble frest av banen til disse områdene og hadde synlig tilstedeværelse av gummigranulat i snøen. Prøveområde 2 ble valgt som et nærliggende punkt, men som tilsynelatende ikke var forurenset med gummigranulat. Prøveområde 4 ble valgt som et referansepunkt tilsideliggende fra veisalting og kunstgressbanen. Figur 3.1 viser hvor prøvene ble tatt og hvor det var synlig gummigranulat rundt banen. Flere områder nærmere banen ble vurdert men ikke valgt grunnet asfalt/betong, et tykt lag med snø og is, eller fiberduk.



**Figur 3.1:** Skisse av prøveområdene rundt kunstgressbanen med synlig gummigranulat. Prøveområde 1 ligger sør for banen ved en høyde på ca. 3,3 m fra baneoverflaten, ca. 14 m fra hvitstripen. Prøveområde 2 ligger sør for banen nedenfor en skråning på samme nivå som banen, ca. 25 m fra hvitstripen. Prøveområde 3 ligger nordvest for banen ved en høyde på ca. 2,2 m fra baneoverflaten, ca. 14 m fra hvitstripen. Prøveområde 4 ligger ca. 111 m fra banen på samme nivå som banen. Hvitstripen ligger 4 m fra gjerdet mot nord og sør, og 5 m fra gjerdet mot vest.

## 3.2 Prøvetaking

### 3.2.1 Materialer

Jordbor (Håndauger)

Spade

Spett

Spatel

Prøvebeholdere av plast med lokk

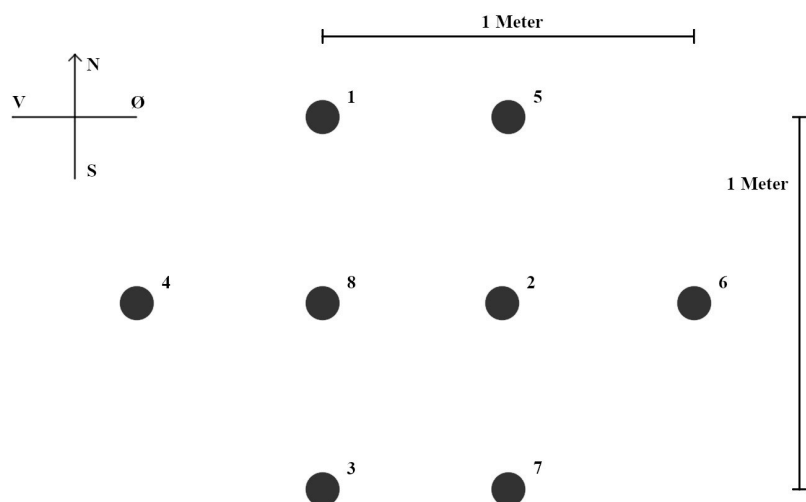
Tørkepapir

Meterstokk

Destillert vann

### 3.2.2 Metode for gjennomføring av prøvetaking

Prøveområdene ble preparert ved å måke bort snø og hakke bort tele med spett og spade. I hvert prøveområde ble det laget fire hull i en firkant, der alle hullene hadde en avstand på omtrent 0,5 m fra midten av firkanten. Prøvetakingen ble gjennomført på to tidspunkt (26.02.2020 og 09.03.2020), med 12 dagers mellomrom. Prøveområdene var de samme begge gangene, men hvert hull ble flyttet omtrent 0,5 m til siden ved den andre prøvetakingen. Figur 3.2 viser plassering av hullene i forhold til hverandre.



**Figur 3.2:** Plassering av hullene i forhold til hverandre. Prøver fra hull 1-4 ble tatt ved første prøvetaking og fra hull 5-8 ved andre prøvetaking.

En jordbor ble skrudd ned i jorden. En meterstokk ble brukt for å måle dybden av hullene og en spatel ble brukt for å overføre prøvene til prøvebeholderne. Prøver ble tatt fra ca. 5, 20 og 30 cm dybde fra overflaten, med en feilmargin på  $\pm 5$  cm. Flere prøver ble tatt hvis jordens utseende differensierte fra resten. Spatelen ble vasket mellom hver prøve med destillert vann og tørkepapir. Jordboren ble vasket mellom hvert prøvehull med snø og hvert prøveområde med destillert vann og tørkepapir den første prøvetakingen (26.02.2020). Ved den andre prøvetakingen (09.03.2020) ble jordboren vasket med destillert vann og tørkepapir mellom hvert prøvehull. Prøvene ble så lagret i fryser til de ble preparert til ICP-MS analyse og måling av pH. Figur 3.3 viser prøveområde 1 etter preparering, mens figur 3.4 viser jordboren og et prøvehull i prøveområde 1.



**Figur 3.3:** Prøveområde 1 etter preparering og avstanden mellom hullene.



**Figur 3.4:** Jordboren ved et prøvehull i prøveområde 1.

## 3.3 Prøvepreparering for ICP-MS analyse

### 3.3.1 Materialer

Frysetørker (Christ, ALPHA 1-4 LDplus)

UltraCLAVE (Microwave Digestion System, Milestone)

Perfluoralkoxy (PFA)-rør

ICP-MS (8800 Triple Quadrupole, Agilent Technologies)

Automatisk pipette (RAININ E4-1000XLS+, 1000  $\mu$ L)

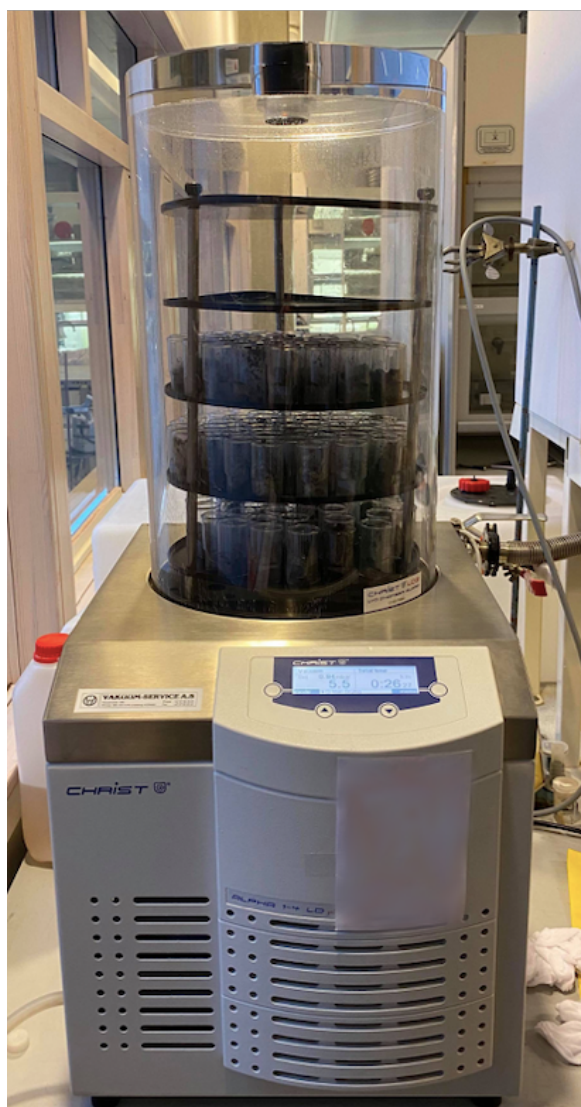
Vekt

Deionisert vann

Salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ , 50% UltraPure)

### 3.3.2 Metode for gjennomføring av frysetørking

Prøvene som skulle analyseres med ICP-MS ble fraktet til Gløshaugen til frysetørking. Lokkene ble fjernet fra alle prøvebeholderne og de ble deretter plassert på et stativ. Stativet med prøvene ble satt i fryser i 20 minutter for å forsikre at prøvene ikke inneholdt flytende H<sub>2</sub>O. Mens prøvene var i fryseren ble frysetørkeren slått på og pumpen varmet opp. Stativet ble deretter plassert i frysetørkeren og lokket plassert over stativet. Frysetørkeren ble slått på og sto på i et døgn. Prosessen foregikk under vakuüm ved trykk på 0,9 mbar [54]. Etter frysetørkingen ble stativet tatt ut av frysetørkeren og pakket inn i plast. Prøvene sto på labbenken ved romtemperatur i 5 uker til de ble preparert til ICP-MS analyse med UltraCLAVE. Figur 3.5 viser frysetørkeren med prøvene på stativet.



**Figur 3.5:** Frysetørkeren med prøvene på stativet.



### 3.3.3 Metode for gjennomføring av UltraCLAVE

Perfluoralkoxy(PFA)-rør (18 ml) ble skylt tre ganger med deionisert vann og ristet tørre. En jordprøve ble kunst mellom fingrene for å forbedre homogeniteten og deretter veid ut (250-350 mg) og tilsatt et PFA-rør. Nøyaktig vekt ble notert. Under utveining ble svart materiale som kunne være gummigranulat forsøkt fjernet. Prøven ble deretter tilsatt salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ , 50 % (v/v), 9 ml). Lokket ble satt på røret, som deretter ble plassert i et stativ. Alle prøvene ble preparert på samme måte. I tillegg til jordprøvene ble seks blankprøver preparert og to prøver valgt for å teste homogeniteten til prøvene, en prøve ble preparert dobbelt og en tredobbelt [54]. Alt arbeid ble utført i avtrekkskap unntatt innveining, og hansker ble benyttet.

Stativet med prøvene ble plassert i UltraCLAVE maskinen. Maskinen ble startet og prøvene ble dekomponert etter et forhåndsprogrammert program. Programmet var lagt inn av senioringeniør Syverin Lierhagen ved Institutt for kjemi, NTNU, og kan sees i vedlegg A [54].

Etter dekomponeringen ble stativet med prøvene fjernet fra UltraCLAVE maskinen. En fortynningsflaske ble plassert på en vekt, som ble nullstilt. En prøve ble overført til fortynningsflasken ved å dunke noen ganger på bunnen for å få med hele prøven. Tilhørende PFA-rør ble skylt to ganger med deionisert vann, og skyllevannet ble overført til fortynningsflasken. Prøven ble til slutt fortynnet med deionisert vann (108-115 g). Nøyaktig vekt ble notert. Korken ble skrudd på og innholdet i flasken blandet godt. Prøven ble til slutt overført til et ICP-MS rør (15 ml). Alle prøver ble forberedt på samme måte [54].

Prøvene ble dekomponert av Syverin Lierhagen, senioringeniør ved Institutt for kjemi, NTNU og analysert med ICP-MS av Anica Simic, overingeniør ved Institutt for kjemi, NTNU.

## 3.4 pH-måling av jordprøvene

### 3.4.1 Materialer

pH-meter (PHM210 Standard pH meter)

Vekt

Magneter

Buffer til kalibrering (pH 4,01 og 7,00)

Kalsiumklorid dihydrat ( $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 0,02 M)

Destillert vann

### 3.4.2 Metode for gjennomføring av pH-måling

Alle prøvene der pH skulle måles ble lufttørket i 3 døgn uten lokk ved romtemperatur [32]. Kalsiumklorid-løsning (0,02 M) ble laget ved å veie ut kalsiumklorid-dihydrat ( $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 2,94 g) og overføre det til en målekolbe (1000 ml). Kolben ble fylt til merket med destillert vann og løsningen ble blandet godt og overført til en flaske for oppbevaring [55].

pH-meteret ble kalibrert før bruk. Jordprøve ble veid ut (5 g) og blandet med destillert vann (5 ml). Blandingen ble satt på røring i 10 minutter før pH ble målt. pH ble målt til tre målinger hadde et avvik på mindre enn 0,1. Kalsiumklorid (0,02 M, 4 ml) ble tilsatt jordsuspensjonen og så satt på røring i 30 sekunder. pH ble målt på nytt med samme prosedyre som før [55]. pH-elektroden og termometeret ble renset med destillert vann og klappet lett tørt med tørkepapir mellom hver måling.

Figur 3.6 viser oppsettet for måling av pH i prøvene.



**Figur 3.6:** Oppsett for pH-måling av prøvene.

### 3.5 Databehandling av analyseresultatene

Prøveresultatene fra ICP-MS analysen og pH-målingen ble databehandlet ved å separere prøvene og sammenlikne dem. Prøvene ble separert etter prøvedato, prøveområde, prøvedybde og enkelte prøver. Standardavviket (STD) ble regnet ut vha. Microsoft Excel og det relative standardavviket (RSD) ble regnet ved å dele standardavviket med gjennomsnittsverdien for aktuelt datasett og gange med 100. De relative standardavvikene som ble beregnet mellom prøvene tok ikke hensyn til avvikene til enkeltprøvene gitt fra ICP-MS instrumentet.

Mindre datasett ble laget fra ICP-MS resultatene, et for reproduserbarhet og et for homogenitet. Reproduserbarheten ble undersøkt ved å injisere den samme dekomponerte prøven tre ganger inn i ICP-MS instrumentet, hhv. prøve 1 og 10. Homogeniteten til prøvene ble undersøkt ved å teste forskjellige dekomponerte prøver fra samme jordprøve. To og tre paralleller av hhv. prøve 18 og 106 ble laget og analysert separat. Datasettene med alle resultatene tok med gjennomsnittet av de enkelte reproduserbarhetstestene, alle verdiene fra homogenitetstestene og prøver tatt ved samme prøvepunkt, men utelukket prøver tatt ved andre dybder enn 5, 20 og 30 cm.

Relativt standardavvik ble valgt framfor standardavvik fordi den setter prøvenes avvik i perspektiv med gjennomsnittskonsentrasjonen. Relativt standardavvik kan forstås alene ettersom den er oppgitt i % fra gjennomsnittet, i motsetning til standardavvik som må ses i sammenheng med gjennomsnittskonsentrasjonen. Lave avvik for reproduserbarhet og enkeltprøver indikerer god presisjon til ICP-MS instrumentet. Høye avvik til homogeniteten indikerer stor variasjon i konsentrasjonen innad i prøvene. Avvikene til konsentrasjonen av metallene indikerer hvor stor spredningen i konsentrasjonene er. Avvik høyere enn inhomogeniteten til jorden tyder på ekstern påvirkning på konsentrasjonene. Her ble det valgt å fokusere på de metallene med store relative standardavvik, framfor tungmetallene som er skadelige eller toksiske for organismer i jorden, ettersom lav spredning tyder på mangel på ekstern forurensning.

Dersom en eller to metallkonsentrasjoner oversteg resterende konsentrasjoner for samme metall med mer enn 100 %, ble de regnet som ekstremverdier. Disse ble regnet som ekstremverdier fordi de skiller seg ut og representerer ikke nødvendigvis konsentrasjonen i jorden rundt banen. Resultatene presenteres både med og uten korrigeringsfaktor for ekstremverdier. pH-målingene tok med gjennomsnittet fra hver prøve og standardavviket til gjennomsnittet til hver prøvedybde i hvert prøveområde. I tillegg ble metallenes korrelasjon undersøkt. Grafer ble laget i Microsoft Excel ved å plote konsentrasjonene av to metaller i alle prøvene mot hverandre. Bestemmelseskoeffisienten ( $R^2$ ) ble fremstilt ved å legge til en lineær trendlinje.  $R^2$ -verdi på 1 indikerer en perfekt korrelasjon, mens  $R^2$ -verdi på 0 indikerer ingen korrelasjon. Alle par av metaller med  $R^2$ -verdi over 0,4 blir presentert. Verdien på 0,4 ble valgt fordi den kan være signifikant i henhold til antall prøver, men den tar også høyde for feilmarginer grunnet inhomogeniteten i



jorden.

### **3.6 Kartlegging av vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets**

En kvantitativ, nettbasert spørreundersøkelse [66] ble laget for å få et overblikk over hvor mange og hvordan kunstgressbanene i Trøndelag Fotballkrets vinterdriftes. Generelle spørsmål rundt tiltakene til banene inkluderte mengde og type salt, type ifyllmateriale, driftstiden og deres generelle tiltak rundt vinterdrift. Spørsmålene i spørreundersøkelsen kan sees i vedlegg B.

En oversikt over alle kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets ble laget. Dette ble gjort ved å benytte NFF sine nettsider for anlegg i Trøndelag Fotballkrets [67]. Navn på banen, kommune, type gress og ifyll, telefonnummer, e-postadresse og navn på kontaktperson, og banens adresse ble notert. Banene som manglet tilstrekkelig informasjon, driftet innendørs, ikke hadde kunstgress eller var utenfor Trøndelag fylkeskommune ble ekskludert fra undersøkelsen. Totalt ble 126 kunstgressanlegg notert ned.

Et brev til kontaktpersonene til alle kunstgressbanene ble skrevet, der spørreundersøkelsens hensikt og videre bruk ble presentert. Brevet kan sees i vedlegg C. Brevet ble sent per e-post til den personen som først var listet opp på NFF sine nettsider og ble ikke sendt til flere personer fra samme anlegg, men brevet inneholdt en anmodning om å videresende den til riktig person. Undersøkelsen skal være anonym, og ved å kun sende e-post til første personen unngikk man å få flere svar angående samme bane. Besvarelsene ble samlet inn i perioden 10.03.2020 til 03.04.2020.

## 4 Resultater

Resultatene presenteres i dette kapitlet og er firedeelt. Først presenteres resultatene fra ICP-MS analysen av alle jordprøvene utført på laboratoriet, deretter resultatene fra pH-måling av prøvene, og til slutt presenteres jordkomposisjonen i prøveområdene og resultatene fra den nett-baserte spørreundersøkelsen.

### 4.1 ICP-MS analyse av jordprøvene

I denne oppgaven fokuseres det på ni metaller og et halvmetall (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb og Zn). Disse er presentert i tabell 2.1. I tillegg fokuseres det på metallene i de vanligste avisingssaltene, Na, Mg og Ca. Til sammen utgjør dette tolv metaller og et halvmetall. I tillegg til disse ble tre metaller (Mo, Sn og W) lagt til på grunn av mulige spektroskopiske interferenser med Cd og Hg ved analyse med ICP-MS. Totalt ble femten metaller og et halvmetall analysert med ICP-MS. De tre metallene som ble lagt til på grunn av spektroskopiske interferenser blir ikke presentert her. Alle resultater som presenteres er regnet tilbake til originalvekt og korrigert mot blankprøver.

Først legges det frem en oversikt over jordens homogenitet og ICP-MS instrumentets reproduserbarhet, og en totaloversikt over konsentrasjonen av metallene og halvmetallet As i prøvene. Deretter blir konsentrasjonen av utvalgte metaller grafisk fremstilt, og i tillegg presenteres korrelasjoner mellom utvalgte metaller. Videre kommer halvmetallet As til å bli referert til som et metall. Rådataene til homogeniteten, reproduserbarheten og alle prøvene fra ICP-MS analysen kan sees i vedlegg D, E og F. Grafene som presenteres i dette kapitlet inkluderer alle prøver tatt ved 5, 20 og 30 cm dybde fra overflaten, og tar ikke høyde for avviket til de individuelle prøvene.

#### 4.1.1 Jordens sammensetning og ICP-MS instrumentets reproduserbarhet

Prøve 18 og 106 ble valgt for undersøkelse av homogeniteten til prøvene, med to paralleller av prøve 18 og tre paralleller av prøve 106. Disse prøvene var hhv. i prøveområde 2 ved 20 cm dybde og prøveområde 4 ved 30 cm dybde. Prøve 1 og 10 ble valgt for undersøkelse av ICP-MS instrumentets reproduserbarhet, med tre paralleller av hver prøve. Disse var hhv. i prøveområde 1 ved 5 og 30 cm dybde. Tabell 4.1 viser en oversikt over avvikene til prøvenes homogenitet og reproduserbarhet. Verdiene er hentet fra tabeller D.1 og E.1 i vedlegg D og E.

**Tabell 4.1:** Oversikt over relativt standardavvik til prøvenes homogenitet og reproduserbarhet. Prøvenes individuelle standardavvik er ikke inkludert. Alle verdier er oppgitt i %.

Metall	Homogenitet		Reproduserbarhet	
	Prøve 18 [%]	Prøve 106 [%]	Prøve 1 [%]	Prøve 10 [%]
Arsen (As)	13,4	21,6	0,50	1,49
Kalsium (Ca)	19,1	21,7	1,53	2,51
Kadmium (Cd)	46,5	21,6	1,10	4,15
Kobolt (Co)	24,6	11,5	2,75	1,90
Krom (Cr)	59,0	5,71	2,37	3,44
Kobber (Cu)	4,23	11,9	2,99	2,96
Kvikksølv (Hg)	43,1	29,5	6,25	21,6
Magnesium (Mg)	44,7	7,99	3,25	1,82
Mangan (Mn)	25,9	4,28	2,58	2,75
Natrium (Na)	45,1	41,1	2,94	1,61
Nikkel (Ni)	55,1	11,0	2,17	1,73
Bly (Pb)	58,6	7,58	1,52	2,88
Sink (Zn)	58,5	10,2	2,66	1,96

Resultatene som er presentert i tabell 4.1 viser at homogeniteten til prøvene varierer. Prøve 18 har høye avvik for flere metaller, der 8 metaller har avvik over 40 %. Cr har høyest avvik på 59,0 % og Pb har nest høyest avvik på 58,6 %. Prøve 106 har lavere avvik enn prøve 18, der høyest avvik er 41,1% for Na. Kun to metaller har avvik under 5 %, et metall i hver prøve. Avvik under 5 % er regnet som bra [47, 54].

Resultater fra reproduserbarhetstesten vist i tabell 4.1 viser at ICP-MS instrumentet er minst stabilt for analyse av Hg, med avvik på 6,25 % og 21,6 % i hhv. prøve 1 og 10. De andre metallene har avvik under 3 %, med unntak av Cd, Cr og Mg som har høyere avvik i en prøve hver. Av disse har Cd høyest verdi på 4,15 %.

Usikkerheten til hver enkel ICP-MS analyse har innvirkning på resultatene. Det er den samme støyen i reproduserbarhetstestene og de individuelle avvikene som påvirker resultatene. Tabell 4.2 viser avviket til metallene i alle de individuelle prøvene gitt fra ICP-MS instrumentet. Alle verdiene er hentet fra tabell F.1 i vedlegg F.

**Tabell 4.2:** Relativt standardavvik til metallene i alle de individuelle prøvene. Alle verdier er oppgitt i %.

<b>Metall</b>	<b>Snitt [%]</b>	<b>Min [%]</b>	<b>Maks [%]</b>
Arsen (As)	2,4	0,3	5,8
Kalsium (Ca)	1,8	0,1	4,8
Kadmium (Cd)	3,2	0,3	8,6
Kobolt (Co)	2,5	0,2	6,9
Krom (Cr)	2,5	0,3	6,1
Kobber (Cu)	2,5	0,3	6,7
Kvikksølv (Hg)	22,5	0,6	344
Magnesium (Mg)	2,2	0,2	5,7
Mangan (Mn)	1,7	0,3	4,3
Natrium (Na)	1,5	0,2	3,6
Nikkel (Ni)	2,2	0,3	4,8
Bly (Pb)	1,8	0,1	4,7
Sink (Zn)	1,7	0,03	4,9

I tabell 4.2 ligger gjennomsnittet av avvikene til alle metallene i enkeltprøvene under 5 %, med unntak av kvikksølv, som har avvik på 22,5 % i snitt. Dette samsvarer med reproduserbarhetstesten vist i tabell 4.1, som også viser at ICP-MS instrumentet er mest ustabil ved analyse av Hg. Lave gjennomsnittlige avvik for alle metallene unntatt kvikksølv indikerer pålitelige og stabile resultater.

Tabell 4.3 viser en oversikt over minimum, maksimum og gjennomsnittlig konsentrasjon av alle metallene som ble undersøkt, uavhengig av prøveområde og prøvedybde. I tillegg presenteres avvikene fra gjennomsnittskonsentrasjonene til hvert metall i alle prøvene.

**Tabell 4.3:** Oversikt over metallenes minimum, maksimum og gjennomsnittlig konsentrasjon i alle prøvene, i tillegg til relativt standardavvik til konsentrasjonen. Alle konsentrasjoner er oppgitt i µg/g. Deres relative standardavvik er oppgitt i %.

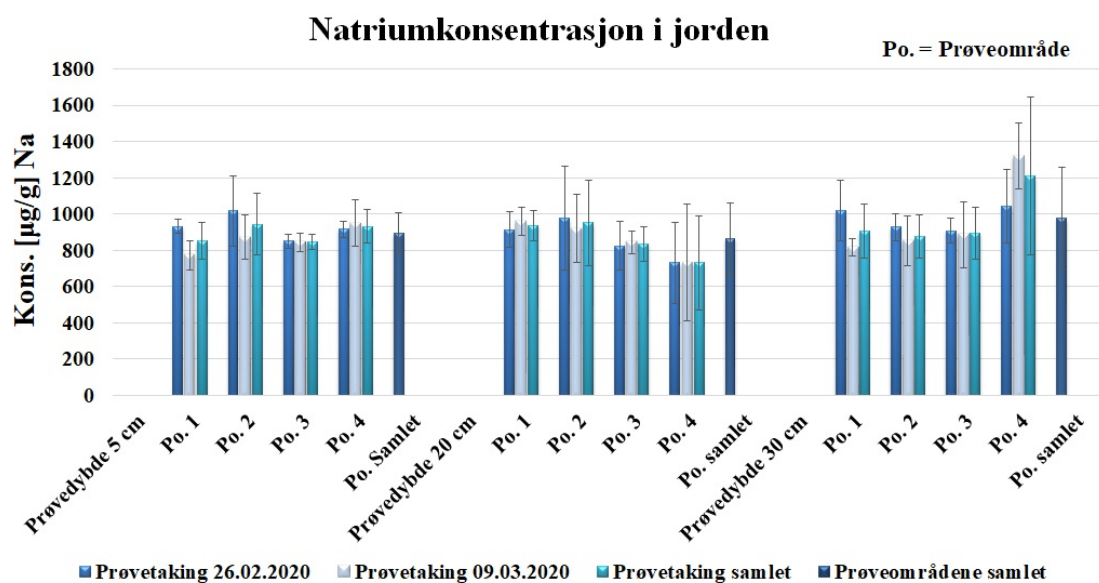
Metall	Snitt [µg/g]	Min [µg/g]	Maks [µg/g]	RSD [%]
Arsen (As)	3,59	1,88	9,24	27,6
Kalsium (Ca)	11 457	4 574	20 547	27,7
Kadmium (Cd)	0,134	0,0349	1,464	135
Kobolt (Co)	20,8	7,20	93,8	71,1
Krom (Cr)	114	42	273	24,6
Kobber (Cu)	28,1	13,0	119	47,4
Kvikksølv (Hg)	0,0301	0,000186	0,0835	71,7
Magnesium (Mg)	16 003	6 366	43 125	25,8
Mangan (Mn)	577	273	8 267	132
Natrium (Na)	910	248	2 255	23,8
Nikkel (Ni)	56,7	26,9	197	30,9
Bly (Pb)	12,2	4,19	26,8	33,7
Sink (Zn)	530	29,2	6 441	241

Tabell 4.3 viser at fem metaller har et avvik til konsentrasjonen som overstiger 70 %. De metallene dette gjelder, fra høyest til lavest avvik, er: Zn, Cd, Mn, Hg og Co. Høye avvik til konsentrasjonen av metallene indikerer stor spredning i konsentrasjonen i alle prøvene.

Mn og Ni har enkeltstående ekstremverdier, og Cu har to ekstremverdier. Høyeste konsentrasjonen av Mn er 8 267 µg/g, og neshøyest konsentrasjon er 787 µg/g. For Ni er høyest konsentrasjon 197 µg/g, og neshøyest verdi 90 µg/g. Cu har to prøver med ekstremverdier på 119 og 117,7 µg/g. Høyest konsentrasjon utenom disse verdiene er 38,6 µg/g. Hvis ekstremverdiene fjernes endres avvikene til disse metallene til 21,4 % for Mn, 19,9% for Ni og 17,7 % for Cu. Alle verdiene for konsentrasjonene er hentet fra tabell F.1 i vedlegg F.

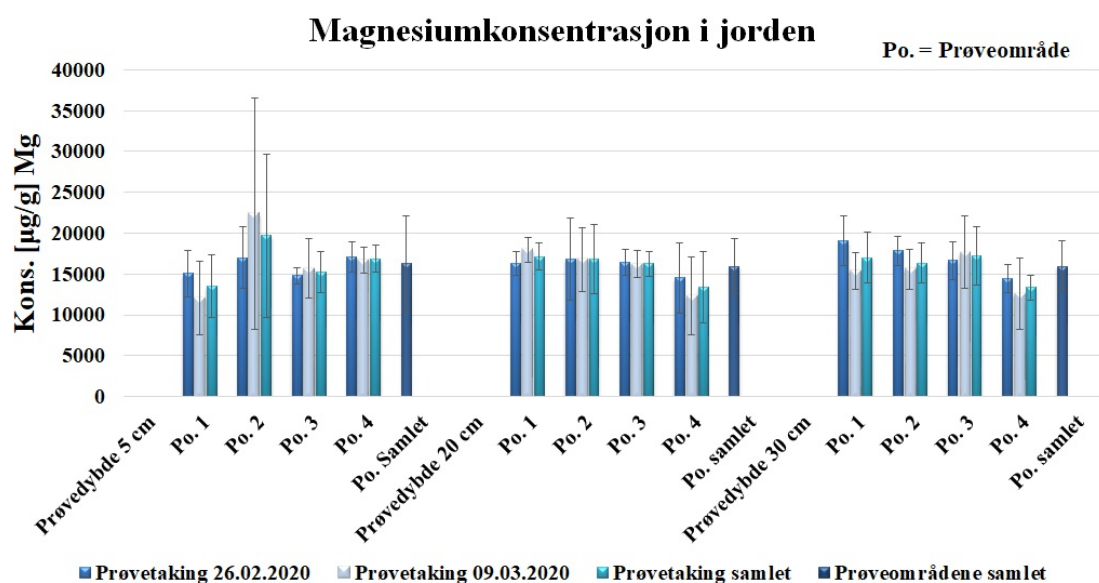
#### 4.1.2 Forekomst av Na, Mg og Ca i jorden rundt kunstgressbanen

Na, Mg og Ca ble undersøkt for å se om det var en indikasjon på opphopning av salter i jorden som følge av vinterdrift av kunstgressbanen. Figurene 4.1-4.3 viser gjennomsnittskonsentrasjonen av metallene fordelt etter prøvedybde, prøveområde og prøvedato. Avviket til prøvene vises fra toppen av hver søyle.



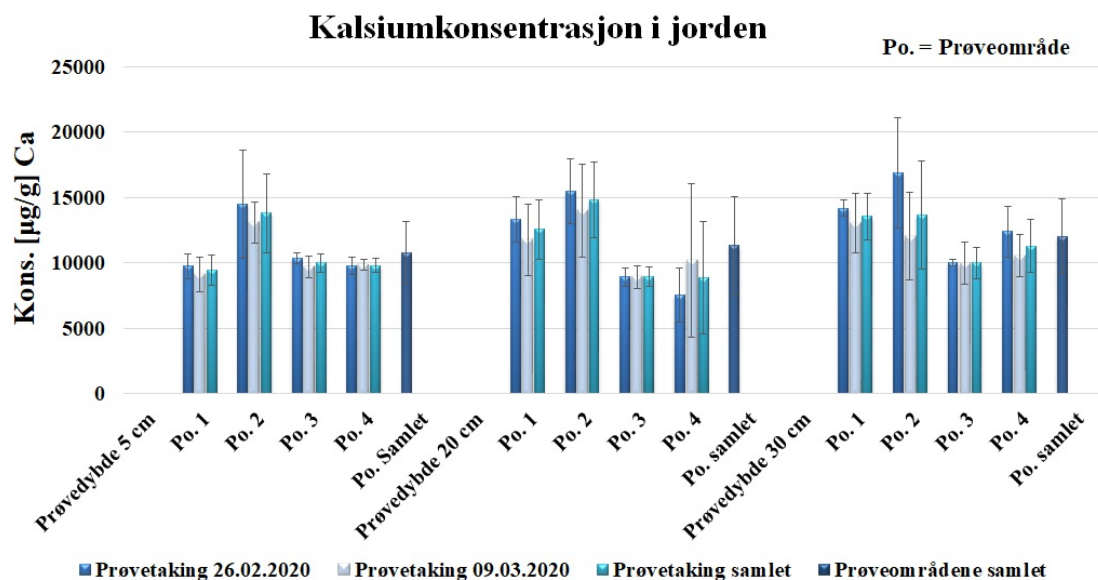
**Figur 4.1:** Illustrasjon av konsentrasjonen av Na i jorden med standardavvik mellom prøvene. Resultatene er differensierte etter prøvedybde, prøveområde og prøvedato.

Figur 4.1 viser at konsentrasjonen av Na ligger mellom 750 og 1 300  $\mu\text{g/g}$  i alle prøvene, men de fleste prøvene ligger mellom 800 og 1 000  $\mu\text{g/g}$ . Konsentrasjonen i prøveområde 1-3 er tilnærmet lik for alle prøvedybder, mens prøveområde 4 har en variasjon i konsentrasjon etter prøvedybde. Ved 20 cm dybde er konsentrasjonen av Na rundt 750  $\mu\text{g/g}$ , ved 5 cm dybde er konsentrasjonen nærmere 900  $\mu\text{g/g}$  og ved 30 cm dybde varierer konsentrasjonen fra 1 000 til 1 300  $\mu\text{g/g}$ . Prøveområdene samlet ligger alle rundt 900  $\mu\text{g/g}$ .



**Figur 4.2:** Illustrasjon av konsentrasjonen av Mg i jorden med standardavvik mellom prøvene. Resultatene er differensierte etter prøvedybde, prøveområde og prøvedato.

Figur 4.2 viser at konsentrasjonen av Mg ligger mellom 12 000 og 22 000  $\mu\text{g/g}$ . Konsentrasjonen i alle prøveområdene er tilnærmet lik for alle prøvedybder, der den største konsentrasjonsforskjellen er i prøveområde 1 og 4 mellom 5 og 20 cm dybde, og prøveområde 2 mellom 5 og 30 cm dybde. Prøveområdene samlet ligger alle rundt 16 000  $\mu\text{g/g}$ .

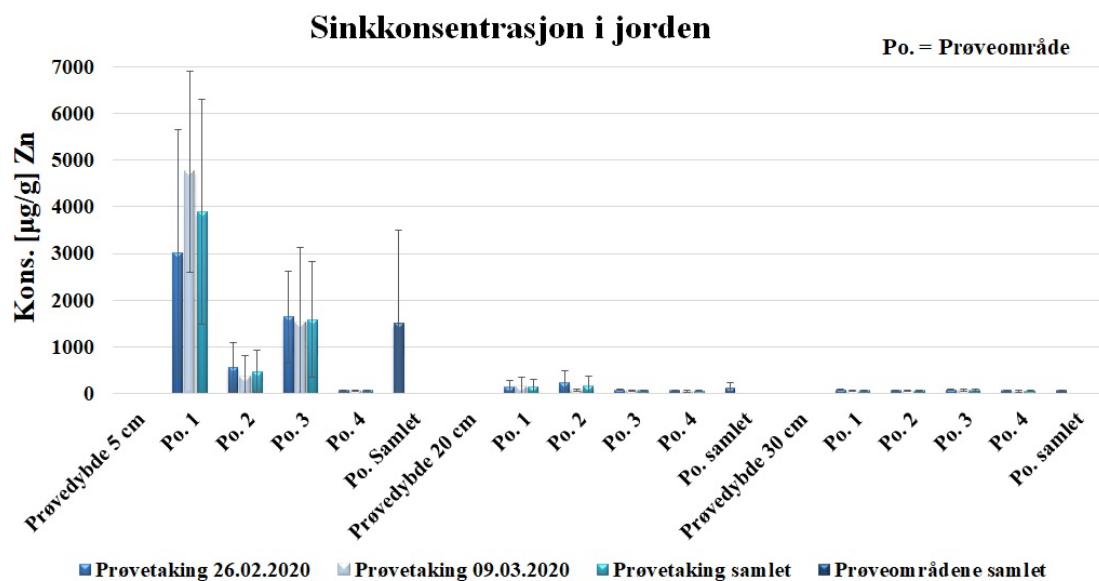


**Figur 4.3:** Illustrasjon av konsentrasjonen av Ca i jorden med standardavvik mellom prøvene. Resultatene er differensierte etter prøvedybde, prøveområde og prøvedato.

Figur 4.3 viser at konsentrasjonen av Ca ligger mellom 9 000 til 17 000  $\mu\text{g/g}$ . Konsentrasjonen i prøveområde 2, 3 og 4 er tilnærmet lik for alle prøvedybder, mens prøveområde 1 har høyere konsentrasjon ved 20 og 30 cm dybde. Prøveområde 1, 3 og 4 har liknende konsentrasjoner, mens prøveområde 2 skiller seg ut. Prøveområde 2 har høyest konsentrasjon ved alle prøvedybder, og prøvetaking samlet likner for alle prøvene. Prøveområdene samlet ligger alle rundt 11 000-12 000  $\mu\text{g/g}$ .

### 4.1.3 Presentasjon av utvalgte tungmetaller

Grafisk fremstilling av konsentrasjonene av tungmetallene fra tabell 4.3 som har stor spredning i konsentrasjonen i jorden rundt banen blir presentert. Dette innebærer relative standardavvik over 70 %, ettersom dette overstiger feilmarginen til homogenitetstesten og reproduserbarhetstesten. Dette gjelder fire metaller; Zn, Cd, Co og Hg. Mn har et relativt standardavvik under 70 % etter korrigerings for en ekstremverdi, og blir derfor utelatt. Konsentrasjoner fra prøveområdene 1-3 i prøvetaking samlet som overstiger 150 % av deres ekvivalent i prøveområde 4 blir beskrevet. Figurene 4.4-4.7 viser tungmetallene fordelt etter prøvedybde, prøveområde og prøvedato.

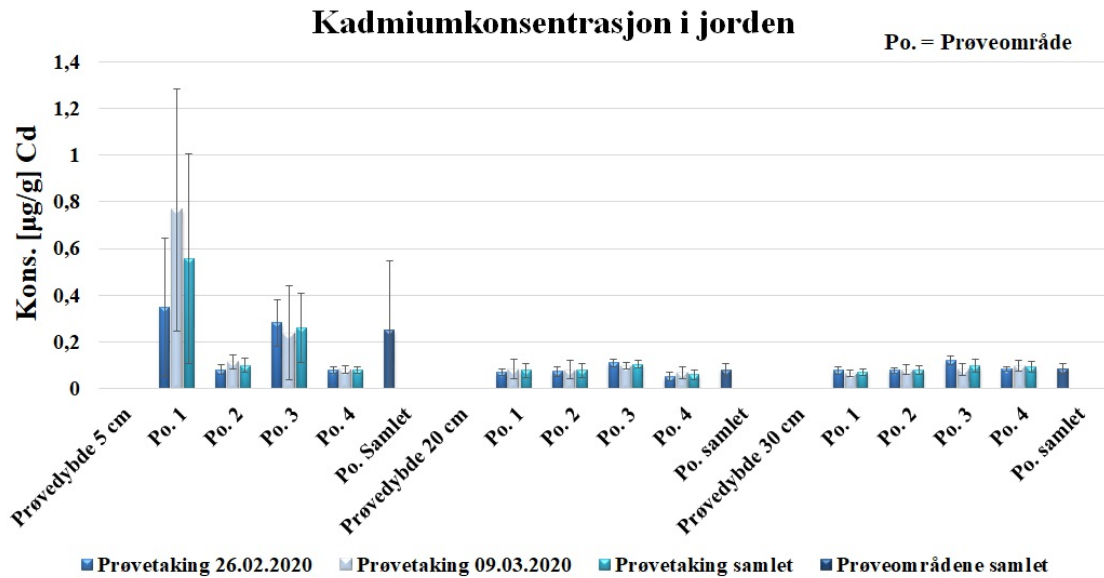


**Figur 4.4:** Illustrasjon av konsentrasjonen av Zn i jorden med standardavvik mellom prøvene. Resultatene er differensierte etter prøvedybde, prøveområde og prøvedato.

Figur 4.4 viser konsentrasjonen av Zn i jorden rundt kunstgressbanen. Figuren viser tydelige forhøyede konsentrasjoner av Zn i prøveområde 1, 2 og 3 ved 5 cm dybde. Prøveområde 1 har høyest konsentrasjon på 3 000-4 800 µg/g. Dette utgjør 5 404 % av konsentrasjonen i prøveområde 4. Prøveområde 2 har konsentrasjon på 400-550 µg/g, noe som utgjør 653 % av konsentrasjonen i prøveområde 4, og prøveområde 3 har konsentrasjon på 1 550-1 650 µg/g, noe som utgjør 2 207 % av konsentrasjonen i prøveområde 4. Prøveområde 4 har konsentrasjon på 70 µg/g.

Ved 20 cm dybde har prøveområde 1 og 2 noe forhøyet konsentrasjon av Zn, og utgjør hhv. 259 % og 280 % av konsentrasjonen i prøveområde 4. Ved 30 cm dybde har alle prøveområdene tilsvarende lav konsentrasjon av Zn. Alle de forhøyede konsentrasjonene har også et større avvik.

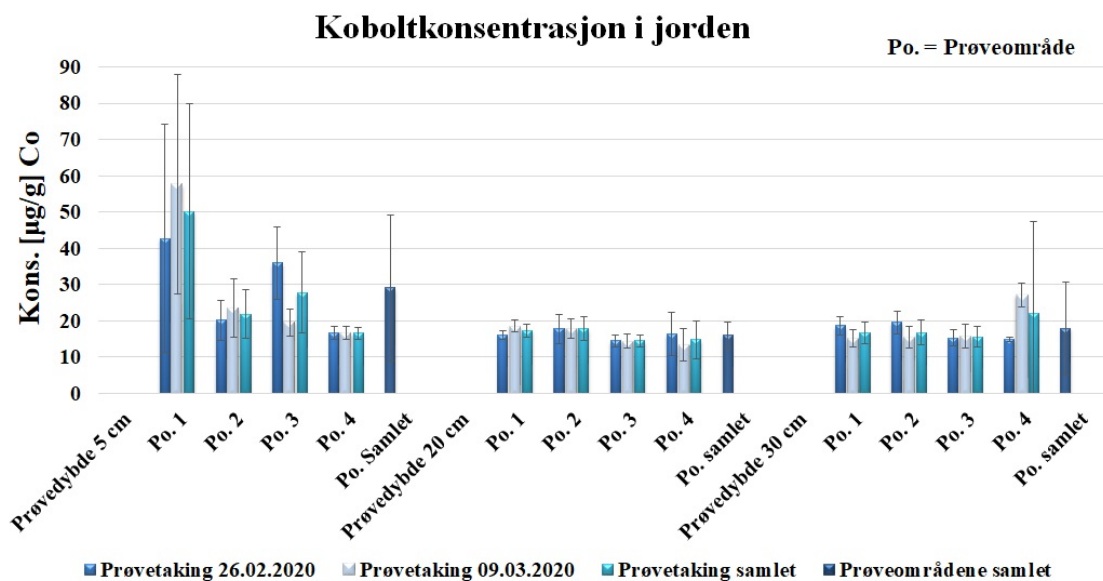




**Figur 4.5:** Illustrasjon av konsentrasjonen av Cd i jorden med standardavvik mellom prøvene. Resultatene er differensierte etter prøvedybde, prøveområde og prøvedato.

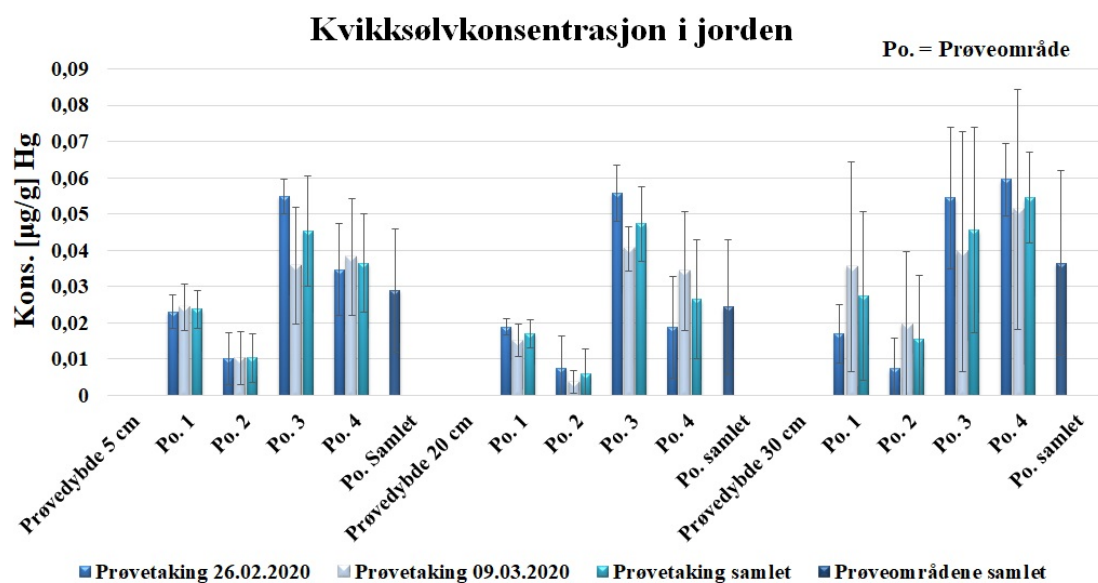
Figur 4.5 viser konsentrasjonen av Cd i jorden rundt kunstgressbanen. Figuren viser at prøveområde 1 og 3 har forhøyet konsentrasjon ved 5 cm dybde sammenliknet med prøveområde 4. Prøveområde 4 har en konsentrasjon på 0,08 µg/g, mens prøveområde 1 har konsentrasjon mellom 0,35 og 0,77 µg/g, og prøveområde 3 har konsentrasjon på 0,24-0,28 µg/g. Konsentrasjonen i prøveområde 1 utgjør 693 % av konsentrasjonen i prøveområde 4, og prøveområde 3 har konsentrasjon som utgjør 323 % av konsentrasjonen i prøveområde 4.

Ved 20 cm dybde har prøveområde 3 konsentrasjon på 0,1 µg/g mens prøveområde 4 har konsentrasjon på 0,05-0,07 µg/g. Dette tilsvarer 175 % av konsentrasjonen i prøveområde 4. Prøveområde 1, 2 og 4 ved 20 cm dybde, og alle prøveområder ved 30 cm dybde har tilsvarende konsentrasjon, dvs. ingen forhøyet konsentrasjon. Alle de forhøyede konsentrasjonene har også et større avvik.



**Figur 4.6:** Illustrasjon av konsentrasjonen av Co i jorden med standardavvik mellom prøvene. Resultatene er differensierte etter prøvedybde, prøveområde og prøvedato.

Figur 4.6 viser konsentrasjonen av Co i jorden rundt kunstgressbanen. Her vises konsentrasjonsøkning i prøveområde 1 og 3 ved 5 cm dybde. Prøveområde 1 har høyest konsentrasjon på 42-58 µg/g, noe som utgjør 301 % av konsentrasjonen i prøveområde 4. Prøveområde 3 har konsentrasjon på 20-36 µg/g, og utgjør 166 % av konsentrasjonen i prøveområde 4. Prøveområde 4 har konsentrasjon på 17 µg/g ved 5 cm dybde. Alle prøveområdene ved 20 og 30 cm dybde har tilsvarende konsentrasjon av Co. Alle de forhøyede konsentrasjonene har også et større avvik.



**Figur 4.7:** Illustrasjon av konsentrasjonen av Hg i jorden med standardavvik mellom prøvene. Resultatene er differensierte etter prøvedybde, prøveområde og prøvedato.

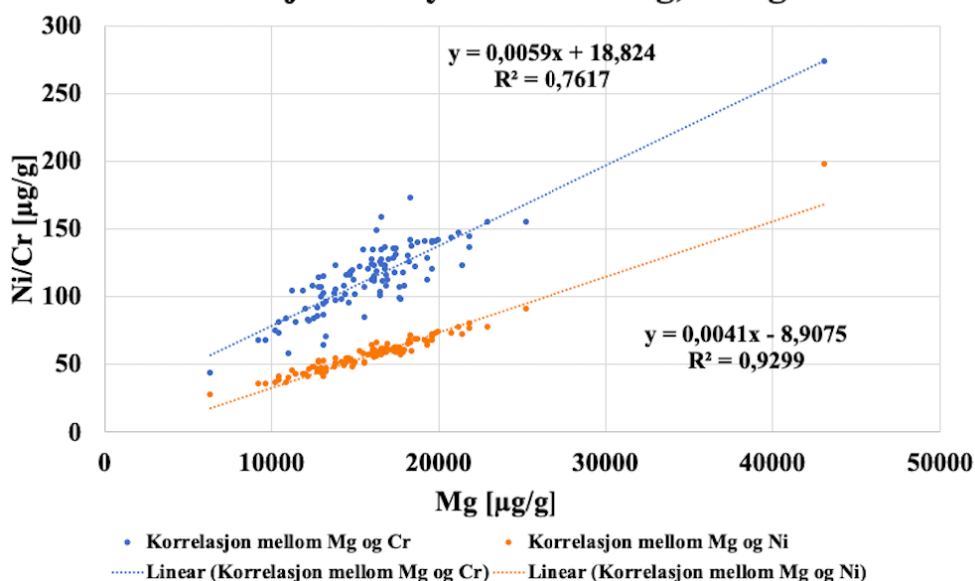
Figur 4.7 viser konsentrasjonen av Hg i jorden rundt kunstgressbanen. Figuren viser at det er en relativt stor spredning i konsentrasjonen i alle prøveområdene, og at det er relativt høyt standardavvik på de fleste prøveområdene. Det er ingen åpenbar korrelasjon mellom konsentrasjonene av Hg og prøveområder. Prøveområde 3 ved 20 cm dybde har konsentrasjon på 0,04-0,06 µg/g, mens prøveområde 4 har konsentrasjon på 0,02-0,03 µg/g. Dette utgjør 178 % av konsentrasjonen i prøveområde 4.

Resultatene fra prøveområde 4 varierer ved alle dybder, og har ved 5 cm dybde konsentrasjon på 0,03-0,04 µg/g. Ved 20 cm dybde er konsentrasjonen på 0,02-0,03 µg/g, mens den er på 0,05-0,06 µg/g ved 30 cm dybde. For alle prøvedybde er konsentrasjonen i prøveområde 4 høyere enn konsentrasjonene i prøveområdene samlet.

#### 4.1.4 Korrelasjonsanalyser av metallene

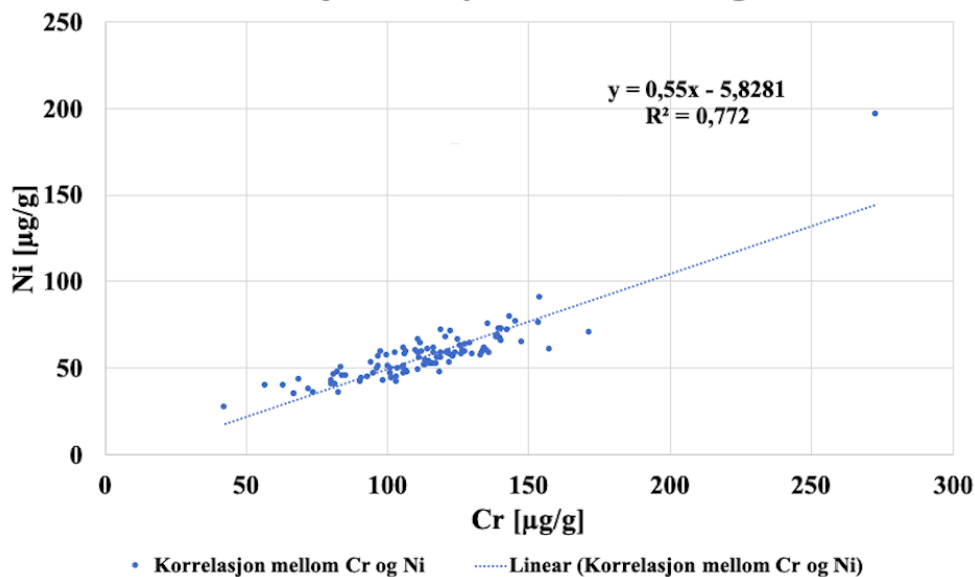
Alle par av metaller med bestemmelseskoeffisient ( $R^2$ ) høyere enn 0,4 presenteres i dette kapitlet og er regnet fra data i tabell F.1 i vedlegg F. Dette gjelder syv par av metaller; Mg og Cr; Mg og Ni; Cr og Ni; Hg og Pb; Zn og Cd; Zn og Co; og Co og Cd. Figurer 4.8-4.13 viser en grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom alle disse parene av metaller.

### Korrelasjonsanalyse mellom Mg, Cr og Ni



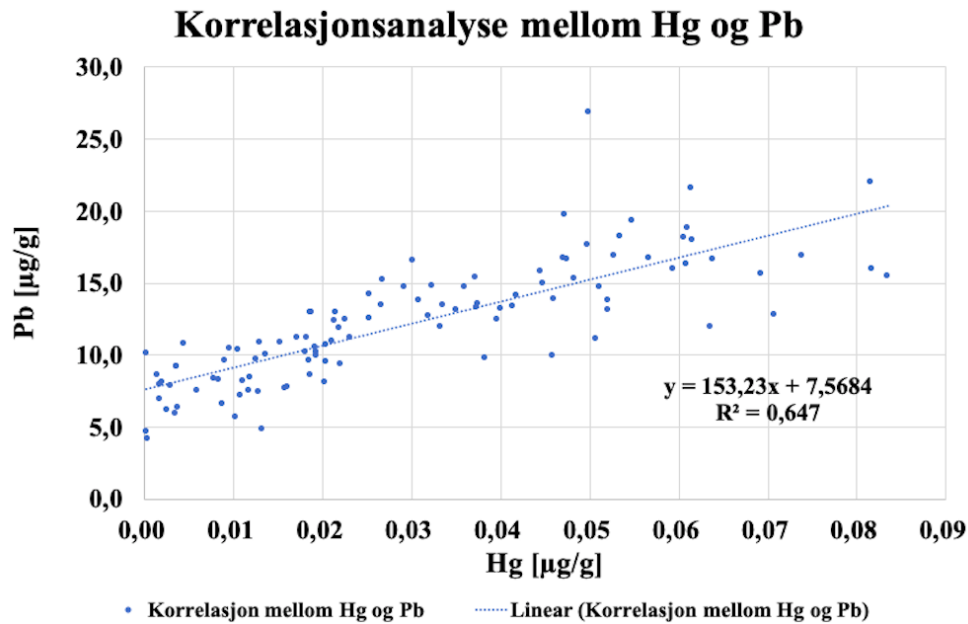
Figur 4.8: Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Mg, Cr og Ni.

### Korrelasjonsanalyse mellom Cr og Ni



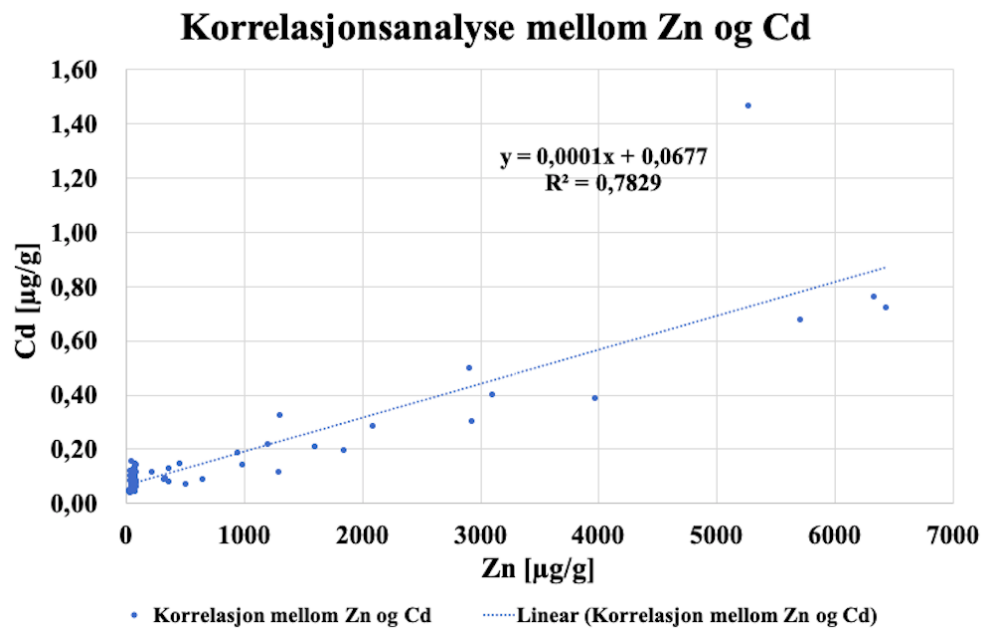
Figur 4.9: Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Cr og Ni.

Figur 4.8 viser korrelasjonen mellom Mg og Cr, og Mg og Ni, mens figur 4.9 viser korrelasjonen mellom Cr og Ni. Figurene viser at av disse har Mg og Ni best korrelasjon, med bestemmelseskoeffisient på 0,9299. Cr og Ni, og Mg og Cr har liknende korrelasjon, der Cr og Ni har en  $R^2$ -verdi på 0,7720 og Mg og Cr har en  $R^2$ -verdi på 0,7617.

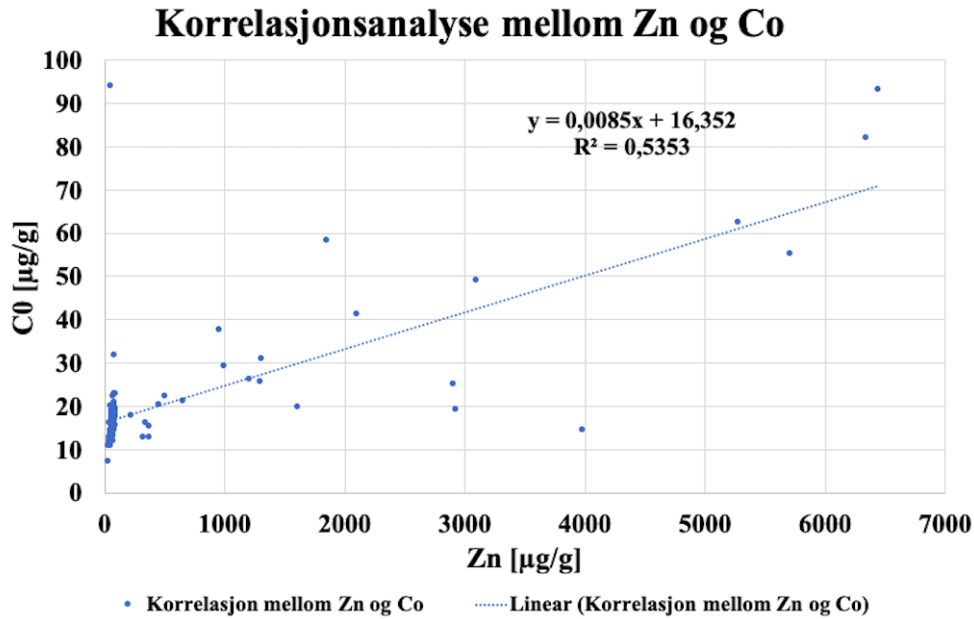


**Figur 4.10:** Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Hg og Pb.

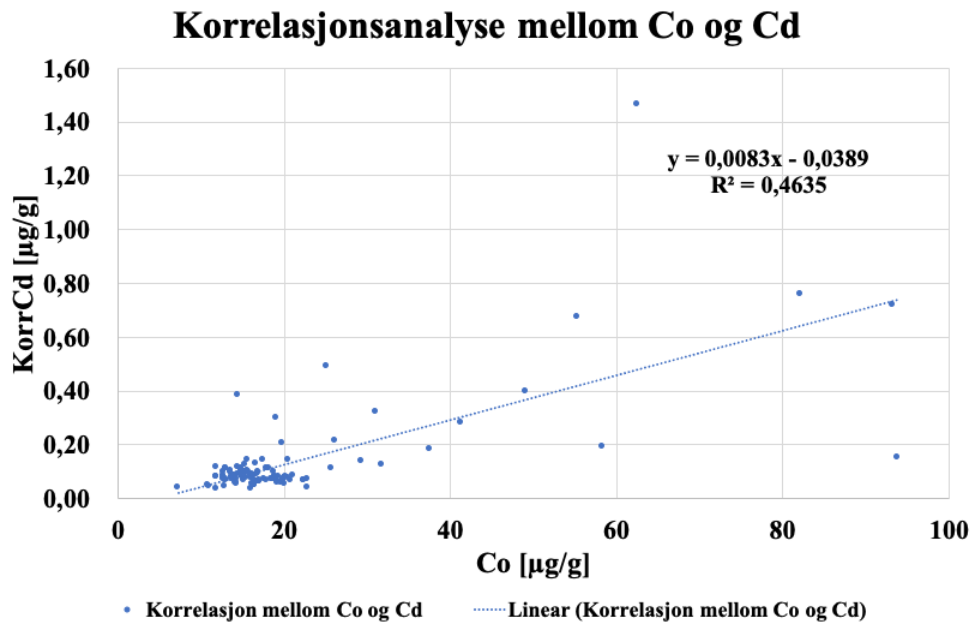
Figur 4.10 viser en grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Hb og Pb. Hb og Pb har en  $R^2$ -verdi på 0,6470.



**Figur 4.11:** Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Zn og Cd.

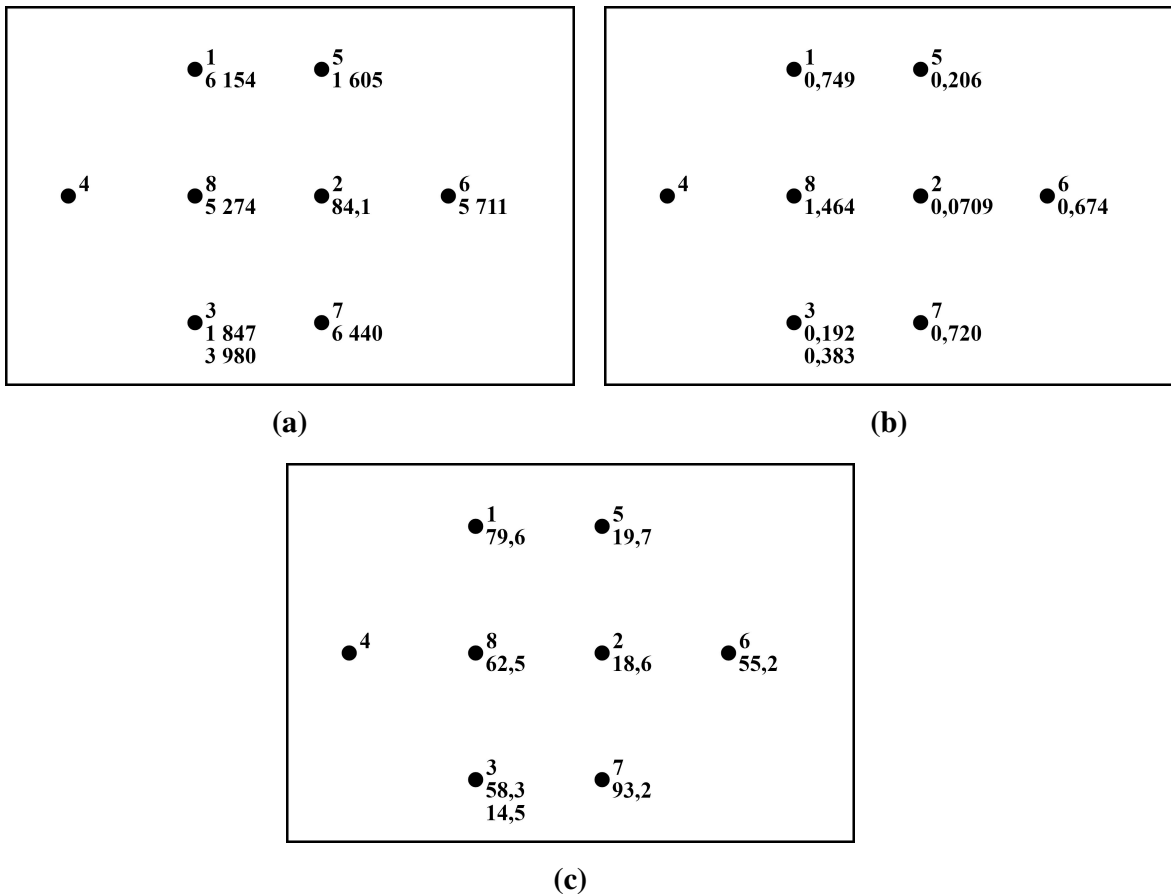


Figur 4.12: Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Zn og Co.



Figur 4.13: Grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Co og Cd.

Figurene 4.11-4.13 viser en grafisk fremstilling av korrelasjonen mellom Zn og Cd, Zn og Co, og Co og Cd. Figurene viser at av disse har Zn og Cd best korrelasjon, med  $R^2$ -verdi på 0,7829. Zn og Co har nestbest korrelasjon med  $R^2$ -verdi på 0,5353, mens Co og Cd har dårligst korrelasjon med  $R^2$ -verdi på 0,4635.

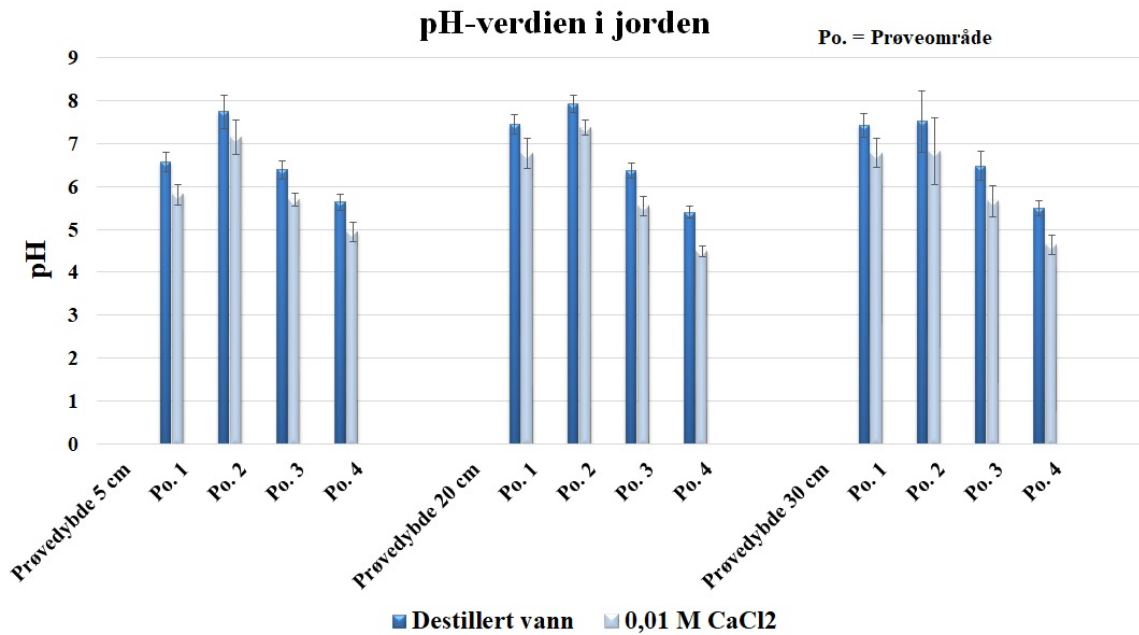


**Figur 4.14:** Konsentrasjonene av (a) Zn, (b) Cd og (c) Co i prøveområde 1 ved 5 cm dybde. Alle konsentrasjoner er oppgitt i µg/g.

Figur 4.14 viser en alternativ fremstilling av korrelasjonen mellom Zn, Cd og Co, der kun prøveområde 1 ved 5 cm prøvedybde er tatt med. Figuren viser konsentrasjonene av (a) Zn, (b) Cd og (c) Co i alle prøvene i prøveområde 1 ved 5 cm dybde, unntatt hull 4 da prøven ble ødelagt ved et uhell før dekomponering. Det er to prøver fra hull 3, ettersom dette hullet måtte flyttes grunnet stein. Figuren viser at når konsentrasjonen av Zn (a) øker, øker også konsentrasjonene av Cd (b) og Co (c). På alle figurene har hull 1, 6, 7 og 8 høyeste konsentrasjoner. Hull 2 har lavest konsentrasjon i alle prøvene, hull 5 ligger i det nedre sjiktet i alle prøvene, og hull 3 har variabel konsentrasjon og har enten høye eller lave verdier, der ikke alle høyere verdiene kommer fra samme prøve.

## 4.2 pH-måling av prøvene

pH-verdien ble målt i prøvene fra andre prøvetaking (09.03.2020). Figur 4.15 viser en grafisk fremstilling av gjennomsnittet og standardavviket til prøvenes pH ved måling med destillert vann og 0,01 M CaCl<sub>2</sub> for alle prøveområder og prøvedybder. Rådataene finnes i tabeller G.1 og G.2 i vedlegg G.



**Figur 4.15:** Grafisk fremstilling av pH-verdien til prøvene tatt 09.03.2020. pH-verdien er målt med destillert vann og 0,01 M CaCl<sub>2</sub>.

pH-målingene presentert i figur 4.15 viser pH-verdier fra 5,4-7,9 for måling med destillert vann, og 4,5-7,4 for måling med 0,01 M CaCl<sub>2</sub>. Ved måling med 0,01 M CaCl<sub>2</sub>, som tar til høyde for sesongvariasjonene i jorden, har prøveområde 2 ved 20 cm dybde den høyeste pH-verdien på 7,4 og prøveområde 4 ved 20 cm den laveste på 4,5. Den laveste verdien, foruten prøveområde 4, har prøveområde 3 ved 20 cm dybde med pH-verdi på 5,5. Forholdet mellom de to metodene er relativt likt, med forskjeller på 0,5-0,9 og en gjennomsnittsforskjell på 0,7. pH-verdiene og deres standardavvik endres lite innad i områdene, foruten prøveområde 1, der det er en forskjell på 5 cm prøvedybde og 20 og 30 cm prøvedybde med 0,7-1,0. Avvikene består av lokale variasjoner. Prøveområde 2 ved 30 cm dybde har det største standardavviket, med pH-verdier fra 6,7-8,0 for måling med destillert vann, derav et standardavvik på 0,7 fra snittet på 7,5.

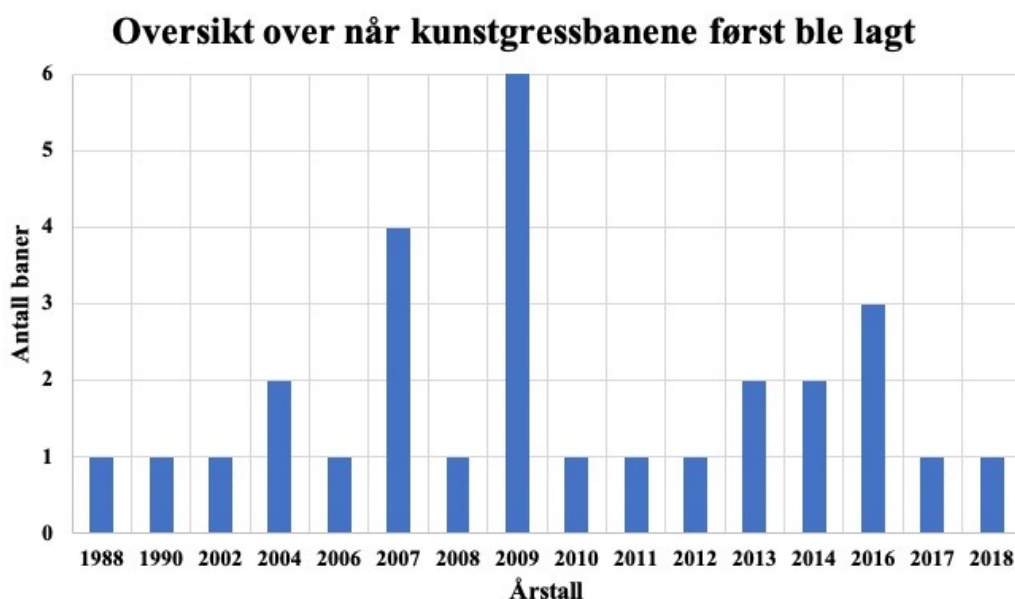
### 4.3 Jordprøvenes konsistens

Konsistensen til jorden i prøveområdene varierte. Alle hull i prøveområde 1, unntatt hull 6, besto av fast masse. Prøvene i 5 cm dybde smuldret lett opp, mens prøvene ved 20 og 30 cm dybde var mer kompakt. Hull 6 besto av leireaktig masse. Prøveområde 2 besto av mer gjørme og leireaktig jord på overflaten, men hadde mere grus og vandig masse ved 20 og 30 cm dybde. Jorden i prøveområde 3 liknet på jorden i prøveområde 1. Prøvene ved 5 cm dybde var mer gjørmete grunnet smelting av is. Prøveområde 4 besto av kompakt jord med mere røtter enn de andre områdene.



## 4.4 Kartlegging av vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets

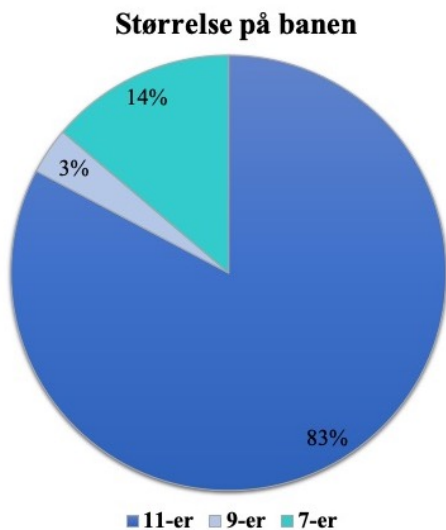
Av 126 utsendte e-poster, fikk spørreundersøkelsen 30 svar. Dette gir en samlet svarprosent på 23,8. En av banene viste seg å være innendørsbane, og besvarelsen ble ekskludert fra resultatene. Alle spørsmålene fra spørreundersøkelsen kan sees i vedlegg B. Figur 4.16 viser en oversikt over når kunstgressbanene først ble lagt. Eldste banen er fra 1988 og den nyeste fra 2018. Fleste baner ble lagt i 2009, eller 6 av 29 baner. Årstall der ingen bane ble lagt er utelatt fra grafen.



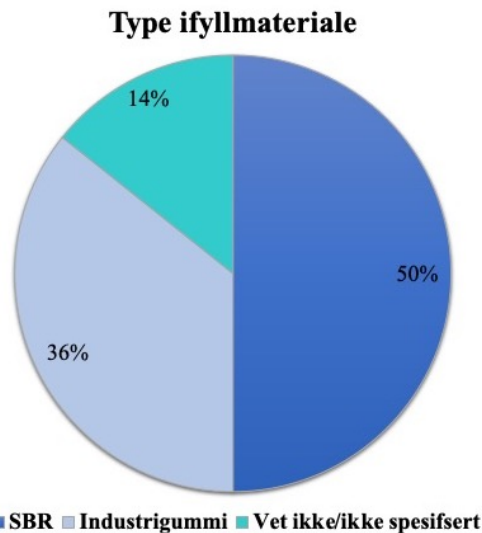
**Figur 4.16:** Oversikt over når kunstgressbanene ble først lagt.

Figur 4.17 viser en oversikt over størrelsen på banene som deltok i undersøkelsen. 83 % av banene er 11-ere, og ingen er 5-er bane. Figur 4.18 viser en oversikt over type ifyllmateriale som banene benytter. Halvparten oppga at de benytter SBR-gummigranulat, og over en tredjedel oppga at de benytter industrigummi. Ingen svarte at banene benytter EPDM, TPE eller organiske materialer som ifyll.

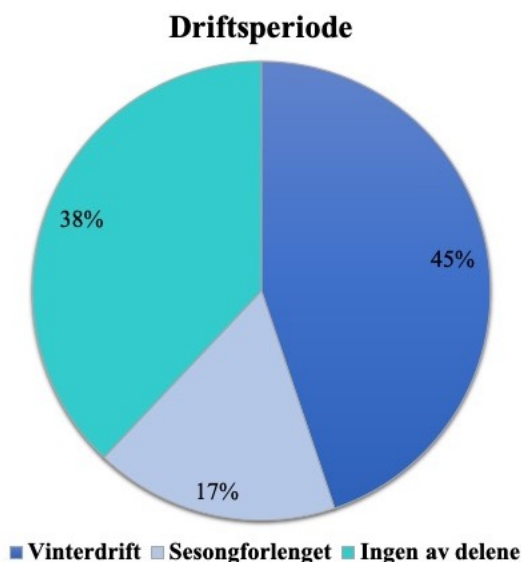
Figur 4.19 viser en oversikt over driftsperioden for banene som deltok i undersøkelsen. Nesten halvparten av banene vinterdriftes, og 17 % er sesongforlenget. Ifølge undersøkelsen slutter vinterstengte baner drift i løpet av oktober eller tidlig november, to skrev at det er avhengig av vær. Banene åpner igjen sent i mars eller i løpet av april. En bane holdes vinterstengt på grunn av gode innendørsalternativer på vinterstid. Sesongforlengede baner slutter drift sent i oktober eller i løpet av november, og driften starter opp igjen i løpet av mars eller tidlig april. En skrev at lengden på sesongen avhenger av vær.



**Figur 4.17:** Oversikt over størrelsen på kunstgressbanene.

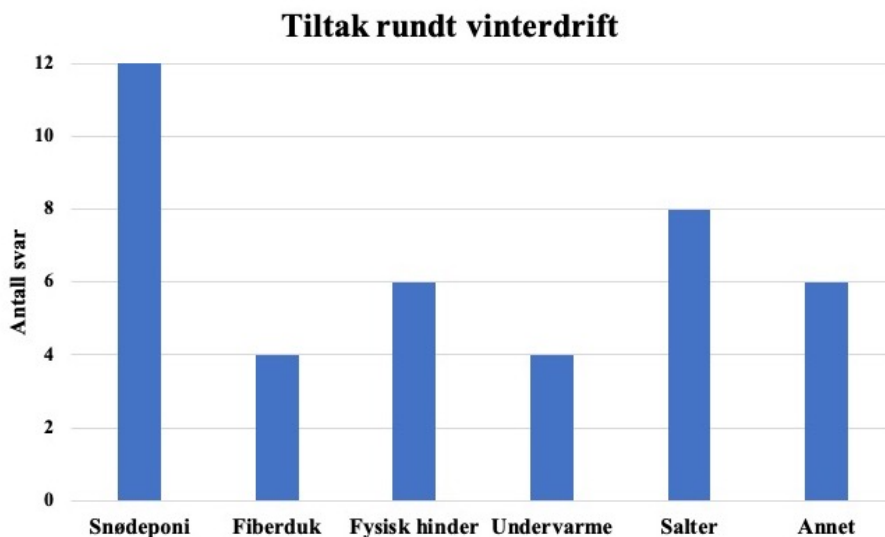


**Figur 4.18:** Oversikt over type ifyllmaterialer som banene benytter.



**Figur 4.19:** Oversikt over driftsperioden for kunstgressbanene.

Figur 4.20 viser en oversikt over hvilke tiltak de vinterdriftede banene tar i bruk. Her var det mulig å velge flere alternativer. Figuren viser at snødeponi er det tiltaket som benyttes i størst grad, etterfulgt av bruk av salter. Av dem som svarte «Annet» er det en som presiserte at det også var kunstgress på snødeponi, og en bane bruker filter i kummer for oppsamling av gummi-granulat.



**Figur 4.20:** Oversikt over hvilke tiltak de vinterdriftede og sesongforlengede banene benytter.

Figur 4.20 viser at 8 svarte av det benyttet salter på banen som et tiltak for vinterdrift. Saltene som benyttes kommer fra flere forskjellige produsenter, men inneholder alle NaCl. Tabell 4.4 viser en oversikt over hvor mye salt som ble benyttet på banen denne vintersesongen, til de svarte på undersøkelsen, og vanlig mengde salt som brukes på banen per sesong. Tabellen viser stor variasjon i mengde salt, både denne vintersesongen og per sesong. Mengde salt benyttet denne vintersesongen varierte fra 0,3 til 43 tonn, og vanlig mengde per sesong varierer fra 0,3 til 30 tonn. En svarte at de har brukt mindre salt enn vanlig på grunn av lite snø i vinter.

**Tabell 4.4:** Mengde salt brukt på kunstgressbanene denne vintersesongen og en vanlig sesong. Alle tall er oppgitt i tonn.

Mengde salt denne vintersesongen, til besvarelse av undersøkelsen [tonn]	Vanlig mengde salt per sesong [tonn]
0,3	0,3
2	3-5
2 (før banen stengte)*	20-30 (tidligere, når banen var vinterdriftet)
6	8
6-7	6-7
10	**
12	10
12	12-15
20	18
43	30

\* Sesongforlenget. \*\* Ikke oppgitt.

Tabell 4.5 viser en oversikt over kostnader for vinterdrift og segmentering av kostnadene. Tabellen viser at kostnadene varierte fra 1 000 NOK til 575 000 NOK + mva.

**Tabell 4.5:** Kostnader for vinterdrift, type drift og segmentering av kostnader.

<b>Kostnader for vinterdrift [NOK]</b>	<b>Type drift og segmentering av kostnader</b>
1 000	Sesongforlenget.
1 000	Vinterdrift. Dette er kostnader ved diesel i måneden, usikker på saltkostnader.
3 000	Sesongforlenget. Engangsbrøyting med traktor.
10 000	Vinterdriftet.
22 000	Sesongforlenget. Brøyting (12 000) og vedlikehold (10 000).
20 000-25 000	Vinterdrift. Salt (15 000) og maskinkostnader (5 000-10 000).
40 000	Vinterdrift. Salt (20 000) og timer vaktmester/traktor (20 000).
80 000	Vinterdrift.
50 000-100 000	Vinterdrift. Salter, diesel og slitasje av utstyr.
180 000	Vinterdrift.
185 000-205 000	Vinterdrift. Brøyting (80 000-100 000), vedlikehold (60 000), traktor (15 000) og salt (30 000).
200 000	Vinterdrift.
320 000	Vinterdrift. Undervarme (200 000) og drift/brøyting (120 000).
350 000	Vinterdrift. Undervarme (300 000) og brøyting (50 000).
575 000 + mva	Vinterdrift. Leie fyrkjele (250 000) og gass (350 000).

## 5 Diskusjon

I dette kapitlet diskuteres resultatene opp mot teorien. Kapitlet deles i tre underkapitler. Først diskuteres resultater fra ICP-MS analyse og pH-måling av prøvene, deretter kartlegging av vinterdrift, og til slutt presenteres forslag til videre arbeid.

### 5.1 Analyse av jordprøvene

Dette kapitlet tar for seg prøvenes validitet, konsentrasjonen i jorden og påvirkning av metallene presentert i tabell 4.3, korrelasjon mellom metallenes konsentrasjon og pH-verdien til jorden. Sammenhengen mellom metallkonsentrasjonen og pH-verdien i jorden diskuteres til slutt.

#### 5.1.1 Prøvenes validitet

Prøvenes validitet ble undersøkt ved å se på mulige feilkilder og ulike relative standardavvik til de forskjellige prøvene. Disse avvikene ble regnet fra homogenitetstesten, reproduserbarhetstesten og snittet til avvikene gitt fra ICP-MS instrumentet, med separate verdier for hvert metall. Homogenitetstesten ble utført ved å manuelt knuse jordprøven mellom fingrene til et fint pulver, så dekomponere prøven i tre forskjellige PFA-rør beskrevet i kapittel 3.3.3. Tabell 4.1 viser at avviket til homogeniteten for flere prøver var over 40 % for prøve 18 med to paralleller og over 20 % for prøve 106 med tre paralleller. I de mest ekstreme tilfellene var avviket på 59,0% for Cr i prøve 18 og 41,1 % for Na i prøve 106. Reproduserbarhetstesten vist i tabell 4.1 viser at avviket lå mellom 0,50 % og 4,15 %, med unntak av Hg som hadde et høyere avvik. Avvikene gitt av ICP-MS instrumentet vist i tabell 4.2 viser at gjennomsnittet for alle metallene, unntatt Hg, var på 1,5 %-3,2 %. De høyeste avvikene til en enkelmåling var 344 % for Hg og 8,6 % for Cd. Hg er det metallet som hadde lavest konsentrasjon i prøvene, noe som gjør det vanskelig å kvantifisere [54], og avvikene var derfor større.

Dette viser at inhomogeniteten til jorden er den største kilden til avvik. I denne undersøkelsen ble homogeniteten testet fra samme prøven, og avviket fra ren homogenitet vil trolig være større mellom prøveområdene. Dvs. at alle verdier som faller innenfor et spekter av bare en tredobling kan med høy sannsynlighet skyldes inhomogenitet. Avviket fra reproduserbarhetstesten vist i tabell 4.1 gjenspeiler avvikene til de individuelle prøvene i tabell 4.2. Dette er som forventet ettersom begge baseres på usikkerheten til ikke-spektroskopiske interferenser. Reproduserbarheten hadde en større spredning i avvik, men dette kan forklares av et mindre datasett. Ved analyse av resultatene kan en neglisjere de ikke-spektroskopiske interferensene, ettersom inhomogeniteten til jorden var vesentlig større.

Foruten ICP-MS instrumentet og homogeniteten, hadde prøvene andre kilder til usikkerhet. For å ta prøvene ble en jordbor (håndauger) benyttet, som er et manuelt instrument som borer ned i jorden. Andre instrumenter ble vurdert, men til formålet var dette derimot det eneste manuelle instrumentet som kunne brukes, da telen i jorden hadde stoppet andre manuelle instrumenter. Instrumentet er relativt grovt og gjorde dybdemålingene vanskelige. Det ble derfor anslått en feilmargin på  $\pm 5$  cm på alle prøvedybder. Områder med mer tele, f.eks. overflatene til prøveområde 1 og 3, gjorde at jorden lett smuldret opp. Dette gjorde at prøvetakingen ble vanskeliggjort og tillot mer brukerfeil. Ved første prøvetaking (26.02.2020) ble jordboren vasket med snø mellom hvert prøvehull og med destillert vann mellom hvert prøveområde. Ved andre prøvetaking (09.03.2020) ble jordboren vasket med destillert vann mellom hvert prøvehull, men ikke mellom hver prøve. Dette ga muligheter for krysskontaminering mellom prøvedybder og prøvehull. I dette tilfelle er krysskontaminering sett på som uunngåelig, men ikke ødeleggende for resultatet. Grunnet jordens inhomogenitet kreves det en mangedobling av konsentrasjonen til et metall i flere prøver for å påvise forhøyede konsentrasjoner. En krysskontaminering fører til en svak påvirkning på konsentrasjonen, men vil ikke ha en signifikant påvirkning på resultatene.

### **5.1.2 Salters tilstedeværelse i jorden rundt banen**

Ettersom Na, Mg og Ca er tre av de ti vanligste grunnstoffene i jordskorpen [33], kreves det høyt forbruk av avisingsalter før forhøyede konsentrasjoner kan detekteres. Tabell 4.3 viser at gjennomsnittskonsentrasjonene av Na, Mg og Ca var hhv. 910  $\mu\text{g/g}$ , 16 003  $\mu\text{g/g}$  og 11 457  $\mu\text{g/g}$ . Disse tallene viser at det var omtrent 17,5 ganger så mye Mg i jorden enn Na, og 12,5 ganger så mye Ca i jorden enn Na. Kunstgressbanen som ble undersøkt bruker gjennomsnittlig 30 tonn NaCl på banen hver vintersesong, men hadde forbruk på 43 tonn denne vintersesongen. Til tross for dette kunne det ikke observeres forhøyede konsentrasjoner av Na i jorden rundt kunstgressbanen.

Konsentrasjonene av Na, Mg og Ca i figurene 4.1-4.3 viser ingen åpenbar korrelasjon mellom prøveområdene og prøvedybden. Tabell 4.3 viser at avviket i konsentrasjonen av Na, Mg og Ca lå mellom 23,8 og 27,7 %, der Ca hadde det høyeste avviket. Et så høyt avvik ville normalt antyde en spredning i konsentrasjonen, men konsentrasjonen var jevnt fordelt over alle prøveområdene og prøvedybden. Avviket fra homogenitetstestene i tabell 4.1 viser en inhomogenitet av Na, Mg og Ca på 7,99-45,1 %, og høyest inhomogenitet på 59,0 % for Cr. Dette bekrefter hypotesen om at forekomsten har oppstått som et resultat av jordens inhomogenitet. Ved å ta hensyn til de ikke-spektroskopiske interferensene i tillegg til homogeniteten er det ikke mulig å konkludere med forhøyede konsentrasjoner av salter rundt kunstgressbanen. Hvor saltet havner er usikkert, men avsetningen kunne ikke observeres 14-15 m fra banen. Det er muligheter for større funn nærmere banen eller under banen, ettersom saltet trolig vil trekke ned i banen

sammen med snøen den smelter.

Prøveområde 1 og 3 lå 14-15 m fra hvitstripen på kunstgressbanen og lå på topper hhv. 3,3 m og 2,2 m over baneoverflaten. Begge disse faktorene kan ha bidratt til å minimere saltinnholdet i jorden. Prøveområde 1 hadde tydelig, men lite avsetning fra snøfresing. Det var lite egnede plasser å ta prøver nærmere banen, da mulige prøvesteder var dekket av et tykt islag eller skulle være dekket med fiberduk. Dette gjorde det utfordrende å grave opp mulige prøveområder. Det tykke islaget kan tyde på saltinnhold i området, ettersom mengden snø vil kreve enorme mengder salt for å tine. Smeltet snø kan dermed ha frosset igjen, og dannet de tykke islagene. Det var ansett som lite hensiktsmessig å undersøke områdene med tykt islag med hensyn på ergonomi og tidsperspektiv ved å grave frem prøveområdene.

Opprinnelig skulle klor (Cl) bestemmes i alle prøvene, for å se om det var sammenheng mellom konsentrasjonene til Cl og Na, Mg og Ca. Dette ble ikke gjort da Cl ikke kan analyseres fra prøver som dekomponeres med syre [54]. Ved inkludering av klor hadde alle prøver måttet behandles på to måter, noe som både er tidkrevende og ressurskrevende, og har større kostnader. Hvis konsentrasjonen av Cl også hadde blitt analysert, kunne det gitt et bedre grunnlag til å konkludere med saltinnholdet i jorden.

### **5.1.3 Tilstedeværelse av tungmetaller med stor spredning i konsentrasjon i jorden rundt banen**

Som nevnt i kapittel 4.1.1 viser tabell 4.3 at de fleste metallene hadde et avvik i konsentrasjonen på godt under 70 %. Grenseverdien på 70 % ble valgt fordi et høyt avvik til konsentrasjonen indikerer en stor spredning i konsentrasjonen, og ligger over høyeste avviket til homogenitetstesten til prøvene vist i tabell 4.1. Dermed kan det utelukkes at høyt avvik i konsentrasjonen kun er forårsaket av inhomogeniteten til jorden. Etter korrigering for en ekstremverdi for Mn, var det kun Zn, Cd, Co og Hg som oversteg et avvik til konsentrasjonen på 70 %. En grafisk fremstilling av konsentrasjonene av disse tungmetallene separert etter prøveområde og prøvedybde vises i kapittel 4.1.3. Det er gjennomgående for tre av de fire tungmetallene som presenteres (Zn, Cd og Co), at konsentrasjonen var høyest ved 5 cm dybde og ble redusert med avstanden fra overflaten. Dette stemmer overens med Amrhein et al. sine funn fra 1992 [27] at konsentrasjonen av forurensende tungmetaller reduseres etter jorddybde. Denne studien undersøkte dog konsekvenser av veisaltning, og kan kun sammenliknes til en viss grad. Det kunne ikke observeres indikasjoner på forhøyede saltkonsentrasjoner i jorden rundt kunstgressbanen, noe som også gjør det vanskelig å sammenlikne med Amrhein et al. sin undersøkelse.

Før dekomponering ble svart materiale som kunne være gummigranulat forsøkt filtrert bort fra jordprøvene av labpersonalet. Til tross for dette kan det ikke utelukkes at noe gummigranulat

ble igjen i prøvene. Det ble ikke notert ned hvilken prøver som gummigranulat ble filtrert bort fra, men det hadde vært interessant å vite hvilke prøver som inneholdt gummigranulat. Dette kunne skapt en større forståelse av korrelasjonen mellom tilstedeværelse av gummigranulat og forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller i prøvene. Prøveområde 1 og 3 hadde mest synlig gummigranulat i snøen rundt banen, område 1 mer enn 3, og det er derfor forventet at disse områdene er mest forurenset. Prøveområdene med forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller hadde høyere avvik enn de som ikke hadde forhøyede konsentrasjoner. Dette kan bl.a. skyldes lokale forurensninger som hadde ujevn avsetning av tungmetaller, eller tilstedeværelse av gummigranulat i noen av de dekomponerte prøvene.

## Sink

Figur 4.4 viser at konsentrasjonen av Zn var høyest ved 5 cm dybde. Prøveområde 1 hadde høyest konsentrasjon, etterfulgt av prøveområde 3. Ifølge Adachi og Tainosho [40] utgjør Zn 0,4-4,3 % av totalmassen til et dekk. Det er derfor ikke overraskende at de områdene med mye gummigranulat også inneholdt mye Zn. Det var en markant reduksjon i konsentrasjonen av Zn fra 5 cm dybde til 20 cm dybde. Ved 20 cm dybde hadde prøveområde 1 og 2 forhøyede konsentrasjoner sammenliknet med prøveområde 4, men betydelig lavere enn ved 5 cm dybde.

Tabell 4.3 viser at konsentrasjonen av Zn varierte i stor grad i alle prøvene, med lavest konsentrasjon på 29,2 µg/g og høyest konsentrasjon på 6 441 µg/g. Gjennomsnittskonsentrasjonen var på 530 µg/g. Denne variasjonen gir et avvik til konsentrasjonen på 241 %. Gjennomsnittskonsentrasjonen av Zn i prøveområde 4 lå rundt 60-70 µg/g. Tabell 2.3 viser at Zn tilhørte tilstandsklasse 1 i prøveområde 4. Gjennomsnittskonsentrasjonen var i tilstandsklasse 4, og høyest konsentrasjon i tilstandsklasse 5 [36]. Ifølge Ottesen et al. [35] er Zn ikke helseskadelig for mennesker, selv i konsentrasjoner som tilhører tilstandsklasse 5. Konsentrasjoner som overstiger tilstandsklasse 5 klassifiseres derimot som farlig avfall, men det er ikke spesifisert hva dette betyr. Det at Zn ikke er helseskadelig for mennesker, betyr ikke nødvendigvis at det ikke kan være skadelig for vegetasjon og organismer i jorden.

Forhøyede konsentrasjoner av Zn i prøvene samsvarer med en undersøkelse av Bocca et al. i 2009 [12] som fant at tungmetaller lekker fra gummigranulat i vann, og en undersøkelse av Byggforsk i 2004 [10] som analyserte totalinnholdet av tungmetaller i gummigranulat. Begge fant høyest konsentrasjon av Zn i alle prøvene, noe som viser at Zn er mest forurensende fra gummigranulat. Bocca et al. fant at konsentrasjonen av Zn ofte var ca. 100 ganger høyere enn grenseverdien. I prøvene tatt rundt kunstgressbanen i Trøndelag var den høyeste konsentrasjonen av Zn i prøvene ca. 32 ganger høyere enn grenseverdien til tilstandsklasse 1 [36]. Dette kan tyde på at tungmetaller lekker enklere ut i vann enn jord, at det er stor forskjell i grenseverdier for norsk og italiensk jord, eller at det er stor forskjell på tungmetallinnholdet i gummigranula-



tet.

### **Kadmium**

Figur 4.5 viser at det var forhøyet konsentrasjon av Cd i prøveområde 1 og 3 ved 5 cm dybde sammenliknet med prøveområde 4. Prøveområde 1 hadde dobbelt så høy konsentrasjon som prøveområde 3. Ved sammenlikning av målte verdier med konsentrasjoner i tilstandsklassene vist i tabell 2.3, var det kun én verdi som var tilnærmet lik konsentrasjonen i tilstandsklasse 1 på 1,5 µg/g [36]. Resterende verdier var langt fra å overskride tilstandsklasse 1. Til tross for tilsynelatende stor forurensning av Cd i prøveområde 1 og 3 ved 5 cm dybde, var dette ikke nok for å regnes som helseskadelig.

Det kunne observeres en økning i konsentrasjonen av Cd i prøveområde 3 ved 20 cm dybde i forhold til prøveområde 4 ved samme dybde. Konsentrasjonen i prøveområde 3 tilsvarte 175 % av konsentrasjonen i prøveområde 4, og det er tvilsomt at økningen kan klassifiseres som signifikant. Den lave konsentrasjonen i prøvene samsvarte med konsentrasjonen ved 30 cm. Dette betyr at den økte konsentrasjonen kan skyldes inhomogenitet.

### **Kobolt**

Figur 4.6 viser at det var en økt konsentrasjon av Co i prøveområde 1 og 3 ved 5 cm dybde sammenliknet med prøveområde 4. Prøveområde 1 hadde høyest konsentrasjon, med en konsentrasjon som tilsvarte 301 % av konsentrasjonen i prøveområde 4. Det finnes ikke tilstandsklasse for Co, slik at det er vanskelig å si noe om dette er en abnormal høy konsentrasjon. Prøveområde 3 har konsentrasjon som tilsvarende 166 % av konsentrasjonen i prøveområde 4, noe som ikke kan beregnes som en signifikant økning. Figuren viser ingen grunn til å tro at mengde Co ved 5 cm dybde har påvirket konsentrasjonen lenger ned i jorden. Forhøyede konsentrasjoner i prøveområde 1 og 3, de områdene med mest synlig gummigranulat, kan tyde på at dette skyldes drift av kunstgressbanen.

### **Kvikksølv**

Figur 4.7 viser en stor variasjon i konsentrasjonen av Hg i jorden rundt kunstgressbanen. Prøveområde 3 ved 20 cm dybde hadde en konsentrasjon av Hg som tilsvarte 178 % av konsentrasjonen i prøveområde 4. Etersom ICP-MS instrumentet er så ustabil ved analyse av Hg som tabell 4.1 viser, kan ikke denne økningen beregnes som signifikant. Kvikksølv hadde også veldig lave konsentrasjoner i prøvene. Dette øker usikkerheten til prøvene [54]. De forhøyede konsentrasjonene følger heller ikke trenden til Zn, Cd og Co, noe som forsterker mistanken om at det ikke er forhøyet konsentrasjon av Hg i noen av prøvene.

Høyest konsentrasjon av kvikksølv i alle prøveområdene var på ca. 0,06 µg/g. Ved sammenlikning av dette tallet med konsentrasjonen i tabell 2.3, ser en at kvikksølv tilhørte tilstandsklasse 1 [36]. Grensen mellom tilstandsklasse 1 og 2 er 1 µg/g, det var derfor en god margin fra høyeste konsentrasjon til grensen til tilstandsklasse 2. Selv med høy usikkerhet knyttet til resultatene, er det usannsynlig at konsentrasjonen av kvikksølv i jorden rundt kunstgressbanen er forhøyet.

#### **5.1.4 Tilstedeværelse av tungmetaller med mindre spredning i konsentrasjon i jorden rundt banen**

Tabell 4.3 viser gjennomsnittskonsentrasjon, minimal og maksimal konsentrasjon av alle metallene som ble undersøkt. Ved sammenlikning med tabell 2.3 kan en se at det er flere metaller som overstiger konsentrasjonen i tilstandsklasse 1 [36] til tross for liten forskjell i konsentrasjonene mellom alle prøvene, som vist i tabell 4.3.

Arsen hadde en gjennomsnittskonsentrasjon på 3,59 µg/g og maksimal konsentrasjon på 9,24 µg/g. Grenseverdien til konsentrasjonen i tilstandsklasse 1 for As er 8 µg/g [36]. Gjennomsnittsverdien er langt under denne grensen. Det var kun én prøve som oversteg grenseverdien på 8 µg/g, noe som gir grunn til å tro at dette ikke er representativt for jorden rundt kunstgressbanen. Derfor antas det at det ikke er forhøyede konsentrasjoner av As i jorden rundt banen.

Bly hadde en gjennomsnittskonsentrasjon på 12,2 µg/g og maksimal konsentrasjon på 26,8 µg/g. Grenseverdien mellom tilstandsklasse 1 og 2 er 60 µg/g [36], og konsentrasjonen av Pb i prøvene var derfor langt fra å overskride grenseverdien.

Krom hadde gjennomsnittskonsentrasjon på 114 µg/g og maksimal konsentrasjon på 273 µg/g. Ifølge tabell 2.3 har Cr(III) grenseverdi på 50 µg/g og Cr(VI) grenseverdi på 2 µg/g [36]. I prøvene tatt rundt kunstgressbanen ble det ikke differensiert mellom Cr(III) og Cr(IV), ettersom dette krever analyse med HPLC (High performance liquid chromatography) før analyse med ICP-MS [54]. Cr(IV) er svært ustabil, og det er lite sannsynlig å finne det i store mengder i naturen [35]. Derfor antas det at tilnærmet all Cr i prøvene var Cr(III). Gjennomsnittskonsentrasjonen av Cr i prøvene tilhørte tilstandsklasse 2 og maksimal konsentrasjonen tilhørte tilstandsklasse 3. Gjennomsnittet til konsentrasjonen for alle prøveområder, prøvedybder og prøvedatoer oversteg grenseverdien på 50 µg/g. Dermed tilhørte alle snittmålingene tilstandsklasse 2. Da alle prøveområdene inneholdt tilnærmet lik mengde av Cr, er det lite sannsynlig at drift av kunstgressbanen har hatt påvirkning. Det konkluderes derfor med at jorden i området rundt banen og prøveområde 4 inneholdt naturlig mer Cr enn vanlig.

Kobber hadde en gjennomsnittskonsentrasjon på 28,1 µg/g og maksimal konsentrasjon på 119 µg/g. Cu hadde to ekstremverdier, og etter at disse ble fjernet hadde Cu maksimal konsentrasjon

på 38,6 µg/g. Grenseverdien til tilstandsklasse 1 for Cu er 100 µg/g [36], og det var derfor kun de to ekstremverdiene som oversteg denne. De to ekstremverdiene kan utelates fordi de ikke representerer jordinnholdet og plasseringen til disse prøvene tilsier at de ikke kommer fra forurensning. Derfor antas konsentrasjonen av Cu å være i tilstandsklasse 1.

Mangan hadde gjennomsnittskonsentrasjon på 577 µg/g og maksimal konsentrasjon på 8 267 µg/g. Mn hadde en ekstremverdi, og etter at denne ble fjernet hadde Mn en maksimal konsentrasjon på 787 µg/g. Det finnes ikke tilstandsklasser for Mn i norsk jord, og det er derfor ikke mulig å si om dette er abnormalt høy konsentrasjon. Konsentrasjonen i prøveområde 4 og de resterende prøveområdene var tilsvarende, og det er derfor sannsynlig at det ikke var forhøyede konsentrasjoner av Mn i jorden som følge av drift av kunstgressbanen.

Nikkel hadde gjennomsnittskonsentrasjon på 56,7 µg/g og maksimal konsentrasjon på 197 µg/g. Nikkel hadde en ekstremverdi, og når den ble fjernet var maksimal konsentrasjonen av nikkel på 90 µg/g. Grenseverdien til tilstandsklasse 1 for nikkel er 60 µg/g [36], som vist i tabell 2.3. Totalt oversteg konsentrasjonen av Ni grenseverdien til tilstandsklasse 1 i 30 prøver. Det er derfor grunn til å tro at jorden rundt kunstgressbanen inneholdt naturlig mer Ni enn vanlig. Ettersom det også var høyere konsentrasjon av Ni i prøveområde 4, er det lite sannsynlig at denne økningen skyldes drift av kunstgressbanen.

### 5.1.5 Korrelasjonsanalyser

Figurene 4.8 og 4.9 viser meget gode korrelasjoner mellom metallene Mg og Ni, og gode korrelasjoner mellom Mg og Cr, og Cr og Ni. Det ble ikke funnet forhøyede konsentrasjoner av disse metallene som følge av drift av kunstgressbanen i jorden rundt banen, og derfor kan det antas at det eksisterer en naturlig korrelasjon mellom disse metallene i jorden.

Figur 4.10 viser god korrelasjon mellom Hg og Pb, med bestemmelseskoeffisient på 0,6470. Hg var derimot det eneste av de omtalte metallene som hadde dårlig reproduserbarhet vist i tabeller 4.1 og 4.2. Disse tallene gir grunn til å tro at bestemmelseskoeffisienten ikke er nøyaktig. Konsentrasjonen av Pb var jevnt fordelt i alle prøvene, og ingen forhøyet konsentrasjon rundt kunstgressbanen kunne påvises. ICP-MS instrumentet var mer ustabil ved analyse av Hg enn Pb. Konsentrasjonen var også mye lavere, noe som bidro til økt usikkerhet. På grunn av stor ustabilitet og usikkerhet knyttet til Hg i prøvene, kan en ikke konkludere med at korrelasjonen mellom Pb og Hg er like god som den ser ut til å være. Det var ingenting som tydet på forhøyede konsentrasjoner av disse metallene i jorden rundt kunstgressbanen. Derfor antas det å være en naturlig korrelasjon mellom disse metallene i jorden, eller at det observeres en falsk korrelasjon pga. usikkerheten knyttet til Hg.

Figurene 4.11-4.13 viser at det var god korrelasjon mellom Zn, Cd og Co, noe som også vises på figur 4.14. Ettersom disse metallene hadde forhøyede konsentrasjoner ved 5 cm dybde vist på figurene 4.4-4.6, er dette forventet. Korrelasjonen var størst mellom Zn og Cd, trolig grunnet forhøyede konsentrasjoner av disse metallene. Dette kan også forklare av at Zn og Cd samvarierer typisk i organiske materialer [35, 54]. Cd og Co hadde den laveste korrelasjonen blant tungmetallene. Det kunne ikke observeres forhøyede konsentrasjoner av Co i jorden rundt kunstgressbanen, foruten i prøveområde 1 ved 5 cm dybde. Innvirkninger fra jordens naturlige konsentrasjon og inhomogenitet vil her bidra til å senke korrelasjonen mellom tungmetallene. Gummigranulatet i seg selv har inhomogen fordeling av tungmetallene. Dette vil gjøre en perfekt korrelasjon umulig.

### 5.1.6 pH-verdier til jorden rundt banen

Det ble kun foretatt pH-måling av prøvene fra andre prøvetaking (09.03.2020), ettersom pH-verdien kun var ment som en tilleggsfaktor og trengte derfor ikke et like stort datagrunnlag. Figur 4.15 viser at prøveområde 4 hadde lavere pH-verdi enn resterende prøveområder ved alle prøvedybder. En mulig årsak for lavere pH-verdi i prøveområde 4 er at jorden var mer kompakt og hadde mer organisk materiale enn de andre prøveområdene. Prøveområde 2 hadde høyest pH for alle prøvedybder. Grunnen til dette kan være jordens konsistens, som var mer «gjørmete» enn i de andre prøveområdene. Ved 5 cm dybde hadde prøveområde 1 og 3 tilsvarende pH-verdi, mens prøveområde 1 hadde høyere pH-verdi ved 20 og 30 cm dybde. pH-verdien i jorden rundt banen lå innenfor området som er vanlig for urbane områder (rundt 6-7) [46]. Det var relativt stor spredning i pH-verdien til jorden rundt banen, med høyest forskjell på 3 pH. Dette indikerer store lokale forskjeller i jordens komposisjon [55].

Forskjellen på pH-verdien ved måling med destillert vann og 0,01 M CaCl<sub>2</sub> var tilnærmet lik for alle prøveområdene, ettersom samme utveide jordprøven ble målt med begge metodene. Den sesongvarierte metoden, med CaCl<sub>2</sub>, vil alltid oppnå en lavere pH-verdi, ettersom den tar til høyde for fastbundne hydrogen i jorden. Ved å inkludere sesongvariasjonen blir helhetsperspektivet til pH-verdien i jorden bedre. Ved måling med CaCl<sub>2</sub> hadde prøveområde 4 lavest pH på 4,5 og prøveområde 2 hadde høyest pH-verdi på 7,4.

Ved veiing av prøvene ble en vekt uten desimaler benyttet. Dette bidro til en usikkerhet knyttet til prøvemengde, der usikkerheten kunne være opptil ± 2 g av 5 g totalt innveid. Forholdet mellom de to metodene for måling av pH ble ikke påvirket av denne usikkerheten, ettersom samme utveide jordprøven ble benyttet for måling med begge metodene.

Metoden for pH-målingene ble hentet fra «Soil Survey Field and Laboratory Methods Manual» [55], men utført med noen justeringer. Prøvemengden ble redusert ettersom prøvene som

ble tatt var relativt små. I tillegg ble tidsbruk til røring av hver prøve redusert grunnet manglende tilgang til magnetrørere. Ideelt sett burde oppskriften følges slik den står, men det ble vurdert som gunstigere for undersøkelsen å justere metoden. Dette er fordi pH-verdien var ment som en tilleggsfaktor. Dermed vil en svak forskjell i pH ikke ha stor betydning i forhold til tidsbruken. Dersom det var stor endring mellom pH-måling i samme prøve, ble pH målt igjen til tre verdier ble målt med differanse på mindre enn 0,1.

### **5.1.7 Sammenhengen mellom pH-verdien, salter og tungmetaller i jorden**

Ifølge Gualtieri et al. [45] holder sur jord dårligere på metaller enn alkalisk pga. økt løselighet av metaller ved sure betingelser. Dette gjør at tungmetaller er lettere mobile og tilgjengelige for organismer i jorden enn ved nøytrale eller alkaliske betingelser [46]. Figur 4.15 viser at prøveområde 4 hadde lavere pH-verdi enn resterende prøveområder. På grunn av dette hadde prøveområde 4 størst potensiale for tungmetallmobilitet. Ved konsentrasjonsforskjeller mellom prøveområdene og prøvedybde, vil en forskjell i pH gjøre det vanskeligere å sammenlikne. Dersom pH-verdiene hadde vært like i alle prøveområdene, ville en kunne utelukket en faktor som bidrar til tungmetallmobilitet og konsentrasjonen kunne sammenliknes uten å måtte ta hensyn til påvirkninger fra pH.

Prøveområde 2 hadde høyere pH-verdi enn prøveområde 1 og 3 for alle prøvedybder, men de største forskjellene var ved 5 cm dybde. pH-verdien var mellom 6,8 og 7,4 med  $\text{CaCl}_2$ , uavhengig av dybde, noe som reduserer toksiske effekter fra tungmetaller [46], men den reduserer også mobiliteten. Prøveområde 2 hadde generelt lavere konsentrasjon av de tungmetallene som hadde forhøyet konsentrasjon (Zn, Cd og Co), men skyldes trolig lengre avstand fra banen og mindre gummigranulat i området. Forhøyet pH-verdi i prøveområde 2 kan også ha bidratt til lavere konsentrasjoner ved å immobilisere metallene i det øvrige sjiktet.

Salter skal føre til økt alkalitet i jorden [51], noe som kunne forklare hvorfor pH-verdien er lavere i prøveområde 4 enn de andre prøveområdene. Dette er dog trolig ikke tilfelle på grunn av manglende signifikante forskjeller i konsentrasjonene av Na, Mg og Ca mellom prøveområdene vist på figurene 4.1-4.3. Prøveområde 2 hadde høyest pH-verdi, og ettersom dette området var lengst unna banen av prøveområdene 1-3, er det lite som tyder på at høyere pH-verdi skyldes salter.

Tungmetallene som hadde antydning til økt konsentrasjon i dybden var Zn og Cd vist i figurene 4.4 og 4.5. Tidligere undersøkelser viser at mengde Zn som er mobilt varierer fra 0,02 % til 5 % [30, 34]. For Cd er det bred enighet om dens svært mobile tilstand i jord [27, 30, 43]. Dette er dog undersøkelser som bruker jordkolonner og bare kan sammenliknes til en viss grad. For Zn

var det en økning ved prøveområde 1 og 2 ved 20 cm dybde, begge stedene hadde et avvik som var høyere enn selve konsentrasjonen. Dette skyldes at noen verdier var høye, mens resterende verdier hadde liknende konsentrasjon som i prøveområde 4. For Cd skilte prøveområde 3 seg litt ut ved 20 cm dybde. Økningen var lav, og hadde et lite avvik. Det lave avviket betyr at Cd var jevnt fordelt i prøvedybden. Dette samsvarer ikke med tideligere funn av Zn, Cd og Co ved 5 cm, som viste store forskjeller med lokal forhøyet konsentrasjon. Dette gir grunn til å tro at det er en naturlig forhøyet konsentrasjon i området, og ikke Cd som har kommet fra det øvrige sjiktet.

Forhold som påvirker tungmetallmobilitet er bl.a. salt, pH-verdien til jorden og mengde tungmetaller i jorden [30, 33, 43, 44]. Ettersom det ikke kunne observeres forhøyede konsentrasjoner av Na, Mg og Ca som indikerer salt i jorden rundt banen, er det kun pH-verdien og mengde tungmetaller i jorden som kan vurderes mot tungmetallmobilitet. pH-verdien som ble vurdert var verdien som tar høyde for sesongvariasjoner (med  $\text{CaCl}_2$ ), ettersom dette er et skift i jordkomposisjonen som foregår året rundt. Foruten disse faktorene var det ingen målbare faktorer for tungmetallmobilitet, men utseendemessig besto jordmassen i prøveområde 2 av mer grus og «gjørme» enn de resterende prøveområdene, som beskrevet i kapittel 4.3.

Prøveområde 1 inneholdt betydelig mer Zn enn prøveområde 2 ved 5 cm dybde, men ved 20 cm dybde hadde Zn like stor konsentrasjon i begge prøveområdene. For begge områdene gjaldt dette bare for et par prøver. Konsentrasjonene i prøveområde 1 og 2 ved 20 cm dybde hadde avvik som var større enn gjennomsnittskonsentrasjonen, som vist på figur 4.4. Dette kan bety at det har vært gummigranulat i prøvene, at det er falske positive eller at tungmetallet har variabel mobilitet langt ned. Det er dog mulig at den mer flytende jordkomposisjonen i prøveområde 2 øker tungmetallmobiliteten. Det eneste område som inneholdt tegn til forhøyet konsentrasjon av Cd, utenom 5 cm dybde, var prøveområde 3 ved 20 cm dybde. Jordkonsistensen i prøveområde 1 og 3 var relativt lik, men det var en forskjell i pH-verdien. pH-verdien i prøveområde 1 økte i dybden, mens pH-verdien i prøveområde 3 forble lavere. Det antas derfor at pH er den eneste kjente faktoren som kan ha bidratt til mobilitet, selv om den ikke kan kalles signifikant grunnet jordens generelle inhomogenitet vist i tabell 4.1. Dette gjør det uvisst om det har vært tungmetallmobilitet i jorden.

## **5.2 Kartlegging av vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets**

Målet med kartleggingen av vinterdrift var å få en oversikt over hvor mange baner i Trøndelag Fotballkrets vinterdrifter og hvilke tiltak som blir tatt i bruk. I tillegg skulle banen som ble undersøkt settes i perspektiv med resterende baner i Trøndelag Fotballkrets. På grunn av lav

samlet svarprosent på 23,8 er det vanskelig å konkludere noe med resultatene. Til tross for dette avdekket undersøkelsen store forskjeller ved vinterdrift og kostnader knyttet til vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets. I tillegg avdekket den et potensielt behov for avklaring på forskjellen på SBR-gummigranulat og industrigummi som ifyllmaterialer.

### **5.2.1 Påvirkninger på svarprosenten**

To invitasjoner ble ikke levert grunnet ugyldige e-postadresser fra NFF sine sider. I tillegg kunne e-posten ha havnet i søppelposten hos noen av mottakerne, som kan ha ført til at e-posten ikke ble sett. Mottakerne ble anmodet til å videresende invitasjonen dersom de ikke var i stand til å svare på spørsmålene. Disse faktorene kan ha bidratt til å senke svarprosenten. Et av spørsmålene åpnet opp for å svare på undersøkelsen flere ganger dersom mottaker hadde ansvar for flere baner. Dette gjør det mulig at det er færre personer som har svart på spørreundersøkelsen, slik at færre kunstgressanlegg er representert.

Når oversikten over utendørs kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets ble laget, ble innendørsbaner manuelt filtrert bort. Minst en innendørsbane ble oversett ved filtreringen, og denne banen svarte på spørreundersøkelsen. Svaret ble ikke tatt med i resultatene. Det er en mulighet for at flere innendørsbaner ble oversett, og at flere av dem 126 som mottok undersøkelsen er innendørsbaner. To dager etter at spørreundersøkelsen ble sendt ut stengte landet grensene og aktiviteter med fysisk kontakt stoppet opp. Hvordan dette slo ut på svarprosenten er uvisst.

### **5.2.2 Banenes konstruksjon og drift**

Banene som undersøkelsen representerer ble først lagt fra 1988 til 2018. De eldste banene har hatt flere år med mulig akkumulering av gummigranulat i nærmiljøet rundt banen. Selv med gode rutiner for fjerning av gummigranulat, er det usannsynlig at alt gummigranulat som har havnet utenfor banene ble fanget opp. For banene som vinterdrifter kan salt også akkumuleres, men hvor dette saltet havner er ukjent. Figur 4.17 viser at 85 % av banene i undersøkelsen var 11-er baner. Disse tallene viser at de største banene er vanligst, sannsynligvis grunnet større etterspørsel og utbredt bruk av kunstgressbaner i bredde- og elitefotball.

Figur 4.18 viser en oversikt over ifyllmaterialene i kunstgressbanene som svarte på spørreundersøkelsen. Figuren viser at halvparten oppga at de benyttet SBR-gummigranulat og over en tredjedel benyttet industrigummi. Disse tallene stemmer ikke overens med tall fra Miljødirektoratet [4], som viser at SBR-gummigranulat benyttes til over 90 % av alle kunstgressbaner i Norge. Det kan være flere årsaker til denne forskjellen. Lav svarprosent på spørreundersøkelsen gjør det vanskelig å generalisere og resultatene kan være lite representative for hele utvalget. En annen mulighet er at de som drifter kunstgressbanene ikke visste forskjellen på SBR-gummigranulat og industrigummi. Industrigummi er et upresist begrep som ikke er tydelig definert [68], og

industrigummi likner på SBR-gummigranulat utseendemessig. 14 % av dem som svarte på undersøkelsen oppga at de ikke viste hvilket ifyllmateriale ble benyttet i banen, noe som kan indikere at de som drifter banene mangler kunnskap om ifyllmaterialene. Dette vist også i en spørreundersøkelse av Rambøll i 2017 [38], der over 50 % svarte at de ikke viste hvilket ifyllmateriale banen benyttet. I samme spørreundersøkelse oppga 60 % at det var frivillige som hadde ansvar for drift av banen. Spørsmålet om hvorvidt de som drifter banene vet forskjellen på industrigummi og SBR-gummigranulat er omfattende, og vurderes som utenfor oppgavens spekter.

Svarene på type ifyllmateriale banene benytter indikerer at samtlige baner er 3G-baner. Dette er ikke overraskende ettersom de aller fleste baner lagt etter år 2000 er 3G-baner [3]. Undersøkelsen gir derfor en oversikt over vinterdrift av 3G-kunstgressbaner.

### 5.2.3 Tiltak rundt vinterdrift

Figur 4.19 viser at 62 % (18 stk) av besvarelsene på spørreundersøkelsen oppga at kunstgressbanen enten var vinterdriftet eller sesongforlenget. Det er vanskelig å trekke konklusjoner ut fra disse tallene, men de indikerer at det var en stor andel av kunstgressbanene i Trøndelag Fotballkrets som ble driftet om vinteren. For de sesongforlengede og vinterdriftede banene var det vanligste tiltaket rundt vinterdrift bruk av snødeponi, etterfulgt av bruk av salter. Kun fire svarte at de brukte fiberduk for oppsamling av gummigranulat, og én presiserte at det også var kunstgress på snødeponi. Seks svarte at de benyttet fysisk hinder for å hindre granulatsvinn fra banen. Det er grunn til å tro at en del av gummigranulatet som fjernes fra banen ved brøyting og fresing havner utenfor snødeponi og fiberduk, og havner på denne måten i naturen rundt banen.

Figur 4.20 viser at 8 av besvarelsene oppga at de benyttet salt som et tiltak for vinterdrift. Fra tabell 4.4 kan en se at 10 av besvarelsene oppga mengde salt denne vintersesongen og vanlig mengde per sesong. Dette tyder på at ikke alle som benyttet salter har svart at de gjør det i begge spørsmålene, noe som svekker påliteligheten til resten av svarene. Av de to banene som ikke svarte på begge spørsmålene, var den ene sesongforlenget og den andre hadde minst saltforbruk. Tabell 4.4 viser en stor variasjon i mengde salt som blir benyttet i en vanlig sesong, alt fra 0,3 til 30 tonn. Tre av banene oppga at de har benyttet mer salt i vinter enn de vanligvis gjør, mens en oppga at de har brukt mindre salt enn vanlig. Dette viser at det er stor forskjell i værforhold, selv innad i et fylke, eller at de som drifter banene vurderer nødvendig bruk av salt ulikt. En faktor som kan ha påvirket mengde salt denne vintersesongen er når spørreundersøkelsen ble besvart. Spørreundersøkelsen var åpen fra 10.03.2020 til 03.04.2020, og det kan være store forskjeller på saltmengde om man svarte tidlig eller mot slutten av denne perioden. Alle saltene besto hovedsakelig av NaCl, men kom fra forskjellige produsenter. Ikke alle produsenter har åpne produktkataloger, slik at det er vanskelig å vite hva enkelte produkter fra undersøkelsen



inneholder. Svarene indikerer dog at NaCl er det mest brukte avisingssaltet på kunstgressbaner.

Figur 4.20 viser at fire baner benyttet undervarme som tiltak rundt vinterdrift. Undervarme er et kostbart tiltak, noe tabell 4.5 viser. De tre banene med høyeste kostnader benyttet alle undervarme. Den siste banen som benyttet undervarme oppga ikke et kostnadsestimat. Tabellen viser også at vinterdriftede baner uten undervarme hadde generelt høyere kostnader enn sesongforlengede baner. De vinterdriftede banene som segmenterte kostnadene oppga at de enten brukte salt og/eller undervarme, noe som indikerer det som nødvendige tiltak rundt vinterdrift.

Til tross for lav svarprosent, gir resultatene fra spørreundersøkelsen en indikasjon på vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets. Det er stor variasjon i hvilke tiltak som benyttes, om og hvor mye salt som brukes, og kostnadene knyttet til vinterdriften.

#### **5.2.4 Saltforurensning ved andre baner**

Ved sammenlikning av resultatene fra spørreundersøkelsen med banen som ble undersøkt, viste det seg at banen saltet mest av alle. Tabell 4.4 viser at snittet av alle banene var ca. 11 tonn, mens banen som ble undersøkt benyttet 43 tonn salt denne vintersesongen. Dette tyder på at det er mindre potensiale for funn av salt rundt de andre banene. Det er dog ikke kun saltmengde som må tas hensyn til for å finne salt rundt banen, men også terrenget. Banen som ble undersøkt hadde bakker rundt, noe som kan ha ført til redusert saltmengde på toppene. Derfor er det mulig at en undersøkelse av baner med flatere terreng vil gi saltfunn i jorden.

### **5.3 Forslag til videre arbeid**

I dette kapitlet presenteres forslag til videre arbeid. Kapitlet deles i to deler. Forslag som omhandler prøvetaking og analyse av prøvene presenteres først, og deretter forslag knyttet til kartlegging av vinterdrift.

#### **5.3.1 Prøvetaking og analyse av prøvene**

Som nevnt i kapittel 3.2.2 var prøvetakingen utført på slutten av vinteren og starten av våren. To prøvetakinger med 12 dagers mellomrom ble tatt for å se om det var mulig å påvise endring i jordkomposisjonen i en periode der det ikke ble saltet. I tidsforløpet ble det derimot benyttet 10 tonn salt på banen. Dette resulterte i at den andre prøvetakingen (09.03.2020) mistet sin hovedfunksjon, men fungerte fortsatt som et større datagrunnlag. Dette viste seg dog som mindre relevant, ettersom det ikke kunne påvises indikasjoner på forhøyede saltkonsentrasjoner i jorden. Ved funn av indikasjon på salt hadde det vært interessant å undersøke om det kan observeres forskjeller i saltkonsentrasjon etter endt sesong. Derfor burde nye prøver tas om våren

eller sommeren, og sammenliknes med prøver tatt om vinteren.

Jordprøvene ble tatt omtrent 15 m fra hvitstripen på kunstgressbanen. I kombinasjon med at de eksponerte prøveområdene var relativt høyt over baneoverflaten og langt fra banen, kan det være en forklaring på manglende funn av Na, Mg og Ca som indikerer salt. Valg av prøveområder nærmere banen kunne bidratt til funn av forhøyede konsentrasjoner av Na, Mg og/eller Ca. Dette viste seg som vanskelig med lite kjennskap til banen som snøfri og isen nærtliggende banen. Alternativt kan valg av en annen bane der mulige prøveområder ligger på samme nivå som banen og nærmere banen gi andre resultater.

I jordprøvene ble det observert variable mengder gummigranulat, særlig på 5 cm dybde, som ble filtrert bort før dekomponering. Det hadde vært interessant å se hvor stor forskjellen mellom gummigranulatfiltrerte jordprøver og jordprøver med gummigranulat hadde vært. Tungmetaller i gummigranulatet vil ikke være tilgjengelig for organismer i jorden, men vil fortsatt bidra til et økt innhold i jorden og tungmetallekkasje over tid. I tillegg kunne en totalanalyse av tungmetaller i gummigranulatet på banen påvise prosentvis utlekking av tungmetallene, og på den måten økt forståelsen for mulige konsekvenser av vinterdrift av kunstgressbaner for miljøet rundt.

Resultatene bør sammenliknes med en kunstgressbane som vinterdrifter uten salter ved tilsvarende forhold. Dette vil bidra til økt forståelse for hvilke påvirkninger vinterdrift av kunstgressbaner med salter har på miljøet rundt banen. Det hadde derfor vært gunstig å undersøke to baner som ligger nære hverandre og som drifter likt, men der kun den ene benytter salter om vinteren. Da kan påvirkninger av generell vinterdrift sammenliknes med vinterdrift med salter, og saltenes påvirkning belyses.

Til slutt hadde det vært en fordel å kvantifisere klor i prøvene. Det bør derfor undersøkes om det finnes en metode som også inkluderer analyse av klor, eller eventuelt benytte to forskjellige metoder og/eller instrumenter ved kvantifisering av grunnstoffene i prøvene. Dette for å gjøre det enklere å konkludere med påvirkninger av salter.

### **5.3.2 Kartlegging av vinterdrift**

Kartleggingen av vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets var et sideprosjekt for å sette resultatene fra kunstgressbanen som ble undersøkt i perspektiv. For å oppnå en pålitelig oversikt over vinterdrift i Trøndelag hadde kartleggingen trengt større fokus og mer tid. Den største svakheten til kartleggingen er svarprosenten på 23,8 %. Dette gjør det vanskelig å generalisere og trekke konklusjoner. En større bakgrunnskunnskap over hvem som drifter banene og bedre kjennskap til lovverket rundt nettbaserte spørreundersøkelser, som tillater en mer oversiktlig databehandling, kan bidra til økt svarprosent og bedre tolkning av resultatene.

I spørreundersøkelsen oppga 36 % at de bruker industrigummi som ifyll, dette inkluderte banen som ble undersøkt. Banen bruker dog trolig SBR-gummigranulat. Derfor hadde en større kartlegging på dette området vært interessant for å se om det finnes en feiltolkning på gummi-granulat blant driftansvarlige og klubbledere.

Spørreundersøkelsen ble holdt relativt kort for å forsøke å øke svarprosenten, men det kunne vært interessant å legge til flere spørsmål. Eksempler på flere spørsmål vil være hvor ofte og mye banene etterfyller gummigranulat, årene de har vinterdriftet i tilfellene de har vinterdriftet og antall brukstimer i året. Det hadde vært interessant å få oversikt over vinterdrift av alle kunstgressbaner i Norge. Spørreundersøkelsen burde derfor utprøves på et utvalg av kunstgressbaner, før målgruppen kan utvides til hele Norge.

## 6 Konklusjon

Resultatene viste ingen indikasjon på forhøyede saltkonsentrasjoner i form av Na, Mg og Ca i jorden rundt kunstgressbanen, til tross for salting årene før og bruk av 43 tonn salt vinteren 2019-2020. Forhøyede konsentrasjoner av Zn, Cd og Co ble observert i jorden rundt banen, med synkende konsentrasjoner etter jorddybde. Gjennomsnittskonsentrasjonen av Zn ved 5 cm dybde i prøveområde 1 og 3 tilhørte tilstandsklasse 4, mens konsentrasjonen ble kraftig redusert etter jorddybde. Det bør presiseres at tilstandsklassene for Zn er basert på farlig avfall og representerer ingen helserisiko for mennesker. Konsentrasjonen av Cd ved 5 cm dybde i alle prøveområder tilhørte tilstandsklasse 1, til tross for observerte forhøyede konsentrasjoner i prøveområde 1 og 3, og utgjorde derfor ingen helserisiko for mennesker. Det ble observert forhøyede konsentrasjoner av Co i prøveområde 1 ved 5 cm dybde. Ettersom det ikke fantes tilstandsklasser for Co kunne det ikke bestemmes om konsentrasjonen oversteg normale verdier i jord.

Det eneste metallet som hadde signifikant forhøyet konsentrasjon lengre ned i jorden var Zn ved 20 cm dybde. Konsentrasjonen av Zn var betydelig lavere ved 20 cm dybde enn 5 cm, noe som kan skyldes pH-verdien, som var tilnærmet nøytral og bidro dermed ikke til tungmetallmobilitet, eller ingen indikasjon på tilstedeværelse av salt i prøvene.

Sammenhengen mellom forhøyet tungmetallkonsentrasjon og synlig gummigranulat under prøvetaking i prøveområdene var tydelig. Dette tyder på at vinterdrift av kunstgressbanen har påvirkning på konsentrasjonen av Zn, Cd og Co i jorden rundt banen, men forskjellen fra vanlig drift er ukjent. Fravær av Na, Mg og Ca fra de vanligste avisingssaltene i prøvene viser at saltet ikke sprer seg over et stort område. Dette tyder på at saltet går rett ned i jorden under kunstgressbanen eller områder mer nærliggende banen enn de prøveområdene som ble undersøkt i denne undersøkelsen.

Disse observasjonene gjaldt kun for én bane og et større datagrunnlag kreves for å kunne konkludere med om dette er overførbart til alle vinterdriftede kunstgressbaner. Fra kartleggingen av vinterdrift viste det seg at undersøkt bane saltet mest av alle som svarte på undersøkelsen. Dette betyr at eventuelle funn av salter ved andre baner sannsynligvis vil være mindre. Terrenget rundt banen vil også ha en innvirkning. Bakken opp mot prøveområdene kan ha hindret salt og gummigranulat å spre seg på samme måte som rundt en bane med flatere terreng rundt banen.

# Referanseliste

- [1] Norges Idrettsforbund. Nøkkeltallsrapport 2018, 2018. Hentet: 3. april 2020.  
Tilgjengelig fra: <https://www.idrettsforbundet.no/contentassets/9f94ba79767846d9a67d1a56f4054dc2/nokkeltallsrapport-18102019.pdf>.
- [2] B. Aas and S.M. Bø. Levetiden til en kunstgressbane, 2020. Tilgjengelig fra:  
<https://www.godeidrettsanlegg.no/publikasjon/notat-levetiden-til-en-kunstgressbane-2020>.
- [3] B. Aas, S.M. Bø, and L.M. Hansen. Kunstgressets historie, 2020. Tilgjengelig fra:  
<https://www.godeidrettsanlegg.no/publikasjon/notat-kunstgressets-historie-2020>.
- [4] P. Sundt, F. Syversen, O. Skogesal, and P.E. Schluze. Primary Microplastic Pollution: Measures and Reduction Potentials in Norway, 2016. Tilgjengelig fra:  
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M545/M545.pdf>.
- [5] Norges Fotballforbund. Vinterdrift av kunstgressbaner - et miljø og helseperspektiv, 2018. Tilgjengelig fra: <https://www.fotball.no/globalassets/klubb-og-leder/anlegg/vinterdrift-av-kunstgressbaner—i-et-miljo-og-helseperspektiv..pdf>.
- [6] I. Tandberg and E.B. Raabe. Kartlegging av gummigranulat-/mikroplastavrenning fra idrettsbaner, 2017. Tilgjengelig fra:  
<https://www.godeidrettsanlegg.no/system/files/sites/default/files/Publikasjoner/Andre-rapporter/Hovedrapport%20Gummigranulat%20VO%20Indre%20Oslofjord%20vest.pdf>.
- [7] Vannområde Leira-Nitelva. Kunstgressbaner i Vannområde Leira-Nitelva - En undersøkelse av gummigranulat på avveie, 2018. Tilgjengelig fra:  
<https://www.godeidrettsanlegg.no/system/files/sites/default/files/Publikasjoner/Andre-rapporter/2019%20kunstgressbaner.pdf>.
- [8] O. Korbøl. Microplastics in Freshwater Sediments: An Investigation of Stream Sediments Downstream of Artificial Football Turfs, 2018. Tilgjengelig fra:  
<http://hdl.handle.net/11250/2566868>.
- [9] Kulturdepartementet. Veileder: Kunstgressboka, 2015.
- [10] T.S.W. Plesser and O.J. Lund. Potential Health and Environmental Effects Linked to Artificial Turf Systems - Final Report, 2004. Tilgjengelig fra:  
<https://www.knvn.nl/downloads/bestand/7065/noorwegen-2004-potential-health-and-environmental-effects-linked-to-artificial-turf-systems>.

- [11] COWI. Innhold og spredning av miljøgifter fra produkter framstilt av gummigranulat - Delrapport 2, 2012. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2965/ta2965.pdf>.
- [12] B. Bocca, G. Forte, F. Petrucci, S. Costantini, and P. Izzo. Metals Contained and Leached From Rubber Granulates Used in Synthetic Turf Areas. *Science of the Total Environment*, 407(7):2183–2190, 2009. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.12.026.
- [13] I.T. Einvik and M.N. Haugen. Undersøkelse av tungmetallutlekking fra SBR-gummigranulat benyttet som fyllmateriale i kunstgressbaner, 2018. Tilgjengelig fra: <https://www.godeidrettsanlegg.no/publikasjon/bacheloroppgave-unders%C3%B8kelse-av-tungmetallutlekking-fra-sbr-gummigranulat-benyttet-som>.
- [14] B.J. Alloway. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*, volume 22, chapter 1 - Introduction, pages 3–9. Springer, Dordrecht, 3rd edition, 2013. doi: 10.1007/978-94-007-4470-7.
- [15] Nomow. History of Artificial Grass, 2020. Hentet: 11. februar 2020. Tilgjengelig fra: <https://www.nomow.co.uk/about-us/history-of-artificial-grass/>.
- [16] K. Magnusson, K. Eliasson, A. Fråne, K. Haikonen, J. Hultén, M. Olshammar, J. Stadmark, and A. Voisin. Swedish Sources and Pathways for Microplastics to the Marine Environment, 2016. Tilgjengelig fra: <https://holdnorerent.no/wp-content/uploads/2016/10/Swedish-sources-and-pathways-for-microplastics-to-the-marine-environment.pdf>.
- [17] Royal Grass. The History of Artificial Grass, 2020. Hentet: 11. februar 2020. Tilgjengelig fra: <http://www.royalgrass.com/about/history-of-artificial-grass>.
- [18] FIFA. Environmental Impact Study on Artificial Football Turf, 2017. Tilgjengelig fra: [https://football-technology.fifa.com/media/1230/artificial\\_turf\\_recycling.pdf](https://football-technology.fifa.com/media/1230/artificial_turf_recycling.pdf).
- [19] S. Magnusson and J. Mácsik. Analysis of Energy Use and Emissions of Greenhouse Gases, Metals and Organic Substances From Construction Materials Used for Artificial Turf. *Resources, Conservation & Recycling*, 122:362–372, 2017. doi: 10.1016/j.resconrec.2017.03.007.
- [20] YR. Trondheim, Historikk, siste 13 måneder, 2020. Hentet: 13. februar 2020. Tilgjengelig fra: <https://www.yr.no/nb/historikk/graf/1-211102/Norge/Tr%C3%B8ndelag/Trondheim/Trondheim>.
- [21] A. Klein-Paste and J. Potapova. Thermal Aspects of Melting Ice with Deicer Chemicals. *Transportation Research Record*, 2440(1):69–75, 2014. doi: 10.3141/2440-09.

- [22] S.A. Ketcham, L.D. Minsk, R.R. Blackburn, and E.J. Fleege. Manual of Practice for an Effective Anti-Icing Program: A Guide for Highway Winter Maintenance Personnel, 1996. Tilgjengelig fra:  
[https://pdfs.semanticscholar.org/6152/6d57064fd53a49b8d435198dcb949290d4ef.pdf?\\_ga=2.172881059.1838061216.1590996827-1032744630.1590996827](https://pdfs.semanticscholar.org/6152/6d57064fd53a49b8d435198dcb949290d4ef.pdf?_ga=2.172881059.1838061216.1590996827-1032744630.1590996827).
- [23] J. Potapova. Melting Ice With Salt - A Thermodynamic Model, 2012. Tilgjengelig fra:  
<http://hdl.handle.net/11250/232072>.
- [24] S. Koefod. *Surface Transportation Weather and Snow Removal and Ice Control Technology: Fourth National Conference on Surface Transportation Weather and Seventh International Symposium on Snow Removal and Ice Control Technology*, volume 73, chapter Eutectic Depressants: Relationship of Eutectic, Freezing Point, and Ice Melting Capacity in Liquid Deicers, pages 73–84. Transportation Research Board, Indianapolis, Indiana, 2008.
- [25] D. Li, D. Zeng, H. Han, L. Guo, X. Yin, and Y. Yao. Phase Diagrams and Thermochemical Modeling of Salt Lake Brine Systems. I. LiCl+H<sub>2</sub>O System. *Calphad*, 51:1–12, 2015. doi: 10.1016/j.calphad.2015.05.001.
- [26] S.M. Green, R. Machin, and M.S. Cresser. Effect of Long-Term Changes in Soil Chemistry Induced by Road Salt Applications on N-Transformations in Roadside Soils. *Environmental Pollution*, 152:20–31, 2008. doi: 10.1016/j.envpol.2007.06.005.
- [27] C. Amrhein, J.E. Strong, and P.A. Mosher. Effect of Deicing Salts on Metal and Organic Matter Mobilization in Roadside Soils. (ES&T Research). *Environmental Science & Technology*, 26(4):703, 1992. doi: 10.1021/es00028a006.
- [28] M. Huber, H. Hilbig, S.C. Badenberger, J. Fassnacht, J.E. Drewes, and B. Helmreich. Heavy Metal Removal Mechanisms of Sorptive Filter Materials for Road Runoff Treatment and Remobilization Under De-Icing Salt Applications. *Water Research*, 102: 453–463, 2016. doi: 10.1016/j.watres.2016.06.063.
- [29] M. Bäckström, S. Karlsson, L. Bäckman, L. Folkesson, and B. Lind. Mobilisation of Heavy Metals by Deicing Salts in a Roadside Environment. *Water Research*, 38(3): 720–732, 2004. doi: 10.1016/j.watres.2003.11.006.
- [30] J.A. Acosta, B. Jansen, K. Kalbitz, A. Faz, and S. Martínez-Martínez. Salinity Increases Mobility of Heavy Metals in Soils. *Chemosphere*, 85(8):1318–1324, 2011. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.07.046.

- [31] K. Tromp, A.T. Lima, A. Barendregt, and J.T.A. Verhoeven. Retention of Heavy Metals and Poly-Aromatic Hydrocarbons From Road Water in a Constructed Wetland and the Effect of De-Icing. *Journal of Hazardous Materials*, 203-204:290–298, 2012. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.12.024.
- [32] M.A. Equiza, M. Calvo-Polanco, D. Cirelli, J. Señorans, M. Wartenbe, C. Saunders, and J.J. Zwiazek. Long-Term Impact of Road Salt (NaCl) on Soil and Urban Trees in Edmonton, Canada. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21:16–28, 2017. doi: 10.1016/j.ufug.2016.11.003.
- [33] B.J. Alloway. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*, volume 22, chapter 2 - Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils, pages 11–50. Springer, Dordrecht, 3rd edition, 2013. doi: 10.1007/978-94-007-4470-7.
- [34] A.C. Norrström. Metal Mobility by De-Icing Salt From an Infiltration Trench for Highway Runoff. *Applied Geochemistry*, 20(10):1907–1919, 2005. doi: 10.1016/j.apgeochem.2005.06.002.
- [35] R.T. Ottesen, J. Alexander, T. Joranger, E. Rytter, and M. Andersson. Forslag til tilstandsklasser for jord, 2007. Tilgjengelig fra: [https://www.ngu.no/upload/publikasjoner/rapporter/2007/2007\\_019.pdf](https://www.ngu.no/upload/publikasjoner/rapporter/2007/2007_019.pdf).
- [36] Statens Forurensningstilsyn. Veileder: Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn, 2009. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2553/ta2553.pdf>.
- [37] Miljødirektoratet. Mikroplast, 2020. Hentet: 2. april 2020. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/avfall/avfallstyper/mikroplast/>.
- [38] Rambøll. Kartlegging av håndtering av granulat på kunstgressbaner, 2017. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M954/M954.pdf>.
- [39] Miljødirektoratet. Slik får vi ned utslipp av mikroplast fra kunstgressbaner, 2018. Hentet: 24. mars 2020. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/aktuelt/nyheter/2018/januar-2018/slik-far-vi-ned-utslipp-av-mikroplast-fra-kunstgressbaner/>.
- [40] K. Adachi and Y. Tainosho. Characterization of Heavy Metal Particles Embedded in Tire Dust. *Environment International*, 30(8):1009–1017, 2004. doi: 10.1016/j.envint.2004.04.004.



- [41] E. Menichini, V. Abate, L. Attias, S. De Luca, A. Di Domenico, I. Fochi, G. Forte, N. Iacovella, A.L. Iamiceli, P. Izzo, F. Merli, and B. Bocca. Artificial-Turf Playing Fields: Contents of Metals, PAHs, PCBs, PCDDs and PCDFs, Inhalation Exposure to PAHs and Related Preliminary Risk Assessment. *Science of the Total Environment*, 409 (23):4950–4957, 2011. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.07.042.
- [42] J. Gomes, H. Mota, J. Bordado, M. Cadete, G. Sarmiento, A. Ribeiro, M. Baiao, J. Fernandes, V. Pampulim, M. Custódio, and I. Veloso. Toxicological Assessment of Coated Versus Uncoated Rubber Granulates Obtained From Used Tires for Use in Sport Facilities. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 60(6):741–746, 2010. doi: 10.3155/1047-3289.60.6.741.
- [43] S.S. Nelson, D.R. Yonge, and M.E. Barber. Effects of Road Salts on Heavy Metal Mobility in Two Eastern Washington Soils. *Journal of Environmental Engineering*, 135 (7):505–510, 2009. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:7(505).
- [44] M. Huber, A. Welker, and B. Helmreich. Critical Review of Heavy Metal Pollution of Traffic Area Runoff: Occurrence, Influencing Factors, and Partitioning. *Science of the Total Environment*, 541:895–919, 2016. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.033.
- [45] M. Gualtieri, M. Andrioletti, C. Vismara, M. Milani, and M. Camatini. Toxicity of Tire Debris Leachates. *Environment International*, 31(5):723–730, 2005. doi: 10.1016/j.envint.2005.02.001.
- [46] S.D. Young. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*, volume 22, chapter 3 - Chemistry of Heavy Metals and Metalloids in Soils, pages 51–95. Springer, Dordrecht, 3rd edition, 2013. doi: 10.1007/978-94-007-4470-7.
- [47] D.A. Skoog, D.M. West, F.J. Holler, and S.R. Crouch. *Fundamentals of Analytical Chemistry*. Brooks/Cole Cengage Learning, Boston, 9th edition, 2014.
- [48] N.J. Tro. *Chemistry: A Molecular Approach*. Always learning. Pearson, Harlow, 4th edition, 2017.
- [49] J.F. McCarthy and J.M. Zachara. Subsurface Transport of Contaminants. *Environmental Science & Technology*, 23(5):496–502, 1989. doi: 10.1021/es00063a001.
- [50] T. Howell, A.D. Schneider, and M. Jensen. History of Lysimeter Design and Use for Evapotranspiration Measurements. *Lysimeters for Evapotranspiration and Environmental Measurements*, pages 1–9, 1991. Tilgjengelig fra: <https://www.researchgate.net/publication/279560720>.

- [51] N. Yan, P. Marschner, W. Cao, C. Zuo, and W. Qin. Influence of Salinity and Water Content on Soil Microorganisms. *International Soil and Water Conservation Research*, 3 (4):316–323, 2015. doi: 10.1016/j.iswcr.2015.11.003.
- [52] G.A. Jenner, H.P. Longrich, S.E. Jackson, and B.J. Fryer. ICP-MS - A Powerful Tool for High-Precision Trace-Element Analysis in Earth Sciences: Evidence From Analysis of Selected U.S.G.S. Reference Samples. *Chemical Geology*, 83(1):133–148, 1990. doi: 10.1016/0009-2541(90)90145-W.
- [53] J. Asheim, K. Vike-Jonas, S.V. Gonzalez, S. Lierhagen, V. Venkatraman, I.L.S. Veivåg, B. Snilsberg, T.P. Flaten, and A.G. Asimakopoulos. Benzotriazoles, Benzothiazoles and Trace Elements in an Urban Road Setting in Trondheim, Norway: Re-visiting the Chemical Markers of Traffic Pollution. *Science of the Total Environment*, 649:703–711, 2019. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.299.
- [54] S. Lierhagen. Muntlig samtale og e-post med Syverin Lierhagen, senioringeniør ved Institutt for kjemi, NTNU Gløshaugen, februar-mai 2020.
- [55] R. Burt. Soil Survey Field and Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 51, Version 2.0, 2014. Tilgjengelig fra: [https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/stelprdb1244466.pdf](https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1244466.pdf).
- [56] Labconco Corporation. Guide to Freeze Drying for the Laboratory. Hentet 30. mars 2020. Tilgjengelig fra: <https://pim-resources.coleparmer.com/data-sheet/labconco-guide-freeze-dry-in-lab.pdf>.
- [57] Millrock Technology. What is Lyophilization?, 2020. Hentet: 18. februar 2020. Tilgjengelig fra: <https://www.millrocktech.com/lyosight/lyobrary/what-is-lyophilization/>.
- [58] Christ. Operating Manual - Alpha 1-4 LDplus, Alpha 2-4 LDplus, 2017. Hentet: 24. mars 2020. Tilgjengelig fra: [https://www.del-tek.it/public/20171003153249\\_3.pdf](https://www.del-tek.it/public/20171003153249_3.pdf).
- [59] Milestone. UltraCLAVE, 2020. Hentet: 4. mars 2020. Tilgjengelig fra: <https://www.milestonesrl.com/products/microwave-digestion/ultraclave>.
- [60] Milestone. UltraCLAVE, 2020. Hentet: 4. mars 2020. Tilgjengelig fra: <https://milestonesci.com/ultraclave-microwave-digestion-system/>.
- [61] R.E. Wolf. What is ICP-MS? ...And More Importantly, What Can It Do?, 2016. Hentet: 11. februar 2020. Tilgjengelig fra: <https://docplayer.net/85421-What-is-icp-ms-and-more-importantly-what-can-it-do.html>.
- [62] S.C. Wilschefski and M.R. Baxter. Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry: Introduction to Analytical Aspects. *The Clinical Biochemist. Reviews*, 40(3):115–133, 2019. doi: 10.33176/AACB-19-00024.

- [63] H. P. Longerich, G. A. Jenner, B. J. Fryer, and S. E. Jackson. Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometric Qnalysis of Geological Samples: A Critical Evaluation Based on Case Studies. *Chemical Geology*, 83(1):105–118, 1990. doi: 10.1016/0009-2541(90)90143-U.
- [64] Norges geologiske undersøkelse. (LA)-ICP-MS, 2018. Hentet: 11. februar 2020. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/fagomrade/icp-ms>.
- [65] M. Aceto. *Advances in Food Traceability Techniques and Technologies: Improving Quality Throughout the Food Chain*, chapter 8 - The Use of ICP-MS in Food Traceability, pages 137–164. Elsevier Ltd, 2016. doi: 10.1016/B978-0-08-100310-7.00008-9.
- [66] A.H. Tjora. *Kvalitative forskningsmetoder i praksis*. Gyldendal akademisk, Oslo, 2010.
- [67] Norges Fotballforbund. Anlegg i NFF Trøndelag, 2020. Hentet: 25. februar 2020. Tilgjengelig fra: <https://www.fotball.no/fotballdata/anlegg/?d=13>.
- [68] B. Aas. E-post med Bjørn Aas, overingeniør ved Institutt for bygg- og miljøteknikk, NTNU og Fagansvarlig idrettsanlegg, SIAT, april 2020.

# Vedlegg

- A Temperaturprogram for UltraCLAVE
- B Spørsmål i spørreundersøkelse om vinterdrift av kunstgressbaner
- C Brev om spørreundersøkelse om vinterdrift av kunstgressbaner
- D Rådata for homogenitet fra ICP-MS analyse
- E Rådata for reproduserbarhet fra ICP-MS analyse
- F Rådata fra ICP-MS analyse, korrigert mot blankprøver og regnet tilbake til originalvekt
- G Rådata fra pH-måling
- H Risikovurdering
- I H/P-setninger for alle stoffer som ble brukt
- J Populærvitenskaplig artikkel

# A Temperaturprogram for UltraCLAVE

MLS Microwave Report

Systemtest: MWT AG

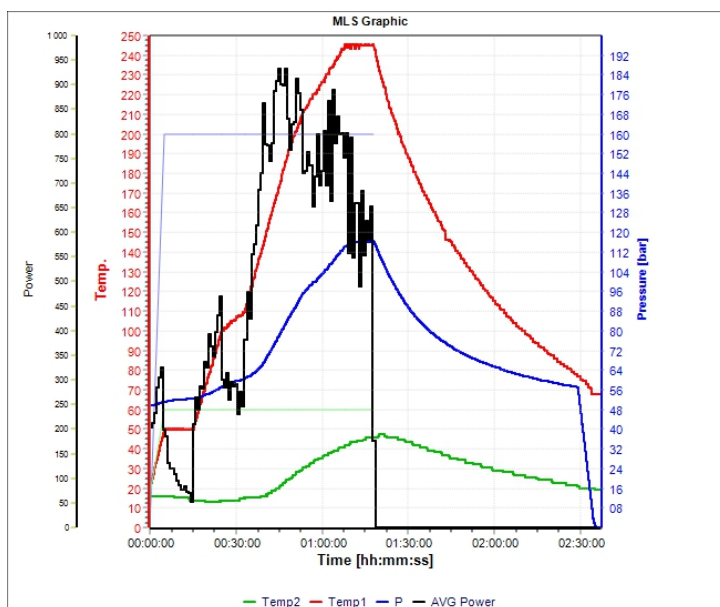


Application: pressPREP

Report 25.04.2020 16:03:54

Filename: T:\n\vikj\Leiested\_ICPMS\PROJECT NOT FINISHED\Simon Geithus - Margret Sigfusdotter\UC\_nr 1238 vials 121 160 Geithus sedimenter 88-106.dpr

MWT AG



## Parameter

Signature name :  
 Signature date :  
 Signature func. :  
 Operator :Administrator  
 Date :21.04.2020  
 13:13:56  
 Method filename  
 :Stand-profile-245C-10-min-oper  
 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.:40.0 °C  
 Ground load :300 30 2  
 Ventilation time:01:18:55  
 Rotor :40 positions  
 Vessel-Type :18ml teflon and  
 quarts

## Remark:

UltraClave run nr 128, benyttet uc rør 121-160.  
 Prosedyre 250 350 mg prove tilsettes 9 ml 50% HNO3 v/v, dekomponeres i henhold til vist temperaturprofil, fortynnes til mellom 107 114 g på vekt med mq vann, eksakt vekt noteres, ferdig fortynnet prove overføres til 15 ml pp rør som benyttes for til bestemmelse av grunnstoffene med icp-ms Agilent 8800.  
 Prosjekt, Simon Gethus med flere, 106 sedimentprover.

## 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	00:15:00	190	60	160	1 000
6	00:05:00	210	60	160	1 000
7	00:15:00	245	60	160	1 000
8	00:10:00	245	60	160	1 000

## B Spørsmål i spørreundersøkelse om vinterdrift av kunstgressbaner

1. Hvilken rolle har du i forbindelse med drift av kunstgressbanen?
2. Hvilket fylke ligger kunstgressbanen i?
  - Agder
  - Innlandet
  - Møre og Romsdal
  - Nordland
  - Oslo
  - Rogaland
  - Vestfold og Telemark
  - Troms og Finnmark
  - Trøndelag
  - Vestland
  - Viken
3. Hva er dimensjonen på kunstgressbanen? (Hvis det er flere baner kan du fylle ut for den som blir mest brukt, fylle skjemaet flere ganger eller skrive opp dimensjonene på alle banene i annet).
  - 11-er
  - 9-er
  - 7-er
  - 5-er
  - Annet
4. Hvilket år ble kunstgressbanen deres først lagt?
5. Hvilken type granulater brukes i banen?
  - SBR
  - EPDM
  - Industriegummi
  - TPE
  - Organiske materialer
  - Annet
6. Er kunstgressbanen vinterdriftet/sesongforlenget?
  - Vinterdriftet
  - Sesongforlenget
  - Ingen av delene

## Vedlegg B

7. Når slutter generelt driften på kunstgressbanen for vinteren?
- 1. – 15. september
  - 16. – 30. september
  - 1. – 15. oktober
  - 16. – 31. oktober
  - 1. – 15. november
  - 16. – 30. november
  - 1. – 15. desember
  - 15. – 31. desember
  - Annet
8. Når starter driften generelt opp igjen om våren?
- 1. – 15. januar
  - 16. – 31. januar
  - 1. – 15. februar
  - 16. – 29. februar
  - 1. – 15. mars
  - 16. – 31. mars
  - 1. – 15. april
  - 15. – 30. april
  - 1. – 15. mai
  - Annet
9. Takk for at du tok deg tid til å svare. Resten av denne spørreundersøkelsen er rettet mot kunstgressbaner som har vinterdrift, dersom du har noe å tilføye kan du skrive det her.
10. Når slutter generelt driften på kunstgressbanen for vinteren?
- 1. – 15. september
  - 16. – 30. september
  - 1. – 15. oktober
  - 16. – 31. oktober
  - 1. – 15. november
  - 16. – 30. november
  - 1. – 15. desember
  - 15. – 31. desember
  - Annet

## Vedlegg B

11. Når starter driften generelt opp igjen om våren?

- 1. – 15. januar
- 16. – 31. januar
- 1. – 15. februar
- 16. – 29. februar
- 1. – 15. mars
- 16. – 31. mars
- 1. – 15. april
- 15. – 30. april
- 1. – 15. mai
- Annet

12. Hvilke(t) tiltak har kunstgressbanen rundt vinterdrift?

- Snødeponi
- Fiberduk
- Fysisk hinder
- Undervarme
- Salt/kjemikalier
- Annet

13. Hvilken type salt/kjemikalier brukes?

14. Hvem er produsenten og hva er produktnummeret til brukt salt/kjemikalie?

15. Hvor mye salt/kjemikalie har blitt brukt på banen hittil i vinter (omtrent)? (Skriv svaret i kg/m<sup>2</sup> eller tonn/totalt baneareal)

16. Hvor mye salt/kjemikalie blir generelt brukt på banen gjennom en vintersesong (omtrent)? (Skriv svaret i kg/m<sup>2</sup> eller tonn/totalt baneareal)

17. Har du et røft estimat på årlige kostnader rundt vinterdrift av kunstgressbanen? Gjerne segmenter kostnadene.

18. Takk for at du tok deg tid til å svare. Dersom du har noe å tilføye kan du skrive det her.



## C Brev om spørreundersøkelse om vinterdrift av kunstgressbaner

Hei,

Vi er to kjemiingeniørstudenter ved NTNU som skriver en bacheloroppgave om vinterdrift av kunstgressbaner. Oppgaven skrives i samarbeid med Senter for idrettsanlegg og teknologi (SIAT) ved NTNU, og er en del av et større prosjekt, Kunstgress 2021 (KG2021). KG2021 er et samarbeidsprosjekt mellom NTNU, NFF, flere fylkeskommuner, idrettslag og kunstgressaktører, og har som målsetting å bidra med nye og bærekraftige konsepter for planlegging, bygging og drift av kunstgressbaner.

I oppgaven skal vi analysere mengde tungmetaller og salter i jorden rundt en kunstgressbane, for å undersøke om vinterdrift (tilførsel av salt) påvirker hvor langt ned i jorden tungmetallene havner. I den sammenhengen har vi lyst til å kartlegge vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets. Vi har laget en liten spørreundersøkelse som omhandler vinterdrift av kunstgressbaner og ulike tiltak for å redusere miljøpåvirkning av dette. Alle besvarelser er helt anonyme og kan på ingen måte spores tilbake til de som sender inn svarene. Det vi håper å få ut av undersøkelsen er å lage en statistikk over vinterdrift av kunstgressbaner i Trøndelag Fotballkrets.

Bacheloroppgaven skal være ferdigstilt innen 20. mai 2020. Hvis du ønsker å få tak i oppgaven etter den tid, kan du kontakte Bjørn Åge Berntsen, senterleder for SIAT, eller sende e-post til [kontakt@siat.ntnu.no](mailto:kontakt@siat.ntnu.no).

Vi håper du kan ta deg tid til å besvare undersøkelsen, det skal ikke ta mer enn 10 minutter å svare. Svarfristen på spørreundersøkelsen er den 3. april.

Dersom det er ønskelig, kan vi ringe deg og fylle ut spørreundersøkelsen for deg.

Denne e-posten er sendt til førstnevnte person ved e-postene listet på NFF sine sider i Trøndelag Fotballkrets som ligger i Trøndelag og har utendørs kunstgressbaner. Vi håper du kan videresende den til riktig person dersom du ikke er aktuell.

På forhånd takk.

Vedlegg C

Linken til spørreskjemaet finner du her:

<https://forms.office.com/Pages/ResponsePage.aspx?id=cgahCS-CZ0SluluzdZZ8BSC0dc3zKyhMumh7rJ75FBUMjBPNVhLQko2ME4zRzdEMEdOTjdXVUhaUy4u>

Med vennlig hilsen,

Simon Geithus

+47 48422300

[simonge@stud.ntnu.no](mailto:simonge@stud.ntnu.no)

Institutt for materialteknologi, NTNU

Margrét Sýlvía Sigfúsdóttir

+47 95915099

[margrssi@stud.ntnu.no](mailto:margrssi@stud.ntnu.no)

Institutt for materialteknologi, NTNU

Lene Østby

[lene.ostby@ntnu.no](mailto:lene.ostby@ntnu.no)

Førstemanuensis

Institutt for materialteknologi, NTNU

Siri Marie Bø

[siri.m.bo@ntnu.no](mailto:siri.m.bo@ntnu.no)

Vitenskapelig assistent

SIAT – Senter for idrettsanlegg og teknologi

 **NTNU**  
SIAT – Senter for  
idrettsanlegg og teknologi

**KG2021**

## D Rådata for homogenitet fra ICP-MS analysen

Tabell D.1: Rådatamateriale for homogenitet fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

ICP-MS Batch	23 -> 23 Na [O2]	25 -> 25 Mg [O2]	44 -> 60 Ca [O2]	52 -> 52 Cr [O2]	55 -> 55 Mn [O2]	59 -> 59 Co [O2]	62 -> 62 Ni [O2]	63 -> 63 Cu [O2]
Sample Name	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]
Gethus 18	1 415	25 296	19 112	154	672	23	90	36,4
Gethus 18a	731	13 152	14 559	63	463	16	40	38,6
Average	1 073	19 224	16 836	109	567	19	65	37
Min	731	13 152	14 559	63	463	16	40	36
Max	1 415	25 296	19 112	154	672	23	90	39
Std	484	8 587	3 220	64	147	5	36	2
Rsd % <5, 5-10, >10	45,1	44,7	19,1	59,0	25,9	24,6	55,1	4,2
Number	2	2	2	2	2	2	2	2
Gethus 106.1	2 255	11 893	13 265	103	463	12,6	41,9	28,2
Gethus 106.2	1 652	13 153	12 601	114	472	15,5	51,6	31,4
Gethus 106.3	931	11 254	8 649	103	435	13,0	44,3	24,7
Average	1 613	12 100	11 505	107	457	14	46	28
Min	931	11 254	8 649	103	435	13	42	25
Max	2 255	13 153	13 265	114	472	15	52	31
Std	663	966	2 496	6	20	2	5	3
Rsd % <5, 5-10, >10	41,1	8,0	21,7	5,7	4,3	11,5	11,0	11,9
Number	3	3	3	3	3	3	3	3
ICP-MS Batch	66 -> 66 Zn [O2]	75 -> 91 As [O2]	98 -> 130 Mo [O2]	114 -> 114 Cd [O2]	118 -> 118 Sn [O2]	182 -> 214 W [O2]	202 -> 202 Hg [O2]	208 -> 208 Pb [O2]
Sample Name	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]
Gethus 18	96	2,50	0,189	0,073	0,193	0,008	0,000	10,12
Gethus 18a	40	2,06	0,148	0,037	0,153	0,008	0,000	4,19
Average	68	2	0,17	0,055	0,173	0,008	0,000	7,2
Min	40	2	0,15	0,037	0,153	0,008	0,000	4,2
Max	96	2	0,19	0,073	0,193	0,008	0,000	10,1
Std	40	0	0,03	0,026	0,028	0,000	0,000	4,2
Rsd % <5, 5-10, >10	58,5	13,4	17,5	46,5	16,3	4,1	43,1	58,6
Number	2	2	2	2	2	2	2	2
Gethus 106.1	51	5,27	0,389	0,072	0,202	0,011	0,040	12,48
Gethus 106.2	61	3,86	0,337	0,104	0,220	0,009	0,071	12,79
Gethus 106.3	51	3,56	0,255	0,074	0,208	0,010	0,051	11,07
Average	54	4	0,33	0,084	0,210	0,010	0,054	12,1
Min	51	4	0,25	0,072	0,202	0,009	0,040	11,1
Max	61	5	0,39	0,104	0,220	0,011	0,071	12,8
Std	6	1	0,07	0,018	0,009	0,001	0,016	0,9
Rsd % <5, 5-10, >10	10,2	21,6	20,7	21,6	4,4	11,4	29,5	7,6
Number	3	3	3	3	3	3	3	3

Tabell E.1 : Rådatamateriale for reproduserbarhet fra ICP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

ICP-MS Batch	23 -> 23 Na [O2]	25 -> 25 Mg [O2]	44 -> 40 Ca [O2]	52 -> 52 Cr [O2]	55 -> 55 Mn [O2]	59 -> 59 Co [O2]	62 -> 62 Ni [O2]	63 -> 63 Cu [O2]
Sample Name	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]
Geitthus 1_Rep 1	961	12 819	9 015	84,3	333	82,1	44,9	28,7
Geitthus 1_Rep 2	913	12 162	8 743	82,0	318	78,9	43,2	27,3
Geitthus 1_Rep 3	913	12 090	8 865	80,5	320	77,9	43,3	27,3
Average	929	12 357	8 874	82,3	324	79,6	43,8	27,8
Min	913	12 090	8 743	80,5	318	77,9	43,2	27,3
Max	961	12 819	9 015	84,3	333	82,1	44,9	28,7
Std	27,3	402	136	1,9	8,4	2,2	1,0	0,8
Rsd % <5, 5-10, >10	2,9	3,3	1,5	2,4	2,6	2,7	2,2	3,0
Number	3	3	3	3	3	3	3	3
Geitthus 10_Rep1	1 135	21 842	15 464	144	590	20,8	79,2	33,0
Geitthus 10_Rep2	1 103	21 509	14 713	141	560	20,3	77,3	32,2
Geitthus 10_Rep3	1 105	21 062	15 021	134	566	20,1	76,6	31,1
Average	1 114	21 471	15 066	139	572	20,4	77,7	32,1
Min	1 103	21 062	14 713	134	560	20,1	76,6	31,1
Max	1 135	21 842	15 464	144	590	20,8	79,2	33,0
Std	17,9	391	378	4,8	16	0,4	1,3	0,9
Rsd % <5, 5-10, >10	1,6	1,8	2,5	3,4	2,8	1,9	1,7	3,0
Number	3	3	3	3	3	3	3	3
ICP-MS Batch	66 -> 66 Zn [O2]	75 -> 91 As [O2]	98 -> 130 Mo [O2]	114 -> 114 Cd [O2]	118 -> 118 Sn [O2]	182 -> 214 W [O2]	202 -> 202 Hg [O2]	208 -> 208 Pb [O2]
Sample Name	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]
Geitthus 1_Rep 1	6 342	3,18	0,155	0,759	0,342	0,007	0,019	12,97
Geitthus 1_Rep 2	6 085	3,21	0,156	0,744	0,336	0,008	0,017	12,64
Geitthus 1_Rep 3	6 038	3,20	0,161	0,745	0,342	0,006	0,019	12,63
Average	6 155	3,20	0,16	0,749	0,340	0,007	0,018	12,75
Min	6 038	3,18	0,16	0,744	0,336	0,006	0,017	12,63
Max	6 342	3,21	0,16	0,759	0,342	0,008	0,019	12,97
Std	164	0,02	0,003	0,008	0,004	0,001	0,001	0,2
Rsd % <5, 5-10, >10	2,7	0,5	2,0	1,1	1,1	15,0	6,3	1,5
Number	3	3	3	3	3	3	3	3
Geitthus 10_Rep1	83,5	3,55	0,236	0,068	0,266	0,008	0,011	10,33
Geitthus 10_Rep2	80,6	3,57	0,220	0,064	0,259	0,009	0,008	10,00
Geitthus 10_Rep3	80,9	3,47	0,210	0,063	0,249	0,007	0,007	9,75
Average	81,6	3,53	0,222	0,065	0,258	0,008	0,009	10,03
Min	80,6	3,47	0,210	0,063	0,249	0,007	0,007	9,75
Max	83,5	3,57	0,236	0,068	0,266	0,009	0,011	10,33
Std	1,6	0,1	0,013	0,003	0,008	0,001	0,002	0,3
Rsd % <5, 5-10, >10	2,0	1,5	5,9	4,1	3,3	14,9	21,6	2,9
Number	3	3	3	3	3	3	3	3

## E Rådata for reproduserbarhet fra ICP-MS analysen

## F Rådata fra ICP-MS analysen, korrigert mot blankprøver og regnet tilbake til originalvekt

Tabell F.1: Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beskrivelse	ICP-MS Batch	Sample Name	23 Na [O2]		25 → 25 Mg [O2]		44 → 60 Ca [O2]		52 → 52 Cr [O2]		55 → 55 Mn [O2]		59 → 59 Co [O2]		Conc. RSD
			Conc. [µg/g]	Conc. RSD	Conc. [µg/g]	Conc. RSD	Conc. [µg/g]	Conc. RSD	Conc. [µg/g]	Conc. RSD	Conc. [µg/g]	Conc. RSD	Conc. [µg/g]	Conc. RSD	
BT1, 5cm	Geithus 1_Rep 1	961	2,2	12 819	2,2	9 015	1,8	84	3,5	333	1,4	82	2,6		
BT1, 5cm	Geithus 1_Rep 2	913	1,1	12 162	1,1	8 743	1,1	82	0,9	318	0,5	79	1,2		
BT1, 5cm	Geithus 1_Rep 3	913	1,6	12 090	1,9	8 865	1,2	80	1,6	320	2,3	78	3,0		
BT1, 20cm	Geithus 2	772	0,6	14 219	2,2	12 470	1,1	97	2,7	397	0,4	14	4,8		
BT1, 30cm	Geithus 3	1 193	1,0	19 201	2,7	13 885	2,6	140	3,9	559	0,9	19	6,9		
BT2, 5cm	Geithus 4	983	1,4	18 625	1,3	9 559	0,9	121	0,7	647	1,0	19	0,5		
BT2, 20cm	Geithus 5	987	1,9	16 914	1,5	14 080	1,7	115	1,0	494	3,1	17	1,3		
BT2, 30cm	Geithus 6	942	1,4	20 767	2,3	14 228	0,8	142	4,8	595	1,2	20	5,7		
BT3, 5cm	Geithus 7	924	0,8	16 061	0,3	11 142	1,8	111	1,2	499	0,6	58	0,7		
BT3, 5cm	Geithus 8	888	2,7	13 161	1,7	9 387	2,8	93	2,6	366	3,0	14	3,6		
BT3, 20cm	Geithus 9	933	0,3	17 375	3,9	15 321	2,3	117	4,1	494	1,1	17	2,6		
BT3, 30cm	Geithus 10_Rep1	1 135	1,3	21 842	3,7	15 464	0,8	144	4,7	590	0,8	21	3,9		
BT3, 30cm	Geithus 10_Rep2	1 103	2,7	21 509	2,6	14 713	0,7	141	4,1	560	2,1	20	2,5		
BT3, 30cm	Geithus 10_Rep3	1 105	1,9	21 062	3,9	15 021	4,1	134	2,8	566	2,5	20	2,2		
BT4, 20cm	Geithus 12	966	2,3	16 592	2,7	11 459	3,5	126	2,7	493	3,5	16	2,2		
BT4, 30cm	Geithus 13	828	2,5	14 694	2,0	13 604	1,5	94	1,4	450	0,5	15	1,6		
BB1, 5cm	Geithus 14	1 099	1,1	16 684	2,0	12 849	1,3	111	2,9	487	0,5	26	2,0		
BB1, 20cm	Geithus 15	723	0,9	12 831	2,1	13 037	0,6	106	1,5	366	1,2	13	2,4		
BB1, 30cm	Geithus 16	975	1,1	17 688	1,1	20 088	1,5	98	1,8	830	0,4	20	1,4		
BB2, 5cm	Geithus 17	749	2,7	12 212	2,0	10 283	2,5	82	2,6	365	0,7	13	1,6		
BB2, 20cm	Geithus 18	1 415	3,6	25 296	2,8	19 112	2,4	154	3,0	672	4,3	23	2,2		
BB2, 30cm	Geithus 18a	731	1,3	13 152	3,2	14 559	0,5	63	2,8	463	2,2	16	0,9		
BB3, 5cm	Geithus 20	1 205	1,1	21 416	1,3	20 095	2,7	122	3,1	696	3,7	20	3,9		
BB3, 20cm	Geithus 21	1 069	1,4	16 541	1,6	13 853	2,7	103	2,1	641	1,6	21	0,8		
BB3, 30cm	Geithus 22	842	2,4	16 148	2,7	12 115	2,2	110	1,6	631	2,7	16	1,4		
BB4, 5cm	Geithus 23	1 013	0,3	17 671	1,5	14 760	0,6	106	0,4	636	1,5	22	1,9		
BB4, 20cm	Geithus 24	941	1,8	16 534	2,8	16 785	3,3	100	2,1	646	1,7	16	2,7		
BB4, 30cm	Geithus 25	965	0,4	19 654	1,7	18 414	2,6	119	2,3	657	1,2	22	2,9		
NV1, 5cm	Geithus 26	856	0,9	16 071	0,9	9 879	0,6	126	1,1	446	0,4	38	0,7		
NV1, 20cm	Geithus 27	754	1,7	14 449	2,1	8 421	1,2	101	3,0	473	1,8	13	1,0		
NV1, 30cm	Geithus 28	833	2,4	14 545	3,8	9 742	2,1	115	5,5	446	1,6	13	2,5		

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beaktelse	ICP-MS Batch	23 Na [O2]	25 → 25 Mg [O2]	44 → 60 Ca [O2]	52 → 52 Cr [O2]	55 → 55 Mn [O2]	59 → 59 Co [O2]	Conc. RSD					
Sample Name	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD					
NV2, 5cm	Geithus 29	904	1.1	14 307	2.4	10 223	2.0	107	2.1	426	0.3	49	2.1
NV2, 20cm	Geithus 30	880	2.6	16 639	3.2	9 733	1.3	157	3.8	558	3.9	16	4.3
NV2, 30cm	Geithus 31	996	1.3	20 011	1.0	10 320	2.3	141	2.4	522	0.4	18	1.2
NV3, 5cm	Geithus 32	830	0.4	14 759	1.7	10 753	0.8	115	1.2	438	0.5	26	1.8
NV3, 20cm	Geithus 33	980	0.8	18 368	3.1	9 276	3.0	172	3.9	472	1.4	15	2.5
NV3, 30cm	Geithus 34	895	0.9	16 212	1.8	10 011	1.9	122	3.2	509	2.0	15	4.8
NV4, 5cm	Geithus 35	813	1.2	13 852	2.6	10 585	0.4	104	2.7	423	0.4	31	2.0
NV4, 20cm	Geithus 36	677	1.2	16 213	2.6	8 266	1.2	112	2.0	434	3.4	14	2.5
NV4, 30cm	Geithus 37	909	1.4	15 806	4.6	10 102	0.7	119	5.1	523	1.8	16	3.9
RF1, 5cm	Geithus 38	879	1.4	16 591	2.3	9 372	1.5	123	2.0	476	0.8	16	3.2
RF1, 20cm	Geithus 39	931	0.8	16 552	1.5	9 459	1.7	124	2.0	582	1.7	20	2.3
RF1, 30cm	Geithus 40	865	1.5	12 986	0.7	14 741	2.5	106	2.2	532	2.2	14	2.9
RF2, 5cm	Geithus 41	977	0.5	15 349	0.7	9 833	1.9	121	2.4	565	1.6	15	0.9
RF2, 20cm	Geithus 42	523	0.8	10 482	1.9	5 080	1.0	81	1.5	325	0.3	12	1.2
RF2, 30cm	Geithus 43	932	2.4	15 523	3.6	10 766	2.4	133	4.0	485	1.8	15	4.3
RF3, 5cm	Geithus 44	896	0.2	19 655	1.7	9 224	0.7	140	1.6	566	1.0	19	1.3
RF3, 20cm	Geithus 45	918	3.1	19 618	4.1	8 996	1.0	139	5.3	555	2.1	23	5.0
RF3, 30cm	Geithus 46	1 061	1.3	16 330	3.3	10 872	2.2	148	4.2	492	1.6	15	1.0
RF4, 5cm	Geithus 47	908	1.4	16 595	4.3	10 673	1.2	134	4.6	547	0.6	17	3.7
RF4, 20cm	Geithus 48	549	1.4	11 461	1.0	6 501	3.7	80	1.5	384	2.3	11	1.3
RF4, 30cm	Geithus 49	1 323	1.5	12 841	0.9	13 221	1.8	113	2.9	531	3.1	15	3.9
BTS, 5cm	Geithus 50	876	0.6	18 742	1.0	10 777	1.4	139	1.4	511	0.5	20	1.9
BTS, 20cm	Geithus 51	1 017	1.3	17 738	2.6	9 136	1.8	97	3.3	441	2.9	20	1.5
BTS, 30cm	Geithus 52	794	2.1	13 153	0.2	9 921	0.4	102	0.3	459	0.5	12	0.5
BT6, 5cm	Geithus 53	696	0.9	10 510	1.3	9 405	1.4	72	2.7	282	2.4	55	3.4
BT6, 20cm	Geithus 54	890	0.8	18 018	1.1	11 577	1.6	107	1.3	478	1.1	18	1.4
BT6, 30cm	Geithus 55	821	1.0	15 051	1.8	12 888	1.5	100	1.8	422	1.0	16	4.4
BT7, 5cm	Geithus 56	800	1.9	9 240	3.2	7 555	2.0	67	2.8	307	1.7	93	4.6
BT7, 20cm	Geithus 57	895	2.5	16 158	2.4	15 584	2.0	114	2.0	475	2.6	17	0.4
BT7, 30cm	Geithus 58	755	2.9	13 329	2.2	11 924	1.3	95	3.8	399	3.2	14	4.2
BT7, 15cm	Geithus 59	657	3.0	12 299	5.7	8 722	1.4	81	4.8	374	2.8	13	5.4
BT8, 5cm	Geithus 60	722	1.3	9 677	1.1	8 695	2.5	67	1.9	360	2.0	62	1.5

Vedlegg F

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beaktelse	ICP-MS Batch	23 Na [02]	25 -> 25 Mg [02]	44 -> 60 Ca [02]	52 -> 52 Cr [02]	55 -> 55 Mn [02]	59 -> 59 Co [02]	Conc. RSD					
Sample Name	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD					
B78_20cm	Geithus 61	1 030	0,9	19 891	2,7	10 843	1,6	140	2,1	592	0,4	19	1,1
B78_30cm	Geithus 62	882	1,9	18 266	3,0	15 581	3,0	125	1,9	534	1,4	18	4,8
B78_30cm	Geithus 63	823	1,5	16 855	2,0	14 797	3,4	119	2,0	492	3,2	16	0,8
BB5_5cm	Geithus 64	854	2,3	43 125	1,0	12 096	1,0	273	1,9	596	2,3	32	2,5
BB5_20cm	Geithus 65	971	0,9	15 617	2,1	18 259	3,4	84	2,9	678	2,4	20	3,4
BB5_30cm	Geithus 66	948	1,2	16 889	2,3	17 077	3,8	106	1,8	707	2,5	19	1,4
BB6_5cm	Geithus 67	818	0,7	13 142	2,1	12 201	1,0	85	1,5	486	0,6	15	1,0
BB6_20cm	Geithus 68	848	1,1	17 000	0,6	11 462	1,8	112	0,4	531	0,5	17	2,2
BB6_30cm	Geithus 69	889	0,7	14 875	1,6	9 214	2,1	119	1,6	395	0,8	13	2,7
BB6_30cm	Geithus 70	1 009	2,3	17 923	3,3	15 187	2,1	117	2,2	787	0,9	19	1,7
BB7_5cm	Geithus 71	769	1,1	13 871	2,7	12 523	1,8	97	2,4	458	2,5	29	3,3
BB7_20cm	Geithus 72	709	1,2	12 597	3,8	10 676	2,3	82	3,7	531	2,4	14	2,0
BB7_30cm	Geithus 73	781	1,1	16 052	1,4	8 923	3,5	123	1,8	482	1,1	14	2,5
BB8_5cm	Geithus 74	1 046	1,4	19 378	0,7	15 459	1,4	111	1,0	755	1,6	18	2,4
BB8_20cm	Geithus 75	1 151	1,1	21 878	2,8	15 631	2,0	136	1,6	650	1,8	20	0,2
BB8_30cm	Geithus 76	625	1,9	11 062	1,5	11 145	0,9	57	3,0	671	1,1	12	1,3
BB8_25cm	Geithus 77	691	1,7	13 316	1,0	20 547	2,4	69	1,6	638	1,2	14	5,0
BB8_30cm	Geithus 78	862	0,4	16 852	1,6	10 655	1,3	122	3,8	577	1,1	16	1,6
NV5_5cm	Geithus 79	790	2,5	12 065	1,7	9 047	0,5	90	1,8	361	2,0	19	1,1
NV5_20cm	Geithus 80	849	1,8	15 582	3,2	9 636	1,4	106	2,8	651	1,0	14	3,4
NV5_30cm	Geithus 81	887	2,4	17 502	1,2	8 747	2,1	134	3,0	460	2,0	15	0,5
NV5_30cm	Geithus 82	1 089	0,9	22 942	1,3	8 668	0,8	154	1,4	485	1,3	20	2,4
NV6_5cm	Geithus 83	812	1,4	13 034	1,6	9 798	1,6	99	3,8	385	0,9	25	3,0
NV6_20cm	Geithus 84	740	3,4	13 769	3,3	7 472	3,6	101	4,6	372	3,2	12	3,3
NV6_30cm	Geithus 85	574	1,7	10 247	3,3	12 740	3,3	74	3,2	295	4,0	11	3,8
NV6_25cm	Geithus 86	850	1,4	14 972	3,3	9 507	1,9	111	4,4	404	1,1	41	2,9
NV7_5cm	Geithus 87	876	1,5	19 354	2,6	9 031	2,5	128	3,8	420	1,8	16	5,1
NV7_20cm	Geithus 88	859	2,2	16 292	4,3	9 202	1,3	118	3,2	471	2,7	13	5,5
NV7_30cm	Geithus 89	917	0,2	16 795	0,4	10 747	0,7	135	1,7	518	1,6	15	2,5
NV7_30cm	Geithus 90	1 032	0,8	21 224	3,5	10 084	2,3	146	6,1	499	1,2	19	2,7

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beaktelse	ICP-MS Batch	23 Na [O2]	25 -> 25 Mg [O2]	44 -> 60 Ca [O2]	52 -> 52 Cr [O2]	55 -> 55 Mn [O2]	59 -> 59 Co [O2]	Conc. RSD	
Sample Name	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	
NV8, 5cm	Geithus 91	899	18 521	10 775	141	513	18	2,4	
NV8, 20cm	Geithus 92	913	18 164	8 933	129	491	17	1,7	
NV8, 30cm	Geithus 93	813	17 351	8 751	127	449	15	4,3	
NV8, 20cm	Geithus 94	861	17 043	9 338	127	456	16	0,7	
RF5, 5cm	Geithus 95	952	17 481	10 088	130	562	19	4,8	
RF5, 20cm	Geithus 96	900	14 816	9 007	117	623	17	1,0	
RF5, 30cm	Geithus 97	1 042	12 808	9 848	91	8 267	94	1,4	
RF6, 5cm	Geithus 98	937	18 445	9 312	136	528	16	3,0	
RF6, 20cm	Geithus 99	882	10 944	18 503	83	593	13	3,2	
RF6, 30cm	Geithus 100	1 088	13 884	9 576	122	469	14	3,0	
RF7, 5cm	Geithus 101	1 110	16 105	10 282	134	555	17	2,3	
RF7, 20cm	Geithus 102	892	17 307	8 684	134	481	16	2,4	
RF7, 30cm	Geithus 103	942	12 513	9 285	107	452	13	1,3	
RF8, 5cm	Geithus 104	797	14 745	9 651	116	493	14	1,6	
RF8, 20cm	Geithus 105	248	6 366	4 574	42	273	7	2,1	
RF8, 30cm	Geithus 106.1	2 255	11 893	13 265	103	463	13	0,3	
	Geithus 106.2	1 652	13 153	12 601	114	472	15	2,2	
	Geithus 106.3	931	11 254	8 649	103	435	13	2,5	
Average	913	16 028	11 470	114	572	17	22	2,5	
Min	248	6 366	4 574	42	273	0,3	7	0,2	
Max	2 255	43 125	20 547	273	8 267	4,3	94	6,9	
Std	215	4 141	3 173	28	745	1,0	16	1,4	
Red % <5, >10, >1	23,5	50,6	25,8	49,8	27,7	52,0	24,7	57,3	75,2
Number	111	111	111	111	111	111	111	111	111



Vedlegg F

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beskrivelse	ICP-MS Batch	62 Ni [O2]	63 Cu [O2]	66 Zn [O2]	75 As [O2]	98 Mo [O2]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD
BT1, 5cm	Geithus 1_Rep 1	45	2.1	28.7	2.0	6.342	0.9	3.18	1.7	0.155	4.2		
BT1, 5cm	Geithus 1_Rep 2	43	0.5	27.3	1.2	6.085	0.6	3.21	3.3	0.156	4.0		
BT1, 5cm	Geithus 1_Rep 3	43	1.2	27.3	1.6	6.036	1.1	3.20	1.8	0.161	3.5		
BT1, 20cm	Geithus 2	51	2.5	25.3	3.1	5.4	1.2	3.43	2.4	0.119	1.7		
BT1, 30cm	Geithus 3	67	2.3	33.0	1.2	8.7	0.3	4.28	3.9	0.160	4.9		
BT2, 5cm	Geithus 4	68	1.1	29.7	2.1	8.4	0.5	4.54	0.6	0.199	1.2		
BT2, 20cm	Geithus 5	60	2.8	26.3	2.1	6.8	2.8	3.77	1.9	0.190	4.9		
BT2, 30cm	Geithus 6	72	2.1	36.2	3.9	7.9	1.6	3.06	2.9	0.192	2.7		
BT3, 5cm	Geithus 7	56	0.7	25.3	2.9	1.847	0.6	3.53	3.0	0.230	4.1		
BT3, 5cm	Geithus 8	45	3.6	25.0	1.9	3.980	2.9	3.23	3.4	0.123	6.2		
BT3, 20cm	Geithus 9	61	1.8	29.8	5.0	6.4	1.4	3.58	0.8	0.171	4.9		
BT3, 30cm	Geithus 10 Rep1	79	2.7	33.0	1.2	8.3	0.2	3.55	3.2	0.236	3.4		
BT3, 30cm	Geithus 10 Rep2	77	5.4	32.2	1.0	8.1	4.0	3.57	3.1	0.220	2.4		
BT3, 30cm	Geithus 10 Rep3	77	4.3	31.1	3.0	8.1	3.2	3.47	1.7	0.210	1.2		
BT4, 20cm	Geithus 12	58	2.7	36.5	3.5	3.42	1.9	4.01	2.5	0.164	7.3		
BT4, 30cm	Geithus 13	53	3.0	30.5	1.0	6.0	1.0	3.10	1.6	0.179	3.2		
BB1, 5cm	Geithus 14	58	2.5	27.3	1.7	1.295	1.2	3.62	0.7	0.183	1.7		
BB1, 20cm	Geithus 15	51	1.4	117.7	1.3	3.24	0.8	3.41	2.6	0.153	1.7		
BB1, 30cm	Geithus 16	50	1.2	28.8	2.3	6.7	1.2	3.68	1.6	0.228	4.2		
BB2, 5cm	Geithus 17	40	1.9	19.1	3.3	3.69	1.2	2.33	4.8	0.141	8.5		
BB2, 20cm	Geithus 18	90	4.2	36.4	4.1	9.6	4.6	2.50	2.1	0.189	3.1		
BB2, 30cm	Geithus 18a	40	3.6	38.6	1.2	4.0	0.9	2.06	1.4	0.148	1.3		
BB3, 5cm	Geithus 20	71	1.1	32.7	4.9	7.9	2.5	4.94	2.2	0.170	4.9		
BB3, 20cm	Geithus 21	58	1.7	25.5	1.2	6.50	2.5	3.61	5.8	0.194	3.9		
BB3, 30cm	Geithus 22	60	2.2	26.9	1.8	6.6	2.0	4.88	4.3	0.177	3.6		
BB4, 5cm	Geithus 23	61	1.4	30.6	2.8	5.07	1.7	3.18	1.8	0.158	2.7		
BB4, 20cm	Geithus 24	57	2.9	29.4	1.5	6.3	2.1	3.66	3.1	0.189	1.7		
BB4, 30cm	Geithus 25	71	2.3	27.4	0.3	6.9	2.5	4.01	0.8	0.225	1.7		
NV1, 5cm	Geithus 26	63	0.4	25.5	3.0	9.52	1.5	4.16	0.3	0.192	3.4		
NV1, 20cm	Geithus 27	49	2.3	21.8	2.1	6.6	0.7	3.35	1.0	0.170	2.7		
NV1, 30cm	Geithus 28	54	3.6	25.3	4.7	7.2	3.0	4.72	3.3	0.137	4.2		

Vedlegg F

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beskrivelse	ICP-MS Batch	62 Ni [O2]	63 Cu [O2]	66 Zn [O2]	75 As [O2]	98 Mo [O2]	Conc. RSD			
Sample Name	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. RSD			
NV2, 5cm	Geithus 29	48	28,7	2,6	3,098	1,2	3,70	2,6	0,140	2,8
NV2, 20cm	Geithus 30	61	28,7	4,0	85	4,9	5,07	2,7	0,112	2,1
NV2, 30cm	Geithus 31	73	25,1	2,7	88	1,2	3,79	1,8	0,153	2,5
NV3, 5cm	Geithus 32	52	27,3	1,3	1 206	0,9	3,76	3,2	0,161	4,0
NV3, 20cm	Geithus 33	70	25,4	2,9	76	2,3	4,35	2,1	0,106	5,9
NV3, 30cm	Geithus 34	58	26,9	0,9	77	2,2	4,22	3,6	0,135	3,4
NV4, 5cm	Geithus 35	49	26,3	2,8	1 308	0,5	3,96	0,7	0,165	5,0
NV4, 20cm	Geithus 36	59	22,1	4,0	73	1,6	4,58	3,5	0,163	5,2
NV4, 30cm	Geithus 37	56	29,2	1,3	87	1,9	5,99	4,1	0,141	7,3
RF1, 5cm	Geithus 38	56	25,4	2,0	71	1,2	3,06	1,0	0,241	6,0
RF1, 20cm	Geithus 39	58	27,8	2,0	70	1,4	3,57	3,5	0,175	3,7
RF1, 30cm	Geithus 40	47	20,1	1,6	52	2,1	3,04	1,7	0,277	3,1
RF2, 5cm	Geithus 41	59	28,4	1,5	70	0,8	3,64	1,8	0,441	1,4
RF2, 20cm	Geithus 42	40	16,5	3,6	44	1,3	2,12	1,4	0,162	2,1
RF2, 30cm	Geithus 43	57	24,9	5,7	68	3,1	3,64	3,1	0,191	6,2
RF3, 5cm	Geithus 44	67	29,8	1,9	78	0,5	3,88	2,5	0,258	1,0
RF3, 20cm	Geithus 45	69	33,5	4,8	78	2,3	3,31	3,2	0,185	3,5
RF3, 30cm	Geithus 46	65	119,0	1,5	66	1,3	3,63	2,3	0,263	5,1
RF4, 5cm	Geithus 47	59	27,2	2,4	71	0,3	3,23	2,7	0,187	5,6
RF4, 20cm	Geithus 48	42	17,3	1,0	50	1,3	2,53	5,5	0,255	6,9
RF4, 30cm	Geithus 49	51	31,0	2,2	56	2,6	4,09	4,4	0,394	4,2
BT5, 5cm	Geithus 50	67	28,1	0,7	1 605	0,9	3,07	3,7	0,158	7,1
BT5, 20cm	Geithus 51	56	24,3	3,8	457	1,6	3,90	2,6	0,177	5,6
BT5, 30cm	Geithus 52	44	23,0	1,2	69	0,0	4,23	0,8	0,179	5,7
BT6, 5cm	Geithus 53	37	32,4	1,5	5 712	3,9	2,34	1,7	0,134	2,2
BT6, 20cm	Geithus 54	59	29,2	2,0	63	1,8	4,23	3,5	0,140	3,9
BT6, 30cm	Geithus 55	51	26,4	2,1	53	0,5	3,36	3,8	0,140	3,4
BT7, 5cm	Geithus 56	35	25,3	5,9	6 441	2,5	2,71	4,0	0,138	4,6
BT7, 20cm	Geithus 57	54	26,4	4,0	57	1,1	3,56	0,8	0,147	6,2
BT7, 30cm	Geithus 58	46	22,9	2,7	48	3,0	3,52	1,7	0,110	6,5
BT7, 15cm	Geithus 59	46	18,6	1,9	50	2,9	3,04	2,5	0,154	5,4
BT8, 5cm	Geithus 60	35	27,0	2,7	5 274	1,3	2,54	3,0	0,195	2,0

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beskrivelse	ICP-MS Batch	62 Ni [O2]	63 Cu [O2]	66 Zn [O2]	75 As [O2]	98 Mo [O2]	Conc. RSD			
Sample Name	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]			
B78, 20cm	Geithus 61	72	31,7	1,0	78	2,1	2,74	2,8	0,253	2,8
B78, 30cm	Geithus 62	66	26,0	1,2	61	2,8	3,41	3,3	0,142	4,7
B78, 30cm	Geithus 63	58	22,1	3,4	58	2,7	3,28	1,4	0,119	6,4
BB5, 5cm	Geithus 64	197	29,5	0,6	77	1,5	6,11	0,4	0,161	1,4
BB5, 20cm	Geithus 65	50	28,8	1,7	49	0,9	2,41	1,6	0,190	5,2
BB5, 30cm	Geithus 66	58	32,5	1,3	58	1,3	4,11	1,5	0,199	2,1
BB6, 5cm	Geithus 67	46	25,1	1,1	369	3,2	2,42	1,0	0,180	7,1
BB6, 20cm	Geithus 68	64	35,3	1,4	93	2,3	3,75	2,4	0,264	3,0
BB6, 30cm	Geithus 69	47	20,1	3,1	60	0,8	2,97	1,8	0,093	3,5
BB6, 30cm	Geithus 70	58	26,8	4,0	61	0,2	3,59	2,5	0,156	3,4
BB7, 5cm	Geithus 71	49	18,8	1,4	993	0,6	3,00	3,4	0,138	8,5
BB7, 20cm	Geithus 72	47	23,5	4,2	48	2,0	3,72	2,3	0,210	3,2
BB7, 30cm	Geithus 73	57	21,9	0,8	63	0,3	2,65	2,2	0,113	5,8
BB8, 5cm	Geithus 74	66	30,1	2,1	72	0,4	3,04	4,6	0,192	2,6
BB8, 20cm	Geithus 75	75	32,3	2,2	78	0,9	2,96	3,4	0,181	5,1
BB8, 30cm	Geithus 76	39	26,0	1,5	44	1,5	9,24	1,4	0,807	0,8
BB8, 25cm	Geithus 77	43	28,5	1,4	46	2,3	6,33	2,6	0,261	1,1
BB8, 30cm	Geithus 78	59	26,1	4,4	67	1,0	5,10	2,7	0,144	4,3
NV5, 5cm	Geithus 79	41	22,7	0,7	2 927	1,6	2,90	2,3	0,121	4,2
NV5, 20cm	Geithus 80	50	26,9	1,6	80	2,1	3,57	0,9	0,117	0,9
NV5, 30cm	Geithus 81	61	23,2	5,4	77	1,9	3,13	0,4	0,107	10,5
NV5, 30cm	Geithus 82	76	23,2	1,4	90	1,4	1,88	2,9	0,103	3,9
NV6, 5cm	Geithus 83	43	23,9	5,6	2 908	1,0	3,42	2,8	0,127	6,5
NV6, 20cm	Geithus 84	47	21,0	4,3	69	3,5	3,15	4,3	0,103	4,6
NV6, 30cm	Geithus 85	36	17,0	2,3	29	3,1	3,01	2,0	0,094	10,1
NV6, 25cm	Geithus 86	49	24,9	5,1	2 097	3,4	3,47	0,5	0,132	3,6
NV7, 5cm	Geithus 87	63	25,4	6,7	73	1,7	2,12	3,2	0,057	1,5
NV7, 20cm	Geithus 88	55	24,2	2,7	74	3,3	3,27	1,4	0,128	2,7
NV7, 30cm	Geithus 89	60	24,4	3,3	71	1,1	3,92	3,4	0,114	6,8
NV7, 30cm	Geithus 90	77	30,9	1,2	88	1,6	2,88	4,4	0,105	6,2

Vedlegg F

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beskrivelse	ICP-MS Batch	62 Ni [O2]	63 Cu [O2]	66 Zn [O2]	75 As [O2]	98 Mo [O2]	Conc. RSD			
Sample Name	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]			
NV8, 5cm	Geithus 91	65	26,9	2,4	225	3,5	3,05	2,6	0,139	3,8
NV8, 20cm	Geithus 92	64	28,0	1,3	78	1,0	2,84	1,9	0,130	8,1
NV8, 30cm	Geithus 93	59	25,0	2,0	76	3,5	3,28	1,3	0,117	10,0
NV8, 20cm	Geithus 94	60	27,0	3,3	76	1,9	3,29	4,5	0,109	7,6
RF5, 5cm	Geithus 95	58	26,3	3,4	72	1,9	3,00	2,5	0,204	3,1
RF5, 20cm	Geithus 96	52	24,9	2,9	63	2,2	3,81	3,1	0,238	1,0
RF5, 30cm	Geithus 97	44	16,5	1,1	54	0,7	5,21	3,3	0,523	3,2
RF6, 5cm	Geithus 98	59	25,4	1,5	78	1,7	3,49	0,7	0,164	0,6
RF6, 20cm	Geithus 99	35	13,8	1,7	46	2,8	2,89	1,1	0,308	3,2
RF6, 30cm	Geithus 100	53	27,2	2,4	65	2,6	3,41	2,8	0,227	4,4
RF7, 5cm	Geithus 101	60	28,2	1,8	70	1,6	4,12	2,3	0,316	3,3
RF7, 20cm	Geithus 102	60	25,5	3,3	76	1,4	3,16	4,2	0,170	5,7
RF7, 30cm	Geithus 103	47	25,4	3,2	60	1,7	3,61	1,7	0,219	1,3
RF8, 5cm	Geithus 104	52	22,9	2,0	66	1,5	2,99	1,7	0,175	5,6
RF8, 20cm	Geithus 105	27	13,0	2,4	30	1,9	2,24	2,8	0,192	5,2
RF8, 30cm	Geithus 106,1	42	28,2	1,6	51	0,8	5,27	1,8	0,389	4,9
	Geithus 106,2	52	31,4	2,6	61	1,8	3,86	0,9	0,337	4,3
	Geithus 106,3	44	24,7	1,7	51	3,7	3,56	1,4	0,255	1,6
Average	57	2,2	28	2,5	622	1,8	4	2,4	0,19	4,1
Min	27	0,3	13	0,3	29	0,0	2	0,3	0,06	0,6
Max	197	5,4	119	6,7	6 441	4,9	9	5,8	0,81	10,5
Std	18	1,1	13	1,3	1 459	1,0	1	1,2	0,09	2,1
Rsd % <5, 5-10, >1	30,8	49,8	46,5	54,5	294,5	57,6	27,2	48,2	49,5	51,9
Number	111	111	111	111	111	111	111	111	111	111

Vedlegg F

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beskrivelse	ICP-MS Batch	114 Cd [O2]	118 → 118 Sn [O2]	182 → 214 W [O2]	202 → 202 Hg [O2]	208 → 208 Pb [O2]	Conc. RSD				
Sample Name	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]	Conc. RSD	Conc. [ug/g]				
BT1, 5cm	Geithus 1_Rep 1	0,759	1,5	0,342	1,3	0,007	15,5	0,019	18,5	12,97	1,7
BT1, 5cm	Geithus 1_Rep 2	0,744	0,2	0,336	3,4	0,008	7,2	0,017	8,5	12,64	1,0
BT1, 5cm	Geithus 1_Rep 3	0,745	0,6	0,342	2,6	0,006	19,7	0,019	8,1	12,63	0,7
BT1, 20cm	Geithus 2	0,059	2,4	0,211	0,8	0,005	10,0	0,016	7,6	7,77	0,4
BT1, 30cm	Geithus 3	0,098	2,1	0,236	1,9	0,006	40,0	0,027	17,4	13,41	1,1
BT2, 5cm	Geithus 4	0,071	2,8	0,248	1,1	0,005	3,1	0,023	8,0	11,20	1,2
BT2, 20cm	Geithus 5	0,066	2,7	0,271	1,6	0,007	14,1	0,020	21,9	10,72	1,2
BT2, 30cm	Geithus 6	0,075	3,3	0,359	3,1	0,009	6,7	0,013	9,1	9,66	1,6
BT3, 5cm	Geithus 7	0,192	2,2	0,334	1,0	0,008	10,7	0,022	13,5	11,85	1,4
BT3, 5cm	Geithus 8	0,383	2,5	0,192	3,9	0,004	7,6	0,029	9,1	14,71	1,9
BT3, 20cm	Geithus 9	0,064	4,5	0,272	0,5	0,004	21,5	0,021	7,9	10,97	1,2
BT3, 30cm	Geithus 10 Rep1	0,068	3,4	0,266	1,5	0,008	26,8	0,011	13,5	10,33	0,6
BT3, 30cm	Geithus 10 Rep2	0,064	2,5	0,259	3,2	0,009	24,4	0,008	17,0	10,00	1,0
BT3, 30cm	Geithus 10 Rep3	0,063	4,9	0,249	3,1	0,007	15,2	0,007	21,8	9,75	2,1
BT4, 20cm	Geithus 12	0,090	3,2	0,426	4,5	0,006	14,7	0,018	15,4	10,15	2,3
BT4, 30cm	Geithus 13	0,069	2,8	0,251	2,2	0,007	19,7	0,020	9,6	8,09	1,5
BB1, 5cm	Geithus 14	0,111	0,7	0,259	3,4	0,007	13,8	0,018	18,3	11,19	1,1
BB1, 20cm	Geithus 15	0,085	3,3	0,271	3,5	0,005	14,0	0,022	8,6	9,33	2,3
BB1, 30cm	Geithus 16	0,080	2,8	0,200	2,6	0,007	4,8	0,002	49,4	8,13	2,4
BB2, 5cm	Geithus 17	0,077	1,1	0,236	1,0	0,005	15,2	0,013	16,7	7,38	0,8
BB2, 20cm	Geithus 18	0,073	2,9	0,193	4,3	0,008	34,3	0,000	343,6	10,12	1,5
BB2, 30cm	Geithus 18a	0,037	4,8	0,153	1,7	0,008	19,8	0,000	230,6	4,19	0,6
BB3, 5cm	Geithus 20	0,067	6,9	0,185	5,5	0,008	11,0	0,001	33,6	8,56	4,0
BB3, 20cm	Geithus 21	0,084	2,1	0,222	5,8	0,008	10,8	0,009	19,2	9,60	3,6
BB3, 30cm	Geithus 22	0,085	1,7	0,269	2,8	0,005	20,6	0,017	5,0	11,20	2,7
BB4, 5cm	Geithus 23	0,088	8,6	0,219	4,7	0,008	18,5	0,008	16,4	8,25	1,7
BB4, 20cm	Geithus 24	0,086	4,8	0,215	3,4	0,009	6,6	0,006	10,5	7,54	2,4
BB4, 30cm	Geithus 25	0,066	2,8	0,202	4,0	0,009	8,9	0,003	105,7	7,86	2,4
NV1, 5cm	Geithus 26	0,185	2,9	0,308	1,7	0,006	29,4	0,050	13,4	17,61	0,3
NV1, 20cm	Geithus 27	0,113	2,2	0,251	2,9	0,007	14,0	0,048	10,0	15,33	2,7
NV1, 30cm	Geithus 28	0,111	4,2	0,231	1,7	0,004	36,6	0,082	4,7	15,93	3,3

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beskrivelse	ICP-MS Batch	114 Cd [O2]	118 → 118 Sn [O2]	182 → 214 W [O2]	202 → 202 Hg [O2]	208 → 208 Pb [O2]	Conc. RSD			
Sample Name	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. RSD			
NV2, 5cm	Geithus 29	0,398	1,7	1,4	0,006	23,8	0,061	6,9	21,56	0,7
NV2, 20cm	Geithus 30	0,130	3,1	0,201	0,201	30,5	0,061	9,1	18,78	0,4
NV2, 30cm	Geithus 31	0,112	2,2	0,263	0,004	14,1	0,036	4,2	14,67	2,2
NV3, 5cm	Geithus 32	0,217	1,5	0,297	0,005	12,9	0,053	11,3	18,19	1,6
NV3, 20cm	Geithus 33	0,095	5,5	0,252	0,006	12,0	0,064	6,0	16,62	2,3
NV3, 30cm	Geithus 34	0,112	4,1	0,246	0,004	33,6	0,053	11,7	16,86	1,1
NV4, 5cm	Geithus 35	0,323	1,7	0,273	0,006	16,1	0,055	4,8	19,31	0,6
NV4, 20cm	Geithus 36	0,101	2,7	0,311	0,008	11,7	0,050	5,7	26,83	0,8
NV4, 30cm	Geithus 37	0,146	3,8	0,359	0,004	13,5	0,047	9,4	19,73	3,0
RF1, 5cm	Geithus 38	0,079	1,6	0,236	0,006	15,6	0,032	6,2	12,66	1,0
RF1, 20cm	Geithus 39	0,075	2,4	0,215	0,005	15,2	0,037	7,5	13,27	0,6
RF1, 30cm	Geithus 40	0,073	4,8	0,212	0,005	18,3	0,046	15,4	9,90	2,9
RF2, 5cm	Geithus 41	0,080	3,5	0,299	0,009	17,6	0,052	9,5	13,14	0,3
RF2, 20cm	Geithus 42	0,035	7,2	0,212	0,005	14,5	0,016	7,7	7,69	0,5
RF2, 30cm	Geithus 43	0,078	2,4	0,243	0,003	17,4	0,059	5,5	15,97	2,5
RF3, 5cm	Geithus 44	0,061	2,3	0,253	0,005	23,4	0,021	2,9	12,93	0,7
RF3, 20cm	Geithus 45	0,043	6,1	0,235	0,007	9,0	0,004	30,8	9,19	1,9
RF3, 30cm	Geithus 46	0,091	2,2	0,243	0,005	4,9	0,069	10,7	15,65	2,6
RF4, 5cm	Geithus 47	0,094	3,2	0,210	0,004	28,9	0,034	14,9	13,41	0,4
RF4, 20cm	Geithus 48	0,050	1,8	0,244	0,008	11,2	0,019	7,4	8,61	0,6
RF4, 30cm	Geithus 49	0,090	5,6	0,200	0,005	15,8	0,064	6,1	11,92	2,6
BTS, 5cm	Geithus 50	0,206	2,3	0,235	0,007	48,3	0,015	4,1	10,84	2,1
BTS, 30cm	Geithus 51	0,145	4,1	0,280	0,010	11,3	0,018	6,0	9,55	2,7
BTS, 20cm	Geithus 52	0,083	0,9	0,417	0,007	12,0	0,082	6,1	22,01	1,6
BT6, 5cm	Geithus 53	0,674	3,5	0,247	0,004	32,1	0,025	0,6	14,18	2,6
BT6, 20cm	Geithus 54	0,067	5,2	0,232	0,005	13,0	0,019	9,3	9,91	2,2
BT6, 30cm	Geithus 55	0,052	3,8	0,212	0,004	12,1	0,011	16,4	7,16	0,6
BT7, 5cm	Geithus 56	0,720	2,3	0,303	0,004	30,5	0,027	14,7	15,19	1,2
BT7, 20cm	Geithus 57	0,064	2,4	0,434	0,006	19,3	0,014	19,6	10,04	2,2
BT7, 30cm	Geithus 58	0,070	2,8	0,198	0,005	4,6	0,046	7,3	13,89	2,4
BT7, 15cm	Geithus 59	0,047	4,3	0,262	0,006	17,6	0,012	10,3	8,38	2,7
BT8, 5cm	Geithus 60	1,464	2,2	0,304	0,006	22,1	0,030	3,2	16,58	2,1

Vedlegg F

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

Beskrivelse	ICP-MS Batch	114 Cd [O2]	118 → 118 Sn [O2]	182 → 214 W [O2]	202 → 202 Hg [O2]	208 → 208 Pb [O2]	Conc. RSD				
	Sample Name	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. [µg/g]	Conc. RSD				
BT8, 20cm	Geithus 61	0,061	1,7	2,5	22,8	0,10	24,5	10,41	0,6		
BT8, 30cm	Geithus 62	0,070	3,9	4,7	16,5	0,020	14,2	9,53	4,3		
BT8, 30cm	Geithus 63	0,049	4,6	0,005	24,6	0,019	20,2	10,54	3,0		
BB5, 5cm	Geithus 64	0,127	1,8	0,218	26,4	0,019	16,9	10,15	1,2		
BB5, 20cm	Geithus 65	0,055	3,0	0,170	19,6	0,009	325,2	4,67	0,7		
BB5, 30cm	Geithus 66	0,070	1,7	0,200	19,0	0,009	27,3	6,30	0,5		
BB6, 5cm	Geithus 67	0,125	3,0	0,204	10,1	0,007	7,7	6,58	0,4		
BB6, 20cm	Geithus 68	0,142	1,3	0,189	7,9	0,092	5,7	8,34	0,7		
BB6, 30cm	Geithus 69	0,066	2,4	0,213	37,4	0,002	7,8	16,76	1,4		
BB6, 30cm	Geithus 70	0,083	2,4	0,210	30,7	0,005	14,6	8,14	3,0		
BB7, 5cm	Geithus 71	0,137	3,9	0,223	26,7	0,010	8,9	7,48	4,4		
BB7, 20cm	Geithus 72	0,057	2,4	0,204	31,4	0,007	21,5	5,91	3,2		
BB7, 30cm	Geithus 73	0,060	3,3	0,272	40,2	0,003	11,3	12,39	1,8		
BB8, 5cm	Geithus 74	0,071	5,5	0,205	23,9	0,010	76,2	7,94	0,1		
BB8, 20cm	Geithus 75	0,071	4,5	0,216	5,0	0,007	34,4	9,17	1,8		
BB8, 30cm	Geithus 76	0,117	1,4	0,147	15,6	0,019	97,8	6,88	1,0		
BB8, 25cm	Geithus 77	0,082	4,6	0,166	13,6	0,003	81,8	6,20	0,7		
BB8, 30cm	Geithus 78	0,086	3,2	0,245	17,2	0,023	3,0	12,43	1,7		
NV5, 5cm	Geithus 79	0,299	2,7	0,262	5,3	0,006	45,4	8,9	0,9		
NV5, 20cm	Geithus 80	0,119	3,0	0,225	3,9	0,005	43,1	8,5	3,9		
NV5, 30cm	Geithus 81	0,098	2,4	0,246	3,3	0,007	24,3	10,0	2,5		
NV5, 30cm	Geithus 82	0,058	2,8	0,167	1,9	0,009	11,2	0,004	10,78	1,5	
NV6, 5cm	Geithus 83	0,494	1,8	0,327	1,2	0,007	23,9	8,3	15,35	1,2	
NV6, 20cm	Geithus 84	0,081	5,4	0,224	1,4	0,007	47,0	0,040	13,22	3,2	
NV6, 30cm	Geithus 85	0,046	5,8	0,171	4,3	0,009	14,8	0,013	10,4	4,81	0,5
NV6, 25cm	Geithus 86	0,280	0,8	0,308	3,3	0,006	0,9	0,061	7,6	18,11	0,6
NV7, 5cm	Geithus 87	0,051	6,2	0,212	3,0	0,009	29,0	0,013	13,3	10,85	2,9
NV7, 20cm	Geithus 88	0,101	0,3	0,264	4,9	0,006	36,0	0,045	3,9	14,95	2,8
NV7, 30cm	Geithus 89	0,100	3,8	0,300	1,0	0,011	81,4	0,074	4,8	16,88	1,0
NV7, 30cm	Geithus 90	0,082	1,7	0,258	0,8	0,011	10,7	0,019	11,9	12,94	0,8



Vedlegg F

Tabell F.1 : Rådata fra ISP-MS analyse. Alle prøver er regnet tilbake til originalvekt og korrigert for blankprøver.

ICP-MS Batch	114 Cd [O2]	118 Sn [O2]	182 → 214 W [O2]	202 → 202 Hg [O2]	208 → 208 Pb [O2]	Conc. RSD				
Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. [ug/g]	Conc. RSD				
NV8, 5cm	0,111	2,1	0,270	1,0	0,010	26,2	0,042	7,9	14,11	2,2
NV8, 20cm	0,090	4,4	0,287	1,3	0,009	8,8	0,032	14,7	14,76	1,3
NV8, 30cm	0,104	2,0	0,296	3,7	0,009	18,6	0,083	1,0	15,49	3,7
NV8, 20cm	0,101	6,4	0,276	2,6	0,006	22,1	0,047	9,5	16,65	3,1
RF5, 5cm	0,080	2,1	0,230	2,6	0,009	12,1	0,025	14,8	12,51	1,6
RF5, 20cm	0,064	3,7	0,236	4,6	0,008	13,6	0,041	7,6	13,35	1,6
RF5, 30cm	0,154	5,7	0,168	4,5	0,008	32,2	0,033	12,2	11,93	4,7
RF6, 5cm	0,062	4,4	0,225	1,6	0,007	12,5	0,031	13,2	13,83	1,9
RF6, 20cm	0,099	3,2	0,214	0,8	0,010	29,5	0,038	2,9	9,73	1,8
RF6, 30cm	0,088	2,8	0,281	5,1	0,006	12,0	0,061	4,9	16,30	3,6
RF7, 5cm	0,097	3,1	0,262	2,9	0,008	19,4	0,062	5,0	17,96	0,9
RF7, 20cm	0,067	1,4	0,245	1,6	0,005	7,9	0,047	8,3	16,74	2,1
RF7, 30cm	0,099	4,8	0,229	2,4	0,010	11,6	0,052	12,6	13,80	2,4
RF8, 5cm	0,091	6,6	0,211	3,6	0,007	24,6	0,035	5,7	13,08	2,7
RF8, 20cm	0,041	2,4	0,177	2,0	0,010	25,3	0,010	8,8	5,69	0,8
RF8, 30cm	0,072	5,5	0,202	1,6	0,011	8,4	0,040	7,4	12,48	1,9
Gethus 106.2	0,104	1,7	0,220	2,9	0,009	16,7	0,071	5,7	12,79	1,4
Gethus 106.3	0,074	3,4	0,208	2,5	0,010	47,5	0,051	10,7	11,07	1,4
Average	0,144	3,2	0,247	2,7	0,008	19,8	0,029	22,2	12,1	1,8
Min	0,035	0,2	0,147	0,5	0,002	0,9	0,000	0,6	4,2	0,1
Max	1,464	8,6	0,434	6,6	0,092	81,4	0,083	343,6	26,8	4,7
Std	0,195	1,6	0,053	1,3	0,008	12,0	0,021	50,1	4,0	1,0
Rsd % <5, 5-10, >7	136,0	49,9	21,6	47,5	109,7	60,3	72,8	225,6	33,3	58,7
Number	111	111	111	111	111	111	111	111	111	111



## G Rådata fra pH-måling

Tabell G.1: Rådata fra pH-måling med metode 1, destillert vann.

Prøve nr.	Beskrivelse	pH (1.1)	pH (1.2)	pH(1.3)	Gj.snitt	STD
50	BT5, 5cm	6,69	6,62	6,6	6,64	0,05
53	BT6, 5cm	6,66	6,56	6,56	6,59	0,06
56	BT7, 5cm	6,88	6,79	6,78	6,82	0,06
60	BT8, 5cm	6,28	6,25	6,26	6,26	0,02
	Snitt				6,58	0,2
51	BT5, 20cm	7,4	7,43	7,44	7,42	0,02
54	BT6, 20cm	7,33	7,37	7,37	7,36	0,02
57	BT7, 20cm	7,23	7,27	7,26	7,25	0,02
61	BT8, 20cm	7,75	7,78	7,81	7,78	0,03
	Snitt				7,45	0,2
52	BT5, 30cm	7,06	7,02	7,02	7,03	0,02
55	BT6, 30cm	7,59	7,61	7,6	7,6	0,01
58	BT7, 30cm	7,61	7,63	7,65	7,63	0,02
62	BT8, 30cm	7,5	7,41	7,43	7,45	0,05
	Snitt				7,43	0,3
64	BB5, 5cm	7,37	7,4	7,42	7,4	0,03
67	BB6, 5cm	8,05	8,02	8,02	8,03	0,02
71	BB7, 5cm	7,4	7,42	7,41	7,41	0,01
74	BB8, 5cm	8,14	8,12	8,12	8,13	0,01
	Snitt				7,74	0,4
65	BB5, 20cm	8,01	8,07	8,08	8,05	0,04
68	BB6, 20cm	7,91	7,87	7,91	7,9	0,02
72	BB7, 20cm	7,66	7,65	7,69	7,67	0,02
75	BB8, 20cm	8,11	8,1	8,1	8,1	0,006
	Snitt				7,93	0,2
66	BB5, 30cm	8,01	8,04	8,04	8,03	0,02
69	BB6, 30cm	6,77	6,74	6,72	6,74	0,03
73	BB7, 30cm	7,13	7,08	7,09	7,1	0,03
76	BB8, 30cm	8,19	8,22	8,21	8,21	0,02
	Snitt				7,52	0,7
79	NV5, 5cm	6,48	6,48	6,46	6,47	0,01
83	NV6, 5cm	6,47	6,5	6,51	6,49	0,02
86	NV7, 5cm	6,08	6,07	6,09	6,08	0,01
91	NV8, 5cm	6,53	6,5	6,49	6,51	0,02
	Snitt				6,39	0,2

Vedlegg G

Prøve nr.	Beskrivelse	pH (1.1)	pH (1.2)	pH(1.3)	Gj.snitt	STD
80	NV5, 20cm	6,4	6,34	6,32	6,35	0,04
84	NV6, 20cm	6,14	6,17	6,2	6,17	0,03
88	NV7, 20cm	6,37	6,36	6,36	6,36	0,006
92	NV8, 20cm	6,66	6,6	6,57	6,61	0,05
	Snitt				6,37	0,2
81	NV5, 30cm	6,3	6,34	6,32	6,32	0,02
85	NV6, 30cm	6,15	6,13	6,13	6,14	0,01
89	NV7, 30cm	6,91	6,9	6,9	6,9	0,006
93	NV8, 30cm	6,56	6,6	6,59	6,58	0,02
	Snitt				6,49	0,3
95	RF5, 5cm	5,6	5,61	5,63	5,61	0,02
98	RF6, 5cm	5,55	5,57	5,53	5,55	0,02
101	RF7, 5cm	5,88	5,94	5,92	5,91	0,03
104	RF8, 5cm	5,45	5,47	5,5	5,47	0,03
	Snitt				5,64	0,2
96	RF5, 20cm	5,49	5,46	5,49	5,48	0,02
99	RF6, 20cm	5,36	5,3	5,33	5,33	0,03
102	RF7, 20cm	5,28	5,21	5,22	5,24	0,04
105	RF8, 20cm	5,55	5,54	5,54	5,54	0,006
	Snitt				5,40	0,1
97	RF5, 30cm	5,34	5,35	5,33	5,34	0,01
100	RF6, 30cm	5,42	5,4	5,38	5,4	0,02
103	RF7, 30cm	5,5	5,47	5,47	5,48	0,02
106	RF8, 30cm	5,75	5,75	5,73	5,74	0,01
	Snitt				5,49	0,2

Vedlegg G

Tabell G.2: Rådata fra pH-måling med metode 2, 0,01 M CaCl<sub>2</sub>.

Prøve nr.	Beskrivelse	pH(2.1)	pH(2.2)	pH(2.3)	Gj.snitt	STD
50	BT5, 5cm	6,07	6,04	6,03	6,05	0,02
53	BT6, 5cm	5,79	5,79	5,75	5,78	0,02
56	BT7, 5cm	5,93	5,94	5,94	5,94	0,006
60	BT8, 5cm	5,52	5,52	5,52	5,5	0,00
	Snitt				5,82	0,2
51	BT5, 20cm	6,54	6,6	6,61	6,58	0,04
54	BT6, 20cm	6,59	6,59	6,63	6,6	0,02
57	BT7, 20cm	6,55	6,59	6,65	6,6	0,05
61	BT8, 20cm	7,29	7,33	7,31	7,31	0,02
	Snitt				6,77	0,4
52	BT5, 30cm	6,32	6,29	6,3	6,3	0,02
55	BT6, 30cm	7,04	7,02	7,01	7	0,02
58	BT7, 30cm	7	7,06	7,03	7,03	0,03
62	BT8, 30cm	6,79	6,83	6,81	6,81	0,02
	Snitt				6,79	0,3
64	BB5, 5cm	6,81	6,8	6,82	6,81	0,01
67	BB6, 5cm	7,36	7,35	7,34	7,45	0,02
71	BB7, 5cm	6,8	6,83	6,81	6,81	0,02
74	BB8, 5cm	7,55	7,54	7,55	7,55	0,006
	Snitt				7,16	0,4
65	BB5, 20cm	7,49	7,47	7,5	7,49	0,02
68	BB6, 20cm	7,36	7,35	7,34	7,35	0,01
72	BB7, 20cm	7,13	7,14	7,16	7,14	0,02
75	BB8, 20cm	7,53	7,58	7,54	7,55	0,03
	Snitt				7,38	0,2
66	BB5, 30cm	7,47	7,41	7,44	7,44	0,03
69	BB6, 30cm	6,05	6,03	6,03	6,04	0,01
73	BB7, 30cm	6,28	6,27	6,27	6,27	0,006
76	BB8, 30cm	7,5	7,54	7,54	7,53	0,02
	Snitt				6,82	0,8
79	NV5, 5cm	5,89	5,88	5,88	5,88	0,006
83	NV6, 5cm	5,71	5,7	5,66	5,69	0,03
86	NV7, 5cm	5,52	5,54	5,53	5,53	0,01
91	NV8, 5cm	5,64	5,64	5,66	5,65	0,01
	Snitt				5,69	0,1

## Vedlegg G

Prøve nr.	Beskrivelse	pH(2.1)	pH(2.2)	pH(2.3)	Gj.snitt	STD
80	NV5, 20cm	5,31	5,31	5,32	5,31	0,006
84	NV6, 20cm	5,4	5,42	5,43	5,42	0,02
88	NV7, 20cm	5,65	5,67	5,66	5,66	0,01
92	NV8, 20cm	5,81	5,81	5,77	5,8	0,02
	Snitt				5,55	0,2
81	NV5, 30cm	5,37	5,38	5,36	5,37	0,01
85	NV6, 30cm	5,37	5,36	5,36	5,36	0,006
89	NV7, 30cm	6,07	6,07	6,09	6,08	0,01
93	NV8, 30cm	5,84	5,85	5,81	5,83	0,02
	Snitt				5,66	0,4
95	RF5, 5cm	5,03	5,03	5,1	5,05	0,04
98	RF6, 5cm	4,7	4,67	4,69	4,68	0,02
101	RF7, 5cm	5,19	5,19	5,19	5,19	0,00
104	RF8, 5cm	4,84	4,92	4,84	4,87	0,05
	Snitt				4,95	0,2
96	RF5, 20cm	4,63	4,61	4,62	4,62	0,01
99	RF6, 20cm	4,35	4,35	4,34	4,35	0,006
102	RF7, 20cm	4,43	4,43	4,46	4,44	0,02
105	RF8, 20cm	4,61	4,56	4,56	4,58	0,03
	Snitt				4,50	0,1
97	RF5, 30cm	4,68	4,69	4,69	4,69	0,006
100	RF6, 30cm	4,39	4,33	4,38	4,37	0,03
103	RF7, 30cm	4,61	4,6	4,59	4,6	0,01
106	RF8, 30cm	4,88	4,92	4,92	4,91	0,02
	Snitt				4,64	0,2

# H Risikovurdering

NTNU	Kartlegging av risikofylt aktivitet	Utarbeidet av	Nummer	Dato
		HMS-avd.	HMSRV2601	22/03/2011
		Godkjent av	Side	Erstatter
HMS		Rektor		01/12/2006

Enhet: IMA Dato: 28.05.20

Linjeleder: Tor Grande

Deltakere ved kartleggingen (m/ funksjon): Lene Østby

(Ansv. veileder, student, evt. medveiledere, evt. andre m. kompetanse)

Kort beskrivelse av hovedaktivitet/hovedprosess: Bacheloroppgave. Simon Geithus og Margrét S. Sigfúsdóttir. En undersøkelse av tungmetaller og salter i jord rundt en bane i Trøndelag.

Er oppgaven er rent teoretisk? (JA/NEI) Nei

"JA" betyr at veileder inntar for at **oppgaven ikke inneholder noen aktiviteter som krever risikovurdering**. I dette tilfellet er det ikke nødvendig å fylle ut resten av skjemaet

Skal du motta prøver fra industri? (JA/NEI) Nei

"JA" betyr separat risikovurdering av prøvene individuelt

Er det trygt å utføre arbeidet utenfor normal arbeidstid (8-17)? (JA/NEI) Ja

Signaturer: Ansvarlig veileder: Lene Østby Studenter: Simon Geithus & Margrét Sylvia Sigfúsdóttir

ID nr.	Aktivitet/prosess	Ansvarlig	Eksisterende dokumentasjon	Eksisterende sikringstiltak	Lov, forskrift o.l.	Kommentar
1	Prøvetaking (jordprøver fra kunstgressbaner)	S. Geithus og M. Sigfúsdóttir			u.a.	Viktig med god arbeidsstilling.
2	Måling av pH i jordprøvene med 0,01 M CaCl <sub>2</sub>	S. Geithus og M. Sigfúsdóttir		Personlig verneutstyr.	u.a.	Hansker, labfrakk og vernebriller.

NTNU	Risikovurdering	Utarbeidet av	Nummer	Dato
		HMS-avd.	HMSRV2603	04/02/2011
		Godkjent av	Side	Erstatter
HMS/KS		Rektor		09/02/2010

Enhet: IMA Dato: 28.05.20

Linjeleder: Tor Grande

Deltakere ved risikovurderingen (m/ funksjon): Lene Østby

(Ansv. veileder, student, evt. medveiledere, evt. andre m. kompetanse)

Risikovurderingen gjelder hovedaktivitet: Bacheloroppgave. Simon Geithus og Margrét S. Sigfúsdóttir. En undersøkelse av tungmetaller og salter i jord rundt en bane i Trøndelag.

Signaturer: Ansvarlig veileder: Lene Østby Studenter: Simon Geithus & Margrét Sylvia Sigfúsdóttir

ID nr.	Aktivitet/prosess fra kartleggingsskjemaet	Mulig uønsket hendelse	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 (A-F)	Om-dømme (A-E)		
1	Prøvetaking (jordprøver fra kunstgressbaner)	Fysiske skader ved bruk av lite ergonomiske teknikker.	3	B	A	A	A	B3	Tenk på teknikker ved bruk av prøvetaking. Bøy i knærne, ikke ryggen.
2	Måling av pH i jordprøvene	Få fast CaCl <sub>2</sub> i øynene ved utveiling.	1	A	A	A	A	A1	Bruk verneutstyr (hansker, labfrakk og vernebriller). Unngå å stå rett over beholderen med fast CaCl <sub>2</sub> .

## Vedlegg H

Risikoverdi = Sannsynlighet (1, 2 ...) x konsekvens (A, B ...). Risikoverdi A1 betyr svært liten risiko. Risikoverdi E5 betyr svært stor og svært alvorlig risiko.

Sannsynlighet		Konsekvens					
Verdi	Kriterier	Gradering		Menneske	Ytre miljø: Vann, jord og luft	Øk/materiell	Omdømme
1	Svært liten: 1 gang pr 50 år eller sjeldnere	E	Svært alvorlig	Død	Svært langvarig og ikke reversibel skade	Drifts- eller aktivitetsstans >1 år.	Troverdighet og respekt betydelig og varig svekket
2	Liten: 1 gang pr 10 år eller sjeldnere	D	Alvorlig	Alvorlig personskade. Mulig uførhet	Langvarig skade. Lang restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans opptil 1 år	Troverdighet og respekt betydelig svekket
3	Middels: 1 gang pr år eller sjeldnere	C	Moderat	Alvorlig personskade.	Mindre skade og lang restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1 mnd	Troverdighet og respekt svekket
4	Stor: 1 gang pr måned eller sjeldnere	B	Liten	Skade som krever medisinsk behandling	Mindre skade og kort restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1 uke	Negativ påvirkning på troverdighet og respekt
5	Svært stor: Skjer ukentlig	A	Svært liten	Skade som krever førstehjelp	Ubetydelig skade og kort restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1dag	Liten påvirkning på troverdighet og respekt

### MATRISSE FOR RISIKOVURDERINGER ved NTNU

KONSEKVENNS	Svært alvorlig	E1	E2	E3	E4	E5
	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 risikomatriksen.

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.

# I H/P-setninger for alle stoffer som ble brukt

## Salpetersyre (HNO<sub>3</sub>, 50%)

H272 Kan forsterke brann; oksiderende.

H331 Giftig ved innånding.

H314 Gir alvorlige etseskader på hud og øyne.

H290 Kan være etsende for metaller.

P210 Holdes vekk fra varme/gnister/åpen flamme/varme overflater. - Røyking forbudt.

P220 Må ikke brukes/oppbevares i nærheten av tøy/brennbare materialer.

P280 Bruk vernehansker/verneklær/vernebriller/ansiktsskjerm.

P301+P330+P331 VED SVELGING: skylk munnen. IKKE fremkall brekning.

P302+P352 VED HUDKONTAKT: Vask med mye såpe og vann.

P304+P340 VED INNÅNDING: Flytt personen til frisk luft og sørg for at vedkommende hviler i en stilling som letter åndedrettet.

P305+P351+P338 VED KONTAKT MED ØYNENE: Skylk forsiktig med vann i flere minutter. Fjern eventuelle kontaktlinser dersom dette enkelt lar seg gjøre. Forsett skyllingen.

P308+P310 Ved eksponering eller mistanke om eksponering: Kontakt umiddelbart et GIFTINFORMASJONSSENTER eller lege.

## Buffer til kalibrering (pH 4,01)

Ingen H/P-setninger.

## Buffer til kalibrering (pH 7,00)

Ingen H/P-setninger.

## Kalsiumklorid-dihydrat (CaCl<sub>2</sub>\*2H<sub>2</sub>O, 0,02 M)

H319 Gir alvorlig øyeirritasjon.

P280 - Benytt vernehansker/ verneklær/ vernebriller/ ansiktsskjerm

P305 + P351 + P338 - VED KONTAKT MED ØYNENE: Skylk forsiktig med vann i flere minutter. Fjern eventuelle kontaktlinser dersom dette enkelt lar seg gjøre. Fortsett skyllingen

## J Populærvitenskaplig artikkel

### Er jorden rundt barnas lekeplass trygg?

**Barn leker i områder med store mengder utslipp av salt og svinn av gummigranulat hver dag om vinteren.**

De fleste av oss har gode minner om å løpe, leke og spille på kunstgressbaner. I 2018 var det 450 av kunstgressbanene i Norge som vinterdriftet [1], med et stadig økende antall. Mange av disse banene bruker derimot store mengder salt, og benytter gummigranulat som inneholder tungmetaller som forsvinner ut i naturen [2].

For å kartlegge det potensielle problemet i nærområdet til kunstgressbanen, ble en undersøkelse av jordens sammensetning utført vinteren og våren 2020.

#### Hvordan ble jordprøvene analysert?

Jordprøvene ble tatt ved 3 forskjellige dybder, omtrent 14-15 meter fra banens hvitstripe. Disse illustrerer jordens sammensetning i det øvrige sjiktet, der forurensningene antas å være.

Prøvene ble så brutt ned og analysert for å kvantifisere hvert enkelt metallion som finnes i de vanligste saltene og i SBR-gummigranulat som brukes på kunstgressbaner.

Salt- og tungmetallinnholdet i jorden ble deretter sammenliknet med et nærliggende referansepunkt, for å kunne se effektene fra kunstgressbanen.

#### Hva var i jorden?

Overraskende ble det ikke observert forhøyede konsentrasjoner av salter i jorden, til tross for at det ble brukt 43 tonn salt den samme vinteren. Konsentrasjonen til metallene som salter inneholder og ble analysert var høye, men divergerte ikke fra referanseområdet.

Det ble derimot observert tydelige forhøyede konsentrasjoner av tre tungmetaller fra gummigranulatet; sink, kadmium og kobolt.

Den høyeste konsentrasjonen av sink var hele 54 ganger høyere enn konsentrasjonen i referanseområdet ved 5 cm dybde. Kadmium hadde 7 ganger så høy konsentrasjon og kobolt 5 ganger så høy.

Resterende tungmetaller som ble analysert (7 stk) hadde ikke observerbare forhøyede konsentrasjoner i jorden. Ved kontrolltesting av prøvene viste jorden seg å være svært inhomogen, der metallinnholdet i én og samme prøve kunne mer enn doble seg!

#### Hva er konsekvensene?

Halvparten av prøvene i et av prøveområdene ved 5 cm dybde inneholdt store mengder av sink. Denne konsentrasjonen var klassifisert som farlig avfall. Dette er derimot ikke like farlig som det høres ut som, ettersom jorden må inneholde mye høyere konsentrasjon av sink for å utgjøre helserisiko for mennesker [3].

Kadmium hadde en signifikant økning i konsentrasjon i områdene med mye SBR-gummigranulat, men hadde relativt lave konsentrasjoner, og regnes ikke som helseskadelig [3].

Konsentrasjonen av kobolt har ingen klassifisering for helserisiko for mennesker i jord. Det kan derfor ikke avgjøres om økningen av kobolt i jorden er helsefarlig, men kun liten økning kunne observeres.

Det kan dermed trygt sies at jorden 14-15 meter fra banen er ufarlig med tanke på løse tungmetaller og salter, men dette tar ikke hensyn til tungmetallene som var i gummigranulat uten å bli frigitt eller områder nærmere banen.

#### Referanser

[1] Norges Fotballforbund. Vinterdrift av kunstgressbaner - et miljø og helseperspektiv; 2018. Tilgjengelig fra:

<https://www.fotball.no/globalassets/klubb-og-leder/anlegg/vinterdrift-av-kunstgressbaner—i-et-miljo-og-helseperspektiv..pdf>

[2] Rambøll. Kartlegging av håndtering av granulat på kunstgressbaner; 2017. Tilgjengelig fra:

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M954/M954.pdf>

[3] Ottesen RT, Alexander J, Joranger T, Rytter E, Andersson M. Forslag til tilstandsklasser for jord; 2007. Tilgjengelig fra:

[https://www.ngu.no/upload/publikasjoner/rapporter/2007/2007\\_019.pdf](https://www.ngu.no/upload/publikasjoner/rapporter/2007/2007_019.pdf)