



Institutt for materialteknologi

Undersøkelse av tungmetallutlekking fra SBR-gummigranulat
benyttet som fyllmateriale i kunstgressbaner

Examination of Heavy Metal Leaching from SBR Granulate
Used as Infill in Artificial Turf Fields

Bacheloroppgave

Ida Therese Einvik og Marit Nygaard Haugen

Prosjektnummer: IMA-B-07-2018

Innleveringsdato: 29.05.2018

Gradering: Åpen

Intern veileder: Lene Østby

Oppdragsgiver: Senter for idrettsanlegg og teknologi (SIAT)

Kontaktperson(er): Gisle Roel Bye og Bjørn Aas

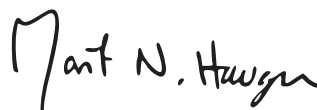
FORORD

Etter initiativ fra senter for idrettsanlegg og teknologi (SIAT) er det i perioden januar 2018 til slutten av mai 2018 undersøkt tungmetallutlekking fra SBR-granulat benyttet som fyllmateriale i kunstgressbaner. Arbeidet har foregått som avsluttende bacheloroppgave i kjemiingeniørutdanningen ved institutt for materialteknologi ved Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU).

Vi vil rette en stor takk til våre veiledere Lene Østby, Gisle Roel Bye og Bjørn Aas for god oppfølging og gode tilbakemeldinger under arbeidet med denne bacheloroppgaven. I tillegg vil vi takke Syverin Lierhagen ved institutt for kjemi for analyse av hele 340 vannprøver, og god hjelp og veiledning i forbindelse med tolking av analyseresultater. Vi vil også takke laboratoriepersonalet ved institutt for materialteknologi for hjelpen vi fikk og tilgangen på utstyr i forbindelse med arbeidet på laboratoriet og i felt. En takk rettes også til Malvik og Trondheim kommune for bruk av banene til de undersøkelsene vi har foretatt, samt hjelp og lån av nødvendig utstyr. Vi vil også takke Terje Haugen ved institutt for kybernetikk på NTNU Gløshaugen for tillaging av egnet utstyr til prøvetaking i felt. Til slutt vil vi takke hverandre for god støtte og godt samarbeid gjennom bachelorperioden.



Ida Therese Einvik
Trondheim, 29.05.2018



Marit Nygaard Haugen
Trondheim, 29.05.2018

SAMMENDRAG

I denne bacheloroppgaven ble tungmetallutlekking fra styren-butadien-rubber-granulat (SBR-granulat) benyttet som fyllmateriale i kunstgressbaner undersøkt. SBR-granulat inneholder varierende mengder uønskede stoffer, blant annet tungmetaller. Det ble foretatt undersøkelser både på laboratoriet og i felt.

På laboratoriet ble det over en periode på 15 dager undersøkt hvordan utlekkings-tendensene for utvalgte tungmetaller fra SBR-granulat påvirkes av ulike faktorer. Faktorene det ble sett på var ulike vanntyper, størrelse og alder på granulatet, samt påvirkningen av pH og natriumklorid. Det ble foretatt vannprøver og målt pH ved bestemte intervaller, og alle prøver ble analysert med induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS). Det ble sett på utlekkings-tendensene for bly, kobber og sink da disse tungmetallene skilte seg ut i form av høye(re) konsentrasjoner. De oppnådde resultatene fra laboratorieundersøkelsene viste ulike utlekkings-tendenser for bly, kobber og sink i ulike vanntyper, trolig som følge av en kombinasjon av flere faktorer i vannet. Undersøkelsene ga resultater som tyder på at det lekker ut mer bly, kobber og sink fra granulat med mindre diameter, og nyprodusert granulat lekker ut mer sink enn gammelt. Ved ulike pH-verdier ble det observert at spesielt sink lekker ut betydelig mer ved lav pH, samt at tilsats av natriumklorid i vannet fremmer utlekkingen av dette tungmetallet. I tillegg ble det gjennomført en totalanalyse for å undersøke totalt innhold av utvalgte tungmetaller i SBR-granulat. Av de utvalgte tungmetallene viste totalanalysen at SBR-granulat inneholder mest sink.

Det ble foretatt undersøkelser i felt ved å samle inn vannprøver fra dreneringskummer ved Dalgård kunstgressbane i Trondheim og Mersalg Arena i Hommelvik. I Hommelvik ble det i tillegg tatt vannprøver fra elva Homla. Hensikten med innsamling av vannprøver var å undersøke konsentrasjonene av utvalgte tungmetaller i kummene. Prøvene fra felt ble i likhet med prøvene fra laboratoriet analysert med ICP-MS. Resultatene fra felt viste at tungmetallkonsentrasjonene i de undersøkte kummene i Hommelvik var høye(re) sammenlignet kummen på Dalgård. Som følge av dette ble det konkludert med at de kjemiske forholdene var dårligere i Hommelvik. Bedre forhold på Dalgård skyldes trolig plasseringen av kummen, samt at den har installert filter for oppsamling av granulat.

ABSTRACT

In this bachelor thesis, examination of heavy metal leaching from styrene butadiene rubber granulate (SBR granulate) used as infill in artificial turf fields was conducted. SBR granulate contains varying amounts of undesirable substances such as heavy metals. Examinations was conducted both in the laboratory and out in the field.

Over a period of 15 days leaching trends for selected heavy metals from SBR-granulates was examined under the impact of different factors. The factors were various water types, size and age of the granulate and the effects of pH and sodium chloride. Collection of water samples and pH measurements were conducted at steady intervals, and all samples was analysed with inductively coupled plasma spectrometry (ICP-MS). The leaching trends for lead, copper and zinc were considered as these heavy metals distinguished themselves in higher concentrations. Results achieved showed that the leaching trends for lead, copper and zinc were different in different types of water, which is likely due to a combination of several factors in the water. Results suggests that the leaching of lead, copper and zinc is higher from granulate of smaller size than bigger, and that the leaching of zinc is higher from newly produced granulate. It was also observed that the leaching of zinc was higher in solution of lower pH, and that addition of sodium chloride to water increases the leaching of zinc. To determine the total content of selected heavy metals in SBR granulate, an analysis of the total heavy metal amount was conducted, and this showed that zinc was present in highest amount.

Field examinations was conducted by collecting water samples from drainage holes around two artificial turf fields, Dalgård artificial football turf and Mersalg Arena in Hommelvik. In Hommelvik water samples from the river Homla was also collected. The purpose of collecting water samples was to examine the concentrations of selected heavy metals in the drainage holes. Water samples collected from the field were also analysed with ICP-MS. The results from water samples collected from the drainage holes showed that the heavy metal concentrations were higher in Hommelvik than Dalgård. Because of this it was concluded that the chemical conditions were worse in Hommelvik. The better conditions at Dalgård is most likely

due to the placement of the drainage hole, and the fact that it had an installed filter that collects the granulate.

Innhold

FORORD	II
SAMMENDRAG	IV
ABSTRACT	VI
FORKORTELSER	X
FIGURLISTE	XII
TABELLISTE	XIV
1 INNLEDNING	1
2 TEORI	3
2.1 Kunstgressbaner	3
2.1.1 Oppbygning av en kunstgressbane	3
2.1.2 Drift og vedlikehold	4
2.2 SBR-granulat	5
2.2.1 Generelt om SBR-granulat og hvordan det produseres	5
2.2.2 Potensielle tungmetaller i SBR-granulat	8
2.2.3 Tungmetaller	9
2.2.4 Degradering av SBR-granulat	13
2.2.5 Granulatsvinn	13
2.3 Utlekking av tungmetaller i vann og grenseverdier for ferskvann	15
2.3.1 pH og salts innvirkning på utlekking av tungmetaller basert på tidligere undersøkelser	15
2.3.2 Konduktivitet og salinitet i vann	18
2.3.3 Klassifiseringssystem og grenseverdier for tungmetaller i ferskvann	19
2.4 Instrumenter for analyse	20
2.4.1 ICP-MS	20
2.4.2 UltraClave	22
3 MATERIALER OG METODE	23
3.1 Laboratoriearbeid	23
3.1.1 Materialer	23
3.1.2 Metode for gjennomføring av laboratoriearbeid	23
3.2 Feltarbeid – innsamling av vannprøver fra Dalgård og Hommelvik	28
3.2.1 Materialer	28
3.2.2 Gjennomføring av praktisk arbeid i felt	28
3.3 Prøvepreparering for ICP-MS-analyse	31
3.3.1 Materialer	31
3.3.2 Metode for preparering av prøver for ICP-MS	31
4 RESULTATER	33
4.1 Undersøkelser av tungmetallutlekking fra SBR-granulat foretatt på laboratoriet	33
4.1.1 Utlekking av bly, kobber og sink fra granulat i ulike typer vann	34
4.1.2 Utlekking av bly, kobber og sink ved høy og lav pH	36
4.1.3 Utlekking av bly kobber og sink fra granulat av ulik størrelse	37
4.1.4 Sinkutlekking fra granulat av ulik alder	40

4.1.5 Utlekking av bly, kobber og sink fra granulat i ulike konsentrasjoner av natriumklorid	41
4.1.6 Konduktivitets- og salinitetsmålinger for natriumkloridløsninger	44
4.1.7 Totalanalyse av tungmetallinnhold i SBR-granulat	45
4.2 Undersøkelser av tungmetallinnhold og variasjon foretatt ved Mersalg Arena i Hommelvik og Dalgård kunstgressbane i Trondheim	47
4.2.1 Innhold og variasjon av tungmetallkonsentrasjoner i kummer og Homla ved Mersalg Arena i Hommelvik	47
4.2.2 Variasjon i tungmetallinnhold i kum ved Dalgård kunstgressbane	50
4.2.3 Konduktivitet og salinitet for felt	52
5 DISKUSJON	54
5.1 Undersøkelser av tungmetallutlekking fra SBR-granulat foretatt på laboratoriet	54
5.1.1 Utlekking av bly, kobber og sink i ulike typer vann	54
5.1.2 Utlekking av bly, kobber og sink ved høy og lav pH	55
5.1.3 Utlekking av bly, kobber og sink fra granulat av ulik størrelse	56
5.1.4 Sinkutlekking fra granulat av ulik alder	57
5.1.5 Utlekking av bly, kobber og sink fra granulat i ulike konsentrasjoner av natriumklorid	58
5.1.6 Totalanalyse av tungmetallinnhold i SBR-granulat	60
5.2 Undersøkelser av tungmetallinnhold og variasjon foretatt i felt	61
5.2.1 Innhold og variasjonen av tungmetallkonsentrasjoner i kummer og Homla ved Mersalg Arena i Hommelvik	61
5.2.2 Variasjonen av tungmetallkonsentrasjoner i kum ved Dalgård kunstgressbane	64
6 KONKLUSJON	66
7 ANBEFALINGER TIL VIDERE ARBEID	67
8 REFERANSER	69

VEDLEGG

Vedlegg 1 Siktekurver	i
Vedlegg 2 Temperaturprogram UltraClave	vii
Vedlegg 3 Kart over Mersalg Arena i Hommelvik med drenering	ix
Vedlegg 4 Kart over Mersalg Arena i Hommelvik med drenering til elv	xi
Vedlegg 5 Skissert kart over Dalgård kunstgressbane med drenering	xiii
Vedlegg 6 Prøveparalleller fra laboratorieforsk	xv
Vedlegg 7 Gjennomsnittsberegninger fra laboratorieforsk	xix
Vedlegg 8 Prøveparalleller for totalanalyse	xxi
Vedlegg 9 Gjennomsnittsberegninger for totalanalysen og prosentvis utlekking	xxiii
Vedlegg 10 Prøveparalleller fra kum 2, kum 3, overvannskum, oppsamlingskum og elv	xxv
Vedlegg 11 Gjennomsnittsberegninger for alle prøvelokasjoner i Hommelvik	xxvii
Vedlegg 12 Prøveparalleller fra kum på Dalgård	xxix
Vedlegg 13 Utsnitt av rådata fra ICP-MS	xxxi
Vedlegg 14 Populærvitenskapelig artikkel	xxxiii

FORKORTELSER

AA-EQS	Annual Average-Environmental Quality Standard
ECHA	European Chemical Agency
ICP-MS	Induktivt Koblet Plasma Massespektrometri
ICP-OES	Induktivt Koblet Plasma Optisk Emisjonspektrometri
MAC-EQS	Maximum Admissible Concentration-Environmental Quality Standard
NFF	Norges Fotballforbund
PE	Polyetylen
PFA	Perfluoralkoxy
PNEC	Predicted No Effect Concentration
SBR	Styrene Butadiene Rubber
SRC	Single Reaction Chamber-teknologi
STD	Standard Deviation (standardavvik)

FIGURLISTE

FIGUR 1: FIGUREN VISER OPPBYGNINGEN AV EN KUNSTGRESSBANE	4
FIGUR 2: FIGUREN ILLUSTRERER EN KOPOLYMER BESTÅENDE AV STYREN OG BUTADIEN.....	5
FIGUR 3: STRUKTURFORMEL FOR BUTADIEN OG STYREN.....	6
FIGUR 4: FIGUREN VISER GENERELL OPPBYGNING AV DEKK.....	8
FIGUR 5: BILDET VISER FILTER (SIFTR) SOM DET ER MULIG Å INSTALLERE I KUM.....	15
FIGUR 6: BILDENE VISER ICP-MS-INSTRUMENT, SOM STÅR PÅ NTNU GLØSHAUGEN.....	21
FIGUR 7: FIGUREN VISER OVERSIKT OVER FREMGANGSMÅTEN FOR SRC-TEKNOLOGIEN.....	22
FIGUR 8: SIKTEMASKINEN BENYTTET TIL SEPARERING AV GUMMIGRANULAT.....	24
FIGUR 9: BILDET VISER EN AV DRENSKUMMENE VED MERSALG ARENA I HOMMELVIK.....	28
FIGUR 10: BILDET VISER TELESKOPSTANGEN SOM BLE BENYTTET TIL PRØVETAKING	29
FIGUR 11: BILDET VISER PROSESSEN FOR PRØVETAKING I FELT	29
FIGUR 12: UTSNITT AV KART OVER ØYA MERSALG ARENA I HOMMELVIK.....	30
FIGUR 13: KART OVER DALGÅRD KUNSTGRESSBANE	31
FIGUR 14: FIGURENE ILLUSTRERER UTELEKKINGEN AV BLY (A), KOBBER (B) OG SINK (C) I DE ULIKE VANNTYPENE OVER TID.....	34
FIGUR 15: GRAFISK FREMSTILLING AV SINKUTLEKKING OVER TID FOR ULIKE STØRRELSER AV GRANULAT.....	38
FIGUR 16: ILLUSTRASJON AV UTELEKKINGSTENDENSENE OVER TID FOR BLY OG KOBBER FRA NYPRODUSERT GRANULAT AV STØRRELSENE 0.5 MM OG 2.0 MM.	39
FIGUR 17: GRAFISK FRAMSTILLING AV SINKUTLEKKING OVER TID FRA GRANULAT AV ULIK ALDER I DEIONISERT VANN. KONSENTRASJONEN ER GITT I $\mu\text{g/L}$ SOM FUNKSJON AV ANTALL DAGER.	40
FIGUR 18: FIGURENE ILLUSTRERER KLARHETEN PÅ PRØVEVANNET ETTER ENDT FORSØK. FRA VENSTRE ER VANN FRA KOLBE 1 OG OPP TIL KOLBE 18, MED UNNTAK AV KOLBE 17 HVOR DET IKKE VAR NOE VANN IGJEN. VANNET I DE ULIKE RØRENE ER IKKE FILTRERT MED SPRØYTEFILTER	41
FIGUR 19: GRAFISK FRAMSTILLING AV SINKUTLEKKING SOM FUNKSJON AV NACL-KONSENTRASJON	43
FIGUR 20: GRAF SOM ILLUSTRERER UTELEKKINGEN AV BLY OG KOBBER SOM FUNKSJON AV NACL- KONSENTRASJON	43
FIGUR 21: BILDER SOM VISER INNHOLDET AV GRANULAT OG SNØ I KUM 2 OG KUM 3.....	47
FIGUR 22: GRAFISK FREMSTILLING AV VARIASJONEN I KONSENTRASJONER AV UTVALGTE TUNGMETALLER FOR AKTUELLE KUMMER VED ULIKE DAGER. HVOR (A) ER KUM 2, (B) ER KUM 3, (C) ER OVERVANNSKUM, (D) ER OPPSAMLINGSKUM OG (E) ER ELVEVANN FRA HOMLA.....	49
FIGUR 23: GRAFISK FREMSTILLING AV TUNGMETALLKONSENTRASJONER I KUM VED KUNSTGRESSBANEN PÅ DALGÅRD FOR AKTUELLE DATOER. STANDARDVARIASJON ER VIST I FORM AV PINNER PÅ TOPPEN AV HVER SØYLE.	52

TABELLISTE

Tabell 1: Oversikt over potensielle tungmetaller i SBR-gummigranulat.....	10
Tabell 2: Oversikt over klassegrensene som viser økende grad av skade.....	20
Tabell 3: Oversikt over tilstandsklasser for ferskvann med tilhørende grenseverdier oppgitt i $\mu\text{g/L}$	21
Tabell 4: Oversikt over kolber og deres innhold.....	26
Tabell 5: Oversikt over foretatte pH-målinger i alle kolbene de ulike dagene.....	36
Tabell 6: Utlekkingskonsentrasjoner i $\mu\text{g/L}$ med tilhørende standardavvik for bly, kobber og sink i sur og basisk kolbe de ulike dagene.....	37
Tabell 7: Korrelasjonsverdier for pH og utlekking av bly, kobber og sink i sur og basisk kolbe.....	38
Tabell 8: Konsentrasjoner i $\mu\text{g/L}$ av bly, kobber og sink de ulike dagene i kolbe 17, som inneholdt 0.5 mm granulat fra Hommelvik.....	40
Tabell 9: Oversikt over sinkkonsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) i natriumkloridløsninger av ulik Konsentrasjon (mol/L) før og etter korrigering for fortynning.....	43
Tabell 10: Korrelasjonen for utlekking av bly, kobber og sink og konsentrasjonen av natriumklorid i korrigert og ufortynnet prøve.....	45
Tabell 11: Oversikt over konduktivitets- og salinitetsmålinger foretatt i løsninger med ulik konsentrasjon (mol/L) av natriumklorid.....	45
Tabell 12: Oversikt over totalt innhold, med tilhørende standardavvik, av bly, kobber og sink i granulat av ulik opprinnelse og størrelse.....	46
Tabell 13: Verdier for prosentvis utlekking av bly, kobber og sink fra granulat av ulik opprinnelse og størrelse dag 1 og dag 15 på laboratoriet.....	47
Tabell 14: Oversikt over tungmetallkonsentrasjoner i $\mu\text{g/L}$ med standardavvik i de to kummene ved baneområdet på Mersalg Arena i Hommelvik første dag.....	49
Tabell 15: Oversikt over tungmetallkonsentrasjoner med standardavvik de aktuelle datoene ved Dalgård kunstgressbane.....	53
Tabell 16: Oversikt over konduktivitets- og salinitetsmålinger foretatt i vannprøver fra felt.....	55

Egen nummerering av tabeller i vedlegg

1 INNLEDNING

Per januar 2018, var det 1666 kunstgressbaner i Norge (Myhrvold, 2018), og antallet har økt noe enormt de siste 17 årene. Alle kunstgressbaner anlagt etter sesongen 2000 benytter gummigranulat som fyllmateriale, og den mest brukte gummigranulattypen i Norge er styrene butadiene rubber (SBR) (Sundt et al., 2016). Denne typen granulat er oppmalte kasserte bildekk, og inneholder varierende mengder av uønskede stoffer, blant annet tungmetaller. Fokuset på SBR-granulat som fyllmateriale er blitt større de siste årene både med tanke på innhold av uønskede stoffer og at det bidrar til det globale mikroplastproblemet. Ettersom det oppstår et granulatsvinn på opptil 5 tonn per kunstgressbane hvert år kan dette føre til miljøproblemer, spesielt lokalt (Andersen, 2012, Tandberg & Raabe, 2017). Senter for idrettsanlegg og teknologi (SIAT) ønsker å gjøre noe med problematikken rundt bruken av SBR-granulat, og denne oppgaven er utarbeidet i forbindelse med dette.

Dette er bakgrunnen for de undersøkelsene som er foretatt i denne bacheloroppgaven. Et av formålene er å undersøke utlekkingstendensene til utvalgte tungmetaller fra SBR-granulat ved å se hvordan utlekkingen påvirkes av ulike faktorer. Dette er gjennomført på laboratoriet og det er sett på faktorer som ulike vanntyper, natriumklorid- og pH-påvirkning, samt forskjellen i størrelse og alder på granulatet. Et annet formål er å undersøke tilstedeværelsen og konsentrasjonen av tungmetaller i dreneringskummer, og i den forbindelse er Dalgård kunstgressbane i Trondheim og Mersalg Arena i Hommelvik undersøkt. Arbeidet er gjennomført i samarbeid med SIAT. Denne oppgaven vil være en del av et større prosjekt som skal kartlegge forholdene rundt kunstgressbaner i Trøndelag.

Rapporten beskriver teori om SBR-granulat og tungmetaller, samt tidligere undersøkelser rundt tungmetallutlekking. Resultatene i denne oppgaven inkluderer hvilke og i hvilken mengde utvalgte tungmetaller lekker ut fra SBR-granulat. Det er i tillegg foretatt en totalanalyse av det totale innholdet av utvalgte tungmetaller i SBR-granulat. Videre er rapporten utarbeidet etter problemstillingene listet opp under.

- Er det forskjeller på utlekking i ulike vanntyper?

- Er det noen forskjell i utlekking av tungmetaller ved ulik størrelse og alder på granulatet?
- Har natriumklorid eller pH noen innvirkning på utlekkingen av tungmetaller?
- Hvordan er forholdene i de undersøkte dreenskummene med tanke på utlekking av tungmetaller?
- Bør tiltak foretas med tanke på tungmetallutlekking fra SBR-granulat?

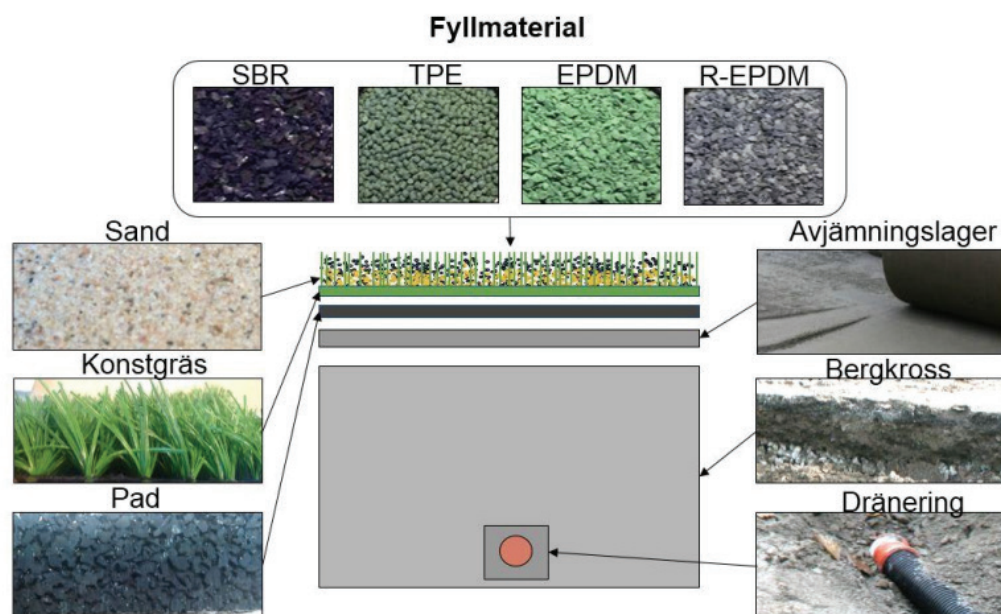
2 TEORI

2.1 Kunstgressbaner

2.1.1 Oppbygning av en kunstgressbane

Kunstgressbaner med gummigranulat som fyllmateriale er et steg videre fra de tidlige kunstgressbanene som benyttet sand. I de fleste nye baner anlagt etter sesongen 2000 (Kulturdepartementet, 2015), er det benyttet nettopp gummigranulat. En ny bane fylles med rundt 100 tonn gummigranulat (Miljødirektoratet, 2016b), og det vanligste og mest brukte gummifyllet som benyttes er SBR-granulat, og i Norge brukes dette i 90 % av alle baner (Sundt et al., 2016).

En kunstgressbane består av et støtdempingssjikt (pad), sandsjikt i bunnen av kunstgressdekket (10 – 15 mm), gummigranulatsjikt (15 – 35 mm), og gressfibre av polyetylen (PE). Det er ikke et krav om å installere en pad under bygging av ny bane, derfor er det ikke alle kunstgressbaner som har det. Sandsjiktet under kunstgressdekket fungerer stabiliserende, og over dette skal det ligge et sjikt med løs gummigranulat. Selve kunstgressfiberen har en total lengde på 45 – 65 mm, men fri høyde over granulatsjiktet skal være maksimum 15 mm ved installasjon, og dette skal forsøkes opprettholdt over tid (Kulturdepartementet, 2015, Myhrvold & Halvorsen, 2018). For alle kunstgressbaner er det lagt opp drenering, som vil si oppsamling og bortføring av overflatevann (nedbør) og/eller vann i grunnen. Det er helt avgjørende at dreneringen ved en kunstgressbane er god, da det er ugunstig at vann samles i dammer på overflaten av kunstgressdekket. Vann skal umiddelbart dreneres gjennom kunstgressdekket, og skal videre tas hånd om av et dreneringssystem eller infiltreres i undergrunnen. Dreneringen blir løst ved å installere sugedrensrør som videre kobles med samledrensrør langs banens langsider (Kulturdepartementet, 2015). Den beskrevne oppbygningen av en kunstgressbane er illustrert i figur 1.



Figur 1: Figuren viser oppbygningen av en kunstgressbane med de ulike lagene, samt drenering (Magnusson S, 2017)

2.1.2 Drift og vedlikehold

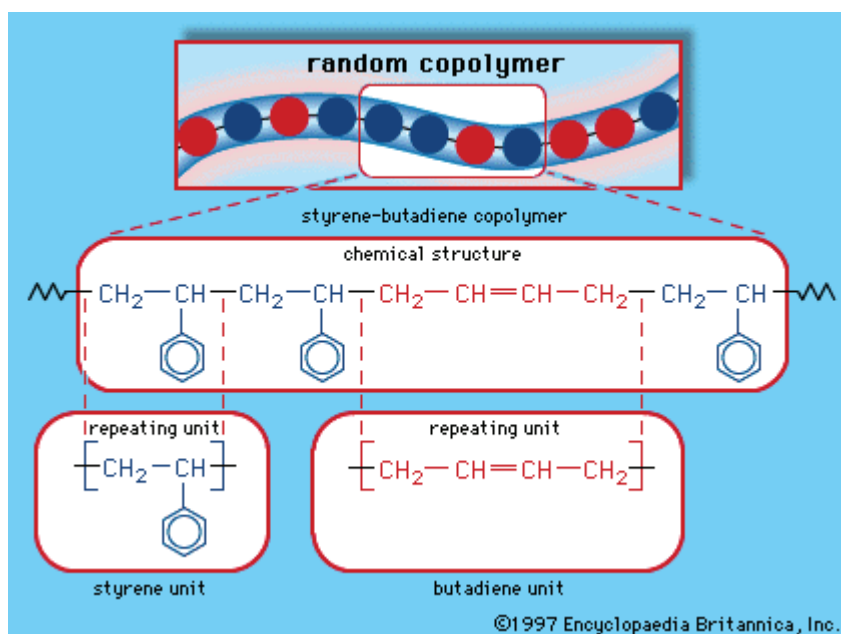
Vedlikehold og drift av en kunstgressbane varierer med sesongen. Om sommeren skal banen blant annet børstes og sloddes. Slodding vil si å jevne ut overflaten på kunstgressdekket. Omfanget av vinterdrift avhenger av banens lokasjon i landet, og om vinteren er snø og is den største utfordringen. Målet er at det skal være like spilleforhold og spillkvalitet både sommer og vinter. For å få bukt med snø, må banen måkes med egnet utstyr. Is som oppstår om vinteren fjernes ved bruk av ulike typer salt, hvor vanlig koksalt (NaCl) er det som i hovedsak benyttes. Salt bør benyttes varsomt da det kan korrodere utstyr, skade klær og tette banedreneringen ved at det krystalliseres under banen. Acetater kan også benyttes til fjerning av is, og det bør da benyttes acetater som er miljøvennlige (Kulturdepartementet, 2015).

2.2 SBR-granulat

2.2.1 Generelt om SBR-granulat og hvordan det produseres

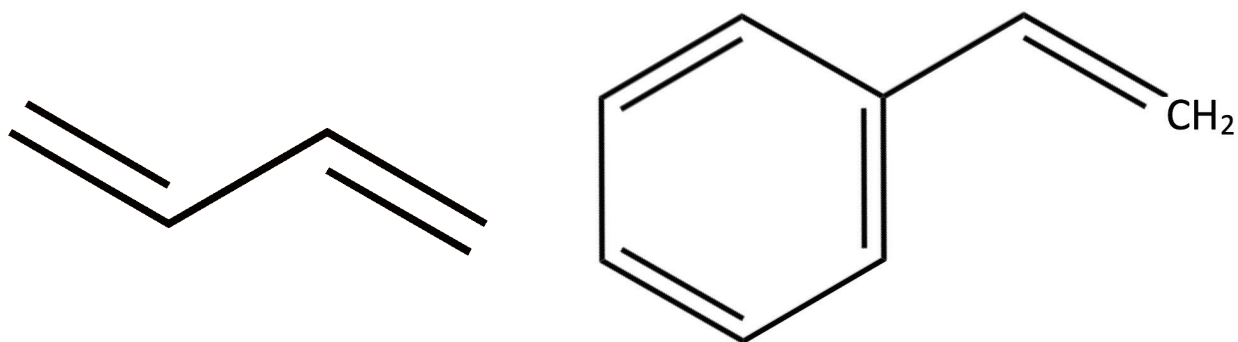
SBR-granulat varierer mellom størrelse 0,8 – 3,0 mm (Kulturdepartementet, 2015). Denne typen granulat er en oppmalt gjenvinningsform for kasserte dekk, hvor mange typer dekk benyttes, blant annet personbildekk og lastebildekk (Norsk gjenvinning, 2017). Fordelene med denne granulattypen er at den er billig, og gir gode spillegenskaper, svært lik en naturgressbane. Ulempene med SBR-granulat er at det inneholder varierende mengder av uønskede stoffer og at det lett blir med klær og sko inn i garderober og husholdninger. I tillegg er fargen ugunstig da den lett smitter av på både hud og tekstiler, samt at det avgir noe lukt (Kulturdepartementet, 2015).

SBR står for Styrene Butadiene Rubber, og er en generell og syntetisk gummitype som produseres fra en kopolymer av ca 75 % butadien og 25 % styren. En slik kopolymer er illustrert i figur 2. (Encyclopaedia Britannica Inc., 2018a)



Figur 2: Figuren illustrerer en kopolymer bestående av styren og butadien i tilfeldig rekkefølge. (Encyclopaedia Britannica Inc., 2018a)

Store mengder av denne gummitypen benyttes som en slitebestandig erstatning for naturgummi i bil- og lastebildekk. Som regel kopolymeres disse to komponentene, som vil si at deres individuelle molekyler, vist i figur 3, kobles sammen til lange kjedemolekyler. Dette skjer i en emulsjonsprosess hvor et såpeliknende overflatevirkende middel sprer eller emulgerer komponentene i en vannløsning. I vannløsningen er det i tillegg frie radikaler, som initierer polymeriseringsprosessen, og stabilisatorer som hindrer forringelse av det endelige produktet. Ved polymerisering er de repeterende enhetene av styren og butadien arrangert på en tilfeldig måte langs polymerkjeden. Polymerkjedene kryssbindes under vulkaniseringsprosessen (Encyclopaedia Britannica Inc., 2018a).



*Figur 3: Strukturformel for butadien (venstre) og styren (høyre).
Figuren er tegnet ved hjelp av verktøy i word.*

Vulkanisering er en kjemisk prosess hvor de fysiske egenskapene hos syntetisk gummi og naturgummi forbedres. Etter vulkanisering har gummien høyere strekkfasthet og motstand mot slitasje og svelling. Gummien blir også elastisk over et stort temperaturområde. Vulkanisering av gummi oppnås ved å varme opp gummien med svovel (Encyclopaedia Britannica Inc., 2018b). Sinkforbindelser benyttes som aktivatorer under vulkaniseringen av gummi, og ofte er disse forbindelsene forurensset av kadmium. Forbindelsen sinkoksid (ZnO) benyttes i store mengder som akselerator i vulkaniseringsprosessen. I personbildekk utgjør sinkoksid 1 % av dekket, mens det i lastebildekk utgjør 2 % (Evans, 2006). Ved ulike mengder sink kan vulkaniseringsprosessen påvirkes, og det eksisterer flere ulike kvaliteter på

gummi, hvor disse har ulikt sinkinnhold. Lastebildekk har høyere innhold av sink enn personbildekk (Håøya et al., 2007).

Det finnes flere ulike metoder for produksjon av SBR-granulat, og de to mest brukte metodene er ambient oppmaling og kryogen resirkulering.

Ambient oppmaling kan produsere alle kornstørrelser, og dette kan oppnås på to måter:

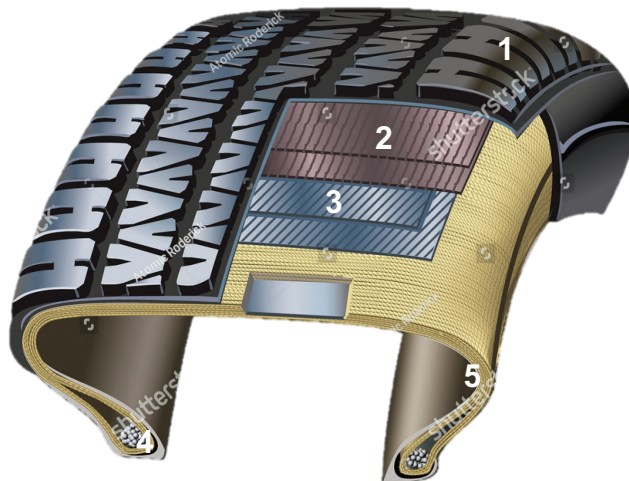
1. Ved å benytte granulatorer
2. Ved å benytte crackermøller

I en ambient prosess er dekkene ved romtemperatur i det de overføres til granulatoren eller crackermøllen. Ambient oppmaling er en flertrinnsprosess hvor det benyttes en rekke maskiner for å skille gummi-, metall- og tekstilkomponentene i dekket fra hverandre. Generelt vil dekket først reduseres til mindre gummibiter før bruk av crackermølle eller granulator. Videre vil gummibitene males opp for å separere gummien fra metall- og tekstilkomponenter. Til slutt benyttes det en etterbehandlingsmølle som sørger for å male opp gummien til ønsket produkt. Etter hvert prosesstrinn måles størrelsen på materialet ved hjelp av sikting. De komponentene som er for store, føres tilbake til granulatoren eller crackermøllen for videre behandling. Gjennom hele prosessen benyttes det magneter for å fjerne metalltråder og andre jernholdige metallforurensinger, og en luftseparator som fjerner stoffkomponenter (ECHA, 2017).

Ved kryogen resirkulering benyttes flytende nitrogen for å kjøle ned hele dekk eller dekkbiter til en temperatur under $-112\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Cardno ChemRisk, 2013). Ved temperaturer lavere enn $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$, blir gummi sprøtt som glass (ECHA, 2017), og størrelsesreduksjon oppnås ved knusing (Cardno ChemRisk, 2013). Kryogeniske temperaturer kan anvendes på hvilket som helst størrelsesreduserende trinn. Denne typen resirkulering hindrer degradering som følge av høye temperaturer, og det oppnås et høyt utbytte av produkt som er så å si helt fritt for fiber og stål (ECHA, 2017).

2.2.2 Potensielle tungmetaller i SBR-granulat

I dekk, som SBR-gummigranulat produseres fra, eksisterer det tre hoveddeler: dekkstamme, vulstring og slitebane. Dekkstammen er bygd opp av et kordlag bestående av polyester, nylon eller rayon. Vulst betyr ringformet, og denne består av innstøpte ståltråder som holder dekket på plass på felgen, og befinner seg langs kanten av et dekk. Rundt selve vulstringen legges kordlaget/tekstillaget. Slitebanen består av en slitebestandig blanding av gummi. Alle disse komponentene bygges sammen på en trommel før dekket vulkaniseres til sin endelige form med bestemt mønster. Metallene i et dekk foreligger i hovedsak som ståltråder, men det er en mulighet for at de også inngår som urenheter fra produksjonen. Et dekk inneholder sinkforbindelser, spesielt sinkoksid (ZnO), med mulige kadmiumforurensninger fra vulkaniseringsprosessen, i tillegg til jern, mangan, arsen, krom, nikkel og bly (Håøya et al., 2007). Det benyttes også kobber(II)oksid under produksjonen av dekk, og dette benyttes som bindemiddel (Karanfil et al., 2011). Metallene i et dekk utgjør om lag 15 vekt% av personbildekk og 25 vekt% av lastebildekk (Håøya et al., 2007). Figur 4 illustrerer generell oppbygning av dekk med de nevnte komponentene.



Figur 4: Figuren viser generell oppbygning av dekk. 1: gummi, 2: nylonduk, 3: stålbelte, 4: vulst og 5: hovedlag stål原因. (Håøya et al., 2007, Shutterstock, 2018)

I 2004 gjennomførte Byggforsk (Plesser & Lund, 2004) en undersøkelse i forbindelse med potensielle helse- og miljørisikoer knyttet til kunstgressbaner og bruken av gummigranulat som fyllmateriale. Undersøkelsen ble gjort i oppdrag for Norges

Fotballforbund (NFF). I forbindelse med undersøkelsen ble en totalanalyse for blant annet et utvalg tungmetaller foretatt for å se på det totale innholdet av disse i både gummigranulat og kunstgressfibre (Plesser & Lund, 2004). Basert på sammensetningen i bildekk, samt undersøkelsen gjennomført av Byggforsk (Plesser & Lund, 2004), er noen potensielle tungmetaller i SBR-gummigranulat listet opp i tabell 1.

Tabell 1: Oversikt over potensielle tungmetaller i SBR-gummigranulat

Metall
Arsen
Bly
Kadmium
Kobber
Krom
Kvikksølv
Nikkel
Sink

2.2.3 Tungmetaller

Tungmetaller er et samlebegrep for en gruppe grunnstoffer (metaller el. metalloider) med en tetthet som varierer mellom $3,5 - 7 \text{ g/cm}^3$, og som er giftige i relativt lave konsentrasjoner (Gautam et al., 2015). Begrepet tungmetall benyttes også for metaller som har atomnummer større enn 20, og ekskluderer derfor alkali- og jordalkalimetallene som befinner seg i gruppe 1 og 2 i det periodiske system (Lenntech BV, 2018a). Det eksisterer rundt 60 tungmetaller, hvor bly, kadmium, krom, jern, kobber, mangan, nikkel, kvikksølv og sink er blant de viktigste (Sabatino, 2000).

Metaller er blant annet involvert i alle aspekter av mikrobiell vekst, metabolisme og differensiering, enten direkte eller indirekte. Mange av metallene er essensielle, det vil si at de er nødvendige for organismen, mens andre er ikke-essensielle, som vil si at organismen ikke har behov for dem. Alle metallene, både essensielle og ikke-essensielle, kan interagere med mikrobielle celler og bli akkumulert som følge av fysiokjemiske mekanismer og transportsystemer i cellen. Potensielt kan alle metaller,

uavhengig om de er essensielle eller ikke-essensielle, være toksiske når de når en viss konsentrasjon. For enkelte metallspesier, for eksempel sølvionet (Ag^+), er denne konsentrasjonen svært lav. Toksiske effekter av metaller på mikroorganismer inkluderer blokkering av funksjonelle grupper i viktige molekyler, for eksempel enzymer, og transportsystemer for essensielle næringsstoffer og ioner. Andre toksiske effekter er forskyvning og/eller substitusjon av essensielle ioner fra bestemte cellulære bindingssteder, denaturering og inaktivering av enzymer, samt forstyrrelser i cellemembranen og integrerte membranproteiner. I tillegg til miljøfaktorer, vil et gitt metalls toksisitet avhenge av hvilken spesie metallet er i, og hvilke kjemiske egenskaper det har (Gadd, 1992).

I et gitt miljø kan pH ha en betydelig effekt på tilgjengeligheten og toksisiteten av et tungmetall. Generelt eksisterer tungmetaller som frie kationer ved lav pH, og ved høye pH-verdier vil de utfelles som uløselige oksider (O^{2-}) eller hydroksider (OH^-), og de fleste tungmetallhydroksider er uløselige i vann. pH-verdier for utfelling varierer blant de ulike metallene, samt de ulike oksidasjonstrinnene. Hydroksidene for ulike oksiderte tilstander er mindre løselige enn de reduserte tilstandene, og utfelles derfor ved lave pH-verdier. Dette medfører at lav pH øker tilgjengeligheten av metallioner, mens høy pH reduserer tilgjengeligheten (Gadd & Griffiths, 1978).

Arsen (As) er et ikke-essensielt og giftig metalloid, og forekommer naturlig som As^{3+} og As^{5+} . Arsen brukes blant annet i produksjon av ugressmidler og andre landbruksprodukter (Klaassen, 2013). Selv om tungmetallet er giftig, er det et nødvendig sporstoff for enkelte dyrearter. Den uorganiske formen av arsen er mer giftig enn den organiske. Arsen finnes både i ferskvann og i sjøvann, og halvparten av tilstedeværende arsen er bundet til partikler. Arsen kan adsorberes til små partikler samt danne felling med aluminium- eller jernhydroksider noe som gjør at det havner i sedimenter. Fellingen som dannes med hydroksidene kan etter en tid løses opp igjen som følge av reduksjonsreaksjoner. Elementært arsen er ikke løselig i vann, mens arsenforbindelser er relativt lettløselige i vann (Lenntech BV, 2018b).

Bly (Pb) er et ikke-essensielt tungmetall som er naturlig forekommende i blant annet malmer sammen med sink og kobber (Lenntech BV, 2018d). Uorganiske blyforbindelser benyttes som pigmenter i maling, fargestoffer og keramiske glasurer. I

organiske blyforbindelser er det fireverdige bly (Pb^{4+}) som dominerer, og disse forbindelsene ble tidligere benyttet som tilsetning i bensin. Bly regnes som et av de mest giftige tungmetallene, og bly i miljøet kommer i hovedsak fra menneskelig aktivitet. Bly er ikke biologisk nedbrytbart, og det er derfor bekymringer rundt toksiske effekter i naturen (Klaassen, 2013). I vann kan bly forekomme som oppløste blyforbindelser, og generelt er disse løselig i bløtt, svakt surt vann (Lenntech BV, 2018e).

Kadmium (Cd) er et ikke-essensielt og giftig tungmetall. I dag er dette et viktig metall som har mange bruksområder. Det meste av kadmiumet som produseres, benyttes i batterier, og da spesielt nikkel-kadmium-batterier. Kadmium finnes typisk i malm sammen med andre metaller. Kommersielt er kadmium et biprodukt av sink- og blysmelting. Smeltingen er en kilde til utslipp av kadmium til miljøet. Sammen med bly og kvikksølv, er kadmium et av de mest giftige tungmetallene. Kadmium-forurensning oppstår ofte i jord både naturlig og fra menneskelig aktivitet. Jord blir forurensset av kadmium fra blant annet gjødsel og industrielt utslipp. Dette utslippet til jord vil føre til en langsom økning av kadmiuminnholdet i planter og grønnsaker, da disse lett akkumulerer kadmium fra jord (Klaassen, 2013).

Kobber (Cu) er et essensielt tungmetall som forekommer i store mengder naturlig. Mat, drikkevarer og vann er de største kildene til kobbereksposering. Kobber er en essensiell komponent i flere metalloenzymer, blant annet type A-oksidasase og cytokrom c-oksidasase. Overskudd av kobber i vann er en signifikant risiko for det akvatiske miljøet. For mye kobber vil gi endokrine forstyrrelser og andre toksiske effekter i fisk (Klaassen, 2013). I rent vann er Cu^{2+} den vanligste oksidasjonstilstanden, og denne tilstanden kan danne komplekser med hydroksider og karbonationer. Cu^{2+} dominerer i vann med pH opp til 6, ved pH 6 – 9.3 er vandig CuCO_3 mest utbredt og ved pH 9.3 – 10.7 dominerer $[\text{Cu}(\text{CO})_3]^{2-}$ -ionet (WHO, 2004).

Krom (Cr) er et tungmetall som forekommer i krommalm. I krommalm er krom i sin treverdige form, Cr^{3+} . Denne malmen raffineres til ferrokrom (jernholdig krom) eller til rent krom, og dette brukes i industrielle prosesser. Treverdige krom (Cr^{3+}) er et essensielt sporstoff som er nødvendig for glukosemetabolismen. Krom eksisterer også som seksverdige (Cr^{6+}), men denne formen forekommer sjelden naturlig, og er et

biprodukt av diverse industrielle prosesser. Forbindelser med Cr^{6+} er giftige for økosystemer (Klaassen, 2013).

Kvikksølv (Hg) er et ikke-essensielt og giftig tungmetall. Det er også et av få grunnstoffer som er flytende ved romtemperatur. Kvikksølv damp er langt farligere enn den flytende formen. Ved å binde seg til andre grunnstoffer, som klorid, svovel eller oksygen, danner kvikksølv enten enverdige (Hg^+) eller toverdige (Hg^{2+}) uorganiske kvikksølvsalter. Atmosfærisk kvikksølv (kvikksølv damp) kommer av naturlig avgassing i jordskorpa, vulkanutbrudd og fordampning fra hav og jord. Kvikksølvs organiske form er metylkvikksølv (CH_3Hg^+ eller MeHg), og denne formen for kvikksølv er mer giftig for akvatisk dyreliv, planter og fugler enn uorganisk kvikksølv. MeHg vil akkumuleres oppover i næringskjeden, og starter i plankton før det til slutt ender i kjøttetende fisk og sjøpattedyr. I toppen av næringskjeden kan kvikksølv nivået øke opptil 80 000 ganger høyere enn nivåene i omkringliggende vann (Klaassen, 2013).

Nikkel (Ni) er et tungmetall som finnes i jordskorpa. Tungmetallet benyttes i mange ulike legeringer, som blant annet rustfritt stål, i tillegg brukes det i batterier og pigmenter (Klaassen, 2013). Vanligvis er nikkel bivalent (Ni^{2+}), men oksidasjonstilstandene +1, +3 eller +4 kan forekomme (WHO, 2005). Elementært nikkel er uløselig i vann, mens nikkelforbindelser kan være løselige (Lenntech BV, 2018f).

Sink (Zn) er et essensielt tungmetall som brukes i blant annet legeringer og medisiner. Sink forekommer naturlig i blant annet jordskorpa, ofte sammen med andre metaller som bly, kobber og kadmium. Metallet finnes også i mat, vann og luft (Klaassen, 2013). Sink forekommer kun i bundet form i naturen, det finnes altså ikke som rent metall. For å få rent metallisk sink, må de naturlig forekommende sinkforbindelsene raffineres. Naturlig finnes sink vanligvis med oksidasjonstall +2, og vil kunne løse seg i sure miljøer, og danne hydratiserte Zn^{2+} -forbindelser (Hylland et al., 1998). Sink vil kunne felles ut som sinkhydroksid ($\text{Zn}(\text{OH})_2$) ved pH over 5, og ved pH-verdier over 8,5 kan sinkationet ($\text{Zn}(\text{OH})_4^{2-}$) dannes. (Gadd & Griffiths, 1978).

2.2.4 Degradering av SBR-granulat

SBR-granulat vil degraderes over tid til mindre og mindre komponenter. Granulat er utsatt for aldring, og den polymere strukturen av gummi brytes gradvis ned grunnet blant annet UV-stråling og oksidasjonsprosesser. Partikkelstørrelsen til granulat, som er forholdsvis liten, gjør at det eldes lettere (Cheng et al., 2014). Aldring regnes som en prosess hvor fysiske og kjemiske egenskaper endres (Verschoor, 2007).

Granulatets fysiske og kjemiske egenskaper endres ved eksponering for oksygen, ozon, varme, væske og sollys. Det benyttes tilsetningsstoffer og stabilisatorer under produksjonen av dekk for å hemme uønskede kjemiske reaksjoner i granulatet, og for å opprettholde strukturen og ønskede egenskaper over tid. Eksponering for oksygen vil kunne resultere i oksidativ degradering av gummigranulat, mens ozon ødelegger overflaten (Cheng et al. 2014). Oksidativ degradering vil si nedbrytning av en polymer eller plastprodukt ved oksygenaktivitet på selve polymeren eller andre bestanddeler (Gooch, 2007). På grunn av granulatets høye forhold mellom overflate og volum, er det spesielt utsatt for ozonangrep. Varme fremskynder diffusjon av oksygen i gummien og dermed oksidativ degradering. Sollys og ultrafiolett stråling fremmer oksidativ nedbrytning og ødelegger antidegradantene på overflaten til gummien. Utvaskingen av de løselige komponentene fra gummioverflaten forårsakes av vann, i form av nedbør, og gjørme. I tillegg bidrar klima- og værforholdene til degradering av gummien i form av oppvarming, avkjøling, frysing og smelting som følge av brukstid på kunstgressbanen. Totalt sett medfører dette samspillet av alle miljøfaktorer til aldring av gummigranulat, da i form av sprekkdannelse, oksidasjon, oppdeling og generell forringelse (Cheng et al. 2014).

2.2.5 Granulatsvinn

Det vil oppstå årlig granulatsvinn fra en kunstgressbane som følge av bruk, og spesielt snørydding på vinteråpne baner. Årlig svinn regnes til omtrent 5 % av den totale granulatmengden (100 tonn) på én bane, noe som tilsvarer ca. 5 tonn/år per bane (Andersen, 2012).

Det ble i oktober 2017 kartlagt mengder gummigranulat langs 30 kunstgressbaner i tillegg til veier i kommunene Nesodden, Frogn, Hurum, Røyken, Asker og Bærum, hvor 27 av de 30 banene holder vinteråpent. I forbindelse med denne rapporten ble

det tatt vann-, overvanns- og jordprøver i tilknytning til blant annet banene Nadderud og Hosle i Bærum. Ved Nadderud ble det påvist inntil 10 kg granulater/m² jordareal ned til 5 cm dyp i området rundt banen. De vannprøvene som ble tatt fra Nadderudbekken, som er dit overvannet fra denne banen dreneres til, ble målt til 6.2 g granulater/m² bunnsedimentareal. Det ble i tillegg tatt vannprøver fra Engervannet, og disse ble målt til 1.2 g granulater/m² bunnsedimentareal (Tandberg & Raabe, 2017).

I følge denne rapporten vil 3 – 5 tonn gummigranulat gå tapt/etterfylles per år for de 27 vinteråpne banene, mens banene som holder vinterstengt taper/etterfyller mellom 0,5 – 1 tonn/år. Grunnen til de relativt store forskjellene i tap/etterfylling er snøryddingen på de vinteråpne banene. Når det brøytes vil mye granulatet føres av banen sammen med brøytesnøen. Under kartleggingsarbeidet ble det beregnet at om lag 30 % av granulatet føres tilbake til banen og 15 % blir med spillere hjem. Videre ble det beregnet at halvparten av disse 15 % vil kunne transporteres videre til avløpsrensing gjennom avløpet. I tillegg ble det beregnet at totalt 40 % vil akkumuleres i naturen, enten via overvannssystem eller vegetasjon rundt banene. For vinterstengte baner vil den største andelen av de 0,5 – 1 tonnene følge med spillerne av banen, og det ble beregnet at om lag 5 – 10 % akkumuleres i naturen via overvann og vegetasjon rundt banene (Tandberg & Raabe, 2017).

For de undersøkte områdene, viste det seg at granulatsvinn fra banene er et stort lokalt miljøproblem, og i den forbindelse er det en rekke tiltak som kan gjøres for å hindre granulatsvinn. Blant annet kan asfalt, avsluttet med en kant, legges rundt banene slik at brøytesnø kan holdes innenfor baneområdet. Dette krever derimot god banedrenering og god oppsamling av granulat i drenskummer. Et annet alternativ er å bruke en liten del av banen som snøopplag om vinteren, slik at all brøytesnø med granulat samles på én plass (Tandberg & Raabe, 2017). Det er også mulig å installere filter (siftr) i dreneringskummer, som har som hensikt å fange opp granulat fra banene før det havner i kummen og videre til bekke- og elveutløp. Disse filtrerene er utarbeidet av Senter for idrettsanlegg og teknologi (SIAT), og leveres av Heimdal industriservice AS. Bruk av et slik filter muliggjør også gjenbruk av granulatet. Tall fra leverandør oppgir at filtrerene fanger opp 70 % av granulatet som havner i kummene (Miljøbaner, 2018). Figur 5 illustrerer et slikt filter.



Figur 5: Bildet viser filter (siftr) som det er mulig å installere i kummer rundt en kunstgressbane. Dette filteret er installert i kum på Dalgård kunstgressbane. Foto: Marit N. Haugen 13.02.18

Gummigranulat bidrar til det globale mikroplastproblemet. Mikroplast er et samlebegrep for plastfragmenter mindre enn 5 mm. Det ble i 2016, etter en rapport utarbeidet av Sundt et al., estimert at gummigranulat står for rundt 20 % av det totale mikroplastutslippet i Norge, som per 2016 var på ca. 8000 tonn (Sundt et al., 2016). Mikroplastbitene kan inneholde helse- og miljøskadelige stoffer da de kan bindes til andre miljøgifter fra omgivelsene. Dersom dyr får i seg mikroplast kan giftene bli med oppover i næringskjeden (Miljødirektoratet, 2015).

2.3 Utlekking av tungmetaller i vann og grenseverdier for ferskvann

2.3.1 pH og salts innvirkning på utlekking av tungmetaller basert på tidligere undersøkelser

Fjerning av løselige komponenter fra et fast materiale til en væske kalles utlekking, og løsningen som dannes som følge av utlekking kalles "utlekkingsløsning (leachate)" (Karanfil., 2011). Det spesifikke overflatearealet til gummigranulat er mye

større enn hos kasserte dekk, og på grunn av dette er det forventet at utlekkingen av tungmetaller til vann vil være større (Cheng et al., 2014).

Flere studier er gjennomført når det kommer til gummigranulat og utlekkingen av tungmetaller i vann. Det er dog ikke kommet frem til noe entydig resultat. I en rapport utarbeidet av Byggforsk i 2004 (Plesser & Lund, 2004), ble forskjellene i utlekking av tungmetaller i gummigranulat fra ulike produsenter undersøkt. Det ble påvist variasjon av tungmetallinnhold i gummigranulat fra samme produsent, samtidig som det viste seg at granulat fra ulike produsenter hadde likheter. I en annen rapport gjennomført av Verschoor (2007), kommer det fram at aldringen og den økende porøsiteten til granulatet medfører gradvis økt sinkutslipp.

Under aldring frigjøres sink fra polymeren i gummien og det kan være tilstede som oppløste sinkarter (Verschoor, 2007). I litteraturen kommer det frem at utlekking av sink fra gummigranulat er avhengig av sinkoksidnivået i dekkene, fordelingen av partikkelstørrelse og overflateareal av granulatet. Ved en lavere pH vil utlekkingen av sink øke, i tillegg til at større overflateareal per masse gir samme effekt (Rhodes et al. 2012). pH er et mål på hvor sur en løsning er, altså surheten bestemmes av hydrogenionkonsentrasjonen i løsningen. En nøytral løsning har en pH på 7 og dersom pH er lavere enn 7 regnes løsningen som sur, og er den over 7 regnes den som basisk (Brady, 2004).

I 2011 utførte Karanfil et al. en omfattende undersøkelse rundt resirkulering og gjenbruk av kasserte dekk. Utlekkingen av utvalgte elementer, blant annet tungmetaller, fra granulat og større dekkbiter av ulik størrelse fra kasserte bildekk og lastebildekk ble undersøkt. Både granulatet og gummibitene ble plassert i ulike løsninger i en periode på én måned. pH var en sentral faktor i denne undersøkelsen, og det ble laget seks løsninger med ulik pH. I tre av løsningene var det en blanding av destillert- og deionisert vann, hvor pH var justert til henholdsvis 4.0, 7.0 og 10.0. I tillegg ble det laget en løsning som simulerte surt nedbør, hvor pH var justert til 3.0. Undersøkelse av utlekking i hardt og bløtt vann, hvor pH henholdsvis var 8.3 og 6.3 ble også undersøkt. pH i de ulike løsningene ble opprettholdt under hele perioden undersøkelsene foregikk, det samme ble blandingsforholdet på 1:20. Konklusjonen fra denne undersøkelsen var at utlekkingen av de undersøkte tungmetallene var høyest ved lav pH, og minimal ved nøytral og basisk pH. For utlekkingen av

tungmetaller viste det seg at størrelsen på gummigranulatet og dekkbitene ikke hadde noen tydelig innvirkning på utlekkingen (Karanfil et al., 2011).

Gummigranulat i drenskummer vil kunne gjennomtrenges av vann, ha noe tilgang på oksygen og liten tilgang på lys, noe som kan resultere i redusert biologisk og kjemisk nedbrytning. Metaller vil oksidere og danne oksider, og løseligheten til metalloksider i vann er pH-avhengig. Teknologiavdelingen ved vegdirektoratet har gjennomført en undersøkelse på miljøpåvirkning ved gjenbruk av oppkuttete bildekk (Håøya et al., 2007). Resultater fra denne rapporten viste at oppkuttete bildekk avgir et pH-nøytralt vann, og redusert pH medfører økt mobilitet av metaller. Kalsiumoksid (CaO) som er å finne i gummiblandingen bidrar noe til å nøytralisering av vannet. Vannets saltkonsentrasjon vil påvirke mobiliteten av metallene i den forstand at økt saltkonsentrasjon gir økt mobilitet (Håøya et al., 2007).

I en annen rapport (Acosta et al., 2011) kommer det frem at mobiliteten til metaller påvirkes ulikt i forskjellige salter. Blant annet vil en økning i saltholdighet ved tilsats av natriumklorid fremme en høyere frigivelse av bly enn kobber og sink. For sink ble det ikke noe signifikant økning i prosentvis utlekking ved økt natriumklorid-konsentrasjon, hvilket indikerer at sink ikke så lett vil danne kompleks med Cl^- eller bli erstattet av Na^+ . Ved tilsats av kalsiumklorid viste bly og kadmium seg å være mest mobile, som indikerer at de lettere vil bli erstattet med Ca^{2+} eller kompleksdannet med klorid, enn kobber og sink (Acosta et al., 2011). En rapport skrevet av Degaffe og Turner i 2011, tilsier at økende kloridkonsentrasjon gir økende oppløsning av sink, men i resultatene ble det observert en tydelig og ikke-lineær reduksjon av sinkutlekking ved økende saltkonsentrasjon (Degaffe & Turner, 2011).

I 2009 undersøkte Bocca et al. innhold og utlekking av tungmetaller i granulat. Det ble samlet inn prøver fra lekeplasser i Italia som benyttet granulat fra kasserte bildekk som underlag. En totalanalyse av granulatet ble foretatt for å kartlegge innhold av tungmetaller. Utlekkingstester ble utført ved å plassere noe granulat i sur løsning med pH 5 og noe i deionisert vann, for sammenligning. Alle prøvene ble analysert ved å bruke ICP-MS og ICP-OES. Resultatene fra totalanalysen viste at det undersøkte granulatet inneholdt mest sink etterfulgt av aluminium, magnesium, barium, bly, kobolt, kobber og strontium. Utlekkingstestene som ble foretatt i denne undersøkelsen viste at de metallene som var tilstede i høyest konsentrasjon i

granulatet lekket ut i størst mengde, og at sink var det tungmetallet som lekket ut mest. Det viste seg også at utlekkingen var høyere i surt miljø for flere av metallene (Bocca et al., 2009).

2.3.2 Konduktivitet og salinitet i vann

Konduktivitet er et mål på vannets evne til å lede elektrisk strøm, og henger sammen med konsentrasjonen av ioner i vannet. Ionene kommer fra oppløste salter og uorganiske stoffer som blant annet klorider, sulfider og karbonatforbindelser. Forbindelser som løses til ioner i løsning, kalles ofte elektrolytter. Dersom vannet inneholder store mengder ioner, er konduktiviteten høy, men dersom vannet inneholder små mengder av ioner, er konduktiviteten lav. Når saltforbindelser oppløses i vann, vil de deles opp i sine respektive positivt og negativt ladde ioner, og det er på grunn av disse ladningene at ioner er i stand til å lede strøm. Konduktivitet måles som regel i mikro- eller millisiemens per centimeter ($\mu\text{S/cm}$, mS/cm), og $\mu\text{S/cm}$ er standard for målinger som foretas i ferskvann. Vanntemperatur påvirker konduktiviteten i den forstand at en økning i temperatur vil senke viskositeten til vannet, og jo lavere viskositeten i vannet er, jo høyere blir mobiliteten av oppløste ioner. Som følge av dette vil en økning i temperatur øke vannets konduktivitet. Mange saltforbindelser blir mer løselige ettersom temperaturen øker. Grunnen til dette er at varmt vann lettere kan løse saltforbindelser og mineraler enn kaldt vann, og ionekonsentrasjonen vil som følge av dette være høyere i varmt vann. Dette gjør også at konduktiviteten øker. Hvor raskt konduktiviteten øker, avhenger av hvilke saltforbindelser som er tilstede i vannet (Fondriest environmental inc, 2014).

Salinitet er et mål på total konsentrasjon av alle oppløste salter, som danner ioner når de oppløses, i vann. Salinitet kan måles ved fullstendig kjemisk analyse, men dette er både vanskelig og tidkrevende. For eksempel kan ikke sjøvann bare fordampes til fast salt og måles deretter, da mye av kloridet vil gå tapt under prosessen. Typisk vil ikke saliniteten måles direkte, men avledes fra konduktivitetsmålinger. Salinitetsmålinger som er avledet fra konduktivitetsverdier har ingen enhet, men ofte benyttes notasjonen practical salinity units (psu). En rekke ulike oppløste salter bidrar til salinitet i vann, og blant disse er klorid, magnesium, natrium, sulfat, kalsium og kalium (Fondriest Environmental Inc., 2014).

2.3.3 Klassifiseringssystem og grenseverdier for tungmetaller i ferskvann

Tabell 2 er hentet fra miljødirektoratets rapport som omhandler grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota fra 2016 (Miljødirektoratet, 2016a). Den beskriver klassifiseringssystemet for vann og sediment, og her viser klassegrensene en forventet økende grad av skade på organismesamfunnet. Grensene er basert på informasjon hentet fra laboratorier, risikovurderinger og annen samling av data som omhandler akutt og kronisk toksisitet på organismer (Miljødirektoratet, 2016a).

Tabell 2: Oversikt over klassegrensene som viser økende grad av skade.
(Miljødirektoratet, 2016a)

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-EQS, PNEC	Øvre grense: MAC-EQS, $PNEC_{akutt}$	Øvre grense: $PNEC_{akutt} * AF$	

Miljødirektoratet (2016a) forklarer de ulike klassegrensene på følgende måte: Klasse I beskriver øvre grense for bakgrunnsverdier, og naturtilstand der det eksisterer slike data. Grensen for klasse I gjelder for de fleste menneskeskapte miljøgiftene der miljøgiften ikke har en naturlig kilde satt til null. Kravene for øvre grense i klasse II og III i klassifiseringssystemet er i tråd med Vanndirektivets miljøkvalitetsstandarder Annual Average-Environmental Quality Standard (AA-EQS) og Maximum Admissible Concentration-Environmental Quality Standard (MAC-EQS). Øvre grense for klasse II beskriver årlig gjennomsnittlig miljøkvalitetsstandard, AA-EQS, som er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering (Miljødirektoratet 2016a). PNEC (Predicted No Effect Concentration) er en standard som baserer seg på sammenligning av eksponeringskonsentrasjonsestimater til konsentrasjonen av potensiell toksikant, under potensielle bivirkninger som er

usannsynlig å forekomme (Hickey, 2010). Klasse III har en øvre grense som tilsvarer maksimalt tillat konsentrasjon, MAC-EQS, som er grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering. Klasse IV baserer seg på akutt toksisitet uten sikkerhetsfaktor og er en øvre grense for betydelig akutte toksiske effekter. AF er en sikkerhetsfaktor. Den siste gruppen, klasse V, er alle verdier som overgår klasse IV og resulterer i omfattende toksiske effekter. Grenseverdiene, presentert i tabell 3, er hentet fra samme rapport som tabell 2 (Miljødirektoratet, 2016a).

Tabell 3: Oversikt over tilstandsklasser for ferskvann med tilhørende grenseverdier oppgitt i µg/L. (Miljødirektoratet, 2016a)

Tungmetall	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Arsen	0,15	0,5	8,5	85	> 85
Bly	0,02	1,2	14	57	> 57
Kadmium	0,003	0,08*	0,45*	4,5*	> 4,5*
Kobber	0,3	7,8	7,8	15,6	> 15,6
Krom	0,1	3,4	3,4	3,4	> 3,4
Kvikksølv	0,001	0,047	0,07	0,14	> 0,14
Nikkel	0,5	4	34	67	> 67
Sink	1,5	11	11	60	> 60

* Kadmiumverdier avhenger av vannets hardhet (Miljødirektoratet a, 2016). Verdiene fylt inn her er for bløtt vann, da dette er tilfelle for Hommelvik og Trondheim. (Børmark, 2018)

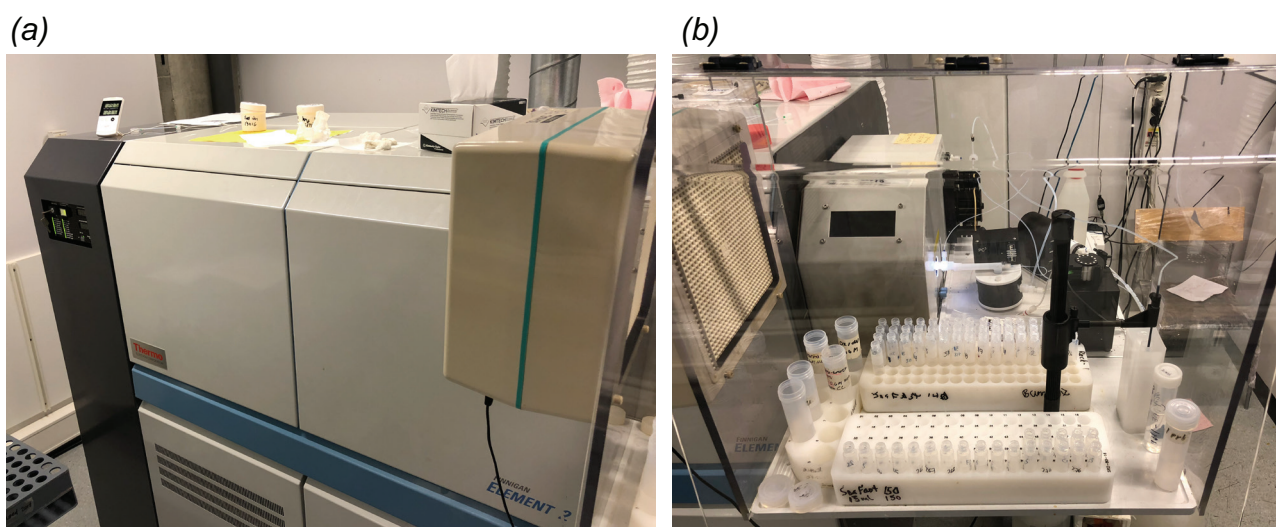
2.4 Instrumenter for analyse

2.4.1 ICP-MS

Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS) er et analyseinstrument som benyttes for multielementanalyse. Instrumentet er svært godt egnet til å detektere kationer, og derfor et passende instrument å benytte ved analyse av tungmetallkonsentrasjoner (Bye, 2017).

ICP-MS ble først introdusert i 1983 og er en analyseteknikk som benyttes for å detektere elementer i væsker og faste materialer. Instrumentet er bygd opp slik at et argonplasma, med temperaturer opp mot 10 000 K, ioniserer prøvematerialet. Prøvene er typisk aerosoler når de føres inn i plasmaet. Dannelsen av aerosoler kan gjøres ved å føre en væske eller oppløst fast prøve inn i en forstøver, eller direkte

konvertere fast stoff til aerosoler ved bruk av laser. Når prøveaerosolen kommer inn i ICP-plasmaet er den fullstendig oppløst og elementene i aerosolen vil i første omgang konverteres til gassatomer før de mot slutten av plasmaet ioniseres (Wolf, 2005). Deretter akselereres de av et elektrisk felt, til en fokusert ionestråle som videre passerer et magnetfelt og et elektrostatisk felt som separerer ionene etter masse og elektrisk ladning. Ionene blir fokusert på nytt før de går inn i massedetektoren (NGU, 2015). Figur 6 viser ICP-MS som står plassert på NTNU Gløshaugen.



Figur 6: Bildene viser ICP-MS-instrument, som står på NTNU Gløshaugen, hvor (a) er massespektrometeret og (b) viser den automatiske prøvetakeren. Foto: Marit N. Haugen 06.04.18.

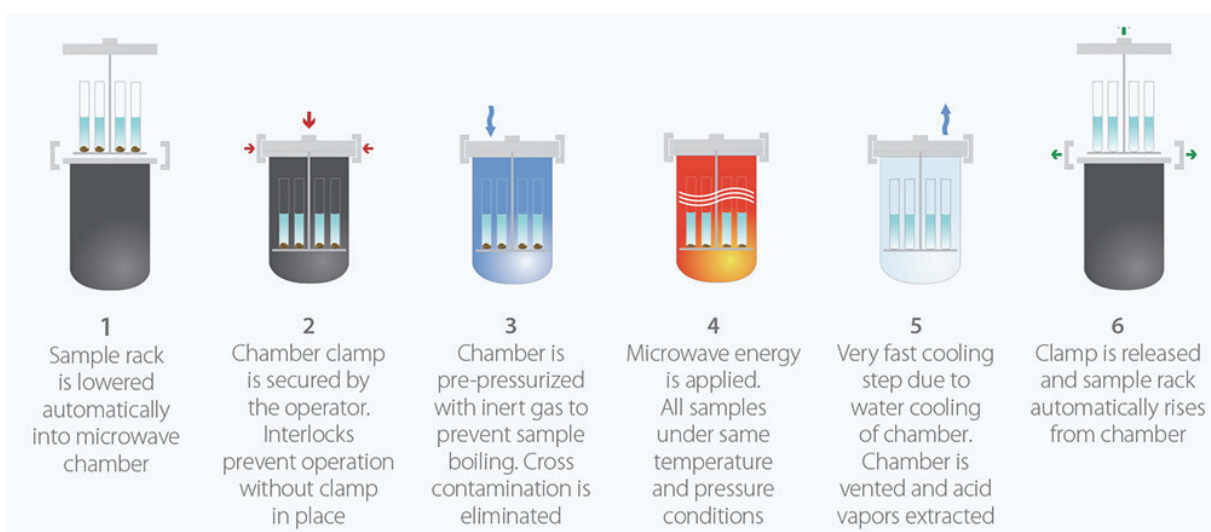
Før prøver kan analyseres med ICP-MS må de prepareres, da spormetaller vil feste seg til veggene i prøverørene. Ved tilsats av HNO_3 coates prøverørsveggene med H^+ -ioner og det skjer en ionebytting mellom positivt ladde spormetaller (Me^{n+}) og H^+ -ioner, ettersom konsentrasjonen av H^+ blir mye høyere enn konsentrasjonen av spormetallene. Løsninger med høyt innhold av natrium og kalsium må fortynnes, da for høye konsentrasjoner av disse ionene kan gi ukorrekte resultater og i verstefall ødelegge instrumentet (Lierhagen, 2018).

Som for alle analyseinstrumenter er det problemområder også for ICP-MS. Feilkildene er i hovedsak knyttet til matriks, interferens og drift. Matrikseffekten er at sensitiviteten til et element kan forsterkes ved nærvær av oppløste faste stoffer og

syrer i løsningen. Det er flere mulige potensielle massespektrale interferenser, blant annet isobariske, dobbeltladede ioner og oksider. Innenfor drift menes endinger i instrumentparameterne, og som følge av dette kan følsomheten for ethvert element variere med tiden (Longerich et al., 1990).

2.4.2 UltraClave

For å kunne gjennomføre en totalanalyse av innholdet av tungmetaller i SBR-granulat fra banene på Dalgård og i Hommelvik, må det faste materialet først dekomponeres og oppløses til en homogen blanding, før det analyseres med ICP-MS. Prøvene tilsettes ønsket syre, det kan da benyttes enten salpetersyre (HNO_3), saltsyre (HCl) eller hydrogenperoksid (H_2O_2). UltraClave er et dekomponeringssystem som bruker mikrobølger for å varme opp prøvene og benytter Single Reaction Chamber-teknologi (SRC-teknologi). Figur 7 illustrerer denne SRC-teknologien hvor prøvene først blir senket ned i et lukket reaksjonskammer som deretter blir fylt med en inert gass, for å øke trykket og unngå at prøvene koker. Det forhindrer også krysskontaminering. Deretter bestråles alle prøvene med mikrobølger under samme trykk og temperatur. Et resirkulerende kjølesystem sørger for at varme generert i reaktoren fjernes, og reaksjonsbeholderen av rustfritt stål forblir nær romtemperatur gjennom hele oppvarmingsprosessen (Milestone, 2018).



Figur 7: Figuren viser oversikt over fremgangsmåten for SRC-teknologien. (Milestone, 2018)

3 MATERIALER OG METODE

3.1 Laboratoriearbeid

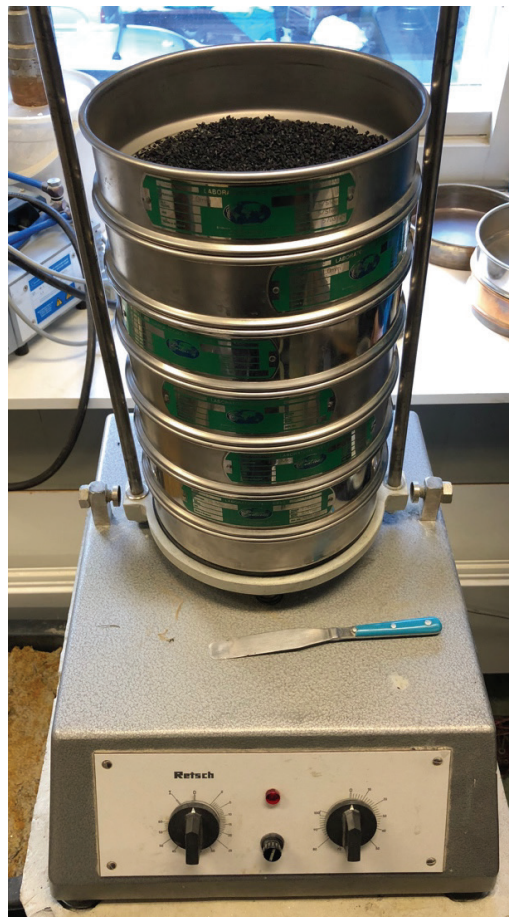
3.1.1 Materialer

- Deionisert vann
- Ellevann (Homla)
- Engangssprøyte av plast (20 mL)
- Filter (25 mm Syringe filter w/ 0,45 µm polyethersulfone membran)
- Filter for sikting (2.0 mm, 1.0 mm, 0.50 mm 0.25 mm, 125 µm, 75 µm)
- Gummigranulat fra Dalgård (ProTurf, 1 år, 1.0 mm)
- Gummigranulat fra Hommelvik (TEBE sport, 2 år, 2.0 mm, 1.0 mm og 0.5 mm)
- ICP-MS (Element 2, Thermo Scientific)
- Konduktivitetsmåler (FiveEasyPlus Conductivity meter FEP30)
- Natriumhydroksid, NaOH (4 M)
- Nyprodusert gummigranulat (TEBE sport, 2.0 mm, 1.0 mm og 0.5 mm)
- Perfluoralkoxy (PFA)-rør
- pH-meter (PHM 92 LAB pH METER)
- Prøverør (15 mL, metalfri)
- Risteinkubator (IKA KS 3000)
- Risteinkubator (IKA KS 4000)
- Saltsyre, HCl (1 M)
- Siktemaskin (Retsch)
- Springvann
- UltraClave (Milestone)

3.1.2 Metode for gjennomføring av laboratoriearbeid

Under laboratoriearbeidet skulle det undersøkes hvordan ulike faktorer påvirker grad av tungmetallutlekking fra SBR-granulat under kontrollerte forhold. Faktorene det ble sett på var ulike vanntyper (ellevann, deionisert vann, springvann og regnvann) pH (sur og basisk), samt størrelse (2.0 mm, 1.0 mm og 0.5 mm) og alder (nyprodusert og "gammel") på gummigranulat.

Til å begynne med ble gummigranulatet siktet for å separere det etter størrelse. Siktingen fant sted på Geologilaboratoriet ved NTNU Gløshaugen. Utstyret som ble benyttet var en siktemaskin og ulike filtre (2.0 mm, 1.0 mm, 0.50 mm 0.25 mm, 125 μ m, 75 μ m) illustrert i figur 8. Da det ble vanskelig å få nok granulat under 0.50 mm, ble det avgjort at det skulle ses på størrelsene 2.0 mm, 1.0 mm og 0.50 mm. Siktingen ble gjennomført for både nyprodusert og gammel granulat samlet fra prøvebanene i Hommelvik (2 år) og på Dalgård (1 år). Etter siktingen ble alle størrelser fordelt i merkede plastposer. Hver granulattype ble siktet flere ganger for å oppnå nok granulat til undersøkelsene på laboratoriet. Massen av hver størrelse ble veid og notert etter hver sikting for å kunne presentere siktekuver over størrelsesgraden til granulatet. Siktekurvene er vedlagt i vedlegg 1.



*Figur 8: Siktemaskinen benyttet til separering av gummigranulat som står på geologilaboratoriet på NTNU Gløshaugen.
Foto: Marit N. Haugen 19.03.18*

Under laboratoriearbeidet ble det benyttet hansker for å unngå kontaminering av prøver. En bestemt mengde gummigranulat (15 g) med ulik størrelse og alder ble utveid og overført til erlenmeyerkolber (250 mL). De ulike vanntypene (150 mL) ble så målt opp, og overført til hver sin merkede kolbe. Av granulatet fra Hommelvik ble det kun samlet opp den liten mengde av størrelsen 0,5 mm, og dermed ble den aktuelle kolben tilsatt mindre vann, slik at blandingsforholdet, 1:10, var likt som i de andre kolbene. I alt endte det opp med 18 kolber. I to av kolbene ble det justert pH for å se om det har noen innvirkning på utlekking av tungmetaller. For å surgjøre vannet til en pH på rundt 4 ble det tilsatt én dråpe HCl (1 M), og i for å få vannet basisk ble det tilsatt én dråpe NaOH (4 M) for å få en pH på rundt 10. Oversikt over kolber og innhold i kolbene er presentert i tabell 4.

Tabell 4: Oversikt over kolber og deres innhold.

Kolbe	Vanntype	Granulattype
1	Deionisert	Nyprodusert granulat, 1 mm
2	Deionisert	Granulat fra Hommelvik 1 mm
3	Deionisert	Granulat fra Dalgård, 1mm
4	Ellevann fra Homla	Nyprodusert granulat, 1 mm
5	Ellevann fra Homla	Granulat fra Hommelvik, 1 mm
6	Ellevann fra Homla	Granulat fra Dalgård, 1 mm
7	Regnvann	Nyprodusert granulat, 1 mm
8	Regnvann	Granulat fra Hommelvik, 1 mm
9	Regnvann	Granulat fra Dalgård, 1 mm
10	Vann fra springen	Nyprodusert granulat, 1 mm
11	Vann fra springen	Granulat fra Hommelvik, 1 mm
12	Vann fra springen	Granulat fra Dalgård, 1 mm
13	Deionisert med justert pH (4,00)	Gammel granulat (Hommelvik), 1 mm
14	Deionisert med justert pH (10,59)	Gammel granulat (Hommelvik), 1 mm
15	Deionisert	Nyprodusert granulat, 0.5 mm
16	Deionisert	Nyprodusert granulat, 2.0 mm
17	Deionisert	Gammel granulat (Hommelvik), 0.5 mm
18	Deionisert	Gammel granulat (Hommelvik), 2.0 mm

pH ble målt i de ulike vanntypene før de ble overført til hver sin EM-kolbe. Alle kolber ble deretter satt i risteinkubatorer, hvor de ble stående på risting ved 120 rpm og 20 °C i 15 dager. pH ble igjen målt etter ett døgn, for å se om det hadde skjedd endringer allerede da. Det ble i tillegg tatt vannprøver denne dagen ved å fylle en engangssprøyte (4 – 8 mL) med prøvevann og filtrere det gjennom et sprøytefilter (25 mm Syringe filter w/ 0,45 µm polyethersulfone membran) og over i et prøverør (15 mL). Ved hver prøveuttaking ble pH målt for hver kolbe, samt at det ble tatt ut tre prøveparalleller. Videre ble det tatt ut vannprøver etter 5, 10 og 15 dager.

Det ble i tillegg laget tre løsninger med ulike konsentrasjoner av NaCl som ble overført til hver sin kolbe, for å undersøke om NaCl har noen innvirkning på utlekking. NaCl (70,0026 g) ble løst i deionisert vann i en målekolbe (250 mL). Videre ble det fra denne fortynnet 1:1 med deionisert vann i en målekolbe (200 mL). Fra siste kolbe ble det fortynnet videre i forholdet 1:10, slik at den aller siste kolben hadde et forhold 1:20 fra opprinnelig kolbe som var tilnærmet mettet løsning. Deretter ble nyprodusert granulater (10 g) lagt i EM-kolber (250 mL) og tilsatt hver sin NaCl-løsning (150 mL), samt at én kolbe ble tilsatt kun deionisert vann, som kontroll. Kolbene ble plassert i risteinkubator (120 rpm og 20 °C) hvor de ble stående i 7 dager. På dag 7 ble det tatt ut tre paralleller fra hver kolbe, på lik linje som tidligere, ved å trekke opp prøvevann i engangssprøyte (4 – 8 mL) og sprøyte det gjennom sprøytefilterfilter (25 mm Syringe filter w/ 0,45 µm polyethersulfone membran) over i prøverør.

Det ble også gjennomført en totalanalyse for å få nøyaktige tall på innholdet av aktuelle tungmetaller i gummigranulattypene som ble benyttet i laboratoriearbeidet. Denne analysen ble utført av Gisle Roel Bye ved Institutt for bygg- og miljøteknikk på NTNU Gløshaugen. For å gjennomføre en slik totalanalyse måtte det faste gummigranulatet konverteres til en væske/løsning, da dette er et kriterie for å foreta analyse ved ICP-MS. Dette ble gjort ved å først skylle PFA-rør (18 mL) med deionisert vann tre ganger, før disse ble ristet tørre. Laboratoriebenken ble dekket med plastfolie for å unngå søl og kontaminering ved overføring av gummigranulat til PFA-rørene. PFA-røret ble tilsatt gummigranulat fra kunstgressbanen (200 – 250 mg). Totalt ble det laget 12 prøver hvorav 6 ulike prøver fra de tre banene ble

veid ut, og det ble laget to paralleller av hver prøve. Fra Hommelvik ble det laget totalt 4 prøver, hvor to prøver var med 2 mm granulat og to prøver med 1 mm granulat. Fra nyprodusert gummigranulat ble det veid ut to prøver av hver av størrelsene 2 mm, 1 mm og 0,5 mm granulat. Til slutt ble det veid ut to prøver med granulat fra Dalgård, hvor begge var 1 mm. Nøyaktig vekt ble notert. Deretter ble det tilsatt salpetersyre (50 %, 6 mL) til PFA-rørene. I tillegg til de 12 prøvene ble det laget tre blankprøver, som bestod av salpetersyre (50 %, 6 mL) og deionisert vann. Prøvene ble plassert i karet for UltraClave. Alt arbeid ble gjennomført i avtrekkskap bortsett fra innveiling.

I karet som prøvestativet ble plassert i var det tilsatt en blanding av deionisert vann (300 mL), hydrogenperoksid (30 mL) og svovelsyre (2 mL). UltraClaven ble startet og et innlagt temperaturprogram ble kjørt. Dette programmet varte i 2 timer og 45 minutter, og var på forhånd lagt inn av overingeniør Syverin Lierhagen ved institutt for kjemi på NTNU Gløshaugen. Temperaturprogrammet er vedlagt som vedlegg 2.

Etter endt dekomponering ble prøvene fortynnet. Det ble benyttet en fortynningsflaske (125 mL) som ble plassert på vekten før hver prøve, og nullstilt. PFA-rørene ble tatt ut fra stativet etter dekomponeringen, og ved å dunke lokket to ganger ble alt prøvematerialet med. Deretter ble PFA-rørene tilsatt deionisert vann og svovelsyre (1,5 mL), korken ble satt på, og snudd en gang før det ble satt i stativet. På denne måten ble røret klargjort for nye runder. I fortynningsflasken ble det etterfylt med deionisert vann (58 – 63 g). Nøyaktig vekt ble notert. Korken ble skrudd på, og fortynningsflasken ble snudd på hodet en gang før innholdet ble overført til et ICP-MS-rør. Videre ble rørene analysert med ICP-MS.

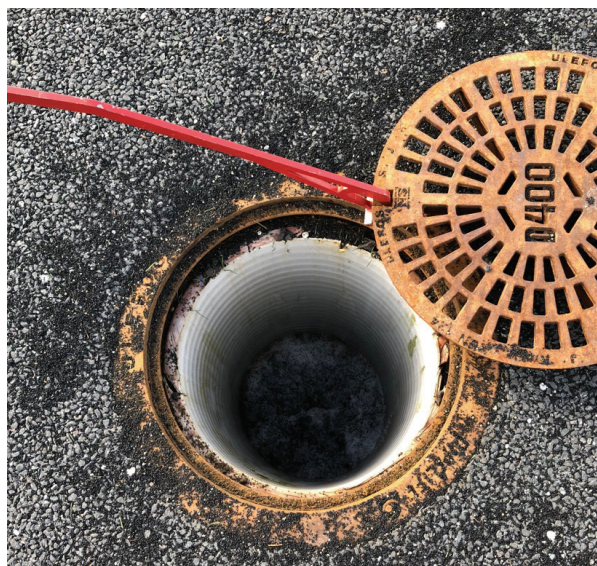
3.2 Feltarbeid – innsamling av vannprøver fra Dalgård og Hommelvik

3.2.1 Materialer

- Destillert vann
- Engangssprøyte av plast (20 mL)
- Filter (25 mm Syringe filter w/ 0,45 µm polyethersulfone membran)
- ICP-MS (Element 2, Thermo Scientific)
- Konduktivitetsmåler (FiveEasyPlus Conductivity meter FEP30)
- Kumlokkåpner
- Plastflasker (1 L)
- Prøvekopp
- Prøverør (15 mL, metalfri)
- Spesiellaget teleskopstang med endefeste for prøvekoppe og sprøyte

3.2.2 Gjennomføring av praktisk arbeid i felt

Det ble i perioden 31.01.18 – 04.04.18 gjennomført jevnlig prøvetaking i felt på kunstgressbanene Øya Mersalg arena i Hommelvik og på Dalgård kunstgressbane i Trondheim. Feltarbeidet innebar å samle inn vannprøver fra drenskummer ved kunstgressbanene, i tillegg til vannprøver ved utløpet til elva Homla i Hommelvik. Det ble gjennomført prøvetaking én gang i uka i den aktuelle perioden, med unntak av enkelte uker hvor det var veldig kaldt, eller lite endring i været fra foregående uke. For å få tilgang til kummene, som var lukket med kumlokk, ble det benyttet kumlokkåpner (figur 9), og denne ble lånt fra banenes respektive driftsavdelinger.



Figur 9: Bildet viser en av drenskummene ved Mersalg Arena i Hommelvik. Foto: Marit N. Haugen 04.04.18

Planen var å hente opp vann fra kummene ved hjelp av ei vanlig plastbøtte (10 L), men da det var minimalt med vann i kummene på grunn av årstiden, og enkelte av kummene det ble tatt prøver fra var for små, viste dette seg å være vanskelig. Problemet ble løst ved at Terje Haugen ved institutt for kybernetikk utarbeidet spesiallaget utstyr tilpasset prøvetakingen. Dette utstyret endte opp i en teleskopstang med et feste på enden til både sprøyte og prøvekop. Det var mulig å justere stangens lengde, samt vinkling, noe som gjorde det mulig å få fatt på vannet (og snøen) nede i de aktuelle kummene. Figur 10 viser det spesiallagde utstyret. Etter at en vannprøve var hentet opp fra aktuell kum, ble den trukket opp i ei engangssprøyte, og sprøytet gjennom et filter (25 mm Syringe filter w/ 0,45 µm polyethersulfone membran) over i prøverør (15 mL) av polyetylen (PE). Prøvevannet ble filtrert for å fjerne uønskede partikler. Figur 11 illustrerer hvordan dette ble gjennomført. Det ble samlet tre prøveparalleller fra hver kum, og mellom hver parallell ble sprøyten skylt med destillert vann og deretter prøvevann. To av kummene i Hommelvik inneholdt kun snø i hele prøveperioden med unntak av én dag, så det ble samlet inn snøprøver på plastflasker (1 L), for så å la disse stå på kjøll i én uke for å smelte. De smeltede snøprøvene ble så trekt opp i engangssprøyte og filtrert gjennom sprøytefilter (25 mm Syringe filter w/ 0,45 µm polyethersulfone membran) over i prøverør, det ble også her tatt ut tre prøveparalleller. Prøverørene ble merket før de ble overlevert til ICP-MS-analyse hos Syverin Lierhagen ved institutt for kjemi på NTNU Gløshaugen. Alle prøver ble oppbevart i kjølerom frem til overlevering.

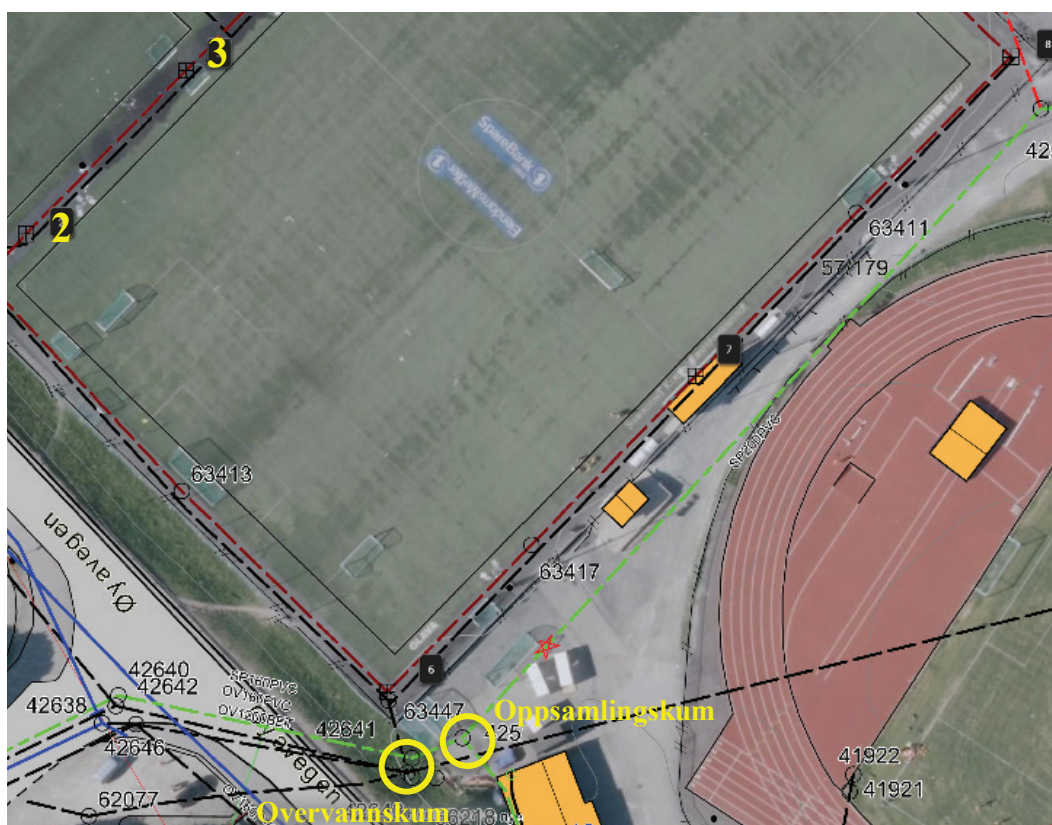


Figur 10: Bildet viser endestykket på teleskopstangen med feste til prøvekop, og sprøytefeste i bakgrunnen, som ble benyttet til prøvetaking. Foto: Marit N. Haugen 04.04.18



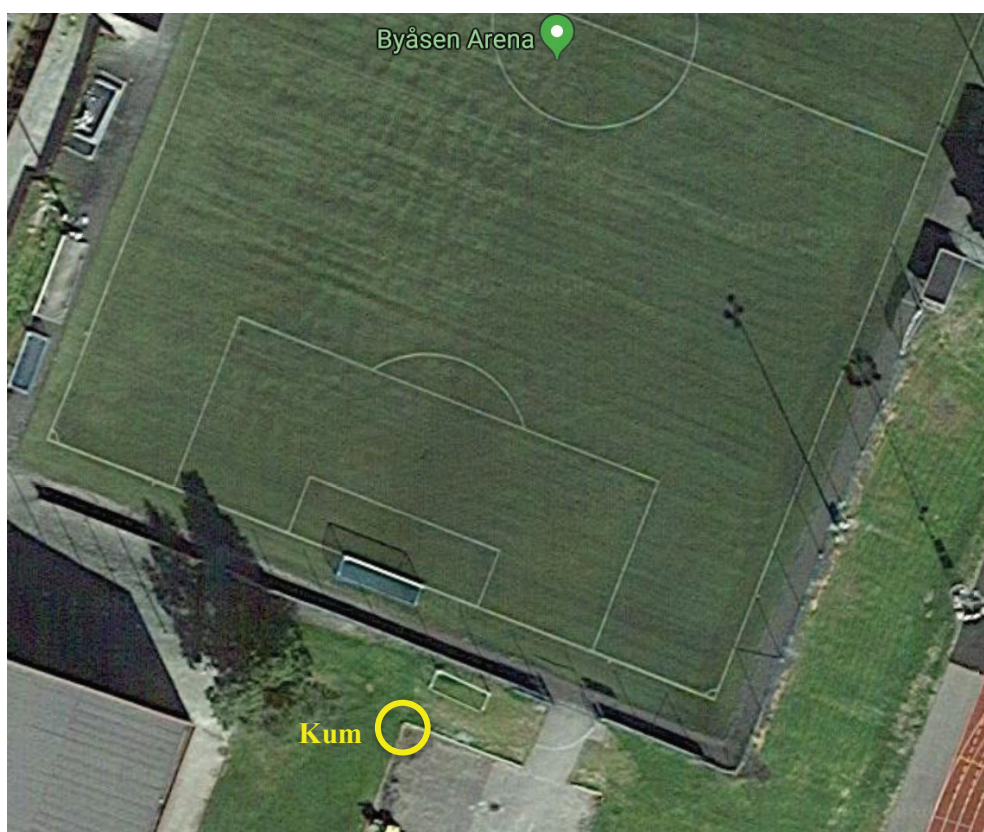
Figur 11: Bildet viser prosessen for prøvetaking i felt, hvor vannprøve sprøytes gjennom filter og over i prøverør for ICP-MS. Foto: Marit N. Haugen 07.03.18

Kartet, vist i figur 12, viser et utsnitt av det som er lagt ved i vedlegg 3 og er tilsendt fra Malvik kommune. Det viser hvordan drenskummene rundt kunstgressbanen Mersalg Arena i Hommelvik er koblet sammen. I tillegg til vannprøver/snøprøver fra kum 2 og 3 på baneområdet, ble det samlet inn vannprøver fra en overvannskum og oppsamlingskum like ved banen, disse er markert med gule ringer på kartet. Et større kart i vedlegg 4 viser hvor utløpet til elva Homla er, hvor det også ble samlet inn vannprøver.



Figur 12: Utsnitt av kart over Øya Mersalg arena i Hommelvik. Viser plassering av kum 2, kum 3, overvannskum og oppsamlingskum i forhold til banen. Tilsendt fra Malvik kommune.

På Dalgård var det kun én kum som var tilgjengelig på denne årstiden for prøvetaking. Fra denne kummen ble det også tatt ut tre paralleller, på lik linje som for kummene i Hommelvik, og alle parallellene ble behandlet på samme måte som for prøvene samlet inn i Hommelvik. Kart over Dalgård kunstgressbane er vist i figur 13, og er hentet fra Google Maps. Gul ring indikerer hvor kummen for prøvetaking er plassert. En oversikt over banen og dens drenering er vist i vedlegg 5.



Figur 13: Kart over Dalgård kunstgressbane som viser hvor kum for prøvetaking er plassert. Kartet er hentet fra Google Maps.

3.3 Prøvepreparering for ICP-MS-analyse

3.3.1 Materialer

- Automatisk pipette (RAININ E4-1000XLS+, 1000 μL)
- Deionisert vann
- Salpetersyre, HNO_3 (65 % UltraPure)

3.3.2 Metode for preparering av prøver for ICP-MS

Før alle prøvene kunne analyseres ved ICP-MS, måtte de tilsettes HNO_3 (65 % UltraPure) for å coate prøverørsveggene og løse opp resterende små uønskede partikler som ikke ble fjernet under bruk av sprøytefilter. Dette ble gjennomført på laboratorium ved Institutt for kjemi på NTNU Gløshaugen. Det ble tilsatt 1 dråpe HNO_3 per 3 mL prøve. Prøverørene ble til slutt ristet for å blande løsningen.

Løsningene med NaCl måtte fortynnes på grunn av høy konsentrasjon. Det ble benyttet en helautomatisert pipette for å ta opp de små volumene som behøvdes. Den sterkeste løsningen var tilnærmet mettet og ble fortynnet med en faktor på 150. Det ble overført mettet løsning (100 μL) med helautomatisert pipette til et prøverør (15 mL) som stod på vekt, tilsatt HNO_3 (65 % UltraPure, 5 dråper) og deretter fylt opp med deionisert vann. Nøyaktig vekt for sluttvolum ble notert. Videre ble de andre natriumkloridprøvene fortynnet på samme måte, men det ble tatt ut større prøvevolum ved lavere konsentrasjon. Natriumkloridløsningen som er halvparten så sterk ble fortynnet med en faktor på 100 og den svakeste, som var 1:20 svakere enn mettet, ble fortynnet med en faktor på 10.

4 RESULTATER

Resultatene som presenteres i dette kapitlet er todelt. Først vil resultatene fra undersøkelsene på laboratoriet presenteres, og deretter resultatene fra undersøkelsene i felt.

4.1 Undersøkelser av tungmetallutlekking fra SBR-granulat foretatt på laboratoriet

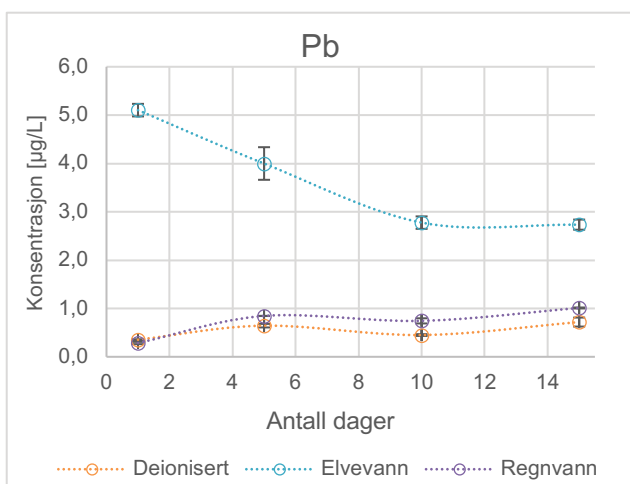
I denne oppgaven ble det i utgangspunktet fokusert på åtte potensielle tungmetaller i SBR-granulat, presentert i tabell 1 under kapittel 2.2.3. Da det ble produsert en betydelig mengde data fra ICP-MS-analysen, er det videre valgt å begrense det til tre av disse åtte tungmetallene. Det er valgt å presentere bly (Pb), kobber (Cu) og sink (Zn) grunnet at disse skiller seg ut fra de resterende fem tungmetallene i form av høye(re) konsentrasjoner, som kan ses av tabell A i vedlegg 6 som viser alle prøveparallellene. Det er i tillegg valgt å ikke presentere resultater oppnådd for prøver tatt fra kolbene med springvann for å begrense mengde resultat.

Alle tungmetallkonsentrasjoner oppnådd fra ICP-MS-analysen er korrigert for blank, bortsett fra verdiene for utlekking i regnvann, grunnet avvik i blankverdiene for denne vanntypen. Ved prøveuttaking skal det alltid tas ut tre prøveparalleller slik at én kan forkastes dersom den avviker veldig i forhold til de to andre parallellene. Ved en feiltakelse ble det kun tatt ut én prøveparallell for hver blank, og verdiene for regnvann resulterte i negative konsentrasjoner for flere av tungmetallene. For de konsentrasjonene som ble korrigert for blank, representerer disse kun selve tungmetallutlekkingen fra gummigranulatet som ble undersøkt. Som forklart i delkapittel 3.1.2 ble det tatt ut tre prøveparalleller fra hver kolbe, som det videre ble beregnet gjennomsnitt av. Alle de korrigerte og gjennomsnittsberegnete verdiene foreligger i tabell B i vedlegg 7. Verdier som blir benyttet til framstilling av tabeller og grafer er hentet fra denne tabellen.

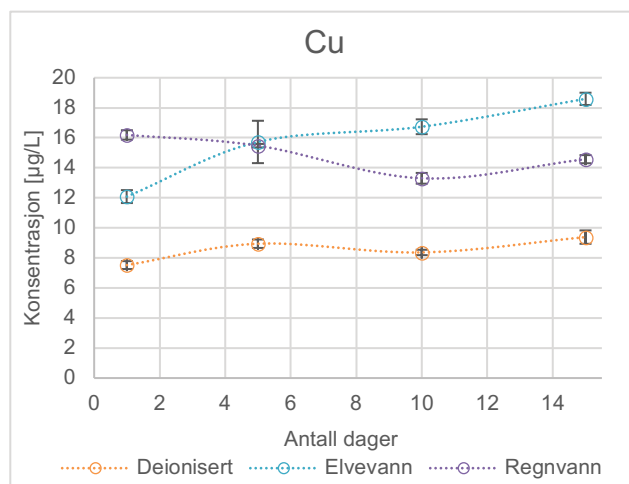
4.1.1 Utlekking av bly, kobber og sink fra granulat i ulike typer vann

Det ble undersøkt hvordan utlekkingen av ulike tungmetaller fra gummigranulat varierte i forskjellige typer vann under kontrollerte forhold. Forskjellen i utlekking i ulike typer vann over tid for bly, kobber og sink er presentert i tre individuelle grafer i figur 14a-c. I denne undersøkelsen ble det benyttet granulat fra Hommelvik med en alder på 2 år og størrelse 1.0 mm.

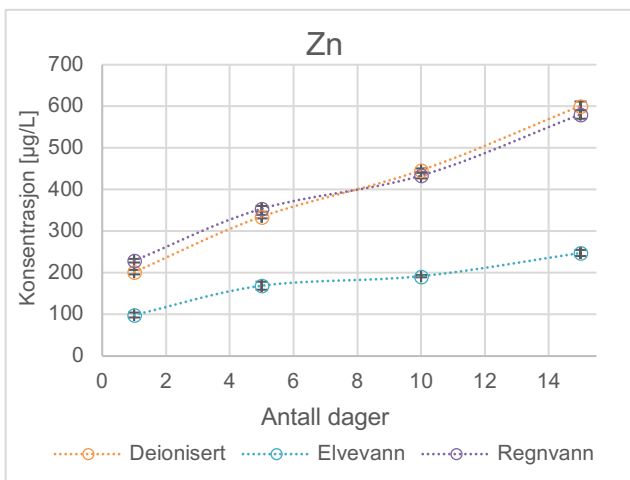
(a)



(b)



(c)



Figur 14: Figurene illustrerer utlekkingen av bly (a), kobber (b) og sink (c) i de ulike vanntypene over tid. Enheten for konsentrasjon er µg/L.

I figur 14a kan det observeres at konsentrasjonen av bly (Pb) er høyere i ellevann enn i deionisert vann og regnvann. Samtidig synker blykonsentrasjonen relativt mye mellom dag 1 og 10 i ellevann, mens den holder seg relativt konstant mellom dag 10 og 15. I deionisert vann og regnvann øker utlekkingen av bly mellom dag 1 og 5, synker noe mellom dag 5 og 10, for deretter å øke igjen mellom dag 10 og 15.

Ved å se på figur 14b, observeres det at kobberkonsentrasjonen er høyest i ellevann og deionisert vann. I regnvann synker kobberkonsentrasjonen mellom dag 1 og 10, før den øker mellom dag 10 og 15. I ellevann øker kobberkonsentrasjonen noe mer mellom dag 1 og 10 enn mellom dag 10 og 15. I deionisert vann øker konsentrasjonen av kobber mellom dag 1 og 5, før den synker noe mellom dag 5 og 10, for så å øke igjen mellom dag 10 og 15.

Figur 14c viser at sinkkonsentrasjonen er høyere i deionisert vann og regnvann enn i ellevann. Sinkutlekkingen er relativt lik i alle tre vanntyper, med en tilnærmet lineær økning under hele perioden.

Under laboratoriearbeidet ble det foretatt pH-målinger før tilsats av granulat og for hver dag det ble tatt ut vannprøver. Målingene er presentert i tabell 5, hvor dag 0 representerer starten på laboratoriearbeidet og før tilsats av granulat.

Tabell 5: Oversikt over foretatte pH-målinger i alle kolbene de ulike dagene

Dato Kolbe	Dag 0	Dag 1	Dag 5	Dag 10	Dag 15
	19.03.18	20.03.18	24.03.18	29.03.18	03.04.18
	pH				
1	5,96	7,18	7,55	7,63	7,70
2	5,96	7,08	7,71	7,70	7,58
3	5,96	6,68	6,87	6,76	6,64
4	6,97	7,77	7,71	7,75	7,70
5	6,97	7,89	7,92	7,98	7,70
6	6,97	7,67	7,67	7,67	7,39
7	6,85	7,22	7,51	7,60	7,53
8	6,85	7,02	7,60	7,63	7,41
9	6,85	6,72	6,99	6,81	6,50
10	7,82	7,80	7,82	7,90	7,70
11	7,82	8,03	7,94	8,00	7,74
12	7,82	7,78	7,76	7,78	7,48
13	4,00	5,56	6,47	6,68	6,61
14	10,59	7,52	7,44	7,43	7,23
15	5,96	7,35	7,72	7,77	7,57
16	5,96	7,28	7,52	7,64	7,45
17	5,96	7,04	7,65	7,85	-*
18	5,96	6,75	6,82	6,72	6,54

* Ved dag 15 var det ikke nok vann i kolbe 17 til å foreta pH-måling

Tabell 4 under delkapittel 3.2.1 gir en oversikt over kolbene og deres innhold. Av tabell 5 kan det observeres at de fleste pH-verdiene går mot nøytral/basisk del av pH-skalaen. Det er størst forandring i pH mellom dag 0 og dag 1 for alle kolbene, bortsett fra for kolbe 13, hvor det er en relativt stor endring også mellom dag 1 og dag 5. Videre holder pH seg tilnærmet konstant med liten endring gjennom hele perioden. Som bemerket var det ikke nok vann i kolbe 17 den siste dagen (dag 15) til å foreta pH-måling.

4.1.2 Utlekking av bly, kobber og sink ved høy og lav pH

I kolbe 13 og kolbe 14 ble pH justert til henholdsvis 4.0 (surt) og 10.59 (basisk). Dette ble gjort for å se om det var noen forskjeller i tungmetallutlekking fra gummigranulat i surt miljø kontra basisk miljø. Merk at justeringen av pH kun ble foretatt ved dag 0, så pH har ikke vært konstant 4.0 og 10.59 under hele perioden. Som nevnt innledningsvis i kapittel 4.1 er det valgt å presentere utlekkingen av bly, kobber og sink, og deres utlekkingsendringer i sur og basisk kolbe er presentert i tabell 6 sammen pH i kolbene de ulike dagene. Granulatet benyttet for pH-undersøkelse er Hommelvik 1.0 mm.

Tabell 6: Utlekkingskonsentrasjoner i µg/L med tilhørende standardavvik for bly, kobber og sink i sur og basisk kolbe de ulike dagene.

	Dag	pH	<i>Pb</i>		<i>Cu</i>		<i>Zn</i>	
			kons. [µg/L]	STD	kons. [µg/L]	STD	kons. [µg/L]	STD
Sur (kolbe 13)	0	4,00	-	-	-	-	-	-
	1	5,56	0,365	0,006	7,71	0,08	651	6
	5	6,47	0,82	0,05	9,8	0,5	843	28
	10	6,68	0,76	0,05	9,7	0,4	890	3
	15	6,61	0,80	0,07	9,9	0,3	963	9
Basisk (kolbe 14)	0	10,59	-	-	-	-	-	-
	1	7,52	0,28	0,01	13,5	0,2	40	3
	5	7,44	1,58	0,05	14,6	0,3	209	6
	10	7,43	1,3	0,1	13,1	0,3	253	8
	15	7,23	1,5	0,2	14,0	0,8	325	12

Det ses av tabell 6 at pH er høyere i kolbe 14 enn kolbe 13 alle dagene. Konsentrasjonen av sink er betydelig lavere i kolbe 14 sammenlignet med kolbe 13. For kobber er konsentrasjonen høyere i kolbe 14 enn i kolbe 13, dette gjelder også for bly, bortsett fra ved dag 1.

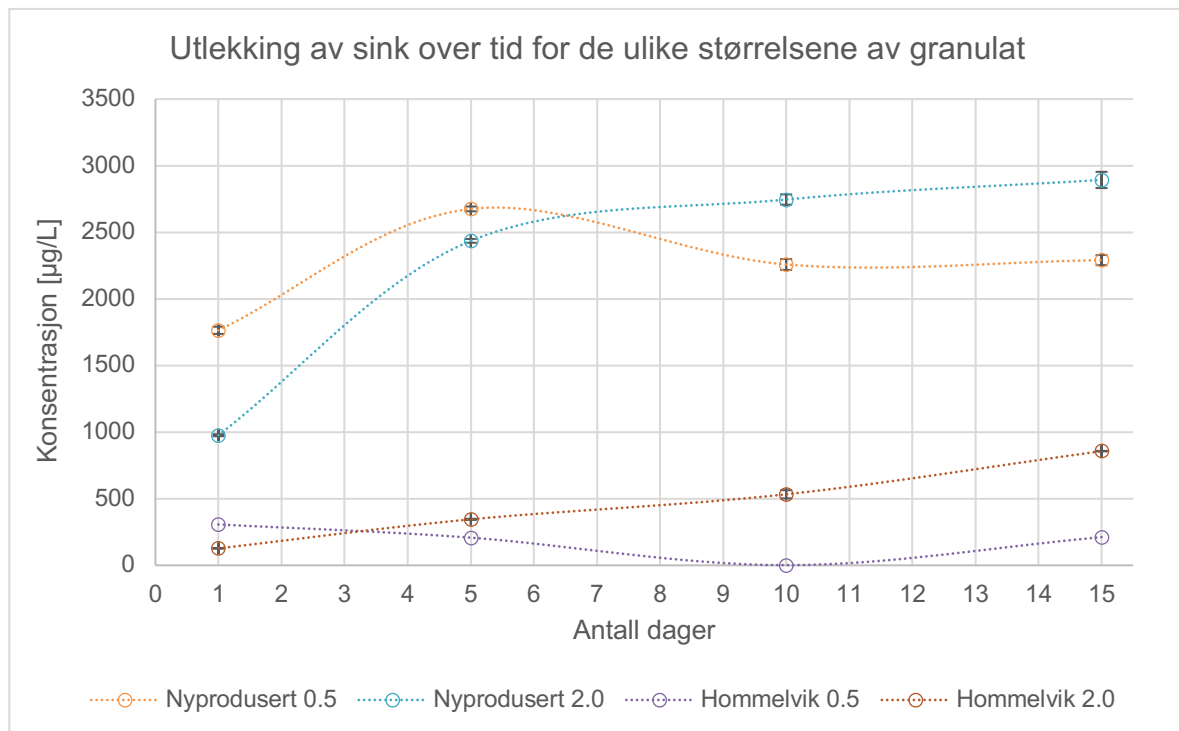
For å lettere se sammenhengen mellom pH og utlekking settes det opp i tabell 7 en oversikt over korrelasjonen (r). Korrelasjon sier noe om hvorvidt to målbare størrelser henger sammen, og positiv r svarer til positiv sammenheng og vice versa. Desto nærmere r er 1 eller -1, jo mer sammenheng er det, og mindre sammenheng jo nærmere 0. Formel i Excel beregner verdiene.

Tabell 7: Korrelasjonsverdier for pH og utlekking av bly, kobber og sink i sur og basisk kolbe.

	<i>Sur (kolbe 13)</i>			<i>Basisk (kolbe 14)</i>		
	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
Korrelasjon (r)	0,963	0,978	0,950	-0,674	-0,255	-0,862

4.1.3 Utlekking av bly kobber og sink fra granulat av ulik størrelse

For å undersøke forskjellen i tungmetallutlekking fra granulat av ulike størrelser, ble det som tidligere forklart overført 0.5 mm (Hommelvik og nyprodusert) og 2.0 mm (Hommelvik og nyprodusert) granulat til hver sin kolbe med deionisert vann. Utlekkingen av sink over tid for ulike størrelser av nyprodusert granulat og granulat fra Hommelvik er fremstilt i figur 15.



Figur 15: Grafisk fremstilling av sinkutlekking over tid fra de ulike størrelsene av granulat fra Hommelvik og nyprodusert granulat.

Av figur 15 kan det observeres at sinkkonsentrasjonen er betydelig lavere i begge størrelser av granulatet fra Hommelvik sammenlignet med begge størrelser av nyprodusert granulat. For nyprodusert granulat av størrelsen 0.5 mm observeres en tydelig sinkutlekking mellom dag 1 og dag 5, før utlekkingen synker mellom dag 5 og dag 10, til den tilsynelatende stabiliseres mellom dag 10 og dag 15. Sinkutlekkingen fra nyprodusert granulat av størrelse 2.0 mm øker relativt kraftig mellom dag 1 og dag 5, før det skjer en mer stabil utlekking mellom dag 5 og dag 15. For granulat fra Hommelvik med en størrelse på 2.0 mm kan en stabil, tilnærmet lineær sinkutlekking observeres mellom dag 1 og dag 15.

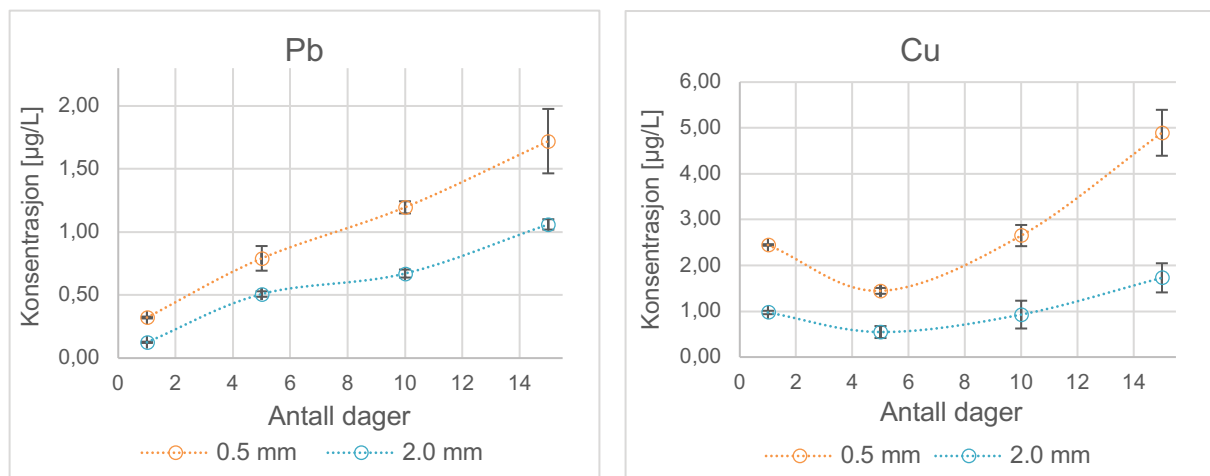
Grunnet lavere vannmengde i kolbe 17 ble det tatt ut kun én prøveparallell per prøvetaking, som betyr at det ikke var mulig å regne ut gjennomsnittsverdier og standardavvik. Tendensene for utlekking av bly og kobber i kolbe 17 er presentert sammen med sink i tabell 8 for å videre illustrere usikkerheten ved kolben.

Tabell 8: Konsentrasjoner i $\mu\text{g/L}$ av bly, kobber og sink de ulike dagene i kolbe 17, som inneholdt 0.5 mm granulat fra Hommelvik.

Dato Metall	Dag 1	Dag 5	Dag 10	Dag 15
	20.03.18	24.03.18	29.03.18	03.04.18
	Konsentrasjon [$\mu\text{g/L}$]			
Pb	1,6766	1,3429	0,0124	0,9596
Cu	17,88	14,62	0,10	15,81
Zn	306,92	207,71	1,34	212,0

Av tabell 8 kan det observeres at utlekkingen av bly, kobber og sink i kolbe 17 er varierende alle dagene for alle tungmetallene.

Videre er utlekkingstendensene for bly og kobber fra nyprodusert granulat av størrelsene 0.5 mm og 2.0 mm presentert i figur 16.

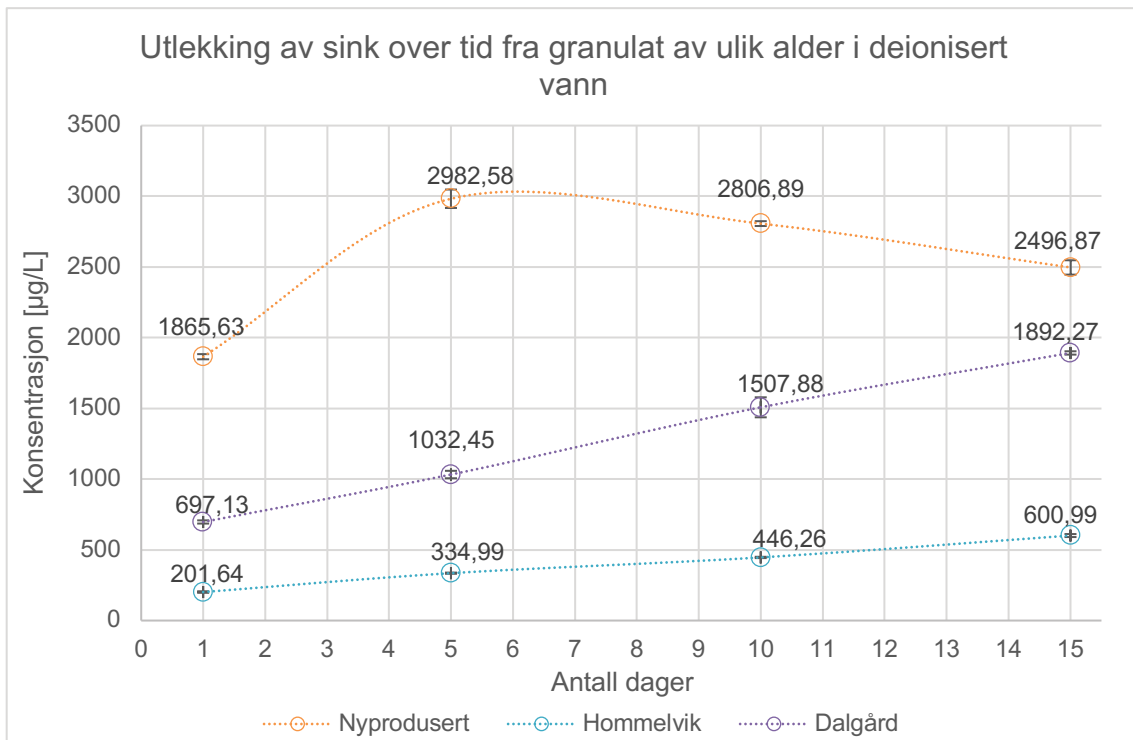


Figur 16: Illustrasjon av utlekkingstendensene over tid for bly og kobber fra nyprodusert granulat av størrelsene 0.5 mm og 2.0 mm.

For bly er utlekkingstendensene relativt like for begge størrelsene av nyprodusert granulat, men det ses av figuren at utlekkingen er noe mer lineær for 0.5 mm. Også for kobber er utlekkingstendensene relativt like, men det er en kraftigere nedgang i utlekkingen fra 0.5 mm kontra 2.0 mm. Blykonsentrasjonen er høyere i 0.5 mm sammenlignet med 2.0 mm, dette gjelder også for kobber.

4.1.4 Sinkutlekking fra granulat av ulik alder

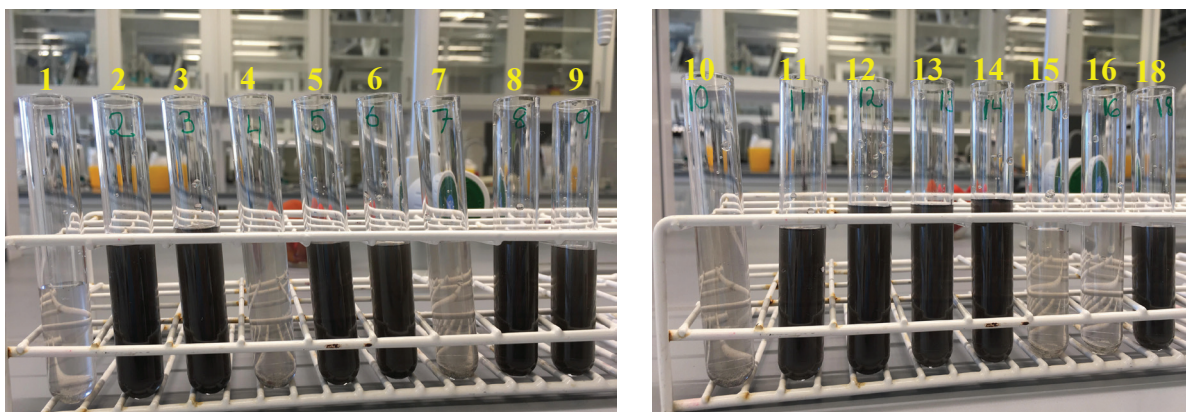
Det ble også undersøkt hvordan utlekkingen over tid varierte for granulat av ulik alder. Tendensene for hvordan sink lekker ut fra de ulike typene over tid i deionisert vann er presentert grafisk i figur 17. I undersøkelsen av utlekkingstendenser for granulat av ulik alder ble det benyttet nyprodusert granulat 1.0 mm, granulat fra Hommelvik 1.0 mm som er to år gammelt og granulat fra Dalgård 1.0 mm som er ett år gammelt.



Figur 17: Grafisk framstilling av sinkutlekking over tid fra granulat av ulik alder i deionisert vann. Konsentrasjonen er gitt i µg/L som funksjon av antall dager.

Av figur 17 kan det observeres at utlekkingstendensene for sink skiller seg ut for nyprodusert granulat, samt at konsentrasjonen av sink er mye høyere i denne granulattypen kontra granulat fra Dalgård og Hommelvik som henholdsvis er ett og to år gammelt. Mens sinkutlekkingen fra granulatet fra Dalgård og Hommelvik er tydelig lineær for hele perioden, viser utlekkingen fra nyprodusert granulat en økning i utlekking fra dag 1 til 5, og en nedgang mellom dag 5 og 15.

Etter 15 dager var det forskjell i klarheten på prøvevannet som følge av granulatet. I figur 18 er dette illustrert for alle kolbene.



Figur 18: Figurene illustrerer klarheten på prøvevannet etter endt forsøk. Fra venstre er vann fra kolbe 1 og opp til kolbe 18, med unntak av kolbe 17 hvor det ikke var noe vann igjen. Vannet i de ulike rørene er ikke filtrert med sprøytefilter. Foto: Ida T. Einvik 03.04.18

4.1.5 Utlekking av bly, kobber og sink fra granulat i ulike konsentrasjoner av natriumklorid

Det ble laget tre løsninger med ulike konsentrasjoner av natriumklorid. Beregning av konsentrasjoner ble utført ved bruk av generelle formler for konsentrasjon og fortynning. Konsentrasjonen av den sterkeste løsningen, som var tilnærmet mettet, ble beregnet først ved å gå veien om mol.

$$n_{NaCl} = \frac{m}{Mm} = \frac{79,0026 \text{ g}}{58,4 \text{ g/mol}} = 1,35 \text{ mol}$$

$$c_{mettet} = \frac{n}{V} = \frac{1,35 \text{ mol}}{0,250 \text{ L}} = 5,41 \text{ mol/L}$$

Deretter ble konsentrasjonen av de to andre løsningene beregnet ved hjelp av fortynningsformel.

$$c_{1:1} = \frac{c_{mettet} * V_{mettet}}{V_{1:1}} = \frac{5,41 \text{ mol/L} * 0,100 \text{ L}}{0,200 \text{ L}} = 2,71 \text{ mol/L}$$

$$c_{1:20} = \frac{2,71 \text{ mol/L} * 0,020 \text{ L}}{0,200 \text{ L}} = 0,271 \text{ mol/L}$$

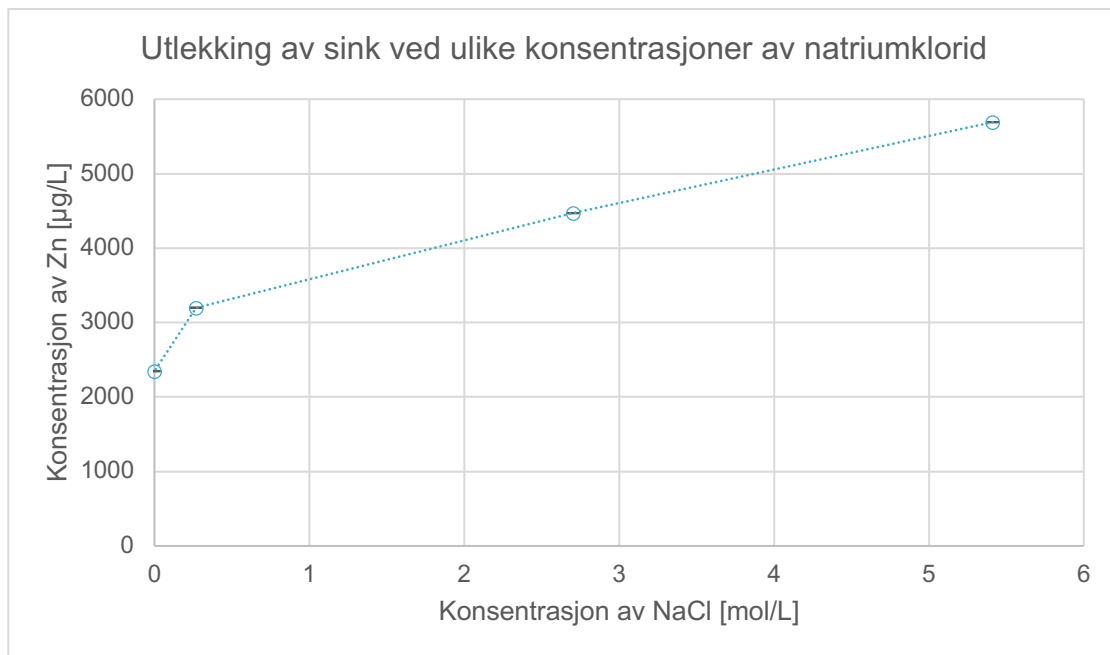
Før analyse med ICP-MS ble alle natriumkloridløsningene fortynnet videre grunnet for høye konsentrasjoner av natrium, noe som kan skade og i verste fall ødelegge instrumentet. Verdiene fra rådata er korrigert for blank og beregnet tilbake til opprinnelige konsentrasjoner. For å illustrere forskjellen i konsentrasjonene for utlekking før og etter korrigering for fortynning presenteres verdiene i tabell 9. Deionisert vann ble brukt til sammenligning i denne undersøkelsen, og det ble benyttet nyprodusert granulert av størrelsen 1 mm.

Tabell 9: Oversikt over sinkkonsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) og standardavvik i natriumklorid-løsninger av ulik konsentrasjon (mol/L) før og etter korrigering for fortynning.

<i>Natriumklorid</i>		<i>Ufortynnet</i>		<i>Fortynnet</i>	
Løsning	Kons. [mol/L]	Zn [$\mu\text{g/L}$]	STD	Zn [$\mu\text{g/L}$]	STD
Mettet	5,41	5691	46	37,9	0,3
1:1	2,71	4469	68	44,7	0,7
1:20	0,271	3200	49	320	5

Det ses av tabell 9 at det i fortynnet løsning lekker ut mest sink i den svakeste (1:20) løsningen av natriumklorid. I ufortynnet løsning er sinkutlekkingen høyest i sterkest (mettet) løsning av natriumklorid.

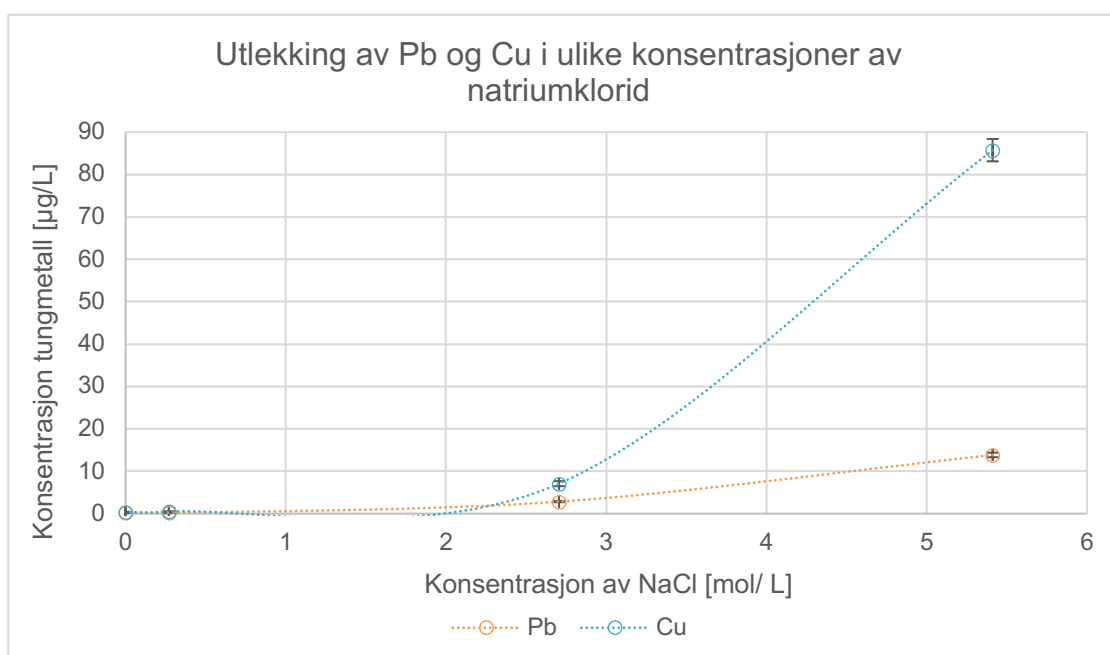
I figur 19 er tendensen for sinkutlekking ved ulike konsentrasjoner av natriumklorid presentert grafisk. Utlekkingstendensen er vist for de ufortynnede løsningene, hvor fortynnet konsentrasjon er multiplisert med fortynningsfaktorene (10, 100 og 150).



Figur 19: Grafisk framstilling av sinkutlekking gitt i $\mu\text{g/L}$ som funksjon av natriumkloridkonsentrasjon gitt i mol/L .

Av figur 19 ses det at sinkutlekkingen øker lineært med økende natriumklorid-konsentrasjon i ufortynnet løsning.

Utlekkingstendensene for bly og kobber i ulike konsentrasjoner av natriumklorid ble også undersøkt, og disse er presentert i figur 20.



Figur 20: Graf som illustrerer utlekkingen av bly og kobber i $\mu\text{g/L}$ som funksjon av natriumkloridkonsentrasjon gitt i mol/L .

For bly og kobber illustrerer grafen i figur 20 at utlekkingen øker betydelig etter at natriumkloridkonsentrasjonen har nådd en styrke på 2.705 mol/L. Videre ses det at kobberutlekkingen er mye høyere enn blyutlekkingen.

Tilsvarende som for pH beregnes korrelasjonen i Excel for å se sammenhengen mellom utlekking og natriumklorid. Verdiene presenteres i tabell 10.

Tabell 10: Korrelasjonen for utlekking av bly, kobber og sink og konsentrasjonen av natriumklorid i korrigert og ufortynnet prøve.

	Pb	Cu	Zn
Korrelasjon (r)	0,9504	0,9097	0,9764

4.1.6 Konduktivitets- og salinitetsmålinger for natriumkloridløsninger

I kolbene med ulike konsentrasjoner av natriumklorid ble konduktivitet og salinitet målt. Verdier oppnådd fra foretatte målinger er presentert i tabell 11.

Tabell 11: Oversikt over konduktivitets- og salinitetsmålinger foretatt i løsninger med ulik konsentrasjon (mol/L) av natriumklorid.

	Kons. NaCl [mol/L]	Konduktivitet [mS/cm]	Salinitet [psu]	Temperatur [°C]
Mettet NaCl	5,41	>200	*	21,2
1:1 NaCl	2,71	172,3	*	21,8
1:20 NaCl	0,271	24,2	14,64	21,90
Deionisert vann	0	0,00143	0,01	20,2

*Verdier høyere enn instrumentet kunne måle.

Tabell 11 viser at konduktiviteten er høyest i sterkest konsentrasjon av natriumklorid. Instrumentet som ble benyttet hadde en øvre grense på 200 mS/cm, det er derfor ikke mulig å konstatere konduktivitetsverdien i denne løsningen. Videre observeres det at saliniteten er høyere jo høyere konduktiviteten er. Instrumentet klarte ikke å måle salinitet for de to sterkeste natriumkloridløsningene, så det er ikke mulig å konstatere verdien for salinitet i disse.

4.1.7 Totalanalyse av tungmetallinnhold i SBR-granulat

Det ble foretatt en totalanalyse for å kartlegge totalt innhold av tungmetaller i granulatet benyttet i de ulike undersøkelsene på laboratoriet. Totalanalyse ble ikke gjennomført for granulat fra Hommelvik, størrelse 0.5 mm, grunnet at alt dette granulatet ble benyttet i de andre undersøkelsene foretatt på laboratoriet. To paralleller av hver opprinnelse og størrelse ble analysert, og verdiene oppgitt i tabell 12 er beregnede gjennomsnitt og standardavvik for bly, kobber og sink. Tabell 12 viser at totalt tungmetallinnhold i granulatet fra Dalgård er analysert for én størrelse. Dette skyldes at det kun ble benyttet 1 mm fra Dalgård i de undersøkelsene foretatt under laboratoriearbeidet. Egen tabell C i vedlegg 8 viser paralleller av alle åtte tungmetallene for totalanalysen sammen med gjennomsnittsberegninger. I tillegg er gjennomsnittsberegningene satt opp i egen tabell D i vedlegg 9.

Tabell 12: Oversikt over totalt innhold, med tilhørende standardavvik, av bly, kobber og sink i granulat av ulik opprinnelse og størrelse.

Granulat		Metaller					
Opprinnelse	Størrelse [mm]	Pb		Cu		Zn	
		Kons. [µg/L]	STD	Kons. [µg/L]	STD	Kons. [µg/L]	STD
Hommelvik	2.0	226	219	103	9	67 662	4016
Hommelvik	1.0	81,5	0,3	160	11	71 653	3268
Dalgård	1.0	101	11	191	15	69 967	11460
Nyprodusert	2.0	119	34	124	13	65 299	9495
Nyprodusert	1.0	97	6	195	48	72 625	1122
Nyprodusert	0.5	97	8	529	15	76 642	6153

Fra tabell 12 observeres det at sink er tilstede i høyest konsentrasjon i alle typene (opprinnelse og størrelse) av granulat. Det kan også observeres at sinkkonsentrasjonen varierer i ulike granulatstørrelser som har samme opprinnelse (Hommelvik og nyprodusert).

Den prosentvise utlekkingen av bly, kobber og sink er beregnet ved å benytte verdiene i tabell 12 og resultatene fra laboratoriearbeidet (vedlegg 7) hvor granulat av hver opprinnelse og størrelse var tilsatt deionisert vann. De beregnede verdiene er presentert i tabell 13, og det er valgt å se på prosentvis utlekking første og siste dag på laboratoriet. Den prosentvise utlekkingen for alle dagene er vedlagt i tabell E i vedlegg 9.

Tabell 13: Verdier for prosentvis utlekking av bly, kobber og sink fra granulat av ulik opprinnelse og størrelse dag 1 og dag 15 på laboratoriet.

<i>Prosentvis utlekking</i>							
		<i>Dag 1</i>			<i>Dag 15</i>		
Opprinnelse	Størrelse [mm]	Pb [%]	Cu [%]	Zn [%]	Pb [%]	Cu [%]	Zn [%]
Hommelvik	2.0	0,079	5,16	0,188	0,497	10,9	1,27
Hommelvik	1.0	0,435	4,70	0,281	0,882	5,86	0,84
Dalgård	1.0	0,593	6,46	0,996	4,98	14,6	2,70
Nyprodusert	2.0	0,106	0,786	1,50	0,894	1,40	4,43
Nyprodusert	1.0	0,149	0,734	2,57	1,62	2,05	3,44
Nyprodusert	0.5	0,330	0,462	2,30	1,77	0,92	2,99

Av tabell 13 ses det at den prosentvise utlekkingen av kobber er betydelig høyere fra granulat fra Hommelvik og Dalgård kontra nyprodusert granulat den første dagen. På dag 15 har den prosentvise kobberutlekkingen økt for granulatet fra Hommelvik sammenlignet med dag 1. Det kan også observeres at den prosentvise utlekkingen av bly ved dag 15 er høyere i forhold til granulat av de andre opprinnelsene.

4.2 Undersøkelser av tungmetallinnhold og variasjon foretatt ved Mersalg Arena i Hommelvik og Dalgård kunstgressbane i Trondheim

For resultatene oppnådd fra felt er det valgt å presentere variasjonen av tungmetallinnhold i de ulike kummene som ble undersøkt ved Mersalg Arena i Hommelvik og Dalgård kunstgressbane i Trondheim. I Hommelvik ble det i tillegg samlet prøver fra elva Homla da dreneringsvannet fra banen ender her.

4.2.1 Innhold og variasjon av tungmetallkonsentrasjoner i kummer og Homla ved Mersalg Arena i Hommelvik

Fra Mersalg Arena i Hommelvik ble det samlet inn prøver blant annet fra to kummer ved baneområdet. Kun den første dagen, 31.01.18, var det vann i kum 2, og det er derfor valgt å se på innholdet av tungmetaller fra denne dagen. De resterende dagene ble det samlet inn snøprøver fra kum 2. For kum 3 ble det kun samlet inn snøprøver hele perioden, da denne kummen aldri inneholdt vann. I figur 21 illustreres forskjellen i granulatinnhold i kum 2 og kum 3. Tabell 14 presenterer konsentrasjonene, samt standardavvikene av de aktuelle tungmetallene i de to kummene denne dagen.



Figur 21: Bilder som viser innholdet av granulat og snø i kum 2 (venstre) og kum 3 (høyre).

Foto: Marit N. Haugen 14.03.18

Tabell 14: Oversikt over tungmetallkonsentrasjoner i µg/L med standardavvik i de to kummene ved baneområdet på Mersalg Arena i Hommelvik første dag.

31.01.18

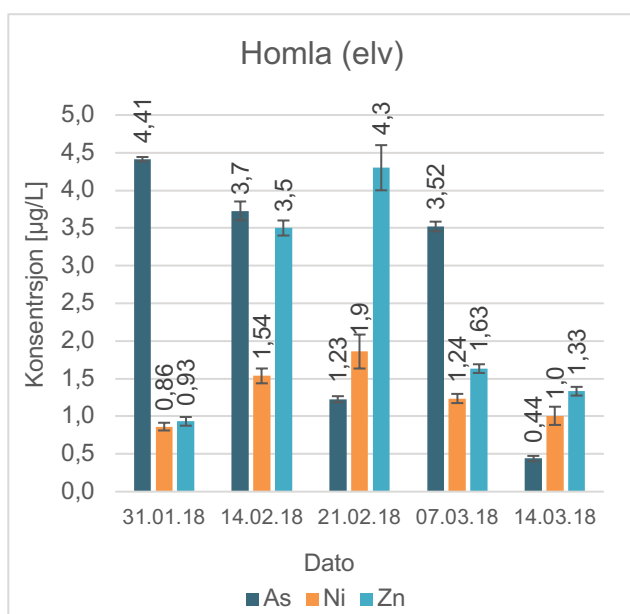
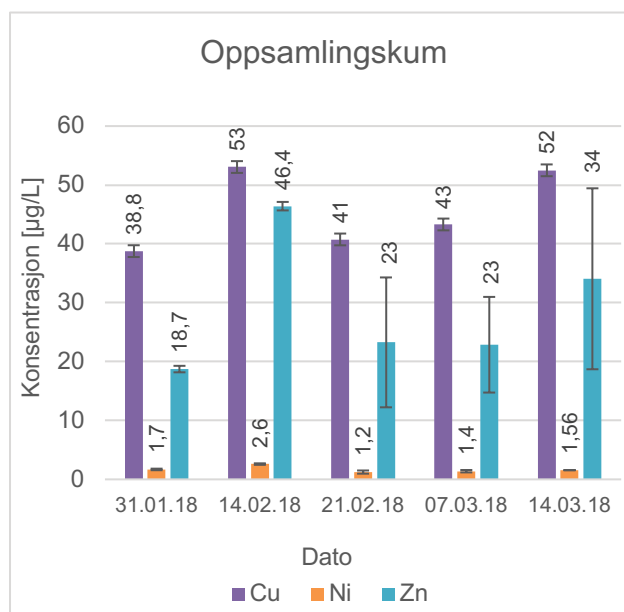
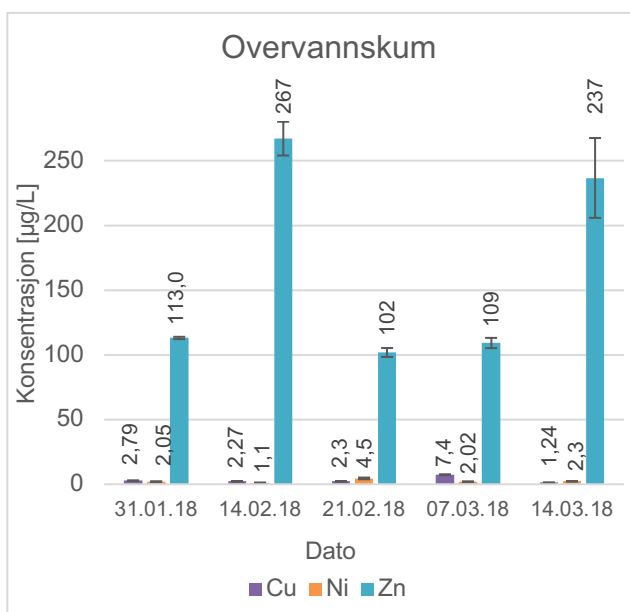
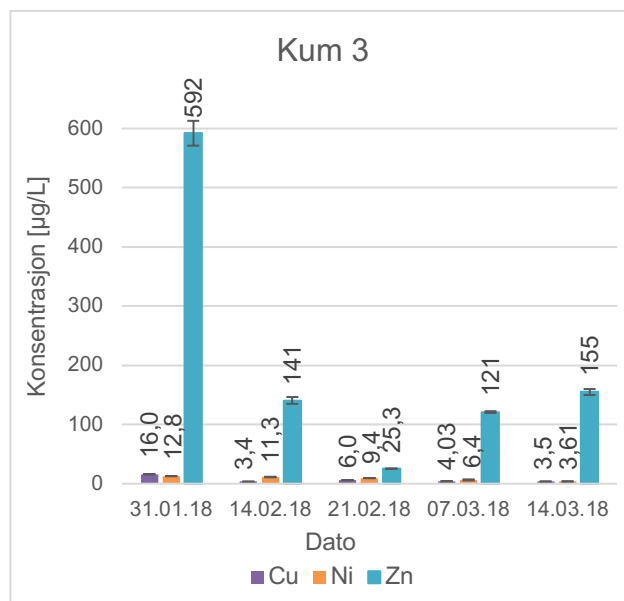
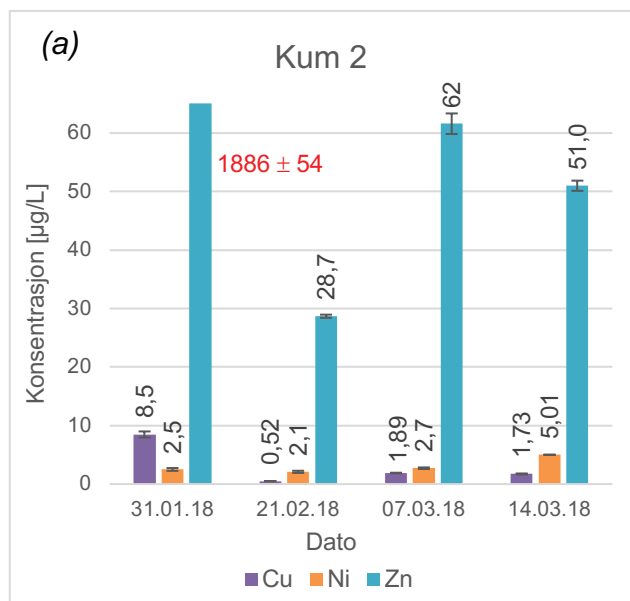
Metall	Kum 2		Kum 3	
	Kons. [µg/L]	STD	Kons. [µg/L]	STD
As	0,13	0,01	0,1103	0,01
Pb	0,18	0,01	1,26	0,06
Cd	0,70	0,01	0,105	0,008
Cu	8,5	0,5	16,0	0,4
Cr	0,04	0,07	0,08	0,05
Hg*	0,22	0,07	0,23	0,05
Ni	2,5	0,2	12,8	0,1
Zn	1886	54	592	21

**Verdiene for kvikksølv (Hg) er usikre*

Fra tabell 14 ses det at det er betydelig høyere konsentrasjon av sink i kum 2 kontra kum 3, og at kobberkonsentrasjonen er dobbelt så høy i kum 3 sammenlignet med kum 2. Videre ses det også at nikkelkonsentrasjonene er høyere i kum 3 enn i kum 2. De resterende tungmetallkonsentrasjonene er relativt lave med noe variasjon mellom de to kummene.

Videre er det valgt å presentere tungmetallene som har skilt seg ut i form av høye(re) konsentrasjoner. For kum 2, kum 3, overvannskum og oppsamlingskum presenteres variasjonen av kobber-, nikkel-, og sinkkonsentrasjonene de ulike dagene, mens for Homla presenteres variasjonen av arsen-, nikkel-, og sinkkonsentrasjonene.

Variasjonen av tungmetallkonsentrasjoner for hele prøvetakingsperioden i alle aktuelle kummer samt Homla er presentert i figur 22a-e. Som tidligere nevnt ble det tatt ut tre prøveparalleller og deretter beregnet gjennomsnitt. Alle parallellene for de åtte metallene det er analysert for i de ulike kummene og elva i Hommelvik er presentert i tabell F-J i vedlegg 10. I tillegg er de beregnede gjennomsnittsverdiene samlet i egen tabell K i vedlegg 11. Verdiene for de grafiske fremstillingene for de metallene som skiller seg ut er hentet herfra.



Figur 22: Grafisk fremstilling av variasjonen i konsentrasjoner av utvalgte tungmetaller for aktuelle kummer ved ulike dager. Hvor (a) er kum 2, (b) er kum 3, (c) er overvannskum, (d) er oppsamlingskum og (e) er ellevann fra Homla. Det gjøres oppmerksom på at sinkverdien første dag i (a) strekker seg forbi aksens verdi.

Søylen for sinkkonsentrasjonen i kum 2 den 31.01.18, figur 22a, er så høy at den overstiger grafen, derfor er verdien og standardavviket oppgitt ved siden av grafen i rød skrift. I tillegg ble det ikke samlet inn prøver fra kum 2 den 14.02.18 grunnet mangel på utstyr til å hente opp snø. Videre kan det observeres at sinkkonsentrasjonen dominerer i kum 2 alle dagene.

Av figur 22b (kum 3) og figur 22c (overvannskum) kan det observeres at det også her er sinkkonsentrasjonen som dominerer alle dagene.

Figur 22d, som illustrerer variasjonen av kobber-, nikkel-, og sinkkonsentrasjonen i oppsamlingskummen de ulike dagene, viser at det er konsentrasjonen av kobber som dominerer. Det kan også observeres at sinkkonsentrasjonen er relativt høy alle dagene.

Fra figur 22e, som illustrerer variasjonen av tungmetallkonsentrasjonene i Homla de ulike dagene, ses det at konsentrasjonen av arsen er bemerkningsverdig høyere i elva sammenlignet med kummene. I tillegg er konsentrasjonen av sink mye lavere enn i kummene ved og utenfor baneområdet.

4.2.2 Variasjon i tungmetallinnhold i kum ved Dalgård kunstgressbane

Ettersom det var kun én kum tilgjengelig for prøvetaking ved Dalgård kunstgressbane, er det valgt å presentere variasjonen i konsentrasjonene av alle åtte tungmetallene de dagene det ble foretatt prøvetaking. I likhet med laboratoriearbeidet ble det tatt ut tre paralleller og beregnet gjennomsnitt og standardavvik (STD), og disse er oppgitt i tabell 15. Oversikt over alle parallellene fra Dalgård som gjennomsnittene er beregnet fra er vedlagt som tabell L i vedlegg 12.

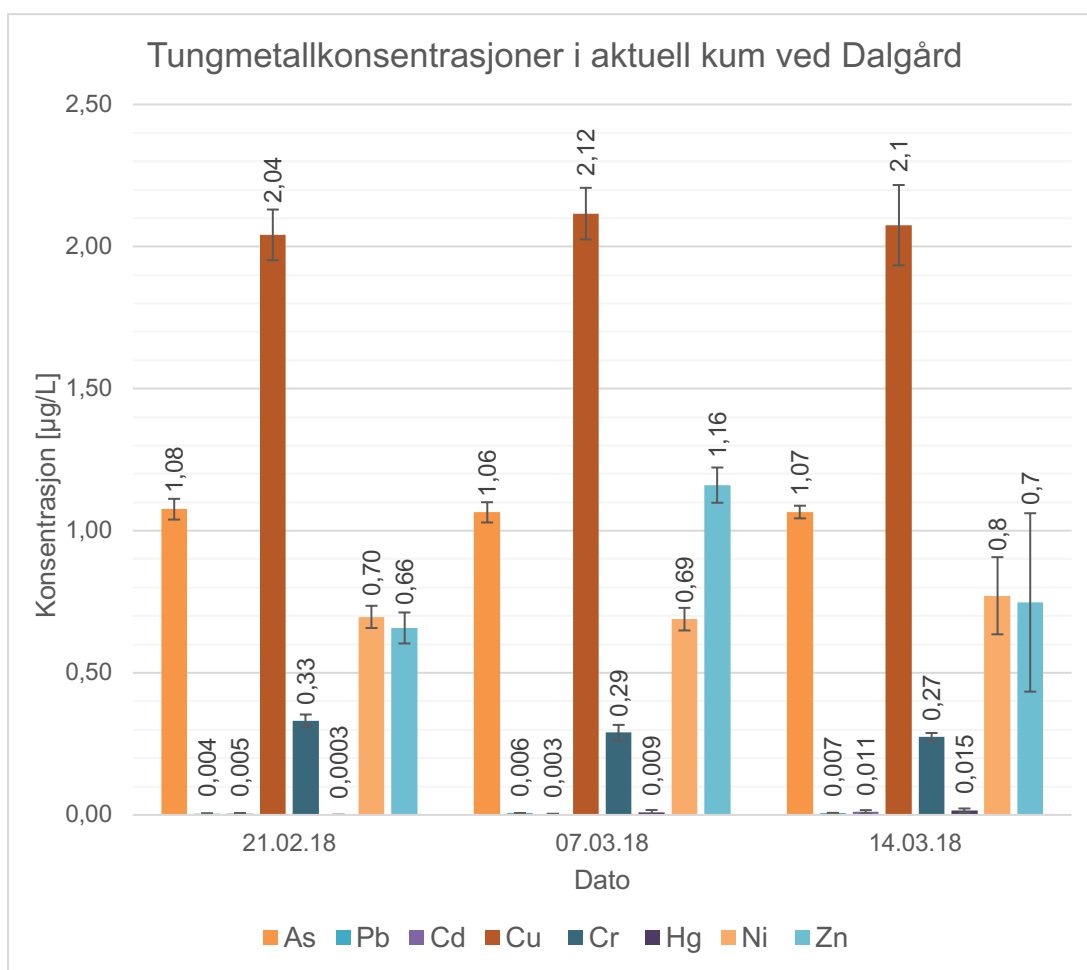
Tabell 15: Oversikt over tungmetallkonsentrasjoner med standardavvik de aktuelle datoene ved Dalgård kunstgressbane.

Metall	13.02.18		21.02.18		07.03.18		14.03.18	
	Kons. [µg/L]	STD	Kons. [µg/L]	STD	Kons. [µg/L]	STD	Kons. [µg/L]	STD
As	1,15	0,06	1,08	0,04	1,06	0,04	1,07	0,02
Pb	0,103	0,005	0,004	0,002	0,006	0,001	0,007	0,001
Cd	0,008	0,002	0,005	0,001	0,003	0,001	0,011	0,006
Cu	6,05	0,09	2,04	0,09	2,12	0,09	2,1	0,1
Cr	0,37	0,04	0,33	0,02	0,29	0,03	0,27	0,01
*Hg	0,017	0,008	0,0003	0,0008	0,009	0,009	0,015	0,007
Ni	7,7	0,1	0,70	0,04	0,69	0,04	0,8	0,1
Zn	8,0	0,3	0,66	0,05	1,16	0,06	0,7	0,3

**Verdiene for kvikksølv (Hg) er usikre*

Av tabell 15 kan det observeres at konsentrasjonene for bly, kobber, nikkel og sink skiller seg ut i form av høyere konsentrasjoner den første dagen sammenlignet med de resterende dagene. Videre ses det at alle tungmetallkonsentrasjonene er forholdsvis lave alle dagene, bortsett fra for arsen og kobber, som skiller seg ut i form av høyere konsentrasjoner alle dagene.

Fra verdiene i tabell 15 er variasjonen av tungmetallinnhold i kummen ved Dalgård kunstgressbane fremstilt i form av et søylediagram i figur 23. Søylediagrammet viser variasjonen i konsentrasjon av de ulike tungmetallene ved de aktuelle datoene det ble samlet inn vannprøver. Det er valgt å ikke ta med den første dagen i figur 23, da flere av tungmetallkonsentrasjonene var avvikende denne dagen sammenlignet med de andre dagene.



Figur 23: Grafisk fremstilling av tungmetallkonsentrasjoner i kum ved kunstgressbanen på Dalgård for aktuelle datoer. Standardavvik er vist i form av pinner på toppen av hver søyle.

Figur 23 viser at det er høyest konsentrasjon av kobber i kummen alle dagene, etterfulgt av arsen (As). Det observeres en liten variasjon i tungmetallkonsentrasjonene de ulike dagene, bortsett fra for sink hvor konsentrasjonen er relativt høyere den 07.03.18.

4.2.3 Konduktivitet og salinitet for felt

Tilsvarende som for natriumkloridløsningene fra laboratoriearbeidet, ble det målt konduktivitet og salinitet i vannprøver samlet inn fra kummene på Dalgård og i Hommelvik. Disse målingene ble også foretatt i vann fra Homla. Oppnådde verdier fra målingene er listet opp i tabell 16.

Tabell 16: Oversikt over konduktivitets- og salinitetsmålinger foretatt i vannprøver fra felt

<i>Lokasjon</i>	<i>Konduktivitet [mS/cm]</i>	<i>Salinitet [psu]</i>	<i>Temperatur [°C]</i>
Kum 2	0,905	0,44	12,20
Kum 3	0,816	0,40	11,60
Homla (Elv)	0,0994	0,05	11,60
Overvann	3,83	2,00	12,90
Oppsamling	0,789	0,38	12,30
Dalgård	0,444	0,21	13,50

Fra tabell 16 kan det observeres at konduktiviteten og saliniteten er høyest i overvannskummen, og lavest i Homla.

5 DISKUSJON

5.1 Undersøkelser av tungmetallutlekking fra SBR-granulat foretatt på laboratoriet

5.1.1 Utlekking av bly, kobber og sink i ulike typer vann

Som nevnt i kapittel 4.1, ble ikke resultatene oppnådd for utlekking i regnvann korrigert for blank, da det kun ble tatt ut én prøveparallell av blank for denne vanntypen. Korrigering for blank ga negative konsentrasjoner for flere av tungmetallene. Det er grunn til å tro at det har oppstått en analysefeil under analyseringen med ICP-MS, men dette kan ikke konstateres da det ikke eksisterte to andre prøveparalleller av blank for regnvann å sammenligne med.

Figurene 14a-c viser ulike utlekkingstendenser for tungmetallene i de ulike vanntypene. I en tidligere undersøkelse foretatt av Karanfil et al. (2011) ble det observert at utlekkingen av tungmetaller øker ved lav pH. Av tabell 5 under kapittel 4.1.1 observeres det liten forandring i pH de ulike dagene, samt at den er tilnærmet nøytral eller svak basisk over hele perioden. Det observeres altså ingen tydelig sammenheng mellom pH og utlekkingstendensene, og det er lite trolig pH alene som påvirker disse tendensene. Kobberutlekkingen i figur 14b viser like tendenser i deionisert vann og regnvann, men har noe høyere konsentrasjon i sistnevnte, som sannsynligvis skyldes at denne ikke er korrigert for blank. En annen feilkilde er at det kun ble tatt ut én blankprøve per vanntype, noe som kan ha ført til at den blankprøven det ble korrigert for ikke er helt reell. Utfra undersøkte faktorer i denne oppgaven er det ikke mulig å fastslå hvorfor utlekkingstendensene er slik de observeres, da det trolig er andre faktorer i vann, i tillegg til pH som har påvirket.

5.1.2 Utlekking av bly, kobber og sink ved høy og lav pH

Ved å sammenligne sinkutlekkingen mellom dag 0 og dag 1 i kolbe 13 (sur) og kolbe 14 (basisk) fra tabell 6, ses det at utlekkingen er betydelig høyere i kolbe 13 etter én dag, kontra samme tidsrom i kolbe 14. Dette tyder på at utlekkingen av sink er mye høyere ved lav pH. Høyere sinkutlekking ved lav(ere) pH ble også observert i tidligere undersøkelser foretatt av Rhodes et al. (2012) og Bocca et al.(2009). Etter dag 1 viser tendensen at pH går mot nøytral i begge kolbene, som trolig skyldes at granulat påvirker vann i basisk retning (Håøya et al., 2007). Videre er det lik økning i sinkkonsentrasjon i begge kolbene. Sinkutlekkingen mellom de resterende dagene skyldes mest sannsynlig en kombinasjon av tiden granulatet har ligget i vannet og pH, ettersom pH ikke ble holdt konstant og endringen mellom de ulike dagene er forholdsvis liten.

Av tabell 6 i kapittel 4.1.2 observeres det at kobberutlekkingen er høyere i basisk miljø og blyutlekkingen er noe høyere i surt miljø, men blykonsentrasjonen blir høyere i basisk miljø etter én dag. Det har vært vanskelig å finne undersøkelser som er spesifikk for bly- og kobberutlekking fra granulat ved ulik pH, men resultatene strider mot tidligere undersøkelser foretatt av Karanfil et al. (2011) og Bocca et al. (2009) som viste at tungmetaller generelt vil lekke ut mer ved lav pH. Det er usikkert om det er pH eller tiden som har størst innvirkning på utlekkingen, da pH ikke ble opprettholdt i perioden undersøkelsene foregikk.

Fra korrelasjonsverdiene i tabell 7 kan det observeres en stor sammenheng mellom pH og utlekking i sur kolbe, hvor verdiene er omtrent 1. I den basiske kolben derimot tyder det på liten sammenheng i utlekking og pH for kobber, noe sammenheng for bly og relativ stor sammenheng for sink. For sikrere resultat av pH-påvirkning burde det vært foretatt tre pH-målinger per kolbe, og deretter beregnet gjennomsnitt og standardavvik, da dette styrker nøyaktighet og presisjon samt sikkerhet rundt verdiene.

Påvirkningen pH har på utlekking av tungmetaller ble undersøkt for kun en liten del av pH-skalaen, noe som gjør at det ikke er mulig å konstatere hvordan utlekkingstendensene og pH henger sammen. Det som er blitt gjort har derimot gitt en indikasjon på utlekkingstendensene i surt og basisk miljø. Det gunstige hadde

vært å holde pH konstant over et større pH-område for å bedre kunne se hvordan utlekkingen påvirkes.

5.1.3 Utlekking av bly, kobber og sink fra granulat av ulik størrelse

Forskjellen i utlekking fra to størrelser av granulat ble undersøkt for både nyprodusert granulat og granulat fra Hommelvik, som er 2 år gammelt. Av figur 15 ses det at nyprodusert granulat lekker ut betydelig mer sink fra 0.5 mm enn fra 2.0 mm til å begynne med, før det snur mellom dag 6 og 7, for så å stabiliseres mellom dag 10 og 15. En faktor som kan ha påvirket sinkutlekkingen til å avta fra nyprodusert granulat er at det ikke kommer direkte fra produsent, men ble hentet fra en sekk som hadde stått ute i vel ett år, noe som kan ha påvirket blant annet kvaliteten på granulatet, og videre det oppnådde resultatet. Granulat vil kunne degradere ved eksponering for blant annet ulike temperaturer (Cheng et al., 2014), og ettersom temperaturene varierer enormt i Norge i løpet av et år er det grunn til å tro at noe degradering har oppstått og ført til dårligere kvalitet.

For granulat fra Hommelvik ble det ikke siktet tilstrekkelig mengde av størrelse 0.5 mm til å fylle kolbe 17 likt som de andre, men blandingsforholdet var det samme (1:10). Grunnet liten vannmengde i kolben var det ikke mulig å ta ut mer enn én parallell per prøveuttaking og dermed er det stor usikkerhet rundt disse parallellene. Verdien som er oppnådd for 0.5 mm granulat fra Hommelvik er svært motstridende til hva som er forventet da tidligere undersøkelser foretatt av Rhodes et al. (2012) viser at mindre granulat lekker ut mer enn større granulat på grunn av større overflateareal per masse. I tillegg synker sinkutlekkingen til omtrent null ved dag 10 som igjen tyder på at noe galt har oppstått med kolben. Tabell 8 viser dette for bly og kobber i tillegg til sink, hvor konsentrasjoner i kolbe 17 måles til omtrent null for dag 10. En årsak kan være degradering av gummigranulatet som følge av at det har vært eksponert for både UV-stråling, oksygen, ulike temperaturer og væske i form av regnvann (Cheng et al., 2014 & Verschoor, 2007). Ettersom nedbør kan ha ført til utvasking av de løselige komponentene på overflaten av granulatet, er det mulig at granulatet har et lavere innhold av sink, noe som gjenspeiles i figur 15 i form av avtakende utlekking for 0.5 mm granulat fra Hommelvik. Som tidligere forklart ville det med tre paralleller vært mulig å se om det er en analysefeil med ICP-MS og

eventuelt forkastet parallellen. En annen årsak til at det lekker ut mindre fra 0.5 mm granulater fra Hommelvik enn forventet kan komme av at ikke alle partikler er granulat, men at noe er urenheter som for eksempel sand, jord og lignende, ettersom granulatet ikke ble vasket før det ble lagt i vann.

På grunn av denne usikkerheten med kolbe 17, ble det videre valgt å se på forskjellen i utlekking for ulike størrelser fra nyprodusert granulat. Figur 16 illustrerer utlekkingen av bly og kobber for de to ulike størrelsene av nyprodusert granulat, og her vises en tydelig lik tendens for utlekkingen av begge tungmetallene. Det er merkbart mer utlekking fra 0.5 mm sammenlignet med 2.0 mm, noe som stemmer overens med undersøkelsene Rhodes et al. (2012) utførte tidligere.

5.1.4 Sinkutlekking fra granulat av ulik alder

Undersøkelsen av sinkutlekking fra granulat av ulik alder (figur 17) viser at nyprodusert granulat lekker ut betydelig mer sink til å begynne med. Nyprodusert granulat (1.0 mm) har like utlekkingstendenser for sink i figur 16 som for 2.0 mm i figur 15. Det er sannsynligvis samme årsak til avtakende sinkutlekking, da granulatet ble oppbevart i en sekk og degradering kan ha påvirket resultatet (Cheng et al., 2014). Granulat fra både Dalgård og Hommelvik illustrerer en lineær sinkutlekking, men sinkutlekkingen fra Dalgård er høyere og stiger mer enn for Hommelvik i hele perioden. En årsak til dette kan være at granulatet fra Dalgård er yngre enn granulatet fra Hommelvik, og at granulatet fra Hommelvik har degradert mer. Resultatet oppnådd strider mot det som tidligere ble observert av Verschoor (2007), hvor aldringen av granulatet fører til økt porøsitet og dermed økt sinkutslipp. Det kan spekuleres i om det ville vært større likhet i utlekkingskonsentrasjonene dersom granulatet fra begge banene var lik i alder.

Produsenten av granulatet kan også ha påvirkning på utlekking, noe som ble observert i en tidligere undersøkelse gjennomført av Byggforsk (Plessner & Lund, 2004). Undersøkelsen viste at granulat fra samme produsent hadde forskjeller i utlekking, og at granulat fra ulike produsenter hadde likheter. Dette kan forklare de lineære likhetene i utlekking av sink mellom granulatet fra Hommelvik og Dalgård (figur 16) da de har forskjellige produsenter. Da nyprodusert granulat og granulat fra

Hommelvik har samme produsent kan ulikheter innad produsent være en årsak til forskjellen i utlekking. Likhetene og ulikhetene mellom produsenter kan skyldes dekkene som er benyttet i produksjonen av granulatet. I produksjon av granulat benyttes blant annet kasserte bildekk og lastebildekk (Norsk gjenvinning, 2017), og lastebildekk har et høyere innhold av sink (Håøya et al., 2007). Det er ikke mulig å konstatere hvor dekkene kommer fra, eller hvor gamle de er, ettersom dette ikke var mulig å innhente datablad for granulatet.

Av figur 18 observeres det at granulat fra Hommelvik og Dalgård etterlater vannet betydelig mer partikulært enn nyprodusert granulat. Grunnen til dette er sannsynligvis at gammelt granulat er skittent, da det ikke ble vasket før analysen. I tillegg til at små partikler kan være løst fra gammel granulat da det har ligget i vann i 15 dager.

5.1.5 Utlekking av bly, kobber og sink fra granulat i ulike konsentrasjoner av natriumklorid

Figur 19 illustrerer hvordan sinkutlekkingen utarter seg i tre ulike konsentrasjoner av natriumklorid, samt i en kontrolløsning av deionisert vann. Det ses at konsentrasjonen av sink øker lineært med konsentrasjonen av natriumklorid. Det observeres også et lite «hopp» i starten av grafen som kan være en indikasjon på at tilsats av natriumklorid fører til høyere sinkutlekking. Undersøkelser foretatt av Acosta et al., (2011) viste derimot at det ikke ble noen signifikant økning i sinkutlekking ved høye natriumkloridkonsentrasjoner. Løsningene med natriumklorid laget på laboratoriet er noe ekstreme i form av meget høye konsentrasjoner, og dette var for å undersøke effekten salt har på utlekking i løpet av den relativt korte tiden undersøkelsen foregikk. De høye natriumkonsentrasjonene gjorde at disse måtte fortynnes med fortynningsfaktorer på 150, 100 og 10 før analyse med ICP-MS, hvilket gir en stor usikkerhet i resultatene. Før resultatene ble korrigert i form av multiplikasjon med fortynningsfaktorer (150, 100 og 10) observeres det fra tabell 9 at sinkutlekkingen minker med økende natriumkloridkonsentrasjon. Tilsvarende ble påvist i tidligere rapport (Degaffe & Turner, 2011) og dermed er det mulig at en feil i resultatet er blitt forsterket ved korrigering for fortynning.

For kobber og bly øker utlekkingen (figur 20) betraktelig ved økt saltkonsentrasjon, og endrer ikke utfall ved korrigering for fortynning. Øking av saltholdighet vil i følge undersøkelsen foretatt av Acosta et al. (2011) fremme høyere frigivelse av bly enn kobber, men her observeres en kraftigere økning i kobberkonsentrasjon. Det kan skyldes at granulatet inneholder større mengde kobber i form av kobber(II)oksid som benyttes i produksjonen av dekk (karanfil et al., 2011), enn bly. I tillegg viser den foretatte totalanalysen (tabell 12) at granulatet benyttet i undersøkelsen (Hommelvik 1.0 mm) inneholder større mengde kobber enn bly.

Sammenhengen mellom natriumkloridkonsentrasjonen og utlekkingen av bly, kobber og sink bekreftes ved at korrelasjonsverdiene i tabell 10 er meget nære 1. Alle verdiene er positive som tyder på at økt saltkonsentrasjon gir økt utlekking.

For mettet løsning med natriumklorid kommer det frem av tabell 11 at det ikke var mulig å måle verken konduktivitet eller salinitet da instrumentet som ble benyttet hadde en øvre grense på 200 mS/cm. Det er derfor antatt at konduktiviteten i denne løsningen er høyere enn dette. Ettersom salinitet er avledet fra konduktivitet, er det ikke mulig å konstatere hva salinitetsverdien er i løsningen med mettet natriumklorid, men det kan antas at den er veldig høy. Saliniteten kunne heller ikke måles i natriumkloridløsningen som hadde et forhold på 1:1, og her antas det samme som for den sterkeste natriumkloridløsningen.

En mulig felles feilkilde for alle kolbene, bortsett fra kolbene med natriumkloridløsninger, er at blandingsforholdet ikke ble opprettholdt i perioden undersøkelsene foregikk. Det ble ved hver prøveuttaking tatt ut et volum mellom 3 – 8 mL, og vannivået i kolbene ble som følge av dette lavere med tiden. Granulatmengden i kolben endret seg derimot aldri ettersom det ikke ble tatt ut noe granulat i perioden. Dette kan ha påvirket utlekkingstendensene som er undersøkt i denne oppgaven i den forstand at mindre vann vil påvirke blant annet løselighet.

5.1.6 Totalanalyse av tungmetallinnhold i SBR-granulat

Den foretatte totalanalysen av granulatet som ble benyttet i undersøkelsene på lab viser tydelig at granulatet inneholder mest sink. Dette stemmer overens med totalanalysen som Bocca et al. gjennomførte i 2009. Den store mengden sink skyldes sinkoksid (ZnO) benyttet som akselerator i vulkaniseringsprosessen av dekk (Evans, 2006, Håøya et al., 2007). Tabell 12 viser at det nyproduserte granulatet i størrelsene 1.0 mm og 0.5 mm inneholder mest sink, og dette er logisk med tanke på at det ikke er blitt utsatt for hverken slitasje som følge av brukstid eller degradering som følge av eksponering for blant annet UV-stråling og oksygen. Det nyproduserte granulatet av størrelsen 2.0 mm inneholder derimot mindre sink enn de to andre størrelsene, og dette kan skyldes at prøveparallellene som ble tatt ut for denne størrelsen viker en del i forhold til hverandre. Avviket kan komme av at løsningen ikke var homogen etter behandling med UltraClave. Standardavviket for nyprodusert 2.0 mm er også høyere enn for 1.0 mm og 0.5 mm, noe som gjør denne konsentrasjonen noe usikker. Tabell 12 viser også at innholdet av sink varierer mellom de ulike størrelsene av granulat fra Hommelvik, og dette kan komme av samme årsak som for det nyproduserte granulatet. Konsentrasjonen av sink i granulatet fra Dalgård har også et relativt høyt standardavvik, så konsentrasjonen fremstilt i tabell 12 representerer muligens ikke det faktiske innholdet. Blyinnholdet i granulatet fra Hommelvik av størrelse 2.0 mm er betydelig høyere enn i resten av granulatet. Standardavviket for denne konsentrasjonen er derimot så høyt at denne verdien er svært usikker. Det samme gjelder for kobberinnholdet i nyprodusert granulat av størrelsen 0.5 mm.

Den prosentvise utlekkingen (tabell 13) tyder på at utlekkingen av bly, kobber og sink øker med tiden, da prosentverdien er høyere ved dag 15 enn ved dag 1 for alle de tre tungmetallene. Selv om prosentverdiene for sink er relativt lave, er dette det tungmetallet som har lekket ut mest ettersom det er høyest innhold av dette i granulat. Kobber etterfølger sink i utlekking og bly lekker ut minst. Dette er også logisk ettersom det er høyere innhold av kobber i granulatet enn bly. Disse observasjonene stemmer overens med undersøkelsen som ble foretatt av Bocca et al. (2009), som viste at metaller som hadde høyest konsentrasjon i granulat lekket ut mest.

5.2 Undersøkelser av tungmetallinnhold og variasjon foretatt i felt

5.2.1 Innhold og variasjonen av tungmetallkonsentrasjoner i kummer og Homla ved Mersalg Arena i Hommelvik

Tabell 14 viser at konsentrasjonen av sink dominerte den første dagen (31.01.18) det ble foretatt vannprøver ved Mersalg Arena i Hommelvik. Konsentrasjonen av sink er betydelig høyere i kum 2 denne dagen enn i kum 3. Dette skyldes sannsynligvis at det var vann i kum 2 denne dagen, og at det skjer mer utlekkingen i vann kontra snø. Videre viser figur 22a og 22b at det er forskjeller i konsentrasjonen av de tre presenterte tungmetallene, og at konsentrasjonene er høyest i kum 3 alle dagene etter 31.01.18. Dette skyldes trolig at mengden granulat i kum 3 var større enn i kum 2, noe som kan observeres av figur 21 i kapittel 4.2.1. Forskjellen i sinkkonsentrasjon de ulike dagene etter 31.01.18 i kum 2 og kum 3 har trolig sammenheng med mengden granulat som ble med de innsamlede snøprøvene. Prøvene ble som nevnt oppbevart i kjølerom ei uke for å smelte før vannprøver ble tatt ut, og i det tidsrommet kan granulatet som kom med snøen ha lekket ut mer sink. Det er ikke samlet inn prøver fra kum 2 den 14.02.18 på grunn av mangel på utstyr.

Grunnet større granulatmengde i kum 3, kan mer granulat ha blitt med i snøprøvene samlet herfra, og derav ført til høyere konsentrasjoner av de tre metallene dagene etter 31.01.18. Den relativt store granulatmengden i kum 3 skyldes sannsynligvis snørydding av banen. Tandberg & Raabe (2017) kartla mengde granulat langs 30 baner i kommunene Nesodden, Frogn, Hurum, Røyken, Asker, Bærum, hvorav 27 av disse holdt vinteråpent. Kartleggingen viste at granulatsvinnet var høyere for de banene som holdt vinteråpent, med et årlig tap på opptil 5 tonn. Det er grunn til å tro at lik mengde vil føres av banen i Hommelvik, og opp til 40 % av granulatet som havner utenfor banen kan akkumuleres i naturen via overvann og vegetasjon rundt banen (Tandberg & Raabe, 2017). Ved å se på kartet over banen med oversikt over kummene i vedlegg 3, er kum 3 mer sentralt plassert på langsiden av banen enn kum 2, og dette kan ha medført at mer snø har blitt ført over denne kummen. De høye verdiene oppnådd for sink i kummene er logisk, ettersom SBR-granulat inneholder mye sink i form av sinkoksid (ZnO) som benyttes i vulkaniseringsprosessen av dekk (Evans, 2006). I tillegg viser den foretatte totalanalysen (tabell D, vedlegg 9) at granulat har høyest innhold av sink, sammenlignet med de andre

tungmetallene, samt at undersøkelser foretatt på laboratoriet viser at sink lekker ut mest.

Figur 22c og 22d viser konsentrasjonene av kobber, nikkel og sink i overvannskum og oppsamlingskum de dagene det ble foretatt prøver. I overvannskummen er det konsentrasjonen av sink som dominerer, mens kobber dominerer i oppsamlingskummen. I disse to kummene var det vann alle dager prøver ble foretatt. Om sinkkonsentrasjonene i overvannskummen kommer fra granulat er usikkert ettersom det aldri ble observert noe granulat i vannet som ble hentet opp. Kum 2 og kum 3 er koblet sammen med denne kummen, som ses av kartet i vedlegg 3, men ettersom det for det meste var snø i kum 2 og kum 3 i perioden det ble foretatt prøver er det tvilsomt at noe er blitt drenert til overvannskummen. I tillegg er det gjennomstrømming av overvann fra Hommelvik sentrum gjennom denne kummen, og faktorer i overvannet kan ha bidratt til de høye konsentrasjonene av sink. Det er lite sannsynlig at de høye kobberverdiene i oppsamlingskummen (figur 22d) kommer kun av utlekking fra granulat, ettersom kobberkonsentrasjonene i denne kummen er betydelig høyere enn konsentrasjonene målt i kum 2 og kum 3. Utlekkingsundersøkelsene foretatt på laboratoriet viste lavere konsentrasjoner av kobber, noe som styrker mistanken om at kobberkonsentrasjonene i oppsamlingskummen er forårsaket av andre faktorer i tillegg til utlekking fra granulat. Det ble også observert at vannet fra oppsamlingskummen var noe gul i fargen, samt at den inneholdt noe som liknet på toalettpapir, og i tillegg var det noe lukt fra kummen. Det mistenkes derfor at kummen inneholdt avløpsvann, og at faktorer derfra kan ha ført til de høye kobberkonsentrasjonene. Sinkkonsentrasjonene er også relativt høye i oppsamlingskummen, og det mistenkes at dette kommer av andre faktorer i tillegg til utlekking fra granulat ettersom det mistenkes at kummen inneholder avløpsvann.

Figur 22e viser konsentrasjonene av arsen, nikkel og sink i elva Homla som ligger i nærheten av Mersalg Arena. Her er alle konsentrasjonene av de tre tungmetallene forholdsvis lave sammenlignet med de kummene som er diskutert tidligere. I elveprøvene er det arsen og sink som dominerer. Det er relativt tvilsomt at konsentrasjonene av arsen kommer av utlekking fra granulat, ettersom det er oppnådd lavere konsentrasjoner av arsen både fra utlekkingsundersøkelsene på

laboratoriet og undersøkelsene i felt (Tabell B, vedlegg 7 og tabell F-J, vedlegg 10). Det mistenkes at arsenkonsentrasjonene kommer fra partikler og/eller sediment i elva ettersom arsen forekommer naturlig i ferskvann (Lenntech BV, 2018b). Noe granulater ble observert i elva hvor prøver ble foretatt, og det mistenkes at dette har bidratt til sinkkonsentrasjonene i tillegg til andre faktorer. Det kan observeres at konsentrasjonene av de tre tungmetallene i elva varierer noe mellom de ulike dagene prøver ble foretatt, og grunnen til dette kan være at det til en hver tid er strømninger i elva, samt varierende bakgrunnsnivåer av tungmetallene. I tillegg kan snøsmelting rundt elva ha ført til noe høyere vannivå, som videre kan ha påvirket tungmetallkonsentrasjonene de ulike dagene.

Ved å sammenligne figur 22a og 22b med tabell 3 (grenseverdier og tilstandsklasser) observeres det at konsentrasjonene av sink i kum 2 og kum 3 er innenfor tilstandsklasse IV (dårlig) og V (svært dårlig). Tabell 2 beskriver de ulike tilstandsklassene, og konsentrasjonene av sink i kum 2 og kum 3 kan føre til akutt toksiske effekter ved korttidseksponering og omfattende toksiske effekter på biota som lever i vann. Sink kan interagere med mikrobielle celler og bli akkumulert som følge av fysiokjemiske mekanismer og transportsystemer i cellen. Toksiske effekter av tungmetaller på mikroorganismer inkluderer blant annet blokkering av funksjonelle grupper i viktige molekyler og transportsystemer for essensielle næringsstoffer og ioner (Gadd, 1992). Konsentrasjonene av sink funnet i Homla var lave og innenfor tilstandsklasse II (god). Det som derimot er bekymringsverdig, er om den store mengden granulat i kum 3 (figur 20) havner i elva når snøen smelter og nedbør øker vannmengden i kummen, slik at vannet dreneres ut i elva. Dette kan føre til at konsentrasjonen av sink stiger til et høyere nivå, og dette kan påvirke organismene som lever i elva, samt fisk som lever av ulike organismer da tungmetaller kan lagres i organismer og oppkonsentreres oppover i næringskjeden (Miljødirektoratet, 2015). Konsentrasjonene av kobber i kum 2 og kum 3 ligger innenfor tilstandsklasse IV (dårlig) den første dagen, og innenfor tilstandsklasse II øvrige dager. Dette kan i verste fall føre til akutt toksiske effekter ved korttidseksponering, og det er derfor uheldig for organismer dersom det havner i elva.

Fra konduktivitet- og salinitetsmålingene i tabell 16 observeres det at verdiene er mye lavere i felt enn for natriumkloridløsninger på laboratoriet i tabell 11 under kapittel 4.1.3. Dette understreker at saltkonsentrasjonene laget på laboratoriet er noe ekstreme, og sannsynligvis vil effekten av saltet som benyttes til salting av banen påvirke tungmetallutlekkingen i mindre grad. Målinger av konduktivitet og salinitet ble kun foretatt én gang, og de vil trolig variere mer i felt. Følgende er ikke sett nøyer på i denne oppgaven, da det kun var for å sammenligne natriumkloridløsningene med verdiene i kummene.

5.2.2 Variasjonen av tungmetallkonsentrasjoner i kum ved Dalgård kunstgressbane

Tabell 15 viser variasjonen av 8 ulike tungmetaller de dagene det ble foretatt prøver ved Dalgård kunstgressbane i Trondheim. Her er alle konsentrasjoner relativt lave alle dager sammenlignet med kummene (kum 2 og kum 3) undersøkt i Hommelvik, og konsentrasjonen av kobber er høyest i denne kummen alle dager. En grunn til at konsentrasjonene er lavere her enn i Hommelvik skyldes sannsynligvis kummens plassering. Figur 13 i kapittel 3.2.2 viser at kummen ligger utenfor baneområdet, og dette kan ha medført at mindre granulat har havnet i den. I tillegg er det installert et filter i kummen, som kan samle opp opptil 70 % av granulatet (Miljøbaner, 2018). Ettersom det kun er undersøkt én kum med filter, er det noe usikkert hvilken effekt det har, og for å konstatere effekten videre bør flere baner som benytter filter undersøkes. Det ble ikke observert noe granulat i vannet som ble hentet opp fra kummen ved Dalgård, og det er trolig andre faktorer som har bidratt til tungmetallkonsentrasjonene. Den lave konsentrasjonen av sink i kummen styrker mistanken om andre faktorer, ettersom det ble målt høye konsentrasjoner av sink ved Mersalg Arena i Hommelvik.

Tabell 15 viser også at konsentrasjonene av bly, kobber, nikkel og sink er høyere 13.02.18 enn de resterende dagene. Det mistenkes at beholderen som ble benyttet for å hente opp vann fra kummen denne dagen var kontaminert med noe som ga utslag i form av høye(re) konsentrasjoner av disse tungmetallene. Det må bemerkes at konsentrasjonene av kvikksølv (Hg) de ulike dagene er svært usikre grunnet feil med ICP-MS-instrumentet. Stor variasjon i NaCl-konsentrasjon mellom prøvene har ført til utvasking av kvikksølv fra injeksjonssystemet (Lierhagen, 2018). I tillegg er

standardavvikene for konsentrasjonene av kvikksølv høye, noe som styrker usikkerheten til tallene.

Ved å sammenligne tabell 15 (Dalgård) med tabell 3 (grenseverdier og tilstandsklasser for ferskvann), er alle metallene innenfor tilstandsklasse II (god), bortsett fra arsen som ligger innenfor tilstandsklasse III (moderat). Konsentrasjonene av tungmetallene i kummen på Dalgård er såpass lave at de ikke vil utgjøre noen fare for det lokale miljøet.

Gummigranulat bidrar med ca. 20 % av det totale mikroplastutslippet i Norge (Sundt et al., 2016). Dette er et problem da mikroplast ofte havner ut i vann og akkumuleres. Organismer og dyr kan tro de små plastbitene er mat, og ved inntak kan mikroplast gi en falsk metthetsfølelse. Ettersom mikroplast binder seg til miljøgifter fra omgivelsene kan disse bli med oppover i næringskjeden dersom dyr spiser de små plastbitene (Miljødirektoratet, 2015). Mikroplast er et globalt miljøproblem som det må finnes en løsning på, og det bør jobbes effektivt med å hindre granulatsvinn som oppstår fra en kunstgressbane.

6 KONKLUSJON

Alle undersøkelsene gjennomført på laboratoriet viste at sinkutlekkingen var høyest, noe som samsvarer med totalanalysen da den viste høyest innhold av sink i benyttet granulat. I kummene (kum 2 og kum 3) på baneområdet ved Mersalg Arena i Hommelvik ble det funnet høye konsentrasjoner av sink, spesielt i kum 3, og dette har trolig sammenheng med granulatmengden i kummene.

I forskjellige vanntyper ble det observert ulike utlekkingstendenser for de tre presenterte tungmetallene (bly, kobber og sink), men det er vanskelig å konkludere med én tydelig tendens i hver vanntype da det trolig er en kombinasjon av flere faktorer i vannet som påvirker tendensene. Det ble observert tydelig forskjell i utlekking av sink ved ulik pH da denne ble justert til sur og basisk i to kolber før tilsats av granulat. Resultatet tyder på høyere sinkutlekking ved lav pH, men videre utlekking er noe usikker da pH ikke ble holdt konstant i hele perioden. For ulike størrelser ble det spesielt for bly og kobber observert tydelig mer utlekking fra mindre granulat, da det har større overflateareal per masse. Undersøkelse av sinkutlekking fra granulat av ulik alder tyder på at nyere granulat lekker ut mest, og over tid vil degradering resultere i mindre utlekking. I tillegg har trolig produsenten av granulatet betydning for utlekkingen. Ved økt natriumkloridkonsentrasjon ble det observert en tydelig økning i utlekking av både bly, kobber og sink.

De kjemiske forholdene i kummene ved Mersalg Arena i Hommelvik er dårligere enn ved Dalgård kunstgressbane på grunn av de høye konsentrasjonene av sink som ligger innenfor tilstandsklasse IV (dårlig) og V (svært dårlig). Dette kan føre til et lokalt miljøproblem da overvann fra banen dreneres ut til elva. På grunn av dette bør det utarbeides tiltak for å redusere mengden granulat som havner i kummene, da eventuelt ved å installere filter. Plasseringen av kummen på Dalgård, samt at denne har installert filter, gjør at mindre granulat havner i denne kummen og forholdene er på grunn av dette bedre.

7 ANBEFALINGER TIL VIDERE ARBEID

Som nevnt i kapittel 5.1.2 ble undersøkelsene av pH-påvirkning kun foretatt for en liten del av pH-skalaen, slik at en klar påvirkning av pH ikke kunne konstateres. I tillegg var de undersøkte pH-verdiene to ytterpunkter av hverandre, da den ene var svært sur (4.0) og den andre svært basisk (10.59). For å ytterligere påvise sammenheng mellom tungmetallutlekking fra gummigranulat og pH, bør en større del av pH-skalaen undersøkes. Dette kan gjøres ved å benytte flere pH-verdier i sur og basisk ende av pH-skalaen, samt en nøytral pH-verdi. I tillegg bør pH justeres til opprinnelig pH-verdi hver dag, noe som ikke ble gjort under undersøkelsene på laboratoriet i denne omgang.

For påvirkning av salt ble utlekking av tungmetaller fra gummigranulat kun undersøkt for "ekstreme" konsentrasjoner av natriumklorid, og dette var for å kunne se effekten i løpet av relativt kort tid (7 dager). Videre anbefales det at påvirkningen av salt undersøkes for natriumkloridløsninger av flere ulike konsentrasjoner. I tillegg bør tiden gummigranulatet ligger i natriumkloridløsningene utvides.

Undersøkelse av tungmetallutlekking fra gummigranulat ble foretatt for kun ett blandingsforhold (1:10), og dette blandingsforholdet ble ikke opprettholdt under perioden ettersom 3 prøveparalleller á ~8 x 3 mL ble tatt ut ved hver prøveuttaking, uten at nytt vann ble tilført kolbene. Det vil være gunstig å undersøke utlekkingen av tungmetaller ved ulike blandingsforhold av granulat og vann, samt tilføre nytt vann til kolbene etter hver prøveuttaking.

En totalanalyse ble foretatt i denne oppgaven, men det var forskjell i tungmetallinnhold mellom ulike størrelser av granulat som hadde samme opprinnelse. Dette skyldes sannsynligvis at prøvene ikke var homogene etter behandling med UltraClave, så en slik totalanalyse bør foretas på nytt.

Undersøkelsene av tungmetallutlekking fra granulat er gjort over en relativt kort periode (15 dager). Det kan være gunstig å forlenge perioden slik at prøveuttaking

kan skje hyppigere og flere ganger, slik at utlekking over tid kan dokumenteres bedre. Perioder opp mot én måned og lengre vil være bedre enn 15 dager.

Prøveinnsamling bør foretas i vår- og sommerhalvåret grunnet ugunstige forhold i vinterhalvåret. Effekten av nedbør ble ikke undersøkt i denne oppgaven som følge av dette, og nedbør er en viktig faktor som bør settes i sammenheng med tungmetallutlekking.

Når det kommer til feltundersøkelser ble kun to baner undersøkt i denne oppgaven. Dessuten var det tilgang til kun én kum ved Dalgård kunstgressbane, og denne lå utenfor baneområdet. For å bedre kartlegge kjemiske forhold i drenskummer, bør flere baner undersøkes og sammenlignes. Det må også nevnes at den ene kummen på Dalgård inneholdt filter, og for å fastslå effekten av dette bør flere baner som benytter filter undersøkes og sammenlignes, og i tillegg sammenlignes med flere baner som ikke benytter filter.

8 REFERANSER

- ACOSTA, J. A., JANSEN B., KALBITZ K., FAZ A., MARTINEZ-MARTINEZ S. 2011. Salinity increases mobility of heavy metals in soils. Chemosphere, vol. 85, utgave 8, side 1318-1324.
- ANDERSEN, L., 2012. Innhold og spredning av miljøgifter fra produkter fremstilt av gummigranulat. Delrapport 2 av potensialet for og omfanget av utslipp av miljøgifter fra bruksfasen ved gjenvinningsformer som bruker gummigranulat fra kasserte bildekk. Klima- og Forurensningsdirektoratet, prosjektnr. P-77287-A-1, versjon 6
- BOCCA, B., FORTE, G., PETRUCCI, F., COSTANTINI, S. & IZZO, P., 2009. Metals contained and leached from rubber granulates used in synthetic turf areas, Science of the Total Environment, vol. 407, utgave 7, side 2183-2190
- BRADY, J. E., Generell kjemi, 2. utgave, Trondheim, Tapir akademiske forlag, 2004, side 500-501.
- BYE, G.R., 2017. Physio-chemical effects of different CO2 level in recirculating aquaculture systems (RAS) for Atlantic salmon post-smolt. Side 30.
- BØRMARK, S.R., Malvik kommune, Driftsleder Vann, Avløp og Renovasjon, mail 24.04.18.
- CARDNO CHEMRISK, 2013. Review of the human health & ecological safety of exposure to recycled tire rubber found at playgrounds and synthetic turf fields, <https://www.groundsmartrubbermulch.com/docs/resources/Human-Health-Eco-Safety-Exposure-to-RTR-at-Playgrounds-and-Synthetic-Turf-Fields.pdf>
- CHENG, H., HU, Y. & REINHARD, M. 2014. Environmental and Health Impacts of Artificial Turf: A Review. Enviromental science & technology, vol. 48, utgave 4, side 2114-2129.
- DEGAFFE F.S. & TURNER A. 2011. Leaching of zinc from tire wear particles under simulated estuarine conditions. Chemosphere vol. 85, utgave 5, side 738-743.
- ECHA, 2017. ANNEX XV REPORT An evaluation of the possible health risks of recycled rubber granules used as infill in synthetic turf sportsfields. Versjon 1.01
- ENCYCLOPAEDIA BRITANNICA INC. 2018a. Styrene Butadiene Rubber (SBR) [online] Tilgjengelig fra: <https://academic.eb.com/levels/collegiate/article/styrene-butadiene-rubber/99833> [Nedlastet 24.03.18]

- ENCYCLOPAEDIA BRITANNICA INC. 2018b. Vulcanization [online]
Tilgjengelig fra:
<https://academic.eb.com/levels/collegiate/article/vulcanization/75786>
[Nedlastet 24.03.18]
- EVANS A. & EVANS, R. 2006. The Composition of a Tyre: Typical Components.
Wrap, Project code: TYR009-02, The Old Academy, Oxon.
- FONDRIEST ENVIRONMENTAL INC. 2014. Conductivity, Salinity and Total
Dissolved Solids. Fundamentals of Environmental Measurements. [online]
Tilgjengelig fra: <http://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/conductivity-salinity-tds/> [Nedlastet
23.04.18]
- GADD G.M. & GRIFFITHS A.J. 1978. Microorganisms and heavy metal toxicity.
Microbial Ecology, vol. 4, utgave 4, side 305-306.
- GADD G.M. 1992. Metals and microorganisms: A problem of definition. FEMS
Microbiology Letters, vol. 100, utgaver 1-3, side 197-203.
- GOOCH, J.W. 2007. Encyclopedic Dictionary of Polymers, New York NY, Springer
-Verlag, side 687
- GOOGLE MAPS, Kart over Dalgård kunstgressbane, *Dalgårdvegen 12*, [online]
Tilgjengelig fra:
<https://www.google.com/maps/place/Dalgårdvegen+12,+7024+Trondheim/@63.3944003,10.3462875,188m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x466d2dff75c38081:0x77368c82fd8b9452!8m2!3d63.3941007!4d10.3464648> [Nedlastet
02.05.18]
- HICKEY, G. L. 2010. Ecotoxicological Risk Assessment: Developments in PNEC
Estimation, Institutt for matematisk vitenskap ved universitetet i Durham,
England
- HYLLAND, K., ARNESEN, R.T., BAKKE, T., BAKKETUN, Å., BÆKKEN, T.,
IVERSEN, E., LINDSTRØM, E.A., TOBIESEN, A., AANES, K.J., 1998. Sink i
ferskvann – kjemi, tilførsler og biologiske effekter, Norsk Institutt for
Vannforskning (NIVA), prosjektnr. 97143.
- HÅØYA, A.O., BREEDVELD, G. & MOEN, S., 2007. Miljøpåvirkning fra
gjenbruksmaterialer i veg – oppkuttete bildekk, Statens vegvesen
Vegdirektoratet, Teknologirapport nr. 2435

- KARANFIL, T., KHAN A.A., SELBES M., 2011. Septic Tank Tire Chip Study: Leaching of Dissolved Organic Carbon and Selected Inorganic Constituents from Scrap Tires. Final Report Part-ii.
- KLAASSEN, C.D. 2013. Casarett & Doull's Toxicology, The Basic Science of Poisons, 8th edition, Kansas, USA, McGraw-Hill Education. Side 982-1006.
- KULTURDEPARTEMENTET, 2015, Kunstgressboka, Publikasjonskode: V-0975 B, Trykk: 07 Oslo 05/2015-opplag 2000
- LENNTECH BV, 2018a. Metals in Aquatic Freshwater. [online] Tilgjengelig fra: <https://www.lenntech.com/aquatic/metals.htm> [Nedlastet 03.05.18]
- LENNTECH BV, 2018b. Arsenic (As) and water. [online] Tilgjengelig fra: <https://www.lenntech.com/periodic/water/arsenic/arsenic-and-water.htm> [Nedlastet 03.05.18]
- LENNTECH BV, 2018c. Lead (Pb). [online] Tilgjengelig fra: <https://www.lenntech.com/periodic/elements/pb.htm> [Nedlastet 03.05.18]
- LENNTECH BV, 2018d. Lead (Pb) and water. [online] Tilgjengelig fra: <https://www.lenntech.com/periodic/water/lead/lead-and-water.htm> [Nedlastet 03.05.18]
- LENNTECH BV, 2018e. Nickel (Ni) and water. [online] Tilgjengelig fra: <https://www.lenntech.com/periodic/water/nickel/nickel-and-water.htm> [Nedlastet 26.05.18]
- LIERHAGEN, S., NTNU Gløshaugen, Senioringeniør ved institutt for kjemi, muntlig samtale og mail.
- LONGERICH, H. P., JENNER, G. A., FRYER, B. J. & JACKSON, S. E., 1990. Inductively coupled plasma-mass spectrometric analysis of geological samples: A critical evaluation based on case studies. Chemical Geology, vol. 83, utgave 1-2, side 105 – 118.
- MAGNUSSON S., 2017. Bedømming av omgivningspåverkan från olika fyllmaterial i konstgräsplaner–Fallstudie av dräneringsvatten, Luleå Tekniska Universitet, SFK Konferens.
- MILESTONE, UltraCLAVE [online]. Tilgjengelig fra: <https://milestonesci.com/ultraclave-microwave-digestion-system/#contact> [Nedlastet 17.04.18]
- MILJØBANER, Heimdal Industriservice AS, Granulatfilter til dreneringskum [online] Tilgjengelig fra: <http://www.miljobaner.no/dreneringskummer-v2/> [Nedlastet 23.04.18]

- MILJØDIREKTORATET, 2015. Dette er mikroplastverstingene. [online] Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2015/Mars-2015/Vi-fyller-havet-med-mikroplast/> [Nedlastet 28.05.18]
- MILJØDIREKTORATET, 2016a, Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. 608, side 3 – 4 og 16 – 18.
- MILJØDIREKTORATET, 2016b. Kunstgressbaner mulig stor kilde til mikroplast. [online] Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2016/April/Kunstgressbaner-mulig-stor-kilde-til-mikroplast/> [Nedlastet 12.03.18]
- MYHRVOLD, O., Anleggssjef i Norges Fotballforbund (NFF), mail 14.03.18.
- MYHRVOLD, O & HALVORSEN O., 2013, Gode driftsrutiner gir godt resultat, delrapport 1 av 4, Norges Fotballforbund (NFF)
- NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE (NGU), (LA)-ICP-MS, 2015 [online] Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/fagomrade/icp-ms> [Nedlastet 12.03.18]
- NORSK GJENVINNING, 2017. Dekk. Utgave 08, Nr: VK-31
- PLESSER, T. S. W. & LUND, O. J. 2004. Potential health and environmental effects linked to artificial turf systems - final report.
- RHODES, E. P., REN, Z. & MAYS, D. C. 2012. Zinc Leaching from Tire Crumb Rubber. Environmental Science & Technology, 46 (23), 12856-12863
- GAUTAM, R.K, SHARMA, S.K., MAHIYA, S.. & CHATTOPADHYAHYA, M.C. 2015. Heavy Metals in Water – Presence, Removal and Safety, Chapter 1: Contamination of heavy metals in aquatic media: Transportation, toxicity and technologies for remediation. The Royal Society of Chemistry.
- SABATINO M.D. 2009. Tungmetaller. Store Norske Leksikon.[online] Tilgjengelig fra: <https://snl.no/tungmetaller> [Nedlastet 18.04.18]
- SHUTTERSTOCK, 2018. Tire Cross-section showing various layers used in construction Royalty-free stock illustration ID: 390533086 [online] Tilgjengelig fra: <https://www.shutterstock.com/image-illustration/tire-crosssection-showing-various-layers-used-390533086> [Nedlastet 28.05.18]
- SUNDT, P., SYVERSEN, F., SKOGESAL, O. & SCHULZE, P.E., 2016. Primary microplastic pollution: Measures and reduction potentials in Norway. Prosjektnr. 1118/100534

TANDBERG, I. & RAABE, E.B., 2017. Kartlegging av gummigranulat/mikroplast langs vei og idrettsbaner. Vannområde Indre Oslofjord Vest.

VERSCHOOR, A. J. 2007. Leaching of zinc from rubber infill on artificial turf (football pitches). RIVM report 601774001.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), 2004. Copper in Drinking-water.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), 2005. Nickel in Drinking-water.

WOLF, R.E. 2005. What is ICP-MS? – and more importantly, what can it do?

GRAIN SIZE DISTRIBUTION

#REF!

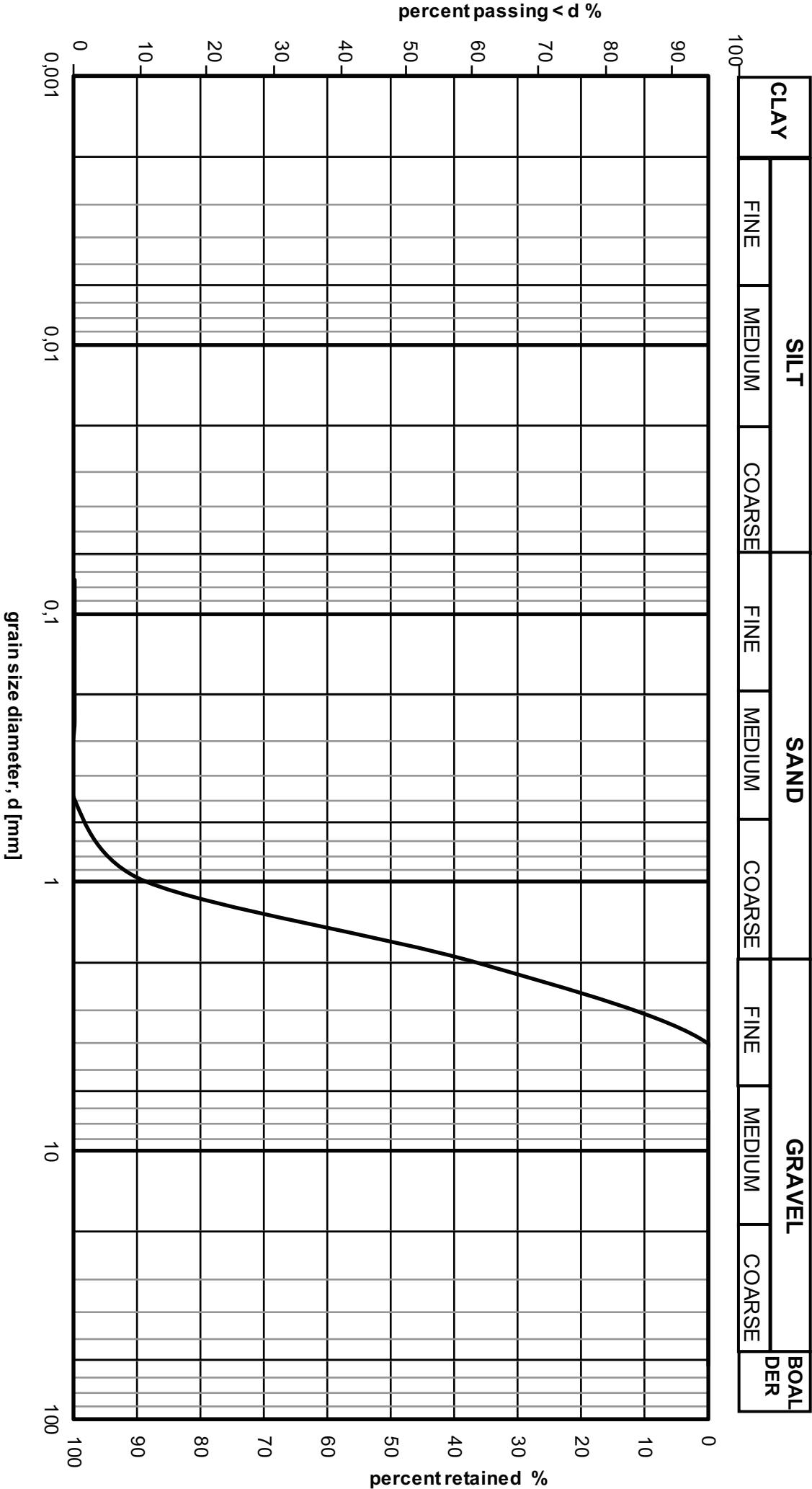
#REF!

#REF!

#REF!

#REF!

VEDLEGG 1



GRAIN SIZE DISTRIBUTION

#REF!

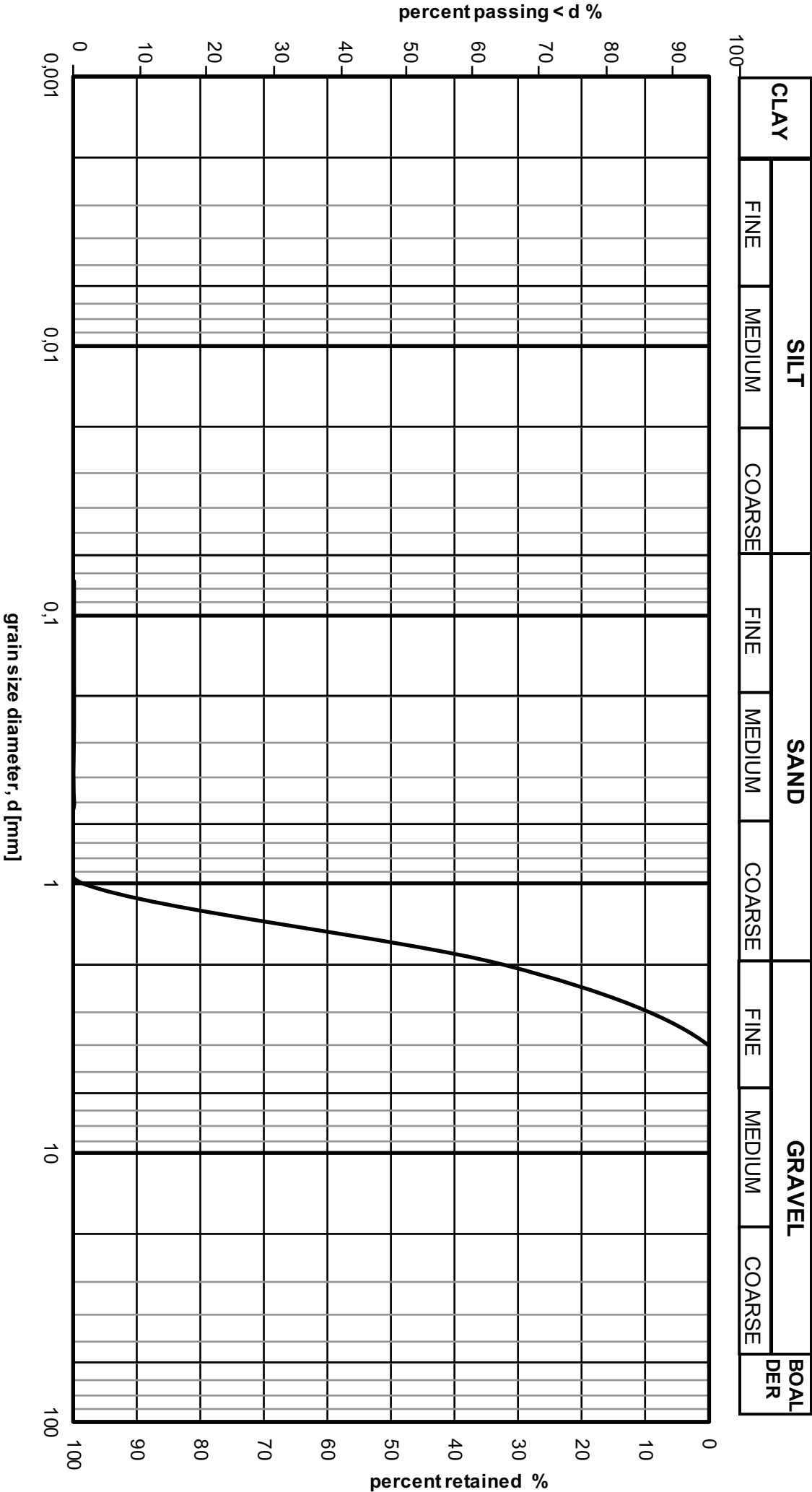
#REF!

#REF!

#REF!

#REF!

VEDLEGG 1



GRAIN SIZE DISTRIBUTION

#REF!

#REF!

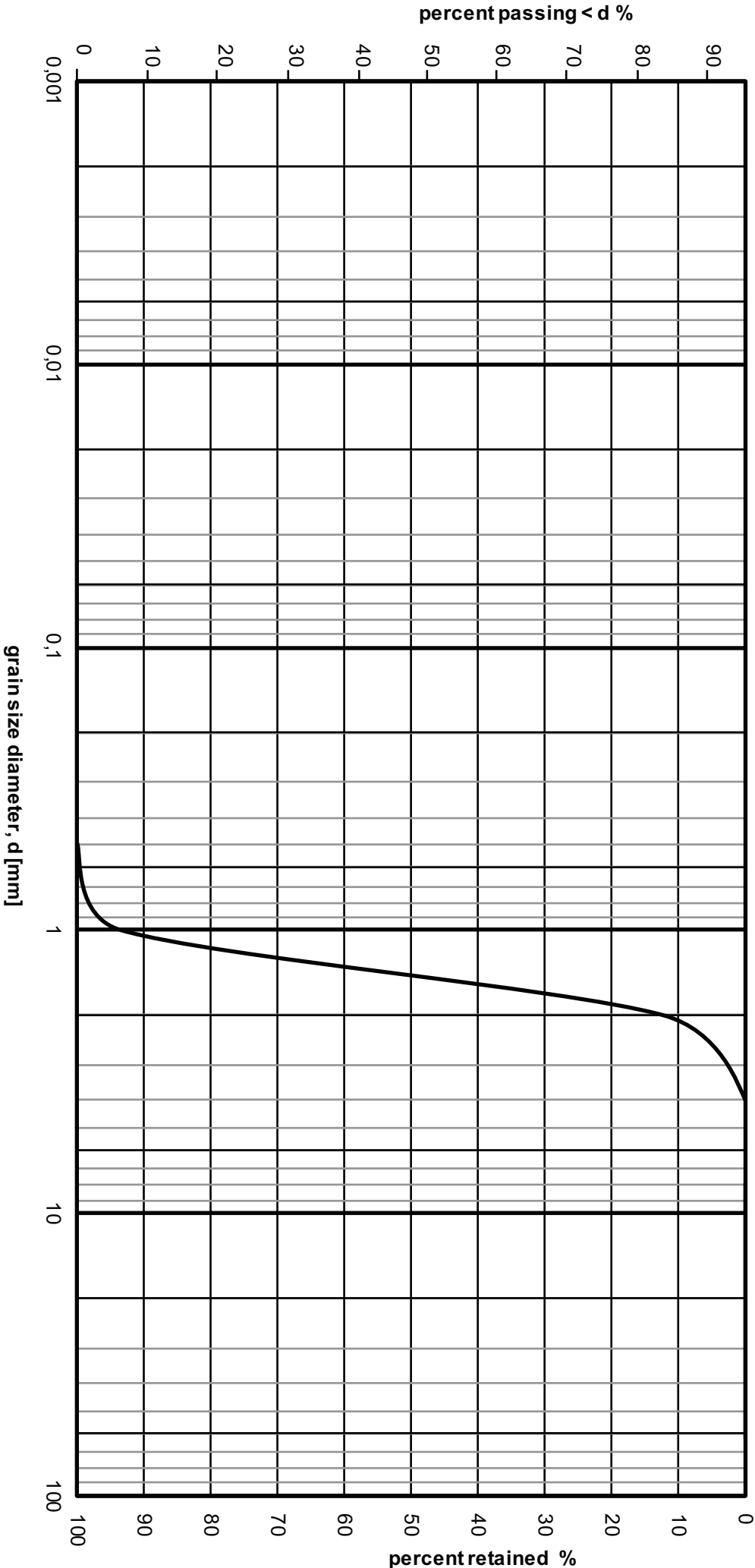
#REF!

#REF!

#REF!

VEDLEGG 1

CLAY	SILT			SAND			GRAVEL			BOAL DER
	FINE	MEDIUM	COARSE	FINE	MEDIUM	COARSE	FINE	MEDIUM	COARSE	



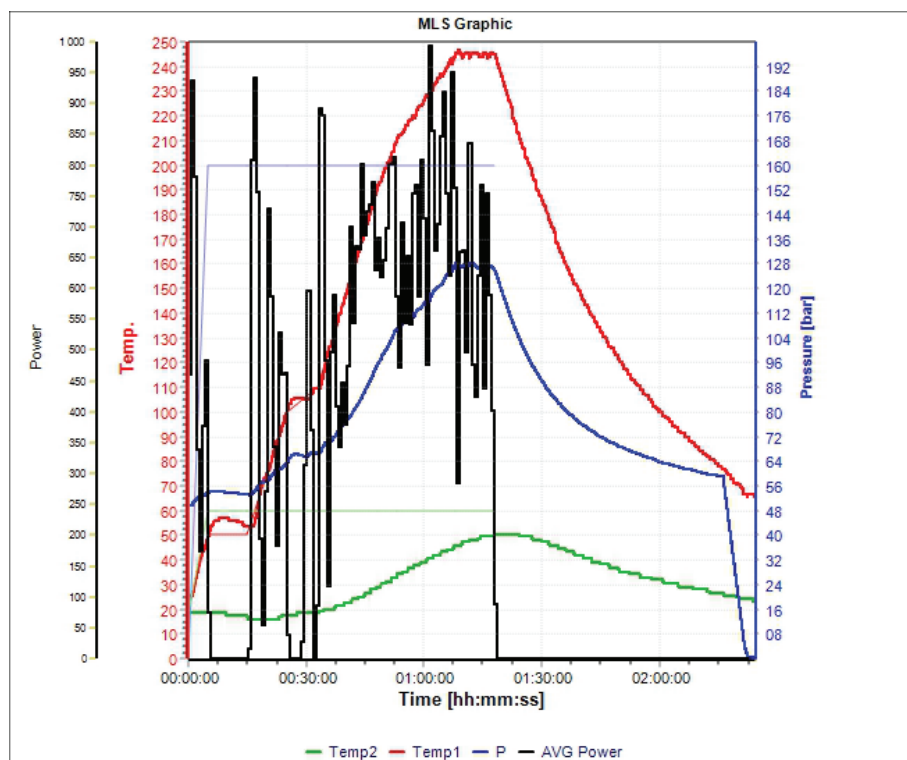


Application: pressPREP

Report 14.05.2018 15:05:27

Filename: M:\A\2018\PROJECT NOT FINISHED\Gisle - Bachleor Ida og Marit\1120 170414
vials 81-120 Gisle og Eva Flach.dpr

MWT AG



Parameter

Signature name :
Signature date :
Signature func. :
Operator :Administrator
Date :17.04.2018
13:00:54
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:01:06:09
Rotor :40 positions
Vessel-Type :18ml teflon and
quarts

Remark:

Ultraclaverun nr 1120, vilas used 81-120

Prosedyre> Prove tilsatt 6 ml 50% HNO₃ v/v, dekomponert i henhold til temperatur profil, deretter fortynnet til ca 60 ml, gir ca 0.6M HNO₃, som er samme matrix som klaibreringslosningene ICP-MS,

Prosjekter, 1) Gisle Roel Bye 12 gummpover fra kunstgressbaner
2) Eva Falch 7 breiflabblever prover.

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

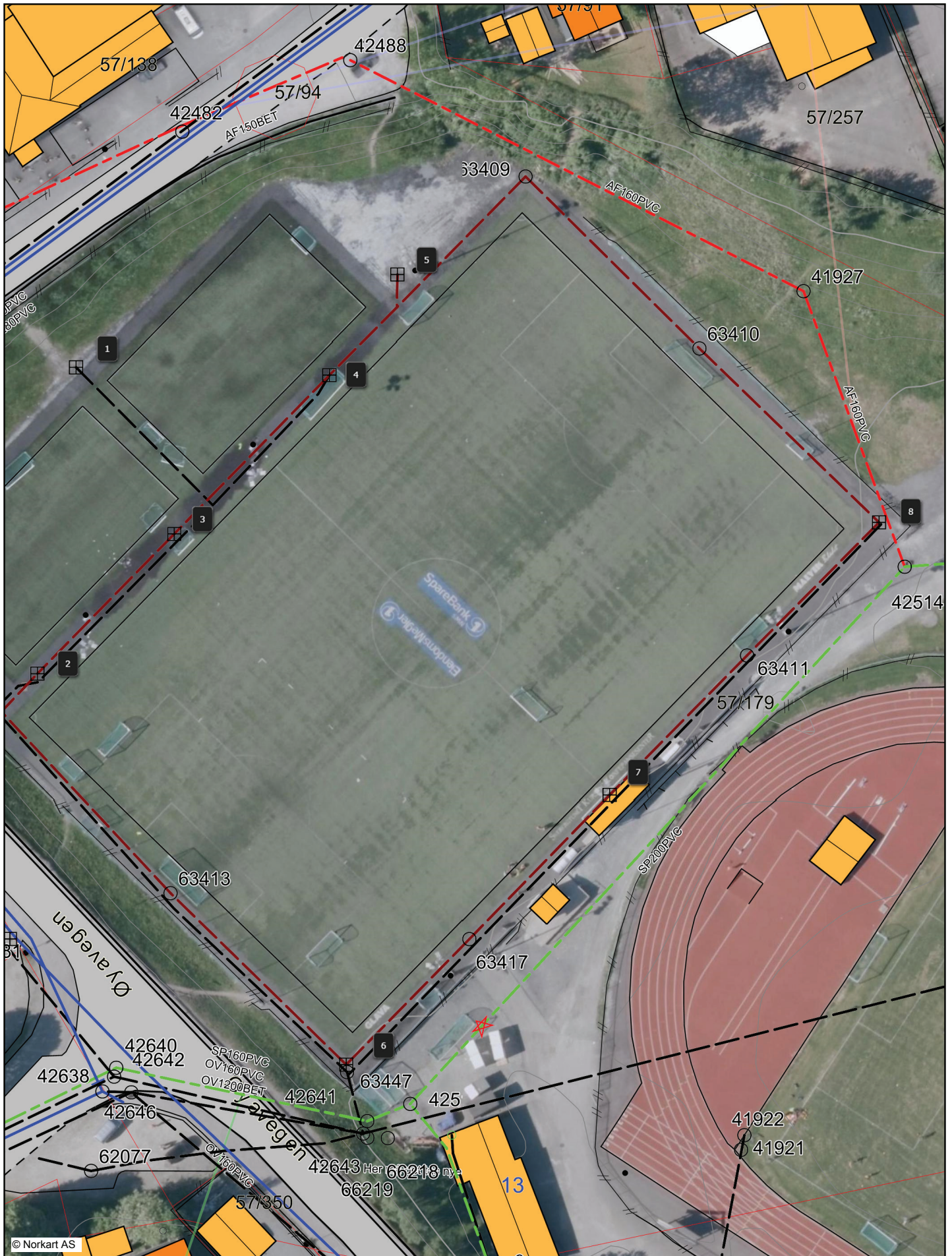


Oversikt over kummer rundt anlegget

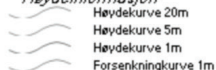
1:500

VEDLEGG 3

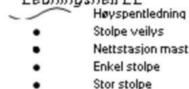
09.10.2017



Heideinformasjon



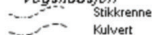
Ledningsnett EL



Bygningsmessige anlegg



Vegsituasjon



Vegsituasjon



Annen samferdsel



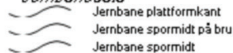
Kyst



Innsjøer og vassdrag



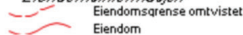
Jernbanedata



Abc

Gatenavn

Eiendomsinformasjon



Bygninger



Adresser



Eiendomsinformasjon





Oversiktskart

1:1000

09.10.2017



© Norkart AS

Ledningsnett ET

- Høyrespennledning
- Stolpe vedlys
- Nettsisjon mast
- Enkel stolpe
- Stor stolpe

Bygningsmessige anlegg

- Bygningsmessige anlegg
- Bru
- Bruavegrensling
- Armet gjerde
- Grunnnett/Hjelpelelinje
- Demning
- Demning kant
- Flagsstang
- Fluabrygge
- Frittsende kant
- Frittsende trap
- Frittsende trap kant
- Fundament
- Fundament kant
- Idrettzanlegg
- Kall/Brygge
- Kall/Brygge kant
- Frittsende mur
- Lokket forstærkningsmur
- Skjerm mur
- Rengate
- Silo
- Silo kant
- Slipp/Tranqang
- Steinleide
- Tank
- Tribune kant
- Vegg
- Vegg innstående
- Molo kant

Vegstillasjon

- Sikkrerme
- Kulvert

Vegstillasjon

- Veg
- Veg
- Vegkant på bro
- Vegkant i tunnel
- Vegdekkelkant
- Ytterkant fortau på bro
- Ytterkant fortau
- Fortaukant på bro
- Fortaukant
- Armet vegareal på bro
- Armet vegareal
- Middeler/Trafikkøy på bro
- Avgrensing mot annet vegareal
- Avgrensing mot syklerseil
- Avgrensing G/S mot annet vegareal
- Gang/Sykkelveg på bro
- Gang/Sykkelveg
- Parkeringsplass kant
- Autovei på bro
- Autovei
- Ferist
- Sikkrerme
- Armen sammenføje
- Traktor/Renovering kant på bro
- Traktor/Renovering kant

Kyst

- Havflate
- Kystkontur
- Skjær
- +
- Innsjøer og kassedag
- Elv/Bekk
- Elv/Bekk kant uskiker
- Elv/Bekk kant
- Kanal/Gent kant
- Elv/Bekk midt

Jernbanedata

- Jernbane plattformkant
- Jernbane spormidt på bru
- Jernbane spormidt i tunnel
- Jernbane spormidt

Abc

Gatenavn

Endomsmåling

- Endomsmåling omtvistet
- Endom

Bygninger

- Takspang Bunn
- Bolidebyg
- Arbeide byg
- Tak kant
- Bygning punkt
- Bygningsdel
- Armen bygning
- Takovebyg
- Takovebyg kant
- Trap innl byggt. kant
- Veienda
- Bygningslinje
- Takspang
- Mennelinge
- Bygningsbru
- Fiktiv bygningavgrensning

Adresser

Abc Adresspunkt tekst

Endomsmåling

Abc Gårds- og bruknummer

REV.	ANT.	REVIDERINGEN GJELDER	SIGN.	DATO
BYÅSEN IDRETTSALG - REHAB. KUNSTGRESS DALGÅRD				
DRENSPLAN				
	TEGN. LL	PROSJ.NR.		
	GODKJ.			
	MÅL 1 : 500	TEGN. NR.		
	DATO 25.08.2016		02	

Tabell A: Oversikt over paralleller og gjennomsnittsberegninger, samt standardavvik for laboratoriet alle dager prøver ble foretatt

Prøvedato	Granulat	Konsentrasjon tungmetall																	
		As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L] **	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD		
20.03.2018	Nyprodusert	0,034		0,139		0,0310		1,48		0,08		0,048		2,57		0,048		1 877,5	
		0,071		0,150		0,0334		1,43		0,07		0,054		2,34		0,054		1 844,5	
		0,052		0,144		0,0322		1,38		0,10		0,051		2,65		0,051		1 874,8	
	SNITT	0,05	0,02	0,144	0,005	0,032	0,001	1,43	0,05	0,08	0,02	0,051	0,003	2,5	0,2	0,051	0,003	1 866	18
	Hommelvik	0,092		0,345		0,0165		7,36		0,32		0,008		0,87		0,008		206,2	
		0,084		0,359		0,0140		7,83		0,31		-0,001		0,95		-0,001		203,1	
		0,117		0,360		0,0150		7,38		0,27		0,002		1,01		0,002		195,7	
	SNITT	0,10	0,02	0,354	0,009	0,015	0,001	7,5	0,3	0,30	0,02	0,003	0,005	0,94	0,07	0,003	0,005	202	5
	Dalgård	0,311		0,587		0,0515		12,53		0,36		-0,005		1,97		-0,005		705,1	
		0,299		0,608		0,0556		12,15		0,42		-0,017		1,87		-0,017		689,1	
		-0,005		-0,009		0,0004		-0,03		-0,02		-0,025		0,00		-0,025		-0,1	
	SNITT	0,305	0,009	0,60	0,01	0,054	0,003	12,3	0,3	0,39	0,04	-0,011	0,009	1,92	0,07	-0,011	0,009	697	11
Elvevann	Nyprodusert	-0,001		9,348		0,0314		1,04		0,24		0,010		3,73		0,010		1 259,8	
		0,050		9,263		0,0323		1,03		0,13		0,026		3,70		0,026		1 276,5	
		0,078		9,019		0,0298		1,12		0,14		0,022		3,56		0,022		1 239,8	
	SNITT	0,04	0,04	9,2	0,2	0,031	0,001	1,07	0,05	0,17	0,06	0,019	0,008	3,67	0,09	0,019	0,008	1259	18
	Hommelvik	0,122		5,250		0,0139		12,58		0,35		0,005		0,74		0,005		105,2	
		0,108		5,057		0,0119		11,80		0,29		-0,007		0,70		-0,007		93,7	
		0,060		5,002		0,0120		11,88		0,26		-0,008		0,95		-0,008		97,0	
	SNITT	0,10	0,03	5,1	0,1	0,013	0,001	12,1	0,4	0,30	0,05	-0,003	0,007	0,8	0,1	-0,003	0,007	99	6
	Dalgård	0,219		10,308		0,0754		17,47		0,38		-0,019		1,60		-0,019		433,2	
		0,214		10,638		0,0781		17,44		0,30		-0,022		1,77		-0,022		435,5	
		0,275		10,777		0,0757		17,05		0,21		-0,029		1,54		-0,029		436,0	
	SNITT	0,24	0,03	10,6	0,2	0,076	0,001	17,3	0,2	0,30	0,09	-0,024	0,005	1,6	0,1	-0,024	0,005	435	2
Regnvann	Nyprodusert	0,145		0,202		0,1165		3,99		0,18		0,024		18,28		0,024		2 132,9	
		0,133		0,206		0,1171		4,00		0,19		0,031		18,92		0,031		2 231,7	
		0,152		0,205		0,1136		3,98		0,13		0,031		18,95		0,031		2 205,8	
	SNITT	0,143	0,009	0,204	0,002	0,116	0,002	3,990	0,008	0,17	0,03	0,028	0,004	18,7	0,4	0,028	0,004	2190	51
	Hommelvik	0,192		0,294		0,0682		16,30		0,35		0,071		7,34		0,071		233,4	
		0,177		0,259		0,0617		15,84		0,33		0,035		7,01		0,035		224,7	
		0,179		0,304		0,0618		16,44		0,38		0,032		7,01		0,032		229,2	
	SNITT	0,183	0,008	0,29	0,02	0,064	0,004	16,2	0,3	0,35	0,02	0,05	0,02	7,1	0,2	0,05	0,02	229	4
	Dalgård	0,393		0,464		0,0974		22,22		0,29		0,013		7,81		0,013		868,9	
		0,406		0,402		0,1065		22,08		0,33		0,006		7,96		0,006		915,3	
		0,379		0,450		0,1063		20,93		0,29		0,009		7,70		0,009		847,6	
	SNITT	0,39	0,01	0,44	0,03	0,103	0,005	21,7	0,7	0,30	0,02	0,010	0,004	7,8	0,1	0,010	0,004	877	35
Deionisert sur	Hommelvik	0,129		0,370		0,0619		7,75		0,22		0,005		1,55		0,005		654,0	
		0,145		0,359		0,0502		7,77		0,19		0,015		1,58		0,015		643,6	
		0,130		0,367		0,0638		7,63		0,20		0,010		1,69		0,010		654,1	
	SNITT	0,135	0,009	0,365	0,006	0,059	0,007	7,71	0,08	0,20	0,01	0,010	0,005	1,61	0,07	0,010	0,005	651	6
Deionisert basisk	Hommelvik	0,130		0,295		0,0066		13,76		0,16		0,012		0,43		0,012		44,0	
		0,109		0,284		0,0050		13,35		0,17		0,015		0,47		0,015		39,1	
		0,116		0,272		0,0063		13,50		0,20		0,006		0,43		0,006		37,4	
	SNITT	0,12	0,01	0,28	0,01	0,0060	0,0008	13,5	0,2	0,18	0,02	0,011	0,005	0,44	0,02	0,011	0,005	40	3
Deionisert 0,5	Nyprodusert	0,060		0,314		0,0338		2,43		0,20		0,067		1,92		0,067		1 736,1	
		0,092		0,329		0,0313		2,44		0,18		0,097		1,95		0,097		1 790,2	
		0,096		0,323		0,0344		2,47		0,15		0,082		1,91		0,082		1 766,7	
	SNITT	0,094	0,003	0,322	0,008	0,033	0,002	2,45	0,02	0,18	0,03	0,08	0,01	1,92	0,02	0,08	0,01	1764	27
Deionisert 2,0	Nyprodusert	0,018		0,130		0,0356		0,97		0,08		0,036		0,93		0,036		972,2	
		0,017		0,120		0,0345		1,01		0,08		0,018		0,82		0,018		972,1	
		0,018		0,125		0,0318		0,94		0,07		0,010		0,98		0,010		985,4	
	SNITT	0,0179	0,0005	0,125	0,005	0,034	0,002	0,97	0,04	0,08	0,01	0,02	0,01	0,91	0,08	0,02	0,01	977	8
Deionisert 0,5	Hommelvik	0,246	*	1,677	*	0,0476	*	17,88	*	0,73	*	0,023	*	3,29	*	0,023	*	306,9	*
Deionisert 2,0	Hommelvik	0,081		0,175		0,0100		5,24		0,22		0,010		0,76		0,010		124,9	
		0,088		0,186		0,0125		5,22		0,26		0,007		0,80		0,007		129,1	
		0,072		0,176		0,0108		5,44		0,16		0,007		0,84		0,007		128,3	
	SNITT	0,080	0,008	0,179	0,006	0,011	0,001	5,3	0,1	0,21	0,05	0,008	0,002	0,80	0,04	0,008	0,002	127	2

* Kun én prøve, dermed ingen standardavvik

** Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av Hg fra injeksjonssystemet som følge av varierende innhold av natriumklorid.

Prøvedato	Granulat	Konsentrasjon tungmetall															
		As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L] **	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
24.03.2018	Nyprodusert	0,133		0,616		0,0237		0,80		0,13		0,036		2,73		2 976,4	
		0,108		0,534		0,0222		0,64		0,13		0,052		2,82		2 920,7	
		0,120		0,663		0,0262		0,79		0,14		0,048		2,95		3 050,7	
	SNITT	0,12	0,01	0,60	0,06	0,024	0,002	0,75	0,09	0,132	0,005	0,045	0,008	2,8	0,1	2983	65
	Hommelvik	0,161		0,604		0,0224		8,64		0,27		0,024		0,93		330,2	
		0,134		0,676		0,0234		9,19		0,28		0,015		0,98		337,2	
		0,156		0,652		0,0242		9,01		0,29		0,009		0,90		337,6	
	SNITT	0,16	0,01	0,64	0,04	0,0233	0,0009	8,9	0,3	0,280	0,007	0,016	0,008	0,93	0,04	335	4
	Dalgård	0,466		1,762		0,0892		16,04		0,82		0,008		2,12		1 024,3	
		0,544		1,938		0,0871		17,95		0,80		0,011		2,45		1 061,9	
		0,494		1,777		0,0847		16,20		0,88		0,008		2,45		1 011,1	
	SNITT	0,50	0,04	1,8	0,1	0,087	0,002	17	1	0,84	0,04	0,009	0,002	2,3	0,2	1032	26
	Nyprodusert	-0,018		7,204		0,0152		-0,19		0,27		0,172		3,38		2 039,4	
		-0,034		6,030		0,0149		-0,46		0,16		0,105		3,29		2 031,2	
		-0,028		7,236		0,0191		-0,11		0,23		0,085		3,46		2 020,8	
	SNITT	-0,027	0,008	6,8	0,7	0,016	0,002	-0,3	0,2	0,22	0,06	0,12	0,05	3,38	0,09	2030	9
	Hommelvik	0,040		4,257		0,0133		16,13		0,45		0,027		0,49		173,5	
		0,043		3,617		0,0158		14,16		0,36		0,016		0,47		158,0	
		0,106		4,122		0,0150		16,89		0,37		0,008		0,52		175,5	
	SNITT	0,06	0,04	4,0	0,3	0,015	0,001	16	1	0,39	0,05	0,02	0,01	0,49	0,03	169	10
	Dalgård	0,315		9,499		0,0615		20,52		0,82		0,004		1,56		454,5	
		0,446		9,237		0,0564		20,72		0,72		-0,001		1,44		453,4	
		0,338		9,428		0,0595		19,61		0,83		-0,002		1,33		441,7	
	SNITT	0,37	0,07	9,4	0,1	0,059	0,003	20,3	0,6	0,79	0,06	0,001	0,003	1,4	0,1	450	7
	Nyprodusert	0,168		0,794		0,0439		2,34		0,24		0,045		16,51		3 394,6	
		0,171		0,777		0,0411		2,39		0,23		0,063		16,48		3 403,5	
		0,182		0,787		0,0414		2,34		0,20		0,055		16,38		3 348,7	
	SNITT	0,174	0,008	0,786	0,009	0,042	0,002	2,36	0,03	0,22	0,02	0,054	0,009	16,46	0,07	3382	29
	Hommelvik	0,238		0,847		0,0585		15,56		0,37		0,028		5,28		355,5	
		0,252		0,846		0,0623		15,34		0,38		0,019		5,36		359,7	
		0,293		0,843		0,0596		15,52		0,43		0,013		4,95		346,2	
	SNITT	0,26	0,03	0,846	0,002	0,060	0,002	15,5	0,1	0,40	0,03	0,020	0,007	5,2	0,2	354	7
	Dalgård	0,551		2,389		0,1116		29,14		0,94		0,016		6,79		1 097,0	
		0,639		2,378		0,1288		27,56		0,86		0,010		7,08		1 104,0	
		0,533		1,975		0,1288		26,12		0,68		0,008		6,71		1 092,7	
	SNITT	0,57	0,06	2,2	0,2	0,12	0,01	28	2	0,8	0,1	0,011	0,004	6,9	0,2	1098	6
Deionisert sur	Hommelvik	0,200		0,877		0,0640		10,35		0,40		0,000		1,46		874,6	
		0,182		0,796		0,0630		9,44		0,40		-0,001		1,48		821,6	
		0,213		0,787		0,0591		9,50		0,48		0,009		1,39		832,8	
SNITT	0,20	0,02	0,82	0,05	0,062	0,003	9,8	0,5	0,43	0,05	0,003	0,005	1,44	0,05	843	28	
Deionisert basisk	Hommelvik	0,185		1,544		0,0129		14,35		0,54		0,005		0,68		202,8	
		12,205		1,560		0,0148		14,60		0,56		-0,006		0,65		208,9	
		0,215		1,632		0,0153		14,91		0,55		0,006		0,68		215,1	
SNITT	0,20	0,02	1,58	0,05	0,014	0,001	14,6	0,3	0,548	0,008	0,002	0,006	0,67	0,02	209	6	
Deionisert 0,5	Nyprodusert	0,152		0,851		0,0168		1,48		0,28		0,056		2,43		2 695,2	
		0,147		0,844		0,0172		1,48		0,27		0,077		2,23		2 659,8	
		0,184		0,678		0,0162		1,37		0,19		0,080		2,34		2 671,8	
SNITT	0,16	0,02	0,8	0,1	0,0167	0,0005	1,44	0,06	0,25	0,05	0,07	0,01	2,3	0,1	2676	18	
Deionisert 2,0	Nyprodusert	0,058		0,522		0,0282		0,46		0,11		0,032		1,18		2 431,1	
		0,071		0,520		0,0228		0,70		0,12		0,010		1,21		2 451,8	
		0,076		0,483		0,0250		0,48		0,13		0,007		1,16		2 424,3	
SNITT	0,07	0,01	0,51	0,02	0,025	0,003	0,5	0,1	0,12	0,01	0,02	0,01	1,18	0,02	2436	14	
Deionisert 0,5	Hommelvik	0,310	*	1,343	*	0,0473	*	14,62	*	0,41	*	0,011	*	1,73	*	207,7	*
Deionisert 2,0	Hommelvik	0,175		0,904		0,0186		9,01		0,51		-0,003		1,13		347,4	
		0,169		0,858		0,0177		8,62		0,53		0,000		1,06		348,3	
		0,186		0,855		0,0170		8,67		0,49		0,001		1,14		340,2	
SNITT	0,177	0,009	0,87	0,03	0,0178	0,0008	8,8	0,2	0,51	0,02	-0,001	0,002	1,11	0,04	345	4	

* Kun én prøve, dermed ingen standardsavvik

** Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av Hg fra injeksjonssystemet som følge av varierende innhold av natriumklorid.

Prøvedato	Granulat	Konsentrasjon tungmetall															
		As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L] **	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
29.03.2018	Nyprodusert	0,134		1,108		0,0220		1,95		0,27		0,026		2,78		2 825,4	
		0,118		0,984		0,0169		1,44		0,22		0,041		2,76		2 791,9	
		0,115		0,694		0,0168		0,95		0,13		0,038		2,89		2 803,3	
	SNITT	0,12	0,01	0,9	0,2	0,019	0,003	1,4	0,5	0,21	0,07	0,035	0,008	2,81	0,07	2807	17
		0,179		0,429		0,0320		8,25		0,23		0,016		0,91		441,0	
		0,164		0,466		0,0284		8,57		0,23		0,009		0,97		449,4	
	Hommelvik	0,153		0,455		0,0329		8,28		0,25		0,008		0,92		448,4	
		0,17	0,01	0,45	0,02	0,031	0,002	8,4	0,2	0,235	0,009	0,011	0,005	0,93	0,03	446	5
		0,591		3,686		0,1182		24,24		1,36		0,027		3,05		1 443,5	
	Dalgård	0,585		3,803		0,1371		24,83		1,24		0,016		3,13		1 583,7	
		0,543		3,314		0,1116		23,64		1,18		0,008		3,11		1 496,4	
		0,57	0,03	3,6	0,3	0,12	0,01	24,2	0,6	1,26	0,09	0,017	0,009	3,10	0,04	1508	71
	Nyprodusert	-0,094		3,773		0,0117		-0,36		0,21		0,020		2,88		2 157,2	
		-0,047		3,829		0,0137		-0,53		0,22		0,034		3,15		2 155,1	
		-0,010		4,028		0,0180		-0,45		0,16		0,033		3,20		2 138,5	
	SNITT	-0,05	0,04	3,9	0,1	0,014	0,003	-0,45	0,09	0,20	0,03	0,029	0,008	3,1	0,2	2150	10
		0,028		2,758		0,0163		16,42		0,26		0,006		0,60		190,6	
		0,035		2,657		0,0200		16,48		0,23		0,001		0,50		190,0	
	Hommelvik	0,006		2,913		0,0173		17,31		0,30		0,006		0,54		195,1	
		0,02	0,02	2,8	0,1	0,018	0,002	16,7	0,5	0,27	0,04	0,004	0,003	0,55	0,05	192	3
		0,342		8,325		0,0560		23,17		0,79		0,001		1,63		563,9	
	Dalgård	0,316		7,594		0,0531		23,11		0,78		0,001		1,76		577,9	
		0,451		7,720		0,0544		23,04		0,56		0,005		1,75		566,5	
		0,37	0,07	7,9	0,4	0,054	0,001	23,11	0,07	0,7	0,1	0,002	0,002	1,72	0,07	569	7
	Nyprodusert	0,001		0,001		0,0004		0,00		0,01		0,001		0,0027		0,1	
		0,159		1,184		0,0297		3,60		0,32		0,037		14,23		3 120,2	
		0,137		1,330		0,1414		5,45		0,33		0,044		14,51		3 210,1	
	SNITT	0,15	0,02	1,3	0,1	0,09	0,08	5	1	0,325	0,008	0,040	0,005	14,4	0,2	3165	64
		0,223		0,725		0,0550		12,90		0,35		0,017		4,90		426,7	
		0,163		0,804		0,0629		13,57		0,40		0,020		4,84		440,3	
	Hommelvik	0,191		0,701		0,0581		13,45		0,27		0,013		5,06		433,6	
		0,19	0,03	0,74	0,05	0,059	0,004	13,3	0,4	0,34	0,06	0,017	0,004	4,9	0,1	434	7
		-0,001		0,000		-0,0005		0,02		0,00		0,013		0,00		0,0	
	Dalgård	0,604		4,366		0,1814		34,17		1,52		0,020		8,06		1 536,0	
		0,580		3,838		0,1714		32,16		1,36		0,021		7,91		1 524,3	
		0,59	0,02	4,1	0,4	0,176	0,007	33	1	1,4	0,1	0,020	0,001	8,0	0,1	1 530	8
	Nyprodusert	0,219		0,745		0,0615		9,77		0,34		0,008		1,14		893,4	
		0,188		0,722		0,0663		9,19		0,35		0,073		1,28		887,8	
		0,208		0,822		0,0668		10,05		0,31		0,033		1,26		888,8	
	SNITT	0,20	0,02	0,76	0,05	0,065	0,003	9,7	0,4	0,34	0,02	0,04	0,03	1,23	0,08	890	3
	Hommelvik	0,189		1,194		0,0212		13,39		0,37		0,020		0,66		252,0	
		0,206		1,204		0,0210		12,79		0,38		0,018		0,63		245,9	
		0,144		1,414		0,0214		13,05		0,40		0,015		0,67		261,3	
	SNITT	0,18	0,03	1,3	0,1	0,0212	0,0002	13,1	0,3	0,38	0,01	0,018	0,002	0,65	0,02	253	8
	Nyprodusert	0,174		1,205		0,0204		2,90		0,28		0,116		2,28		2 282,1	
		0,159		1,144		0,0179		2,45		0,27		0,110		2,17		2 211,2	
		0,173		1,239		0,0188		2,60		0,29		0,100		2,19		2 282,0	
	SNITT	0,169	0,009	1,20	0,05	0,019	0,001	2,7	0,2	0,28	0,01	0,109	0,008	2,21	0,06	2258	41
	Nyprodusert	0,090		0,700		0,0211		1,28		0,16		0,045		1,24		2 701,3	
		0,062		0,637		0,0202		0,74		0,14		0,021		1,21		2 770,3	
		0,099		0,674		0,0156		0,77		0,18		0,012		1,29		2 766,3	
	SNITT	0,08	0,02	0,67	0,03	0,019	0,003	0,9	0,3	0,16	0,02	0,03	0,02	1,25	0,04	2746	39
	Hommelvik	-0,005	*	0,012	*	0,0009	*	0,10	*	-0,01	*	0,005	*	-0,02	*	1,3	*
		0,183		0,942		0,0226		8,88		0,51		0,007		1,21		498,6	
		0,177		1,024		0,0245		10,28		0,49		0,005		1,30		557,4	
	SNITT	0,184	0,006	1,01	0,07	0,024	0,001	9,8	0,8	0,48	0,04	0,005	0,003	1,29	0,08	533	31

* Kun én prøve, dermed ingen standarsavvik

** Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av Hg fra injeksjonssystemet som følge av varierende innhold av natriumklorid.

Prøvedato	Granulat	Konsentrasjon tungmetall															
		As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L]**	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
03.04.2018	Nyprodusert	0,146		1,501		0,0225		3,80		0,37		0,028		2,77		2 438,5	
		0,133		1,616		0,0236		4,29		0,31		0,034		2,79		2 530,6	
		0,118		1,597		0,0190		3,90		0,34		0,038		2,73		2 521,5	
	SNITT	0,13	0,01	1,57	0,06	0,022	0,002	4,0	0,3	0,34	0,03	0,033	0,005	2,76	0,03	2497	51
		0,132		0,778		0,0415		9,65		0,34		0,012		1,02		605,5	
		0,187		0,766		0,0395		9,63		0,33		0,011		1,24		608,5	
	Deionisert	0,199		0,611		0,0418		8,87		0,29		0,007		1,12		588,9	
		0,17	0,04	0,72	0,09	0,041	0,001	9,4	0,4	0,32	0,03	0,010	0,003	1,1	0,1	601	11
		0,696		5,112		0,1699		28,64		1,45		0,027		3,33		1 905,8	
	Dalgård	0,578		4,925		0,1662		27,27		1,45		0,019		3,48		1 885,8	
		0,579		5,008		0,1536		28,04		1,62		0,022		3,19		1 885,2	
		0,62	0,07	5,01	0,09	0,163	0,009	28,0	0,7	1,5	0,1	0,022	0,004	3,3	0,1	1892	12
	Nyprodusert	-0,118		2,355		0,0158		0,11		0,13		0,018		2,87		1 961,7	
		-0,356		-0,022		-0,0015		-1,81		-0,11		-0,003		-0,67		-1,2	
		-0,084		2,424		0,0161		0,11		0,24		0,017		2,89		2 027,0	
	SNITT	-0,10	0,02	2,39	0,05	0,0159	0,0002	0,107	0,001	0,19	0,08	0,0176	0,0002	2,88	0,02	1 994	46
		0,105		2,621		0,0237		18,13		0,28		0,005		0,57		239,3	
		0,060		2,753		0,0250		18,91		0,40		-0,002		0,63		253,1	
	Elvevann	0,064		2,828		0,0231		18,74		0,34		0,002		0,76		250,6	
		0,08	0,03	2,7	0,1	0,024	0,001	18,6	0,4	0,34	0,06	0,002	0,003	0,66	0,09	248	7
		0,441		7,293		0,0704		26,45		0,93		0,003		1,96		708,0	
	Dalgård	0,431		7,980		0,0718		25,78		0,93		0,000		1,83		692,7	
		***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
		0,436	0,007	7,6	0,5	0,071	0,001	26,1	0,5	0,9335	0,0009	0,002	0,002	1,90	0,09	700	11
	Nyprodusert	0,182		1,927		0,0308		6,94		0,46		0,034		13,62		3 267,9	
		0,200		1,978		0,0316		6,70		0,41		0,047		13,92		3 267,6	
		0,191		2,063		0,0286		7,91		0,48		0,044		14,32		3 317,9	
	SNITT	0,191	0,009	1,99	0,07	0,030	0,002	7,2	0,6	0,45	0,04	0,042	0,007	14,0	0,4	3284	29
		0,246		1,021		0,0786		14,81		0,47		0,022		5,77		586,9	
		0,240		1,009		0,0799		14,64		0,37		0,016		5,49		586,1	
	Regnvann	0,227		1,002		0,0725		14,28		0,44		0,015		5,63		568,7	
		0,238	0,009	1,01	0,01	0,077	0,004	14,6	0,3	0,42	0,05	0,018	0,004	5,6	0,1	581	10
		0,648		4,295		0,2228		32,39		1,33		0,025		9,25		2 055,2	
	Dalgård	0,763		4,724		0,2308		33,73		1,31		0,021		9,16		2 030,0	
		0,650		4,857		0,2419		33,97		1,37		0,023		9,24		2 042,9	
		0,69	0,07	4,6	0,3	0,23	0,01	33,4	0,9	1,34	0,03	0,023	0,002	9,22	0,05	2043	13
	Deionisert sur	0,209		0,784		0,0713		9,94		0,37		0,005		1,26		973,8	
		0,207		0,874		0,0651		10,19		0,35		0,012		1,14		957,6	
		0,161		0,733		0,0723		9,61		0,45		0,010		1,20		957,9	
	SNITT	0,19	0,03	0,80	0,07	0,070	0,004	9,9	0,3	0,39	0,05	0,009	0,003	1,20	0,06	963	9
	Deionisert basisk	0,171		1,543		0,0239		13,46		0,49		0,009		0,89		318,5	
		0,207		1,366		0,0256		13,74		0,38		0,013		0,83		316,8	
		0,183		1,740		0,0263		14,95		0,45		0,005		0,79		339,2	
	SNITT	0,19	0,02	1,5	0,2	0,025	0,001	14,0	0,8	0,44	0,06	0,009	0,004	0,84	0,05	325	12
	Deionisert 0,5	0,155		1,540		0,0177		4,54		0,28		0,054		2,26		2 264,4	
		0,158		1,902		0,0252		5,25		0,30		0,063		2,21		2 318,1	
		0,001		-0,009		0,0000		-0,03		-0,01		0,024		-0,03		-0,1	
	SNITT	0,156	0,002	1,7	0,3	0,021	0,005	4,9	0,5	0,29	0,02	0,058	0,006	2,23	0,04	2291	38
	Deionisert 2,0	0,075		1,039		0,0252		1,65		0,24		0,014		1,19		2 829,6	
		0,081		1,108		0,0205		2,08		0,22		0,011		1,33		2 898,1	
		0,098		1,035		0,0194		1,46		0,22		0,012		1,30		2 951,3	
	SNITT	0,08	0,01	1,06	0,04	0,022	0,003	1,7	0,3	0,22	0,01	0,012	0,001	1,27	0,08	2893	61
	Deionisert 0,5	0,298	*	0,960	*	0,0598	*	15,81	*	0,38	*	0,008	*	1,95	*	212,0	*
		0,003		-0,007		-0,0007		-0,02		0,00		0,002		-0,04		-0,2	
		0,186		0,963		0,0314		10,62		0,40		0,002		1,77		855,9	
	Deionisert 2,0	0,196		1,283		0,0330		11,72		0,50		0,007		1,85		858,9	
		0,191	0,007	1,1	0,2	0,032	0,001	11,2	0,8	0,45	0,07	0,004	0,004	1,81	0,05	857	2

* Kun én prøve, dermed ingen standarsavvik

** Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av Hg fra injeksjonssystemet som følge av varierende innhold av natriumklorid.

*** Parallellen ble ikke analysert grunnet for mye partikler

Tabell B: Oversikt over alle gjennomsnittsberegninger med tilhørende standardavvik for laboratoriet

20.03.2018		Metaller:		As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L]	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
Vanntype		Granulat																	
Deionisert vann	Nyprodusert			0,05	0,02	0,144	0,005	0,032	0,001	1,43	0,05	0,08	0,02	0,051	0,003	2,5	0,2	1866	18
	Hommelvik			0,10	0,02	0,354	0,009	0,015	0,001	7,5	0,3	0,30	0,02	0,003	0,005	0,94	0,07	202	5
	Dalgård			0,305	0,009	0,60	0,01	0,054	0,003	12,3	0,3	0,39	0,04	-0,011	0,009	1,92	0,07	697	11
Elvevann	Nyprodusert			0,04	0,04	9,2	0,2	0,031	0,001	1,07	0,05	0,17	0,06	0,019	0,008	3,67	0,09	1259	18
	Hommelvik			0,10	0,03	5,1	0,1	0,013	0,001	12,1	0,4	0,30	0,05	-0,003	0,007	0,8	0,1	99	6
	Dalgård			0,24	0,03	10,6	0,2	0,076	0,001	17,3	0,2	0,30	0,09	-0,024	0,005	1,6	0,1	435	2
Regnvann	Nyprodusert			0,143	0,009	0,204	0,002	0,116	0,002	3,990	0,008	0,17	0,03	0,028	0,004	18,7	0,4	2190	51
	Hommelvik			0,183	0,008	0,29	0,02	0,064	0,004	16,2	0,3	0,35	0,02	0,05	0,02	7,1	0,2	229	4
	Dalgård			0,39	0,01	0,44	0,03	0,103	0,005	21,7	0,7	0,30	0,02	0,010	0,004	7,8	0,1	877	35
Deionisert sur	Hommelvik			0,135	0,009	0,365	0,006	0,059	0,007	7,71	0,08	0,20	0,01	0,010	0,005	1,61	0,07	651	6
Deionisert basisk	Hommelvik			0,12	0,01	0,28	0,01	0,0060	0,0008	13,5	0,2	0,18	0,02	0,011	0,005	0,44	0,02	40	3
Deionisert 0.5 mm	Nyprodusert			0,094	0,003	0,322	0,008	0,033	0,002	2,45	0,02	0,18	0,03	0,08	0,01	1,92	0,02	1764	27
Deionisert 2.0 mm	Nyprodusert			0,0179	0,0005	0,125	0,005	0,034	0,002	0,97	0,04	0,08	0,01	0,02	0,01	0,91	0,08	977	8
Deionisert 0.5 mm	Hommelvik			0,246	*	1,68	*	0,048	*	17,88	*	0,734	*	0,023	*	3,29	*	307	*
Deionisert 2.0 mm	Hommelvik			0,080	0,008	0,179	0,006	0,011	0,001	5,3	0,1	0,21	0,05	0,008	0,002	0,80	0,04	127	2
24.03.2018																			
Deionisert vann	Nyprodusert			0,12	0,01	0,60	0,06	0,024	0,002	0,75	0,09	0,132	0,005	0,045	0,008	2,8	0,1	2983	65
	Hommelvik			0,16	0,01	0,64	0,04	0,0233	0,0009	8,9	0,3	0,280	0,007	0,016	0,008	0,93	0,04	335	4
	Dalgård			0,50	0,04	1,8	0,1	0,087	0,002	17	1	0,84	0,04	0,009	0,002	2,3	0,2	1032	26
Elvevann	Nyprodusert			-0,027	0,008	6,8	0,7	0,016	0,002	-0,3	0,2	0,22	0,06	0,12	0,05	3,38	0,09	2030	9
	Hommelvik			0,06	0,04	4,0	0,3	0,015	0,001	16	1	0,39	0,05	0,02	0,01	0,49	0,03	169	10
	Dalgård			0,37	0,07	9,4	0,1	0,059	0,003	20,3	0,6	0,79	0,06	0,001	0,003	1,4	0,1	450	7
Regnvann	Nyprodusert			0,174	0,008	0,786	0,009	0,042	0,002	2,36	0,03	0,22	0,02	0,054	0,009	16,46	0,07	3382	29
	Hommelvik			0,26	0,03	0,846	0,002	0,060	0,002	15,5	0,1	0,40	0,03	0,020	0,007	5,2	0,2	354	7
	Dalgård			0,57	0,06	2,2	0,2	0,12	0,01	28	2	0,8	0,1	0,011	0,004	6,9	0,2	1098	6
Deionisert sur	Hommelvik			0,20	0,02	0,82	0,05	0,062	0,003	9,8	0,5	0,43	0,05	0,003	0,005	1,44	0,05	843	28
Deionisert basisk	Hommelvik			0,20	0,02	1,58	0,05	0,014	0,001	14,6	0,3	0,548	0,008	0,002	0,006	0,67	0,02	209	6
Deionisert 0.5 mm	Nyprodusert			0,16	0,02	0,8	0,1	0,0167	0,0005	1,44	0,06	0,25	0,05	0,07	0,01	2,3	0,1	2676	18
Deionisert 2.0 mm	Nyprodusert			0,07	0,01	0,51	0,02	0,025	0,003	0,5	0,1	0,12	0,01	0,02	0,01	1,18	0,02	2436	14
Deionisert 0.5 mm	Hommelvik			0,310	*	1,34	*	0,0473	*	14,62	*	0,410	*	0,011	*	1,73	*	208	*
Deionisert 2.0 mm	Hommelvik			0,177	0,009	0,87	0,03	0,0178	0,0008	8,8	0,2	0,51	0,02	-0,001	0,002	1,11	0,04	345	4
29.03.2018																			
Deionisert vann	Nyprodusert			0,12	0,01	0,9	0,2	0,019	0,003	1,4	0,5	0,21	0,07	0,035	0,008	2,81	0,07	2807	17
	Hommelvik			0,17	0,01	0,45	0,02	0,031	0,003	8,4	0,2	0,235	0,009	0,011	0,005	0,93	0,03	446	5
	Dalgård			0,57	0,03	3,6	0,3	0,12	0,01	24,2	0,6	1,26	0,09	0,017	0,009	3,10	0,04	1508	71
Elvevann	Nyprodusert			-0,05	0,04	3,9	0,1	0,014	0,003	-0,45	0,09	0,20	0,03	0,029	0,008	3,1	0,2	2150	10
	Hommelvik			0,02	0,02	2,8	0,1	0,018	0,002	16,7	0,5	0,27	0,04	0,004	0,003	0,55	0,05	192	3
	Dalgård			0,37	0,07	7,9	0,4	0,054	0,001	23,11	0,07	0,7	0,1	0,002	0,002	1,72	0,07	569	7
Regnvann	Nyprodusert			0,15	0,02	1,3	0,1	0,09	0,08	5	1	0,325	0,008	0,040	0,005	14,4	0,2	3165	64
	Hommelvik			0,19	0,03	0,74	0,05	0,059	0,004	13,3	0,4	0,34	0,06	0,017	0,004	4,9	0,1	434	7
	Dalgård			0,59	0,02	4,1	0,4	0,176	0,007	33	1	1,4	0,1	0,0203	0,0006	8,0	0,1	1530	8
Deionisert sur	Hommelvik			0,20	0,02	0,7630	0,05	0,065	0,003	9,7	0,4	0,34	0,02	0,04	0,03	1,23	0,08	890	3
Deionisert basisk	Hommelvik			0,18	0,03	1,3	0,1	0,0212	0,0002	13,1	0,3	0,38	0,01	0,018	0,002	0,65	0,02	253	8
Deionisert 0.5 mm	Nyprodusert			0,169	0,009	1,20	0,05	0,019	0,001	2,7	0,2	0,28	0,01	0,109	0,008	2,21	0,06	2258	41
Deionisert 2.0 mm	Nyprodusert			0,08	0,02	0,67	0,03	0,019	0,003	0,9	0,3	0,16	0,02	0,03	0,02	1,25	0,04	2746	39
Deionisert 0.5 mm	Hommelvik			-0,005	*	0,0124	*	0,0009	*	0,1040	*	-0,0052	*	0,0054	*	-0,019	*	1,34	*
Deionisert 2.0 mm	Hommelvik			0,184	0,006	1,01	0,07	0,024	0,001	9,8	0,8	0,48	0,04	0,005	0,003	1,29	0,08	533	31
03.04.2018																			
Deionisert vann	Nyprodusert			0,13	0,01	1,57	0,06	0,022	0,002	4,0	0,3	0,34	0,03	0,033	0,005	2,76	0,03	2497	51
	Hommelvik			0,17	0,03	0,72	0,09	0,041	0,001	9,4	0,4	0,32	0,03	0,010	0,003	1,1	0,1	601	11
	Dalgård			0,62	0,07	5,01	0,09	0,163	0,009	28,0	0,7	1,5	0,1	0,022	0,004	3,3	0,1	1892	12
Elvevann	Nyprodusert			-0,10	0,02	2,39	0,05	0,0159	0,0002	0,1073	0,0006	0,19	0,08	0,0176	0,0002	2,88	0,02	1994	46
	Hommelvik			0,08	0,03	2,7	0,1	0,024	0,001	18,6	0,4	0,34	0,06	0,002	0,003	0,66	0,09	248	7
	Dalgård			0,436	0,007	7,6	0,5	0,0711	0,0009	26,1	0,5	0,9335	0,0009	0,002	0,002	1,90	0,09	700	11
Regnvann	Nyprodusert			0,191	0,009	1,99	0,07	0,030	0,002	7,2	0,6	0,45	0,04	0,042	0,007	14,0	0,4	3284	29
	Hommelvik			0,238	0,009	1,01	0,01	0,077	0,004	14,6	0,3	0,42	0,05	0,018	0,004	5,6	0,1	581	10
	Dalgård			0,69	0,07	4,6	0,3	0,23	0,01	33,4	0,9	1,34	0,03	0,023	0,002	9,22	0,05	2043	13
Deionisert sur	Hommelvik			0,19	0,03	0,80	0,07	0,070	0,004	9,9	0,3	0,39	0,05	0,009	0,003	1,20	0,06	963	9
Deionisert basisk	Hommelvik			0,19	0,02	1,5	0,2	0,025	0,001	14,0	0,8	0,44	0,07	0,009	0,004	0,84	0,05	325	12
Deionisert 0.5 mm	Nyprodusert			0,156	0,002	1,7	0,3	0,021	0,005	4,9	0,5	0,29	0,02	0,058	0,006	2,23	0,04	2291	38
Deionisert 2.0 mm	Nyprodusert			0,08	0,01	1,06	0,04	0,022	0,003	1,7	0,3	0,22	0,01	0,012	0,001	1,27	0,08	2893	61
Deionisert 0.5 mm	Hommelvik			0,298	*	0,960	*	0,060	*	15,8	*	0,38	*	0,008	*	1,95	*	212	*
Deionisert 2.0 mm	Hommelvik			0,191	0,007	1,1	0,2	0,032	0,001	11,2	0,8	0,45	0,07	0,004	0,004	1,81	0,05	857	2

* Eksisterte kun én parallell

Tabell D: Oversikt over gjennomsnittsberegninger med tilhørende standardavvik for totalanalyse

Metaller (µg/L)																	
		As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L]	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
Opprinneise	Størrøse																
	2.0	11	12	226	219	13	11	103	9	7,1	0,2	0,2	0,2	15	3	67 662	4016
Hommelvik	1.0	1,32	0,05	81,5	0,3	6	1	160	11	7,3	0,2	0,131	0,002	10	2	71 653	3268
Dalgård	1.0	2,96	1,88	101	11	9	2	191	15	11,7	0,2	0,13	0,02	16	5	69 967	11460
Nyprodusert	2.0	1,8	0,6	119	34	5,457	0,006	124	13	5,2	0,7	0,07	0,04	10,3	0,7	65 299	9495
	1.0	2,5	1,5	97	6	4,2	0,7	195	48	5,8	0,4	0,11	0,07	10,2	0,2	72 625	11222
	0.5	2,37	0,08	97	8	5,4	0,8	529	15	10,6	0,2	0,086	0,008	12	1	76 642	6153

Tabell E: Oversikt over prosentvis utlekking for bly, kobber og sink alle dager på laboratoriet

Prosentvis utlekting				Dag 1				Dag 5				Dag 10				Dag 15			
Opprinnelse	Størrreise	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn			
Hommelvik	2.0	0,0793	5,164	0,188	0,3861	8,539	0,5103	0,4483	9,571	0,7880	0,4969	10,88	1,267	5,863	0,8387	2,705			
	1.0	0,4351	4,698	0,281	0,7907	5,588	0,4675	0,5522	5,224	0,6228	0,882	5,863	0,8387	14,64	2,705	4,470			
Dalgård	1.0	0,5929	6,455	0,996	1,812	8,755	1,476	3,574	12,682	2,155	4,978	14,64	2,705	1,396	4,470	3,438			
	2.0	0,1056	0,7859	1,496	0,4283	0,4409	3,730	0,5654	0,7484	4,205	0,8941	1,396	4,470	2,051	3,438	2,989			
Nyprodusert	1.0	0,1488	0,7344	2,569	0,6230	0,3823	4,107	0,9572	0,7420	3,865	1,620	2,051	3,438	0,9246	2,989	2,989			
	0.5	0,3302	0,4622	2,302	0,8117	0,2729	3,491	1,227	0,5009	2,947	1,766	0,9246	2,989	0,9246	2,989	2,989			

Tabell F: Oversikt over alle prøveparalleller for kum 2 i Hommelvik

Kum 2, Hommelvik																
Prøvedato / Metall	As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L] *	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
31.01.18	(1)	0,143			0,201		0,7009		8,89		0,12		0,274		2,58	
	(2)	0,121			0,173		0,6833		7,91		0,01		0,171		2,24	
	(3)	0,124			0,179		0,71		8,67		0,0		-0,032		2,7	
Snitt		0,13	0,01		0,18	0,01	0,70	0,01	8,5	0,5	0,04	0,07	0,22	0,07	2,5	0,2
21.02.18	(1)	0,01			0,034		0,168		0,53		0,02		-0,012		2	
	(2)	0,016			0,029		0,1727		0,51		0,11		-0,005		2,31	
	(3)	0,016			0,033		0,1702		0,51		0,1		-0,001		1,98	
Snitt		0,014	0,003		0,032	0,003	0,170	0,002	0,52	0,01	0,08	0,05	-0,006	0,006	2,1	0,2
07.03.18	(1)	0,033			0,001		0,0497		1,84		0,02		0,076		2,57	
	(2)	0,018			0,001		0,0562		1,9		0		0,063		2,74	
	(3)	0,01			-0,001		0,0549		1,94		0,02		0,051		2,84	
Snitt		0,02	0,01		0,000	0,001	0,054	0,003	1,89	0,05	0,01	0,01	0,06	0,01	2,7	0,1
14.03.18	(1)	0,026			0,005		0,0269		1,8		0,04		0,008		5	
	(2)	0,031			0,006		0,0237		1,76		0,03		0,012		5,04	
	(3)	0,046			0,006		0,025		1,63		-0,01		0,01		5	
Snitt		0,03	0,01		0,0057	0,0006	0,025	0,002	1,73	0,09	0,02	0,03	0,01	0,002	5,01	0,02
															51,0	0,9

* Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av Hg fra injeksjonssytemet som følge av varierende innhold av natriumklorid.

**** Ingen prøve samlet inn 140218**

Tabell G: Oversikt over alle prøveparalleller for kum 3 i Hommelvik

Kum 3 hommelvik																
Prøvedato / Metall	As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L] *	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
31.01.18	(1) 0,11		1,298		0,1137		16,29		0,03		0,183		12,72		609,9	
	(2) 0,12		1,197		0,0979		15,63		0,13		0,288		12,68		568,9	
	(3) 0,101		1,289		0,1041		16,18		0,08		0,231		12,93		597,3	
Snitt	0,11	0,01	1,26	0,06	0,105	0,008	16,0	0,4	0,0800	0,05	0,23	0,05	12,8	0,1	592	21
14.02.18	(1) 0,017		0,018		0,0513		3,22		0,16		0,348		10,74		135,4	
	(2) 0,02		0,02		0,0465		3,45		0,11		0,218		11,34		139,7	
	(3) 0,013		0,021		0,0462		3,53		0,16		0,12		11,69		146,8	
Snitt	0,017	0,004	0,020	0,002	0,048	0,003	3,4	0,2	0,14	0,03	0,2	0,1	11,3	0,5	141	6
21.02.18	(1) 0,019		0,055		0,0125		6,15		0,1		0,138		9,46		25,5	
	(2) 0,011		0,053		0,0122		6,01		0,02		0,084		9,62		25,3	
	(3) 0,015		0,05		0,12		5,84		0,03		0,091		9,21		25,2	
Snitt	0,015	0,004	0,053	0,003	0,0124	0,0002	6,0	0,2	0,05	0,04	0,10	0,03	9,4	0,2	25,3	0,2
07.03.18	(1) 0,023		0,007		0,0494		3,98		0,05		0,039		5,5		119,3	
	(2) 0,029		0,009		0,0489		4,08		0,04		0,02		7,29		121,7	
	(3) 0,02		0,006		0,0411		4,03		0,08		0,015		6,34		122	
Snitt	0,024	0,005	0,007	0,002	0,046	0,005	4,03	0,05	0,06	0,02	0,02	0,01	6,4	0,9	121	1
14.03.18	(1) 0,031		0,02		0,0561		3,63		0,02		0,004		3,63		157,9	
	(2) 0,023		0,017		0,0506		3,51		0,01		0,012		3,55		157,7	
	(3) 0,024		0,021		0,0533		3,4		0,01		0,011		3,65		149,1	
Snitt	0,026	0,004	0,019	0,002	0,053	0,003	3,5	0,1	0,013	0,006	0,009	0,004	3,61	0,05	155	5

* Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av Hg fra injeksjonssytemet som følge av varierende innhold av natriumklorid.

Tabell H: Oversikt over alle prøveparalleller for overvannskum i Hommelvik

OVERVANN																
Prøvedato / Metall	As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L] *	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
31.01.18	(1) 0,621		0,105		0,0167		2,86		0,35		0,001		2,04		113,9	
	(2) 0,607		0,106		0,0183		2,78		0,39		0,002		2,07		113	
	(3) 0,585		0,108		0,0188		2,72		0,38		0,005		2,03		112,1	
Snitt	0,60	0,02	0,106	0,002	0,018	0,001	2,79	0,07	0,37	0,02	0,003	0,002	2,05	0,02	113,0	0,9
14.02.18	(1) 0,417		0,183		0,0308		2,25		0,79		0,013		0,84		281	
	(2) 0,403		0,164		0,0243		2,21		0,66		0,009		1,25		255,2	
	(3) 0,414		0,196		0,0197		2,36		0,62		0,008		1,28		264,7	
Snitt	0,411	0,007	0,18	0,02	0,025	0,006	2,27	0,08	0,69	0,09	0,010	0,003	1,1	0,2	267	13
21.02.18	(1) 1,09		0,066		0,0102		2,1		0,25		0,004		3,91		97,9	
	(2) 1,191		0,059		0,0109		2,27		0,23		0,008		4,42		103	
	(3) 1,129		0,06		0,0158		2,47		0,23		0,009		5,23		104,5	
Snitt	1,14	0,05	0,062	0,004	0,012	0,003	2,3	0,2	0,24	0,01	0,007	0,003	4,5	0,7	102	3
07.03.18	(1) 0,627		0,093		0,0152		4,64		0,29		0,015		2,01		113,4	
	(2) 0,824		0,132		0,0302		7,61		0,34		0,014		2,05		108,3	
	(3) 0,832		0,139		0,0306		7,11		0,29		0,014		2,01		105,6	
Snitt	0,8	0,1	0,136	0,005	0,025	0,009	7,4	0,4	0,31	0,03	0,0143	0,0006	2,02	0,02	109	4
14.03.18	(1) 0,002		0		0,0002		0,02		0,03		0,012		0		0,1	
	(2) 0,822		0,033		0,0146		1,3		0,21		0,021		2,43		258,4	
	(3) 0,867		0,029		0,0138		1,18		0,25		0,028		2,12		214,8	
Snitt	0,84	0,03	0,02	0,02	0,0142	0,0006	1,24	0,08	0,23	0,03	0,020	0,008	2,3	0,2	237	31

* Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av Hg fra injeksjonssystemet som følge av varierende innhold av natriumklorid.

Tabell I: Oversikt over alle prøveparalleller for oppsamlingskum i Hommelvik

OPPSAMMLING																	
Prøvedato / Metall	As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L] *	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD	
31.01.18	(1)	1,415		0,221		0,0084		38,55		0,18		0,004		1,6		19	
	(2)	1,305		0,223		0,0065		38,39		0,18		0,000		1,62		18,1	
	(3)	1,443		0,22		0,0061		39,35		0,2		0,003		1,84		19,1	
Snitt		1,39	0,07	0,221	0,002	0,007	0,001	38,8	0,5	0,19	0,01	0,002	0,002	1,7	0,1	18,7	0,6
14.02.18	(1)	1,01		0,487		0,0212		52,4		0,25		0,011		2,68		46,2	
	(2)	0,939		0,479		0,0239		54,89		0,27		0,009		2,45		47,2	
	(3)	1,034		0,458		0,0203		51,86		0,29		0,009		2,66		45,8	
Snitt		0,99	0,05	0,47	0,01	0,022	0,002	53	2	0,27	0,02	0,010	0,001	2,6	0,1	46,4	0,7
21.02.18	(1)	1,119		0,249		0,0139		35,29		0,29		0,005		1,02		17,1	
	(2)	1,146		0,636		0,0406		54,07		3,23		0,017		1,54		36	
	(3)	1,17		0,261		0,0084		32,89		0,39		0,009		1,16		16,7	
Snitt		1,15	0,03	0,255	0,008	0,02	0,02	41	12	1,3	1,7	0,010	0,006	1,2	0,3	23	11
07.03.18	(1)	1,463		0,331		0,0102		39,02		0,32		0,023		1,3		19	
	(2)	1,062		0,329		0,0084		48,41		0,32		0,035		1,62		17,4	
	(3)	1,271		0,41		0,0236		42,45		0,26		0,033		1,24		32,2	
Snitt		1,3	0,2	0,36	0,05	0,014	0,008	43	5	0,30	0,03	0,030	0,006	1,4	0,2	23	8
14.03.18	(1)	0,835		0,343		0,011		47,17		0,17		0,013		1,54		20,4	
	(2)	0,858		0,677		0,0122		55,65		0,27		0,014		1,56		31,1	
	(3)	0,977		1,065		0,0366		54,65		0,44		0,006		1,58		50,7	
Snitt		0,89	0,08	0,7	0,4	0,02	0,01	52	5	0,3	0,1	0,011	0,004	1,56	0,02	34	15

* Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av Hg fra injeksjonssystemet som følge av varierende innhold av natriumklorid.

Tabell J: Oversikt over alle prøveparalleller for Homla (elv) i Hommelvik

ELV																
Prøvedato / Metall	As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L] *	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
31.01.18	(1) 4,417		0,003		0,0007		0,05		0,2		0,037		0,85		0,9	
	(2) 4,44		0,002		0,0008		0,03		0,23		0,028		0,82		1,0	
	(3) 4,381		0,004		-0,0007		0,03		0,2		0,03		0,92		0,9	
Snitt	4,41	0,03	0,003	0,001	0,00075	7E-05	0,04	0,01	0,21	0,02	0,032	0,005	0,86	0,05	0,93	0,06
14.02.18	(1) 3,868		0,005		0,00		0,08		0,3		0,008		1,49		3,6	
	(2) 3,684		0,009		0,0011		0,06		0,31		0,008		1,47		3,4	
	(3) 3,631		0,01		0,0003		0,08		0,24		0,013		1,65		3,5	
Snitt	3,7	0,1	0,008	0,003	0,0005	0,0006	0,07	0,01	0,28	0,04	0,010	0,003	1,5	0,1	3,5	0,1
21.02.18	(1) 1,242		0,006		0,001		0,07		0,24		0,01		1,6		4,3	
	(2) 1,258		0,005		0,0015		0,08		0,2		0,009		2,0		4,6	
	(3) 1,182		0,006		0,0014		0,09		0,15		0,008		1,98		4	
Snitt	1,23	0,04	0,0057	0,0006	0,0013	0,0003	0,08	0,01	0,20	0,05	0,009	0,001	1,9	0,2	4,3	0,3
07.03.18	(1) 3,479		0,004		0,0002		0,06		0,29		0,083		1,17		1,6	
	(2) 3,49		0,009		0,0006		0,07		0,29		0,047		1,29		1,6	
	(3) 3,594		0,007		0,001		0,07		0,3		0,04		1,25		1,7	
Snitt	3,52	0,06	0,007	0,003	0,0006	0,0004	0,067	0,006	0,293	0,006	0,06	0,02	1,24	0,06	1,63	0,06
14.03.18	(1) 0,442		0,016		0,0014		0,75		0,2		0,007		0,87		1,4	
	(2) 0,473		0,014		0,0013		0,8		0,22		0,004		1,1		1,3	
	(3) 0,402		0,015		0,001		0,79		0,23		0,000		1,05		1,3	
Snitt	0,44	0,04	0,015	0,001	0,0012	0,0002	0,78	0,03	0,22	0,02	0,004	0,004	1,0	0,1	1,33	0,06

* Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av Hg fra injeksjonssystemet som følge av varierende innhold av natriumklorid.

Tabell K: Oversikt over alle gjennomsnittsberegninger med tilhørende standardavvik for alle prøvelokasjoner i Hommelvik de dagene prøver ble foretatt

Kummer	As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L]	**	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
31.01.2018																	
Kum 2	0,13	0,01	0,18	0,01	0,70	0,01	8,5	0,5	0,04	0,07	0,22	0,07	0,07	2,5	0,2	1886	54
Kum 3	0,11	0,01	1,26	0,06	0,105	0,008	16,0	0,4	0,08	0,05	0,23	0,05	0,05	12,8	0,1	592	21
Overvann	0,60	0,02	0,106	0,002	0,018	0,001	2,79	0,07	0,37	0,02	0,003	0,002	0,002	2,05	0,02	113,0	0,9
Oppsamling	1,39	0,07	0,221	0,002	0,007	0,001	38,8	0,5	0,19	0,01	0,002	0,002	0,002	1,7	0,1	18,7	0,6
Elv	4,41	0,03	0,003	0,001	0,00075	0,00007	0,04	0,01	0,21	0,02	0,032	0,005	0,005	0,86	0,05	0,93	0,06
14.02.2018																	
Kum 2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Kum 3	0,017	0,004	0,020	0,002	0,048	0,003	3,4	0,2	0,14	0,03	0,2	0,1	0,1	11,3	0,5	141	6
Overvann	0,411	0,007	0,18	0,02	0,025	0,006	2,27	0,08	0,69	0,09	0,010	0,003	0,003	1,1	0,2	267	13
Oppsamling	0,99	0,05	0,47	0,01	0,022	0,002	53	2	0,27	0,02	0,010	0,001	0,001	2,6	0,1	46,4	0,7
Elv	3,7	0,1	0,008	0,003	0,0005	0,0006	0,07	0,01	0,28	0,04	0,010	0,003	0,003	1,5	0,1	3,5	0,1
21.02.2018																	
2	0,014	0,003	0,032	0,003	0,170	0,002	0,52	0,01	0,08	0,05	-0,006	0,006	0,006	2,1	0,2	28,7	0,3
3	0,015	0,004	0,053	0,003	0,0124	0,0002	6,0	0,2	0,05	0,04	0,10	0,03	0,03	9,4	0,2	25,3	0,2
Overvann	1,14	0,05	0,062	0,004	0,012	0,003	2,3	0,2	0,24	0,01	0,007	0,003	0,003	4,5	0,7	102	3
Oppsamling	1,15	0,03	0,255	0,008	0,02	0,02	41	12	1	2	0,010	0,006	0,006	1,2	0,3	23	11
Elv	1,23	0,04	0,0057	0,0006	0,0013	0,0003	0,08	0,01	0,20	0,05	0,009	0,001	0,001	1,9	0,2	4,3	0,3
07.03.2018																	
2	0,02	0,01	0,0003	0,001	0,054	0,003	1,89	0,05	0,01	0,01	0,06	0,01	0,01	2,7	0,1	62	2
3	0,024	0,005	0,007	0,002	0,046	0,005	4,03	0,05	0,06	0,02	0,02	0,01	0,01	6,4	0,9	121	1
Overvann	0,8	0,1	0,136	0,005	0,025	0,009	7,4	0,4	0,31	0,03	0,0143	0,0006	0,0006	2,02	0,02	109	4
Oppsamling	1,3	0,2	0,36	0,05	0,014	0,008	43	5	0,30	0,03	0,030	0,006	0,006	1,4	0,2	23	8
Elv	3,52	0,06	0,007	0,003	0,0006	0,0004	0,067	0,006	0,293	0,006	0,06	0,02	0,02	1,24	0,06	1,63	0,06
14.03.2018																	
2	0,03	0,01	0,0057	0,0006	0,025	0,002	1,73	0,09	0,02	0,03	0,010	0,002	0,002	5,01	0,02	51,0	0,9
3	0,026	0,004	0,019	0,002	0,053	0,003	3,5	0,1	0,013	0,006	0,009	0,004	0,004	3,61	0,05	155	5
Overvann	0,84	0,03	0,02	0,02	0,0142	0,0006	1,24	0,08	0,23	0,03	0,020	0,008	0,008	2,3	0,2	237	31
Oppsamling	0,89	0,08	0,7	0,4	0,02	0,01	52	5	0,3	0,1	0,011	0,004	0,004	1,56	0,02	34	15
Elv	0,44	0,04	0,015	0,001	0,0012	0,0002	0,78	0,03	0,22	0,02	0,004	0,004	0,004	1,0	0,1	1,33	0,06

* Ble ikke foretatt prøver denne dagen grunnet mangel på utstyr
** Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av prøve fra injeksjonssystemet.

Tabell L: Oversikt over alle prøvepallelleler, gjennomsnitsberegninger og standardavvik for kummen ved Dalgård kunstgressbane

Tungmetallkonsentrasjoner Dalgård kunstgressbane																
Prøvedato / Metall	As [µg/L]	STD	Pb [µg/L]	STD	Cd [µg/L]	STD	Cu [µg/L]	STD	Cr [µg/L]	STD	Hg [µg/L] *	STD	Ni [µg/L]	STD	Zn [µg/L]	STD
13.02.18	(1) 1,211		0,104		0,0062		6,02		0,34		0,023		7,54		8,2	
	(2) 1,097		0,109		0,0088		6,15		0,41		0,020		7,75		8,1	
	(3) 1,146		0,098		0,0094		5,97		0,38		0,008		7,76		7,7	
Snitt	1,15	0,06	0,103	0,005	0,008	0,002	6,05	0,09	0,37	0,04	0,017	0,008	7,7	0,1	8,0	0,3
21.02.18	(1) 1,099		0,002		0,0064		2,08		0,36		0,000		0,65		0,6	
	(2) 1,034		0,006		0,0044		2,10		0,32		0,000		0,71		0,6	
	(3) 1,095		0,004		0,0047		1,94		0,31		0,001		0,72		0,7	
Snitt	1,08	0,04	0,004	0,002	0,005	0,001	2,04	0,09	0,33	0,02	0,0003	0,0008	0,70	0,04	0,66	0,05
07.03.18	(1) 1,095		0,006		0,0031		2,21		0,32		0,005		0,64		1,1	
	(2) 1,025		0,004		0,0042		2,12		0,28		0,003		0,70		1,2	
	(3) 1,074		0,006		0,0022		2,03		0,27		0,019		0,72		1,1	
Snitt	1,06	0,04	0,006	0,001	0,003	0,001	2,12	0,09	0,29	0,03	0,009	0,009	0,69	0,04	1,16	0,06
14.03.18	(1) 1,040		0,007		0,0178		2,10		0,26		0,024		0,92		1,1	
	(2) 1,080		0,006		0,0084		2,20		0,29		0,013		0,74		0,7	
	(3) 1,077		0,006		0,0072		1,92		0,27		0,010		0,65		0,5	
Snitt	1,07	0,02	0,0066	0,0007	0,011	0,006	2,1	0,1	0,27	0,01	0,015	0,007	0,8	0,1	0,7	0,3

* Verdier for kvikksølv (Hg) er usikre grunnet utvasking av prøve fra injeksjonssystemet

				Information for you samples essential to prevent a) erroneous results, b) not damaging the instrument							
Sample ID		Date and batch info		Material		High concentration of main elements		High concentration of minor elements		Preservation with acid	
Sample-number	Sample name	Batch number	Date of delivery	Example, instead of Heading 1 - 4, replace it with heading suitable for you project (Date, locality, ...)		Seawater, Freshwater		Ca, K, Mg Na S Ca, K, Mg Na S		Cu, Ni, Co, Mn Fe Cu, Ni, Co, Mn Fe	
				Date insampling	Heading 2 (locally)	Heading 3	Heading 4			> 150 mg/l	> 30 mg/l
Starting formulas calculating costs for you project dont delete this row !!!!											
152	Lab 1a	1	06.04.2018	24.03.2018	Ny granulat	Lab		Deionisert	152		0.1M HNO3
153	Lab 1b	1	06.04.2018	24.03.2018	Ny granulat	Lab		Deionisert	153		0.1M HNO3
154	Lab 1c	1	06.04.2018	24.03.2018	Ny granulat	Lab		Deionisert	154		0.1M HNO3
155	Lab 2a	1	06.04.2018	24.03.2018	Hornemivk	Lab		Deionisert	155		0.1M HNO3
156	Lab 2b	1	06.04.2018	24.03.2018	Hornemivk	Lab		Deionisert	156		0.1M HNO3
157	Lab 2c	1	06.04.2018	24.03.2018	Hornemivk	Lab		Deionisert	157		0.1M HNO3
158	Lab 3a	1	06.04.2018	24.03.2018	Dalgard	Lab		Deionisert	158		0.1M HNO3
159	Lab 3b	1	06.04.2018	24.03.2018	Dalgard	Lab		Deionisert	159		0.1M HNO3
160	Lab 3c	1	06.04.2018	24.03.2018	Dalgard	Lab		Deionisert	160		0.1M HNO3
161	Lab 4a	1	06.04.2018	24.03.2018	Ny granulat	Lab		Ferskvann	161		0.1M HNO3
162	Lab 4b	1	06.04.2018	24.03.2018	Ny granulat	Lab		Ferskvann	162		0.1M HNO3
163	Lab 4c	1	06.04.2018	24.03.2018	Ny granulat	Lab		Ferskvann	163		0.1M HNO3
164	Lab 5a	1	06.04.2018	24.03.2018	Hornemivk	Lab		Ferskvann	164		0.1M HNO3
165	Lab 5b	1	06.04.2018	24.03.2018	Hornemivk	Lab		Ferskvann	165		0.1M HNO3
166	Lab 5c	1	06.04.2018	24.03.2018	Hornemivk	Lab		Ferskvann	166		0.1M HNO3
167	Lab 6a	1	06.04.2018	24.03.2018	Dalgard	Lab		Ferskvann	167		0.1M HNO3
168	Lab 6b	1	06.04.2018	24.03.2018	Dalgard	Lab		Ferskvann	168		0.1M HNO3
169	Lab 6c	1	06.04.2018	24.03.2018	Dalgard	Lab		Ferskvann	169		0.1M HNO3
170	Lab 7a	1	06.04.2018	24.03.2018	Ny granulat	Lab		Regnann	170		0.1M HNO3
171	Lab 7b	1	06.04.2018	24.03.2018	Ny granulat	Lab		Regnann	171		0.1M HNO3
172	Lab 7c	1	06.04.2018	24.03.2018	Ny granulat	Lab		Regnann	172		0.1M HNO3

Date of analyses: 18.04.18 sekvens 28

Counting digits = 3

Elements/ sample																Sample-number	Slakk nummer	Sample ID	Isotope Parameters						Start statistical calculations						
	Al	As	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Nb	Ni	Pb	Zn				Y89(LR) Conc. µg/L	RSD, %	Cd114(LR) Conc. µg/L	RSD, %	Mo98(MR) Conc. µg/L	RSD, %		Sn118(LR) Conc. µg/L	RSD, %	Ce140(LR) Conc. µg/L	RSD, %	Pr141(LR) Conc. µg/L	RSD, %
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	152	0	0.008	11.3	0.0242	8.8	0.094	15.8	0.243	9.1	0.016	2.6	0.0020	19.5	0.0002	88.2
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	153	0	0.008	8.0	0.0227	16.9	0.084	19.2	0.213	7.4	0.015	19.7	0.0023	24.6	0.0000	0.0
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	154	0	0.009	13.1	0.0268	17.8	0.087	38.0	0.264	2.8	0.019	7.4	0.0024	10.8	0.0003	19.9
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	155	0	0.032	7.8	0.0229	14.8	0.071	20.3	0.161	9.5	0.091	2.1	0.0090	12.7	0.0004	37.8
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	156	0	0.027	6.3	0.0239	3.1	0.084	12.7	0.172	5.8	0.099	5.1	0.0112	11.4	0.0013	21.0
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	157	0	0.032	6.7	0.0248	14.4	0.076	17.3	0.166	3.8	0.222	54.9	0.0092	13.7	0.0008	51.2
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	158	0	0.058	8.6	0.0898	6.1	0.115	26.1	0.205	9.7	0.172	10.3	0.0201	8.9	0.0008	21.6
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	159	0	0.123	76.3	0.0877	3.9	0.086	19.2	0.242	3.8	0.188	2.4	0.0224	4.2	0.0011	48.3
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	160	#VERDII	0.057	5.9	0.0852	3.4	0.141	25.2	0.254	15.5	0.174	3.0	0.0191	4.5	0.0010	15.1
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	161	0161-starttrack1	0.078	20.8	0.0164	4.8	0.148	7.4	0.290	6.3	0.104	3.7	0.0161	19.6	0.0013	53.6
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	162	0	0.063	3.9	0.0160	10.2	0.153	26.3	0.214	4.2	0.094	6.4	0.0121	6.9	0.0009	12.2
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	163	0	0.069	3.6	0.0203	14.6	0.137	21.0	0.289	5.6	0.109	10.1	0.0131	4.4	0.0017	17.8
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	164	0	0.182	3.0	0.0144	17.2	0.102	12.0	0.483	4.4	0.517	2.3	0.0714	12.0	0.0045	3.3
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	165	0	0.200	38.5	0.0169	12.2	0.115	33.5	0.423	7.5	0.458	4.8	0.0590	5.4	0.0035	20.0
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	166	0	0.170	4.0	0.0161	5.3	0.122	6.7	0.456	2.5	0.478	3.7	0.0604	4.8	0.0036	7.8
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	167	0	0.261	2.6	0.0626	24.1	0.176	24.6	0.380	3.3	0.729	1.4	0.0975	1.0	0.0039	16.2
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	168	0	0.252	4.3	0.0576	6.1	0.193	29.4	0.351	3.1	0.704	5.8	0.0918	4.6	0.0051	8.4
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	169	0	0.260	2.6	0.0607	6.4	0.197	23.8	0.360	2.1	0.696	1.0	0.0891	6.4	0.0047	14.3
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	170	0	0.011	16.8	0.0439	4.1	0.086	18.4	0.266	3.3	0.022	13.4	0.0026	26.9	0.0004	48.1
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	171	0	0.011	4.6	0.0411	5.9	0.127	24.4	0.271	1.5	0.023	17.9	0.0029	14.6	0.0002	60.9
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	172	0	0.011	5.4	0.0414	5.5	0.091	28.0	0.252	8.2	0.022	17.2	0.0024	7.9	0.0003	36.7

Tungmetaller fra kunstgressbaner

Barn omgås tungmetaller daglig på kunstgressbanen, og drar med seg kilden hjem.

Per januar 2018, var det 1666 kunstgressbaner i Norge [1]. Banene er stort sett fylt med svarte knotter som i hovedsak er kasserte bildekk, og går under det faglige navnet SBR-granulat. Fyllmaterialet inneholder en varierende mengde av uønskede stoffer, deriblant tungmetaller som blant annet arsen, bly, kobber, nikkel og spesielt sink.

Det er gjennomført en undersøkelse på hvor stor mengde tungmetaller som lekker ut fra de små svarte knottene.

Undersøkelsen

Under et større laboratoriearbeid er det sett på mengden som lekker ut og hvordan ulike faktorer som størrelse og alder på granulatet, samt pH og salt påvirker utlekkingen.

De ulike faktorene ble analysert hver for seg ved å tilsette lik mengde granulat i ulike kolber med vann. Over en to ukers periode ble det jevnlig tatt ut og filtrert vannprøver. Ved bruk av et avansert analyseinstrument kalt ICP-MS ble det oppnådd tall på hvilke og i hvilken mengde tungmetaller har lekket ut.

Granulat vil over tid brytes ned i mindre biter som årsak av slitasje og naturpåvirkning [2]. Resultatene fra analysen tilsier at jo mindre diameter granulatet har desto mer tungmetaller lekker ut. Tilsvarende resultat ble oppnådd ved tidligere undersøkelser [3]. Det ble i tillegg påvist at nyprodusert granulat lekker ut mer enn gammel granulat som har vært i bruk.

Flere baner saltes om vinteren og på laboratoriet ble det påvist at økt saltkonsentrasjon øker utlekkingen av bly, kobber og sink.

Er de skadelige?

Vannprøver samlet inn fra kummer ved baneområder i trondheimsområdet viste en varierende mengde tungmetaller. Ved å sammenligne disse verdiene med grenseverdier for ferskvann oppført i en rapport av miljødirektoratet [4], ses det at innholdet jevnt over er innenfor gode tilstandsklasser. Uansett er det store mengder granulat som forsvinner fra banene årlig, og det etterfylles med 5 tonn hvert år [5]. De svarte gummiknottene havner i drenskummer ved banene, dras med hjem etter ballspill og føres videre bort i avløpet. Knottene er en stor synder til mikroplastproblemet.

Da granulatet inneholder og lekker ut tungmetaller, i tillegg til å stå for et stort mikroplastutslipp er det best å finne en erstatting for fyllmaterialet.

Referanser

- [1] MYHRVOLD, O., Anleggssjef i Norges Fotballforbund (NFF)
- [2] CHENG, H., HU, Y. & REINHARD, M. 2014. Environmental and Health Impacts of Artificial Turf: A Review.
- [4] MILJØDIREKTORATET, 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. 608, side 3 - 4 og 16 - 18.
- [5] ANDERSEN, L., 2012. Innhold og spredning av miljøgifter fra produkter fremstilt av gummigranulat. Delrapport 2 av potensialet for og omfanget av utslipp av miljøgifter fra bruksfasen ved gjenvinningsformer som bruker gummigranulat fra kasserte bildekk. Klima- og Forurensningsdirektoratet