



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2021 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Nye metoder for kartlegging av spredning av tungmetaller fra deponi

New Sampling Methods for Assessing the Spreading
of Heavy Metals from Landfills

Aud Helene Rosenvinge

Miljø og Naturressurser

Forord

Formålet med denne masteroppgaven har vært å gå dypere inn i problemstillinger knyttet til overvåkning av sivevann og resipienter i forbindelse med driften av deponiet på Lindum. Konkret ønsket jeg å se på ulike metoder for overvåking av Lerpebekken som renner gjennom deponiet på Lindum, en bekk som er en del av hovedvassdraget Leirelva. Lerpebekken har hatt relativ dårlig økologisk tilstand gjennom mange år og det er gjort tiltak i de senere årene som forhåpentligvis vil bedre denne situasjonen. Dagens overvåkingsregime kan imidlertid være noe mangelfullt når det gjelder å gjøre gode vurderinger av tilstanden i bekken og hensikten var derfor å studere muligheten av å forbedre datagrunnlaget for nettopp slike vurderinger.

Jeg vil takke mine to veiledere, hovedveileder Gudny Okkenhaug (NMBU/NGI) og tilleggsveileder Andreas Botnen Smebye (NGI) for veldig god hjelp med oppgaven. Deres engasjement, entusiasme og faglige bidrag både under feltstudiene og skriveprosessen har vært helt uvurderlig og veldig inspirerende.

Jeg vil også takke min arbeidsgiver Lindum AS for finansiering av feltutstyr og analyser som er benyttet i studien.

Asker, august 2021

Aud Helene Rosenvinge

Sammendrag

Sigevann fra deponier, hvor det er deponert en blanding av gammelt husholdningsavfall og industriavfall samt gravemasser fra utbyggingsprosjekter, inneholder en mengde stoffer som det er viktig at ikke spres til resipienter på utsiden. Selv om deponiene i prinsippet skal være tette og med god kontroll på sigevannet vil lekkasjer til overvann og grunnvann kunne skje, spesielt fra gamle anlegg. Derfor er det satt krav i lovverket og utslippstillatelsene om overvåkning og oppfølging av mulig påvirkning på miljøet på utsiden av deponiene. Dagens praksis med fire stikkprøver i året kan gi mangelfull informasjon om tilstanden i resipientene fordi det kun blir et øyeblikksbilde. I tillegg vil ikke måling på totale konsentrasjoner alltid gjenspeile hvordan og i hvilken grad forurensningene er toksiske for organismene som lever i resipientene.

Formålet med denne oppgaven har vært å undersøke om nye og mer innovative prøvetakingsmetoder enn dagens praksis med stikkprøver kan gi bedre grunnlag for å vurdere forurensning av en bekk nedstrøms deponiet på Lindum i Drammen. I studien er det undersøkt om blandprøver, passive prøvetakere som Diffusive gradients in thin films (DGT) og SorbiCell kan tilføre nye og mer relevante data for overvåking av resipienten. Hovedfokuset har vært på parameterne kobber, nikkel og sink som har forhøyede konsentrasjoner i bekken. Det er også benyttet geokjemisk likevektsmodellering ved hjelp av programmet Visual Minteq, for å kartlegge hvilke tilstandsformer disse elementene foreligger i.

Resultatet fra undersøkelsen viser at metodene som er testet og en kombinasjon av metodene gir verdifulle data og et mer fullstendig situasjonsbilde for å gjøre risikovurderinger av deponiets påvirkning på omgivelsene. Spesielt i forhold til den økologiske tilstanden i bekken vil dette kunne være et nyttig supplement til dagens overvåkingsregime med stikkprøver. Det anbefales at slike metoder i fremtiden bør bli en del av overvåkingsprogrammet ved deponiet på Lindum.

Summary in english

Leachate from landfills, where waste from both households and industry have been disposed of together with excavated soils from development projects, often contain a number of harmful substances which should not be released into the environment. Although landfills should, in principle, be sufficiently sealed so as to have complete control of this leachate, leakages to surface and groundwater can occur, especially from older landfills. Legislative requirements have therefore been implemented with landfill owners having to monitor the effect of leachates on the local environment by taking regular leachate samples. Currently, only four leachate samples per year are mandatory. As this small amount of data provides only a snapshot of a longer time period, insufficient information about the condition of the recipient waterways can result. In addition, measurements of total concentrations of the leachate will not always reflect how and to what extent the contaminants are toxic to the organisms that live in these vulnerable environments.

The aim of this thesis was to investigate whether new and more innovative sampling methods than the current sampling practice can provide a better basis for assessing pollution levels of a creek downstream from Lindum's landfill in Drammen, Norway. The study investigated whether mixing of regular samples and passive samplers such as Diffusive gradients in thin films (DGT) and SorbiCell can introduce new and more relevant data for monitoring of this creek. The main focus has been on the parameters copper, nickel and zinc of which elevated concentrations have been measured. Geochemical equilibrium modeling was performed via the program, Visual Minteq, to map the species of these elements.

The results from the study show that each of the methods tested as well as a combination of the methods provide valuable data and a more complete picture of the creek's pollution levels. As they have assisted with the risk assessment process of the landfill's impact on the environment, these new methods could be a useful supplement to the Lindum's current monitoring regime, and it is therefore recommended that they should be implemented in the future.

Liste over forkortelser

AA–EQS: Grenseverdi for årsgjennomsnitt av konsentrasjoner i vann (AA - annual average)

As – Arsen

BLM – Biotic ligand model

Ca – Kalsium

Cd - Kadmium

Cl – Klor

CO₃ - Karbonat

Cr – Krom

Cu – Kobber

daa - dekar

DGT – Diffusive gradients in thin films

DOC – løst organisk karbon (Dissolved organic carbon)

EC – Elektrisk ledningsevne, konduktivitet

EQS - Environmental quality standard

F – Fluor

H – Hydrogen

HCO₃ – Hydrogenkarbonat (Bikarbonat)

Hg - Kvikksølv

HNO₃ – Salpetersyre

ICP-MS – Inductively coupled plasma mass spectrometry

K - Kalium

LOQ – Limit of quantification

MAC–EQS – Maksimalkonsentrasjon i enkeltprøver i vann (MAC - maximum allowable concentration)

Mg – Magnesium

Na - Natrium

Ni – Nikkel

NO₃ – Nitrat

O - Oksygen

P – Fosfor

PAH – Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Pb – Bly

pH – Logaritmisk skala for surhetsgrad ($\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}^+]$)

PNEC – Predicted no effect concentration

Sb - Antimon

SO₄ – Sulfat

SS – Suspendert stoff

TOC – Total organisk karbon (total organic carbon)

VM – Visual Minteq

Zn – Sink

Innhold

Forord	1
Sammendrag	2
Summary in english	3
Liste over forkortelser	4
Innhold	6
1 Innledning	8
1.1 Bakgrunn og målsetning	8
1.2 Beskrivelse av Lindums deponi og infrastruktur	11
1.2.1 Historikk	11
1.2.2 Områdebeskrivelse og infrastruktur	12
1.2.3 Lerpebekken og overvåking	16
2 Materialer og metoder	17
2.1 Beskrivelse av prøvestedene	17
2.2 Beskrivelse av prøvetakingsmetodikk	22
2.2.1 Stikkprøver, ufiltrerte og filtrerte	23
2.2.2 Blandprøver	23
2.2.3 Kjemisk Logger	24
2.2.4 SorbiCell	24
2.2.5 Diffusive gradients in thin films (DGT)	27
2.3 Beskrivelse av feltrunder, varighet og prøvetaking	30
2.4 Kjemiske analyser som er benyttet i feltrundene	31
2.5 Visual Minteq. Modelleringsverktøy for filtrerte stikkprøver	32
2.6 Dataanalyse - T-test	33
3 Resultater og diskusjon	34
3.1 Deponiets påvirkning på omgivelsene	34
3.1.1 Sammensetning i sigevannet ved deponiet	34
3.1.2 Deponiets potensielle påvirkning på resipienten nedstrøms	38
3.2 Sammenligning av ulike prøvetakingsmetodikk i bekkevann	44
3.2.1 Stikkprøver: ufiltrerte – filtrerte	47
3.2.2 Ufiltrerte stikkprøver - SorbiCell (blandprøver)	48
3.2.3 Filtrerte stikkprøver - filtrerte Isco (blandprøver)	50
3.2.4 Filtrerte prøver med spesieringsanalyse - DGT (passiv prøvetaker)	51
3.2.5 Oppsummering av metoder	65

4	Konklusjon.....	69
5	Videre arbeid	71
6	Referanser Kilder	72
	Vedlegg.....	75

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og målsetning

Forurensning av miljøet fra deponier og andre kilder er ikke ønskelig og reguleres i flere internasjonale avtaler og konvensjoner. Norge har signert og forpliktet seg i henhold til Oslo - Paris konvensjonen av 1992, som er en avtale om bevaring og forvaltning av det marine miljøet i den nordøstlige delen av Atlanterhavet (Ospar, 1992). Avtalen har tatt opp i seg to konvensjoner fra 1972 og 1974 som omhandler ulike kilder til forurensning av havet, og som betyr at Norge er forpliktet til å gjøre tiltak for å redusere påvirkninger fra menneskelig aktivitet både på land og offshore.

Norge har konkretisert sin vannforvaltning i Vannforskriften (Klima- og miljødepartementet, 2007), sist endret 2019, som bygger på Eu's rammedirektiv for vann (Vanndirektivet). Her er det definert miljømål for overflatevann som skal sikre beskyttelse av vannmiljøet og at den kjemiske og økologiske kvaliteten ikke skal avvike mer fra en naturlig tilstand enn at økosystemet fortsatt fungerer. Hvis en vannforekomst ikke oppnår en økologisk og kjemisk tilstand innenfor kategorien «god» er det et krav i Vannforskriften om at det skal gjøres tiltak for å bedre forholdene.

I Avfallsforskriften (Miljøverndepartementet, 2002) og utslippstillatelser er det satt krav til at dagens deponier bygges helt tette og driftes på en slik måte at lekkasjer til jord, grunnvann og overflatevann ikke skal kunne finne sted. Deponiet skal i prinsippet være et lukket system som ikke skal forringe miljøet på utsiden. Miljømyndighetene innførte i 2002 regler om dobbel bunn- og sidetetting samt oppsamling og håndtering av sigevannet (Miljøverndepartementet, 2002). Statsforvalteren som er forurensningsmyndighet for deponiene følger opp den nasjonale vannforvaltningen ved at det settes krav i utslippstillatelsene for hvert enkelt deponi om overvåkning av sigevann, overflatevann og grunnvann. Det viktigste med overvåkningen er å avdekke om det er lekkasjer av sigevann til ytre miljø (resipienter) og gjøre tiltak i forhold til dette.

De fleste norske deponier har et overvåkningsprogram som i hovedsak følger beskrivelsen i Sigevannsveilederen (Statens Forurensningstilsyn, 2005). Det betyr at det gjennomføres stikkprøver av et utvalg parametere fire ganger i året og hvor parameterne måles på totale konsentrasjoner. Imidlertid finnes det ingen fastsatte grenseverdier for tillatte konsentrasjoner

som kan slippes ut i en resipient fra et deponi, og det kan være vanskelig å gjøre risikovurderinger kun på bakgrunn av data basert på stikkprøver. Studier viser at det kan være store variasjoner i utslipp som følge av nedbørsforhold og avrenning. Kartlegging av slike variasjoner blir sikrere med metoder som mengdebaserte eller tidsintegreerte blandprøvetakere og passive blandprøvetakere som SorbiCell (Birch et al., 2013).

Videre omfatter dagens praksis i hovedsak overvåking av totalkonsentrasjoner. Dette er imidlertid data som ikke gir informasjon om den kjemiske tilstanden stoffene foreligger i, og hvilken potensiell effekt disse kan ha på organismene. Ettersom Vannforskriften er opptatt av den økologiske tilstanden i overflatevann, vil det være naturlig at det i overvåkningen av deponiene rettes mer fokus mot hva som kan skade flora og fauna i resipienter enn hva som gjøres i dag. Nasjonale og internasjonale studier viser at tungmetaller som er bundet i komplekser i liten grad tas opp av organismer. Det antas at det er de fritt løste kationene som klarer å trenge inn gjennom biologiske membraner og dermed lettest tas opp i organismene, mens tilstandsformer hvor metallene er bundet i komplekser utgjør mindre risiko (Fairbrother et al., 2007; Peijnenburg & Jager, 2003).

For tungmetaller vil dermed tilstandsformene de foreligger i ha stor betydning for metallenes mobilitet og hvilke økotoksikologiske effekter de kan ha på organismer og økosystemet. Dagens praksis med at det måles på total konsentrasjoner vil ikke alltid si så mye om miljørisiko og kan føre til under- eller overestimering av hvilken skadelig effekt de har på omgivelsene. Det er utført mange studier både for organiske og uorganiske miljøgifter der det i stedet for å måle totale konsentrasjoner er målt på konsentrasjoner av frie ioner som er den antatte mest biotilgjengelige tilstandsformen det miljøskadelig stoffet kan ha (Fairbrother et al., 2007; Paquin, 2002; Peijnenburg & Jager, 2003).

Biotilgjengelig konsentrasjon kan defineres som den andelen av et stoff som er tilgjengelig for opptak i en organisme (Peijnenburg & Jager, 2003). Type organisme, sammensetningen av fysiske og kjemiske forhold i miljøet der organismen lever og ikke minst konsentrasjonen og hvilke tilstandsformer det miljøfarlige stoffet har, er viktige faktorer for å vurdere biotilgjengeligheten av stoffet. Det ser ut til å være stor vitenskapelig enighet om at man ved risikovurderinger av bekker kan forutsette at biotilgjengelig fraksjon er ekvivalent med fraksjonen av frie ioner når det gjelder vannlevende organismer (Di Toro et al., 2001). Derfor er det viktig å bestemme tilstandsformene til metallene, om de er frie reaktive ioner eller bundet i organiske eller uorganiske komplekser.

Det er utviklet ulike metoder for å måle biotilgjengelighet av tungmetaller i vann, metoder som kan anvendes alene eller i kombinasjon. Eksempler på noen hovedtyper er:

1. Kjemiske og fysiske spesieringsmetoder som beregner konsentrasjonen av frie og labile metallioner i vannet direkte. Eksempler på dette er Voltammetri med sensorer som måler frie og labile ioner (Mikkelsen et al., 2007), Ultrafiltrering som beregner hvilken størrelsesfraksjoner metallet foreligger i (Aaneby et al., 2018), og måling av opptak i passive prøvetakere som DGT som kan skille mellom biotilgjengelige og ikke biotilgjengelige tilstandsformene av metallene (Buzier et al., 2006).
2. Teoretiske metoder som baserer seg på geokjemiske likevektsmodeller som på bakgrunn av kjente kjemiske og biologiske parametere i en vannløsning kan beregne tilstandsformene til metallene. Eksempler på metoder er Biotic ligand-model (BLM) (Paquin, 2002) og modellering ved hjelp av dataprogrammer som Visual Minteq (Smith et al., 2015).

For å få en bedre forståelse av tilstandsformenes betydning for toksisitet av metaller er slike metoder for å bestemme biotilgjengelighet brukt for å overvåke forurensning av tungmetaller fra skytefelt og gruver i Norge (Okkenhaug et al., 2017; Aaneby et al., 2018). Det er imidlertid funnet lite dokumentert tilsvarende tilnærming til overvåkning når det gjelder oppfølging og overvåking av deponier.

Dette er utgangspunktet for studien av en bekk nedstrøms deponiet på Lindums avfallsanlegg i Drammen, og hvor formålet er å undersøke følgende med fokus på sporelementer:

1. Påvirkes bekken nedstrøms deponiet av sigevann fra deponiet?
2. Kan ny prøvetakingsmetodikk gi mer representative analysedata enn stikkprøvetaking?
3. Bør det legges mer vekt på biotilgjengelighet og toksisitet for vannlevende organismer i resipient enn dagens praksis?

1.2 Beskrivelse av Lindums deponi og infrastruktur

1.2.1 Historikk

Deponiet på Lindum er i kategori II, «deponi for ordinært avfall», og ble startet som fyllplass for Drammen kommune i 1964. De første tiårene gikk alle typer avfall fra bedrifter og husholdninger i Drammensregionen, uten noen form for sortering, direkte på deponiet.

Kravene til drift av deponi var ikke særlig strenge frem til ut på 1990- tallet. Utover 90-tallet økte imidlertid miljøbevisstheten både nasjonalt og internasjonalt, noe som etter hvert fikk konkrete konsekvenser både for deponienes oppbygging og hva som var tillatt å deponere. Det ble fokus på at det ikke skulle deponeres farlig avfallsfraksjoner samt at det var viktig å bevare ressursene i avfallet i et kretsløp. I tillegg ble innsamlingssystemer og behandlingsanlegg for materialgjenvinning og energigjenvinning stadig mer tilgjengelig og velfungerende. Samtidig var det avgjørende at den delen av avfallet som uansett måtte legges på deponi i minst mulig grad skulle føre til forurensning av miljøet.

I 2009 innførte Norge et generelt forbud mot å deponere biologisk nedbrytbart avfall, og type avfall som går til deponi i dag er svært endret fra tidligere. Fraksjonene i dag består i hovedsak av forurensede gravemasser og forurenset betong og lite av den type avfall som tidligere ble kategorisert som «søppel», og som besto av mange typer husholdnings- og industriavfall. Deponiet på Lindum har utviklet seg fra å være «dynga i Drammen» til å bli en avansert miljø- og prosessbedrift hvor hovedhensikten er å ta vare på ressursene i avfallet, i tillegg til å sikre at deponering og annen behandling av avfallet i minst mulig grad fører til belastning på miljøet utenfor.

Internasjonalt regelverk samt nasjonale målsettinger og avfallspolitikk legger føringer for hvordan et avfallsanlegg og deponi skal driftes. Det utvikles nye metoder for behandling og gjenvinning av de ulike avfallsfraksjonene. Hovedmålet er at minst mulig skal ende opp på et deponi og mest mulig skal gå til ombruk og materialgjenvinning eller energigjenvinning hvis det ikke egner seg som gjenvunnet materiale. Biologisk avfall prosesseres i biogassanlegg eller ved kompostering og restproduktene herfra brukes inn i ny matproduksjon eller i jord- og kompostprodukter. Typiske deponifraksjoner er gravemasser som er forurenset med farlige stoffer som ikke egner seg for gjenbruk og som må fjernes fra kretsløpet. Den største andelen av denne type avfall er masser som er gravd opp fra eldre industriområder. Dette er masser fra grunn som er forurenset med ulike organiske og uorganiske miljøgifter som tungmetaller,

PAH, løsemidler, oljeprodukter, samt en rekke klorerte, bromerte, fluorerte forbindelser mv. Slike miljøgifter bør fjernes fullstendig fra miljøet, og anbringes på et sikkert sted, slik et deponi er forutsatt å være.

Vi ser i dag at også deponiene er i ferd med å utvikle seg til å bli en del av den sirkulære økonomien, med prosessanlegg hvor massene knuses, siktes, renses og vaskes for deretter kunne gjenbrukes. Behovet for deponier forsvinner likevel ikke, fordi det fortsatt finnes tyngre forurensede masser som ikke lar seg gjenbruke på grunn av at de inneholder miljøskadelige forbindelser. Disse må tas ut av sirkulasjon og anbringes på et sted hvor de kan stabiliseres og/eller isoleres i tette celler på deponier som er underlagt et strengt kontrollregime.

1.2.2 Områdebeskrivelse og infrastruktur

Lindums deponi dekker et område på ca 230 daa og består av en kombinasjon av eldre og nyere deponietapper. For den eldre delen av deponiet, dvs før 2000 tallet, skjedde oppfyllingen direkte på den marine leiren som et naturlig tetningssjikt uten ekstra tetting. I sydenden ble det rundt 1990 laget en tetningsvoll av leire som ble forsterket med sprengstein (Sydvollen). Vollen ble bygget som motfylling for deponerte masser og for å hindre at sigevann kunne lekket ut.

Inne i avfallsmassene generes det sigevann når regnvann og overvann infiltrerer gjennom det deponerte avfallet, og som følge av overskuddsvann inne i massene og biokjemiske prosesser i avfallet. Sigevann tar opp i seg mange typer forurensningsstoffer fra avfallet det perkolerer gjennom, og kan være et stort miljøproblem hvis det ender urensset opp i vassdrag på utsiden av deponiet. I dag er det i hovedsak kun forurensede gravemasser som blir deponert på Lindum, men gamle «synder» med mye industriavfall og organiske fraksjoner påvirker fremdeles sammensetningen av sigevannet i stor grad.

Miljømyndighetene innførte i 2002 et krav om dobbel bunn og sidetetning samt med drenslag og sigevannssoppsamling (Miljøverndepartementet, 2002). De nye bestemmelsene skulle sikre at deponiene ble plassert og bygget opp slik at forurensning av jord, grunnvann og overflatevann ble forebygget på best mulig måte. Etter 2002 er alle utvidelser og nye

deponiceller på Lindum bygget med dobbelt bunn og sidetetting, i overensstemmelse med kravene i deponiforskriften.

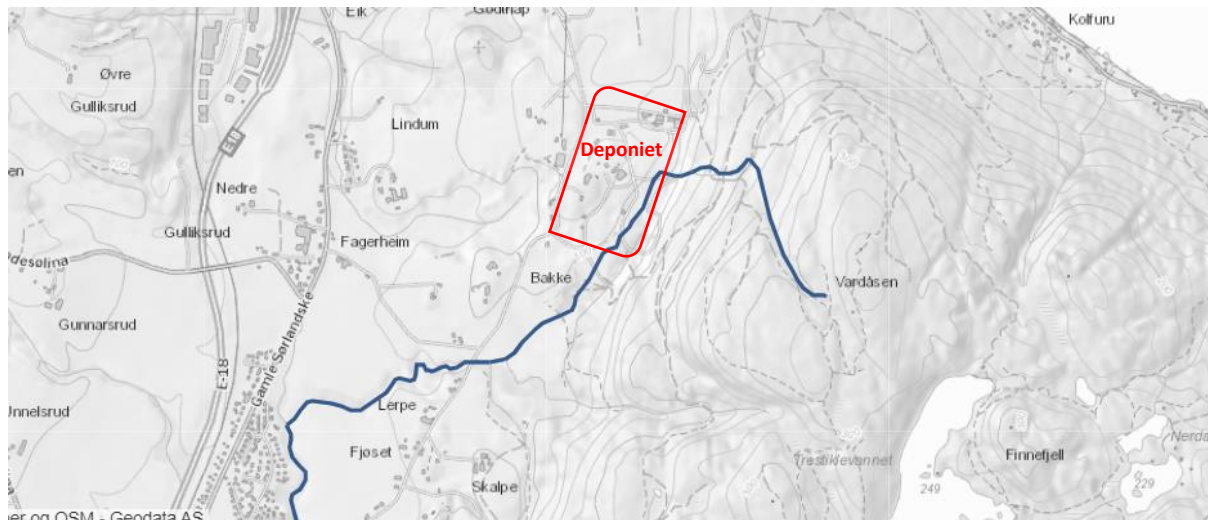
Lindums anlegg er registrert i databasen Grunnforurensning, med lokalitets-ID 2310 (Lindum avfallsplass) (Miljødirektoratet). Her er området registrert med akseptabel forurensning med dagens areal- og resipientbruk. Fokuset er at det i minst mulig grad skal graves eller gjøre andre inngrep i gammelt deponi, og i størst mulig grad hindre utlekking og spredning av forurensning.

Deponiet er en blanding av gamle og nye deponietapper, og de gamle etappene har man ikke så god kontroll på. Erfaringen tilsier at det er risiko for utlekking fra eldre deler av deponiet. Det er dessuten til tross for god bunn- og sidetetting risiko for at det etter en del år kan bli trettethetsbrekkasjer i infrastruktur og ledningsnett også på nyere etapper som kan gi lekkasjer til ytre miljø.

For å samle opp sigevannet i deponiet er det bygget et stort system med drensledninger som i tillegg til å samle sigevannet fra selve fyllingen også fanger opp vann fra områder hvor det foregår ulike typer avfallsbehandling som kompostering, kverning av trevirke, lagring av avfall mv. Alt vann som oppstår inne i og på deponiets overflateareal dreneres inn på hovedledningen for sigevannet som ligger i bunnen av deponiet. Hovedledningen samler opp og fører sigevannet uten forrensing fra deponiet via Bakke pumpestasjon til Solumstrand kloakkrenseanlegg, som er hovedrenseanlegget for Drammen kommune.

Oppfyllingen av deponiet har skjedd i et nord-sør dalføre, hvor det opprinnelig gikk en bekk, Lerpebekken, i bunnen av dalen. Lerpebekken som er en bekk i øvre del av vannforekomsten Leirelva, starter i åssiden nordøst for deponiet på Lindum (figur 1). Bekken er lagt i rør under hele deponiet for deretter renne inn i Leirelva og videre gjennom landbruks- og boligområder før den munner ut i Sandebukta i Drammensfjorden. Leirelva er ca 12,5 km lang og ligger i den nordøstre delen av Sandevassdraget / kyst Berger-Tønsberg og har vannforekomst-ID: 013-127-R i Vann-Nett Portalen (Norges Vassdrags- og energidirektorat, [u.å.]). Leirelva er i Vann-Nett Portalen oppført med moderat økologisk tilstand og som sjørrettførende i nedre deler. I Portalen er den kommentert med i stor grad å være påvirket av diffus avrenning fra jordbruk og at den kan være påvirket av avfallsdeponi. Når det gjelder tungmetaller er Leirelva karakterisert som dårlig for sink (Zn), bly (Pb), krom (Cr) og arsen (As), men god for kobber (Cu), nikkel (Ni), kadmium (Cd) og kvikksølv (Hg). Videre er det kommentert i

portalen at det ikke kan utelukkes at det kan forekomme periodevis utslipp fra Lindums deponi. Leirelva er mye påvirket av landbruk, og har svært dårlig tilstand når det gjelder total nitrogen, mens fosfat ligger på moderat nivå.



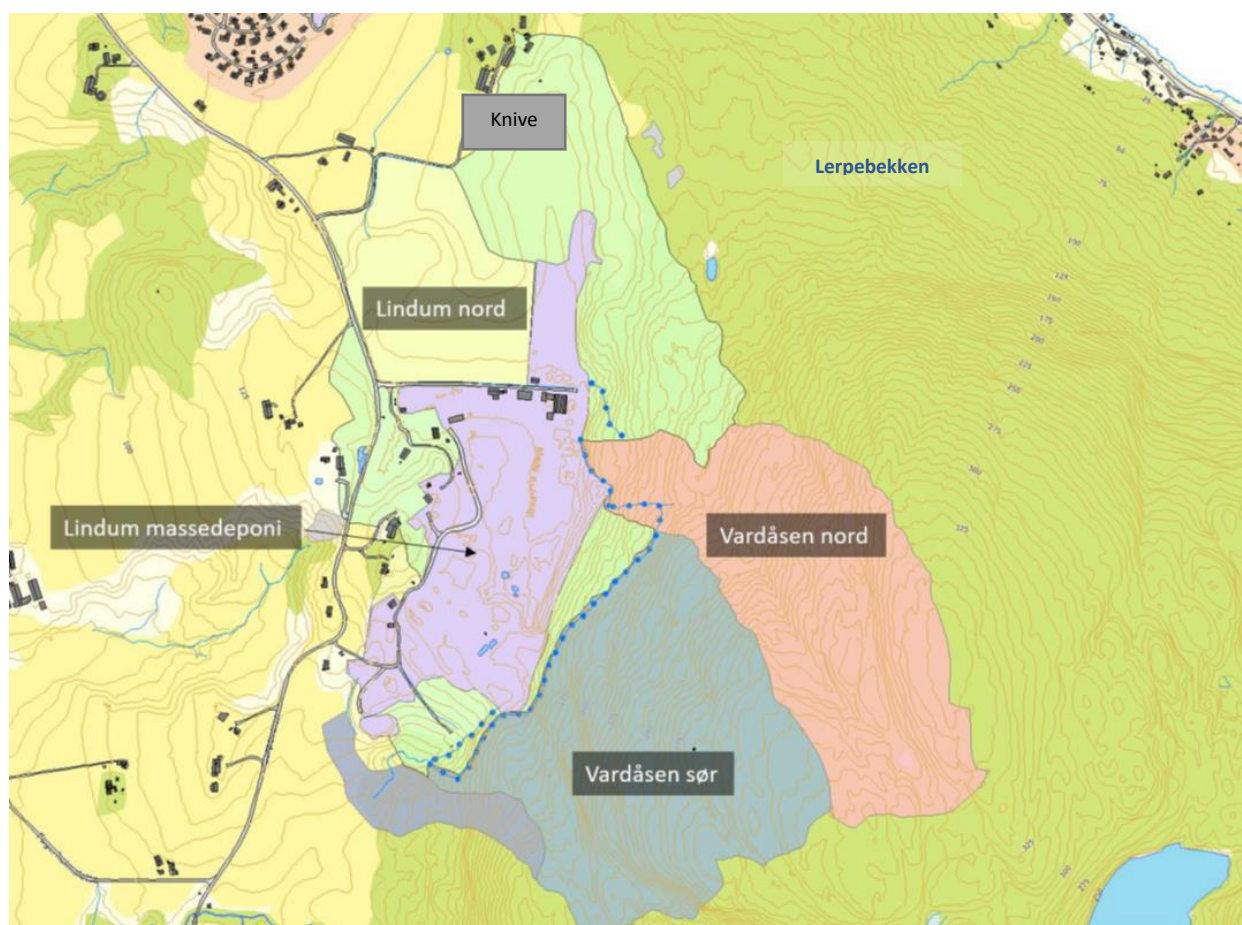
Figur 1. Utsnitt som viser starten av Lerpebekken og bekkeløpet gjennom Lindums deponi. Bekken er lagt i lukket ledning i bunnen av deponiet. (Fra Vann-nett.no/portal)

Sigevannsmengden fra avfallsanlegget er varierende, men høy sammenlignet med andre norske deponier, og har de siste fem årene ligget mellom 430 000 - 750 000 m³. Gjennomsnitt for deponier i Norge ligger på 235 m³/døgn (Haarstad et al., 2003) mot Lindums gjennomsnitt i 2020 på 1530 m³/døgn. Det er en relativt kort fordrøyning i deponiet ved nedbør, allerede en til to dager etter episoder med mye regn, stiger sigevannsføringen. Sigevannsmengdene har økt de siste 10-15 årene i takt med at årsnedbøren har blitt høyere, og det har vært flere overløpshendelser med sigevann til Lerpebekken i årene 2007 - 2018 ved store nedbørsmengder. Siden høsten 2018 er det imidlertid ikke registrert overløpsepisoder til bekken, selv ikke i perioder med mye og intens nedbør. Dette kan antas at skyldes en kombinasjon av at det avskjærende grøftesystemet for overvann er utbedret og endringer i grunnvannstanden inne i deponiet.

Både ut fra kravene i Vannforskriften og fra Statsforvalteren i Oslo og Viken om at Lerpebekken anses som en sårbar resipient følger det at Lindum har et ansvar for tett oppfølging av bekken.

Lerpebekken er lagt i 800 mm rør, Engelstadledningen, i bunnen av deponiet. To mindre sidebekker fra Vardåsen i øst ledes i lukket ledning inn på Engelstadledningen. For å hindre inntrengning av overvann til deponiet er småbekkene og overflatesig fra Vardåsen avskjært med åpne grøfter langs anleggsveier og en turvei som er etablert et stykke oppe i åsen. Vannet herfra går på østsiden helt utenom deponiet og ledes inn på Leirbekken nedenfor deponiet i syd.

Totalt nedslagsfelt til Lerpebekken ved prøvepunkt bekk nedstrøms deponiet er på ca 1,18 km² (figur 2) (Norconsult, 2019). Overflatearealet av deponiet på 0,23 km² dreneres i hovedsak til sigevannssystemet og er ikke inkludert i dette nedslagsfeltet.



Figur 2. Oversiktskart over Lerpebekkens nedslagsfelt (Norconsult 2019)

1.2.3 Lerpebekken og overvåking

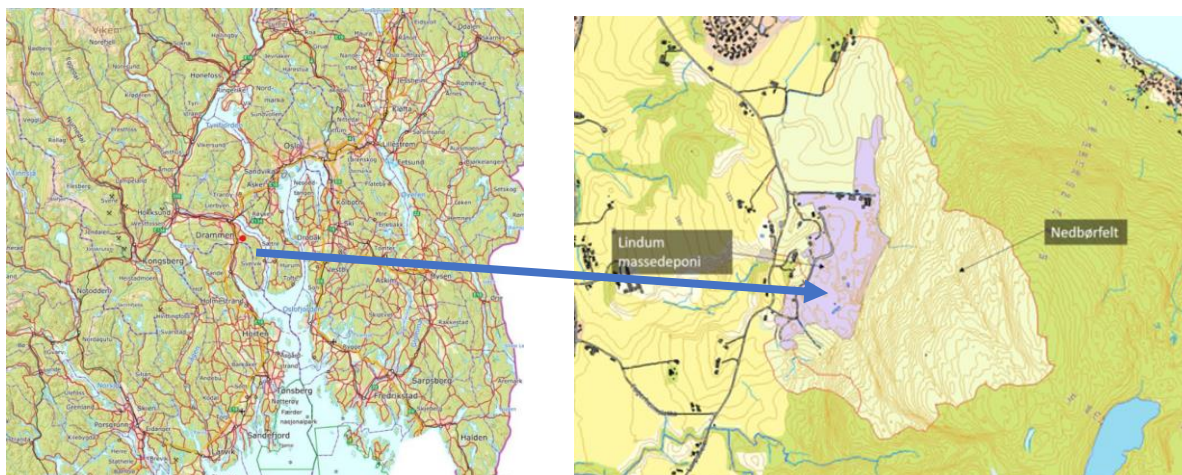
Som en del av overvåkningsprogrammet for anlegget tas det årlig ut fire stikkprøver av sigevann, grunnvann og bekkevann oppstrøms og nedstrøms deponiet for å kontrollere kvaliteten på vannet. Det har flere ganger vært påvist at bekkevannet nedstrøms er påvirket av deponiet. Graden av påvirkning varierer fra prøveomgang til prøveomgang og fra år til år. Lindum foretok i årene 2015 -2018 med bistand fra Norconsult en kartlegging av Lerpebekken som konkluderte med at bekken var påvirket av deponiet både som følge av at det kan forekomme diffus utlekking fra sigevannssystemet i tillegg til forurensning ved overløpshendelser. (Norconsult, 2019). Selv om bekken normalt ikke er resipient for sigevannet, vil den kunne bli det hvis sigevannet går i overløp på grunn av at ledningen og pumpestasjonen ikke klarer å ta unna. Overløp har skjedd noen ganger i perioder med ekstrem nedbør over kort tid. I tillegg er det sannsynlig at infrastruktur for både sigevanns- og overvannssystemet som ble bygget for flere tiår siden kan ha brekkasjer som følge av at deponiet endres over tid med setninger i det deponerte avfallet og degenerering av ledninger. Dette medfører risiko for diffuse utslipp til overvannsgrøften som leder Lerpebekken i rør under deponiet.

Flere tiltak er gjort de senere årene for å bedre kvaliteten på bekken. Det er bl.a. utbedret flere feilkoblinger på drengrofter og diffuse utlekkinger av sigevann til overvannssystemet. I tillegg vedlikeholdes avskjærende overvannsgrøfter slik at minst mulig overvann skal kunne trenge inn i deponiet og komme i kontakt med forurensede masser. Overvannet skal i størst mulig grad ledes forbi på utsiden og dermed også avlaste overvannsledningen (Engelstadledningen) som er etablert i inne i bunnen av deponiet. Engelstadledning ligger svært dypt, uten særlig mulighet for å kunne gjøre vedlikehold hvis det skulle oppstå brekkasjer.

2 Materialer og metoder

2.1 Beskrivelse av prøvestedene

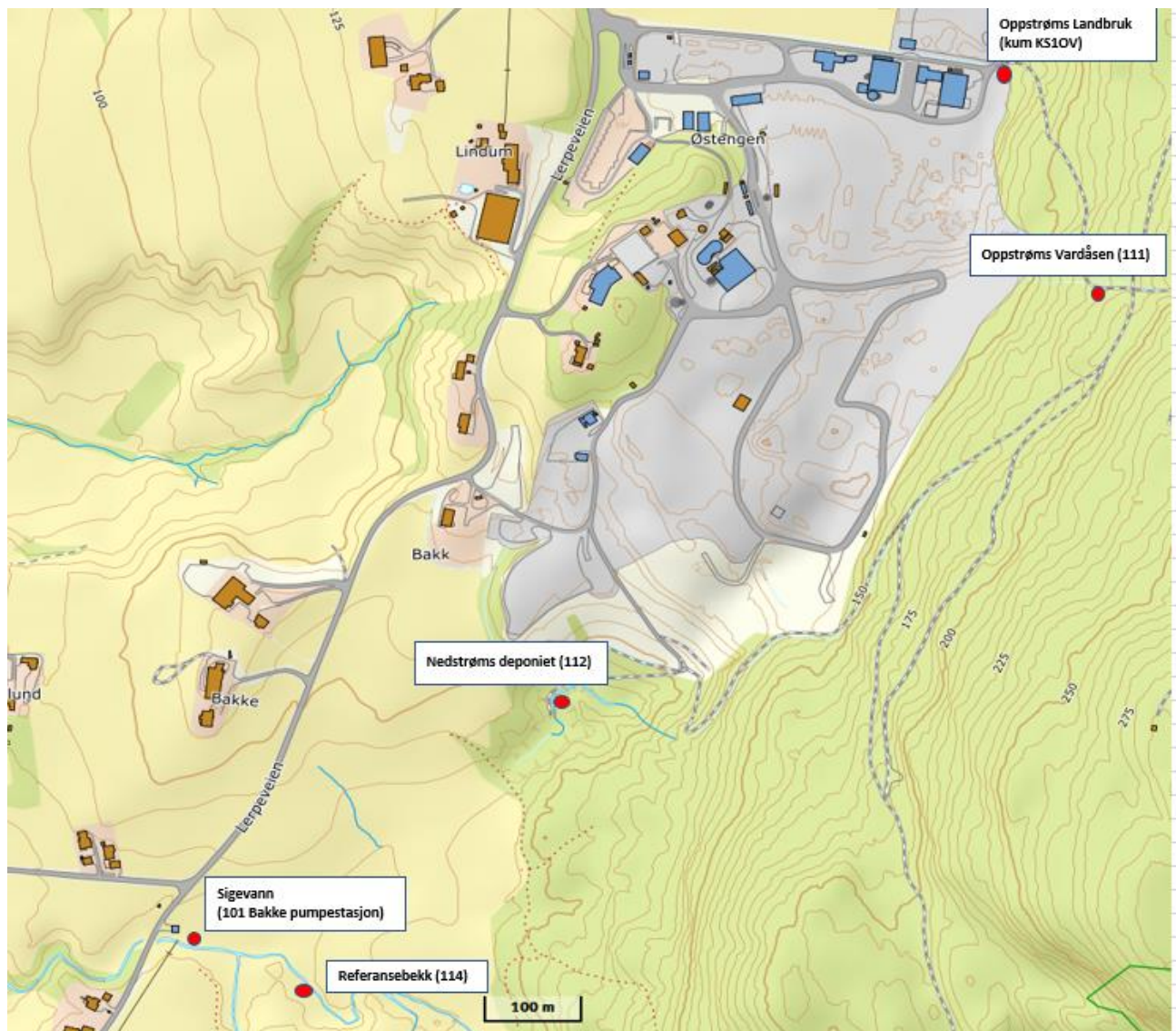
Lokasjon for oppgaven er Lindums avfallsdeponi i Drammen med koordinater Øst: 5715444 - Nord: 6617399 (UTM 32). Deponiet ligger i et landbruksområde om lag 7 km syd for Drammen sentrum, grenser mot landbrukseiendommer i nord, sør og vest og mot Vardåsen i øst.



Figur 3 viser Lindums beliggenhet, ca 7 km fra Drammen sentrum

Deponiet ligger i en bekkedal bestående av marine hav- og fjordavsetninger. Avsetningene som skjedde under nedsmeltingen av isen for 9 500 år siden, er i hovedsak leire med innslag av sand og silt i et morenesjikt under leiren, og hele området ligger under marin grense (Norges Geologiske Undersøkelser). Dalen grenser i øst mot Vardåsen som består av Drammensgranitt med mye oppsprukket fjell og vannførende sprekker.

I studien er det tatt ut prøver fra fire overvannspunkter (bekker), og fra ett sigevannspunkt (figur 4). To av bekkeprøvene ligger oppstrøms dagens deponietappe, ett ligger nedstrøms deponiet og det fjerde har beliggenhet et godt stykke fra deponiet på sydsiden og benyttes som et referansepunkt. Prøvestedet for sigevann er Bakke pumpestasjon nedstrøms syd for deponiet.

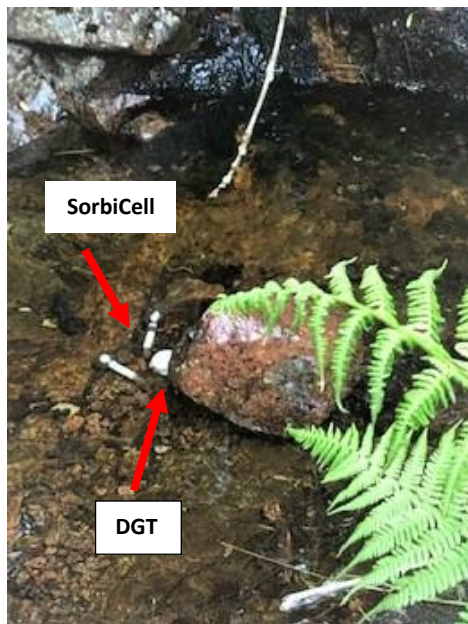


Figur 4 viser plassering av prøvestedene; Oppstrøms Vardåsen (111), Oppstrøms landbruk (KS1OV), Referansebekk (114), Nedstrøms deponiet (112) og sigevann (101)

Prøvepunkt oppstrøms Vardåsen (111)

Prøvepunktet er Lerpebekken oppe i Vardåsen ca 100 meter fra deponiets østre yttergrense. Dette punktet er upåvirket av deponiet og ligger over marin grense. Bekken tar med seg en del av nedslagsfeltet i Vardåsen, merket «Vardåsen nord» i figur 2, renner ned mot deponiet, og blir via lukket ledning ført inn på en 800 mm overvannsledning, Engelstadledningen, som går under hele østsiden av deponiet. Vardåsen er en bratt åsside med et tynt lag med jorddekke, slik at vannet har kort oppholdstid her. Dette medfører at bekken raskt går flomstor i snøsmeltingen om våren og ved store nedbørsmengder, men kan også tørke mer eller mindre

ut i løpet av sommeren hvis det er tørt. Nedslagsfeltet er beregnet til 0,31 km². Prøvestedet ligger i øvre del av vannforekomsten Leirelva (Norges Vassdrags- og energidirektorat, [u.å.]).



Figur 5. Prøvepunkt Oppstrøms Vardåsen (111) med SorbiCell, DGT og Temperaturlogger lagt ut i en kulp i bekken. (Foto: AH Rosenvinge)

Prøvepunkt oppstrøms landbruk (KS10V)

Prøvepunktet ligger oppstrøms på nordsiden som den øverste tilgjengelige kum på Engelstadledningen og under marin grense. Prøvekummen ligger syd for og på østsiden av den gamle deponietappen i nord (Nordjordet) som ble fylt opp i 1960 -70 årene. Denne deponietappen er tilbakeført til landbruk. Kummen har vannføring gjennom hele året.

Vannet i kummen mottar overvann fra den nordre delen av delen av Vardåsen merket Knive i figur 2 og fra landbruksområder merket Lindum nord. Totalt areal på nedslagsfeltet er 0,4 km². Overvannsledningen som fører vann til denne kummen ligger i kanten av landbruksarealer og i kanten av gammel oppfylling og kan dermed være påvirket både av landbruk og gammelt deponi i tilfelle innlekking i rørsystemet.

Prøvepunkt nedstrøms (112)

Prøvepunktet ligger nedstrøms deponiet, under marin grense, og får sin hovedtilførsel av overvann fra Engelstadledningen som har et nedslagsfelt på ca 0,71 km² i tillegg til vann fra nedslagsfeltet merket Vardåsen sør i figur 2, på 0,34 km². Vannet i Vardåsen sør er via avskjærende grøfter ledet sydover på østsiden utenom deponiet. I tillegg kommer det et lite bekkesig fra vestsiden også inn på bekken nedstrøms rett ovenfor prøvepunkt 112. Totalt er nedslagsfeltet til bekken nedstrøms ca 1,18 km².

Bekken går etter prøvepunkt nedstrøms i åpent løp på en strekning på ca 100 m før den renner inn i lukket ledning over et jorde før den igjen går videre i åpen bekk som renner forbi Bakke pumpestasjon og videre sydover inn på Leirelva gjennom jordbrukslandskap og bebyggelse for til slutt å ende i Sandebukta.



Figur 6. Prøvested nedstrøms deponiet (112). Passive prøvetakere er plassert foran V – overløp, stikkprøvene tas i V-overløpet. Isco blandprøvetager i bakgrunnen. (Foto: AH Rosenvinge)

Prøvepunkt referansebekk (114)

Prøvepunktet ligger ca 500 meter syd for deponiet og er en bekk som har nedslagsfelt fra Vardåsen lenger syd enn prøvepunktene oppstrøms og nedstrøms. Punktet ligger under marin grense, er uten påvirkning av deponidriften, men renner mellom et jorde hvor det dyrkes korn og et utmarksbeite. Bekken har vannføring hele året med endel variasjon i vannmengder ut fra

nedbørsforhold. Denne bekken er en sidebekk til Lerpebekken og renner sammen med denne inn i hovedvassdraget Leirelva.



Figur 7. Prøvepunkt referansebekk (114) (Foto: Marianne Seland)

Prøvepunkt sigevann (101)

Prøvepunkt 101 i Bakke pumpestasjon er en pumpestasjon hvor sigevannet fra Lindum ledes til, før det pumpes videre til Solumstrand kloakkrenseanlegg, som er hovedrenseanlegget for Drammen kommune.

Oversikt prøvesteder og prøvetidspunkt

Tabell 1. Sammenstilling av prøvestedene og tidspunkt for prøverundene.

Prøvesteder	Oppstrøms Vardåsen	Oppstrøms landbruk	Nedstrøms deponiet	Referansebekk	Sigevann
	Prøvested ID 111	Prøvested ID KS10V	Prøvested ID 112	Prøvested ID 114	Prøvested ID 101
Prøvemethoder					
Stikkprøver ufiltrerte	X		X	X	X
Stikkprøver filtrerte	X	X	X	X	X
Blandprøver (Isco blandprøvetaker)			X		
DGT (for måling av biotilgjengelighet)	X	X	X	X	
Blandprøvetaker SorbiCell (for måling av biotilgjengelighet)	X ^{*)}	X ^{*)}	X	X ^{*)}	
Prøvetakingsrunder 2020					
03.06. -23.06.	X	X	X	X	
10.08. -31.08.	X	X	X		
17.09 – 01.10.					X
13.10. -29.10.	X	X	X	X	
03.12. – 16.12.					X
Ordinære prøveomganger					
01.04.2020	X		X	X	X
11.06.2020	X		X	X	X
26.08.2020	X		X	X	X
03.11.2020	X		X	X	X

^{*)} SorbiCell festet til lodd ble testet i de to prøvestedene oppstrøms og i referansebekk i første prøverunde i juni, men ikke gjentatt i august og oktober.

2.2 Beskrivelse av prøvetakingsmetodikk

For å skaffe seg oversikt over vannkjemien i bekkevann og sigevann ble følgende metoder for prøvetaking benyttet og sammenlignet:

- Stikkprøver ufiltrerte, oppsluttede
- Stikkprøver filtrerte < 0,45µm
- Blandprøver tatt med Isco blandprøvetaker, filtrerte <0,45 µm
- Kjemisk logger
- SorbiCell (Sorbisense)
- Diffusive gradients in thin films, DGT

2.2.1 Stikkprøver, ufiltrerte og filtrerte

Stikkprøve er en prøve som tas av vannstrømmen på et gitt tidspunkt og gir et øyeblikksbilde av konsentrasjonen av et stoff på det tidspunktet prøven ble tatt ut. Lindum benytter kun stikkprøver i sitt ordinære prøveprogram. Det blir tatt ut fire stikkprøver gjennom året, som ikke filtreres, men analyseres som oppsluttede prøver.

I denne studien ble alle stikkprøver fra feltrundene filtrert på 0,45µm glassfiberfilter på laboratoriet før analysering. Med resultater fra både ufiltrerte og filtrerte prøver kan man skille mellom metallioner som er bundet til partikler og løste forbindelser. Som løste forbindelser er medregnet både frie ioner og ioner assosiert til kolloider så lenge de er $< 0,45 \mu\text{m}$ (Aaneby et al., 2018).

2.2.2 Blandprøver

Blandprøvene ble tatt med Isco automatisk blandprøvetaker over samme periode som det er tatt stikkprøver og hvor det har vært utplassert passive prøvetakere. Prøvestedet med blandprøvetaker var i bekken nedstrøms deponiet.

Blandprøvetakeren var innstilt med å ta ut en prøve på 100 ml tre ganger i døgnet hver dag i prøvetakingsrundene. Total ble vannmengden samlet i perioden på ca 6 liter, og fra denne ble det tatt ut hhv 500 ml til metallanalyser og 500 ml til analyser av kationer: kalium (K) magnesium (Mg), natrium (Na), kalsium (Ca) og anioner: nitrat (NO_3^-), sulfat (SO_4^{2-}), klorid (Cl^-), fluor (F^-), fosfor (Tot P), nitrogen (Tot N) og alkalitet.

Blandprøvene ble filtrert på laboratoriet på 0,45 µm før analysering.



Figur 8. Isco blandprøvetaker (Foto: AH Rosenvinge)

2.2.3 Kjemisk Logger

For å overvåke ledningsevne og pH ble det satt ut sensorer i bekken nedstrøms i prøveperioden. Her ble det målt:

- Konduktivitet, målt direkte med en 4-elektroders konduktivitetsprobe (C4E, Aqualabo).
- pH målt ved hjelp av en potensiometrisk pH-probe (PHEHT, Aqualabo)

Sensorene ble kontrollert for drift ved kalibrering mot standarder før og etter utsetting kalibrert, satt ut og avlest av NGI som en del av deres oppfølging av et prosjekt på Lindum.



Figur 9. Sensorene ble benyttet for kontinuerlig å logge vannkjemien i bekken nedstrøms deponiet; venstre, pH-probe; midten, indirekte konduktivitets-probe (ikke-benyttet) og høyre, konduktivitets-probe. (Foto: Andreas Smebye)

2.2.4 SorbiCell

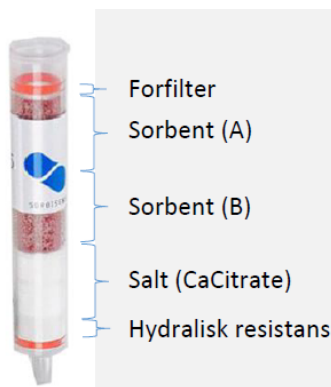
SorbiCell (eller Sorbisense) kan brukes til måling av total konsentrasjoner av en rekke parametere i sigevann, overflatevann og brønner. I denne undersøkelsen ble det benyttet SorbiCell CAN for tungmetallene kadmium, krom, bly, kvikksølv og nikkel.

SorbiCell består av en enhet, «patron», som plasseres under vannoverflaten i en vannstrøm eller en brønn, og hvor vannet pga trykket sakte presses gjennom SorbiCellpatronen. Figur 6 viser skisse av hvordan Sorbicell er bygget opp. Forfilteret har porestørrelse 60 -100 µm. Dette tillater både frie ioner og partikulært materiale å passere. Patronen er en engangsmodul fylt med to sorbenter eller ionebytteresin, en for anioner og en for kationer, som binder til seg stoffer som finnes i vannet og som passerer gjennom i løpet av prøveperioden (Sorbisense 2012, Produktdatablad). Sorbenten i modulen er spesialdesignet i forhold til hvilken

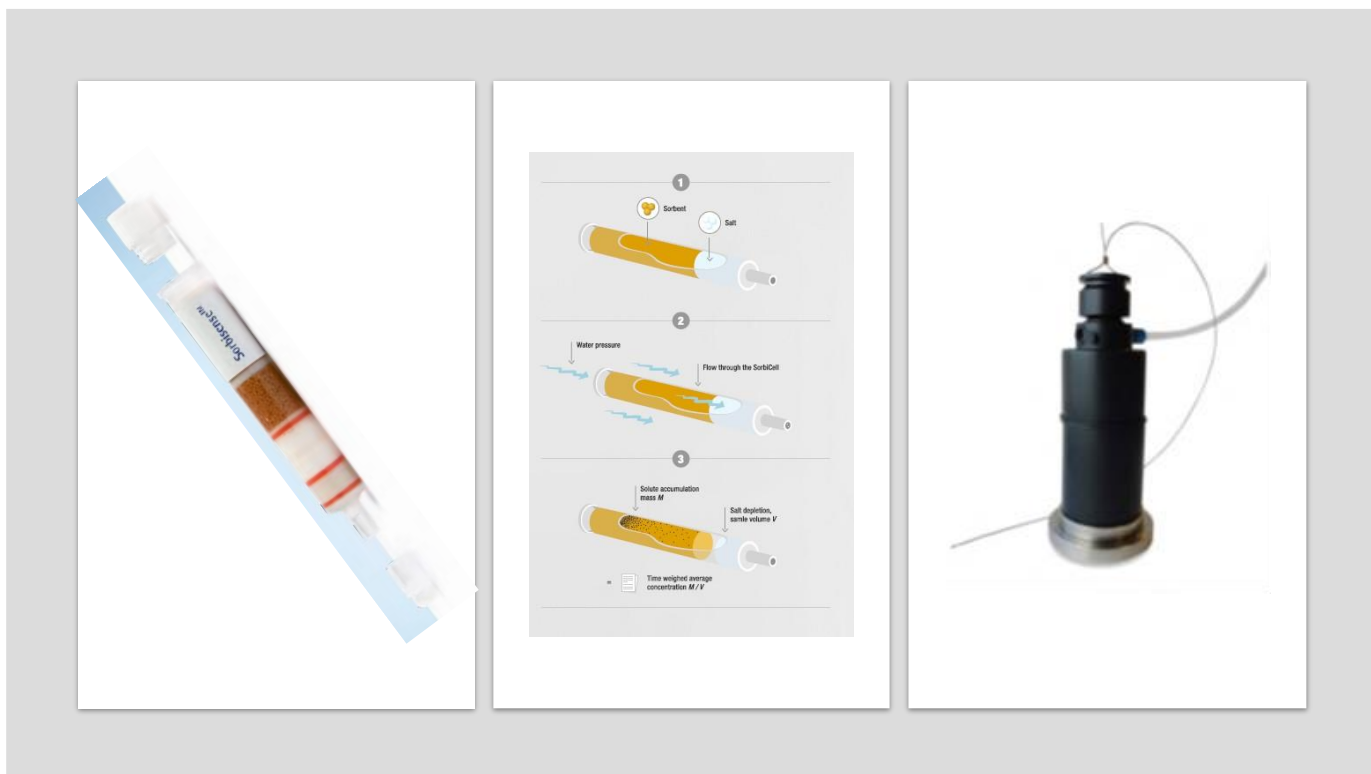
parameter som skal måles. For å finne gjennomsnittskonsentrasjonen av en parameter beregnes denne på bakgrunn av konsentrasjonen akkumulert i Sorbicellen i forhold til vannmengden som har passert i løpet av prøveperioden.

For beregning av vannvolumet som har strømmet gjennom inneholder patronen et sporstoff, kalsiumsitrat, som oppløses proporsjonalt med vannet som passerer gjennom. I henhold til beskrivelsen fra produsenten skal Sorbicell samle opp den løste fraksjonen av metaller som vil være sammenlignbart med en blandprøve over en tidsperiode.

Prøveperiodens lengde er i noen grad avhengig av konsentrasjonen av stoffene på prøvepunktet og vil normalt være fra 7 – 30 dager (Eurofins, [u.å.]).



Figur 10. Viser oppbygging av Sorbicell. (Kilde: Smebye, A. 2020. Presentasjon NGI)



Figur 11 viser Sorbicellmodulen, prinsipp for vanngjennomstrømming og beholder WW 50 (Sorbisense, [u.å.])

SorbiCellpatronen plasseres i en beholder/flaske (WW50) (figur 10) som avhengig av dybden der prøven skal tas, enten henges i en vire/tau eller settes ned på bunnen av bekken. Det bør være minimum 0,3 m vannsøyle over SorbiCell for å få tilstrekkelig vanntrykk. Høyden på flasken med SorbiCell er 20 cm, slik at dette betyr i praksis minst total vannsøyle $\geq 0,5$ m. Beholderen er utformet som en stålflaske skrudd fast på et tungt lodd i bunnen. På siden av beholderen er det montert en luftereventil som det festes en lufteslange til. Ettersom beholderen fylles med vann slippes luften inne i beholderen ut gjennom slangen. Viktig å passe på at denne luftslangen føres opp over vannspeilet og gjerne festes til en stang eller vegetasjon på kanten slik at den ikke faller ned i vannet i løpet av prøveperioden. Flasken rommer maksimalt 0,5 liter, og gjennom prøveperioden fylles dette volumet opp helt eller delvis. Før SorbiCell ble plassert i vannet ble det presset inn noen dråper med vann fra prøvestedet gjennom modulen (kan også bruke deionisert vann).

Når prøveperioden var ferdig ble SorbiCellflaskene tatt opp av vannet, og vannmengden i flaskene ble målt opp med desilitermål og registrert før SorbiCellpatronen ble fjernet fra flasken. Mengden vann i flasken er en opplysning som skal følge med SorbiCell til

laboratoriet for å verifikasjon og kontroll av vannmengden som har passert gjennom modulen. Vannvolumet som beregnes i laboratoriet baseres på oppløsning av sporstoffet i SorbiCell.

SorbiCell festet til et lodd (Mounting kit) som holder modulen under vann, lagt direkte på bunnen av bekkeløpene og i kum, ble testet i alle overvannspunktene. I oppstrømspunktene og referansebekken ga denne metoden ingen detekterte verdier i over LOQ for noen av metallene. To gjentak i nedstrømspunktet ga ikke resultater over LOQ for andre metaller enn Zn. Årsaken er sannsynligvis at det ikke passerte stor nok vannmengde gjennom modulen. Produsenten har via Eurofins oppgitt at beregnet vannvolum basert på oppløsning av sporstoffet i modulen bør være over 100 ml, mens det i studien ikke ble målt noen passert vannmengde oppstrøms ($< 0,05$ l) og kun oppnådd hhv 60 og 66 ml i nedstrømspunktet. Forklaringen kan være at vanntrykket i prøvepunktet ikke klarte å presse vannet gjennom Sorbicellmodulen fordi det var liten vannhøyde i oppstrømspunktene, og at dette heller ikke ble oppnådd i nedstrømspunktet til tross for at vannhøyden her skulle være tilstrekkelig i forhold til kravet fra produsenten.

SorbiCell ble også testet i sigevann i prøvepunktet Bakke pumpestasjon. Her med modulene montert i flaske WW50. Det ble gjennomført to prøvetakingsrunder med to gjentak i hver runde. Analyseresultatene fra sigevannet ble ganske varierende og vanskelig å tolke. Ved opptak ble det observert at filteret på Sorbicellene var dekket med slam, spesielt gjaldt dette i siste prøvetakingsrunde i desember. I denne runden ble vannmengden som har passert gjennom Sorbicell målt til under 0,1 liter i begge gjentak. Det hadde vært tilstrekkelig vannhøyde over flaskene ($> 0,3$ m), men ettersom de ble dekket med slam og partikler har dette antagelig påvirket gjennomstrømningen og forstyrret opptaket i SorbiCell modulene. Prøvepunktet for Lindums sigevann har ikke gjennomgått noen form for rensing eller sedimentering og inneholder mye suspendert stoff og har høy TOC. Forsøkene med SorbiCell festet til lodd og i sigevann er ikke kommentert i diskusjonen. (Analyseresultatene er samlet i vedlegg 2).

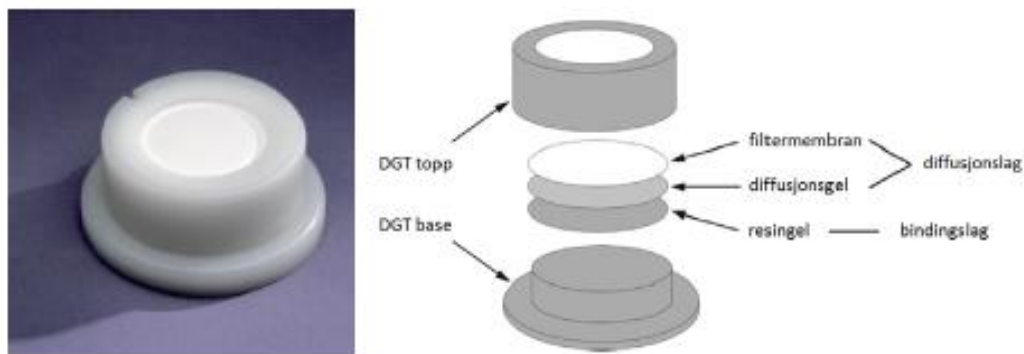
2.2.5 Diffusive gradients in thin films (DGT)

DGT er en passiv prøvetaker som måler biotilgjengelighet av ulike elementer i vann, sedimenter og jord. Teknikken ble utviklet av William Davison og Hao Zhang i 1994 for å

måle spormetaller i vann. ((Davison, 1994). DGT metoden er etter dette godt dokumentert gjennom en rekke studier både internasjonalt og i Norge.

DGT kan brukes som prøvetaker i de fleste vanntyper, men krever at det er en viss ionekonsentrasjon i vannet. I naturlig vann eller i vann med noe forurensning og med pH mellom 5-9 skal dette ifølge produsenten ikke være noe problem (DGT Research).

DGT er en liten plastikkenhet på 2,5 cm i ytre diameter som inneholder en plastpolymer eller sorbent (resin gel) som akkumulerer metallene. På toppen ligger en filtermembran (0.45 µm) og et diffunderende sjikt hvor metallioner diffunderer gjennom ned til sorbentlaget.



Figur 12. Bilde og skisse av DGT (DGT Research; Yao et al., 2016).

DGT enheten plasseres i vannet ute i felt i en tidsperiode. Utplasseringstiden avhenger av ionekonsentrasjonen i vannet, og det trengs lenger eksponeringstid ved lave konsentrasjoner. Anbefalingen fra analyselaboratoriet er 3 – 21 dager. I denne studien er det brukt fra 14 til 21 dager.

Vannets temperatur er viktig for å få et presist resultat og bør måles med en temperaturlogger gjennom prøveperioden. DGT enhetene brukt i oppgaven måler både løste uorganiske og løste organiske forbindelser (spesieringer) av et metall, alle forbindelser som kan bindes til en organisme.

Følgende tungmetaller ble målt med DGT i denne studien: bly, kadmium, kobber, krom, mikkell og sink.

DGT prøvetakeren ble bundet fast til et lodd og plassert i vannstrømmen på bunnen av bekkene og kummen.

DGT må alltid være dekket av vann, og skal ikke tørke ut. Dette gjelder også før utplassering hvor de skal oppbevares i en plastikkpose som er tilsatt noen dråper 0,01M NaNO₃ løsning. DGT skal ikke tas ut av posen før utplassering på prøvestedet. Både før og etter prøverunde må DGT oppbevares kjølig, f.eks i kjøleskap, modulene skal ikke fryses før analysering i laboratoriet. Under prøveperioden ble det jevnlig sjekket at DGT var godt dekket med vann på prøvestedet, uten fare for uttørking. I augustrunden måtte av denne årsak målingen med DGT ved prøvested 111 avbrytes 10 dager før de andre stedene, fordi bekken var i ferd med å tørke ut.

Etter opptak av DGT modulene ble de lagt i tett plastpose. Laboratoriet åpner og preparerer resingelen i modulen med å tilsette i DGT med 1 ml HNO₃ (1M) i et prøverør, før den skal stå i minst 24 timer. Deretter fortynnes prøven med deionisert vann før analysering med ICP-MS.

Metallkonsentrasjonen i µg i gel ble deretter bestemt på lab som også beregnet konsentrasjonen i µg/l utfra oppgitt gjennomsnittstemperatur vannet hadde i perioden. Hver prøveperiode hadde ganske jevn temperatur gjennom feltperioden, slik at ved kontroll mot egen utregning basert på temperatur fra temperaturlogger ble det kun ubetydelige differanser mellom laboratoriets beregninger og egne beregninger.

Formel for beregning av konsentrasjon:

$$C_{DGT} = \frac{\text{Metallkonsentrasjon i gel} * (\text{tykkelse membran} + \text{tykkelse gel})}{\text{Diffusjonskoeffisient} * \text{tid} * \text{areal gel}}$$

- Hvor diffusjonskoeffisienten er temperaturavhengig og spesifikk for hvert metall, og kan hentes fra tabell (DGT Research).

DGT ble også satt ut i prøvepunktet for sigevann (Bakke pumpestasjon) med to og tre gjentak i to prøvetakingsrunder. Analyseresultatene for sigevannet hadde store variasjoner mellom gjentakene og rundene for en del av metallene. I likhet med for SorbiCell ble det ved opptak konstatert tilslemming av filteret på DGT enhetene. Sigevannet inneholder mye suspendert stoff, og partikler som tetter modulen er en mulig årsak til interferens og varierende analyseverdier. DGT i sigevann er ikke omtalt videre i diskusjonen. Analyseresultatene er samlet i Vedlegg 2.

2.3 Beskrivelse av feltrunder, varighet og prøvetaking

Undersøkelsen pågikk fra april til desember 2020. Det har i perioden blitt gjennomført tre feltrunder med passive prøvetakere på overvannspunktene, med varighet 17-21 dager, og to runder på sigevann fra deponiet, med varighet 14 dager. I tillegg er det for overvann tatt ut tre stikkprøver i løpet av hver runde, ved start, midtveis og ved slutt. Tilsvarende for sigevann er to stikkprøveuttak i hver av rundene (september og desember); ved start og slutt. Det er også gjennomført vanlige overvåkningsrunder av sigevann, bekker og grunnvannsbrønner i løpet av perioden. Disse overvåkningsrundene følger Lindums ordinære overvåkningsprogram. Parametere som ble analysert i de ordinære rundene er tilsvarende ett-årig sigevannsovervåkning i henhold til sigevannsveilederen (Statens Forurensningstilsyn, 2005), supplert med noen organiske miljøgifter. En oversikt over prøverundene, prøvemethodene og prøvestedene er sammenstilt i tabell 2.

Tabell 2. Sammenstilling av metoder, antall prøveuttak og antall gjentak:

Prøvested	Stikkprøver ufiltrerte	Stikkprøver filtrerte	Blandprøver	DGT	SorbiCell
Oppstrøms Vardåsen	3	7		3 (ingen gjentak *)	1
Oppstrøms landbruk		9		3 (ingen gjentak)	1
Nedstrøms deponi	3	9	3	3 x 2 gjentak	3 x 2 gjentak
Referansebekk	9	9		3 (ingen gjentak)	1
Sigevann	3	4		1 x 2 gjentak 1 x 3 gjentak	2 x 2 gjentak

*) Med gjentak menes at det ble plassert ut flere moduler av samme type i prøverunde



Figur 13. Til venstre: flasker med SorbiCell fra prøvepunkt nedstrøms deponiet ved opptak. Til høyre: DGT og SorbiCell etter opptak og før forsendelse til lab. (Foto: AH Rosenvinge)

2.4 Kjemiske analyser som er benyttet i feltrundene

Alle analyser stikkprøver, blandprøver og passive prøvetakere fra feltrundene er analysert ved Eurofins Moss. I tillegg ble det i tilknytning til de tre feltrundene på bekkevann tatt ut og analysert vannprøvene som en del av Lindums ordinære årlige overvåkningsprogram på sigevann, grunnvann og overvann. Prøvene fra det ordinære overvåkningsprogrammet er analysert ved ALS Global laboratorium.

Ufiltrerte stikkprøver er analysert for tungmetaller, TOC (total organic carbon), pH, ledningsevne, suspendert stoff (SS) og en rekke organiske miljøgifter. Parametere som er relevante er brukt i resultater og diskusjon for sammenligning mot resultatene i de andre metodene som er undersøkt.

Filtrerte stikkprøver og blandprøver er filtrert på 0,45 µm (glassfiberfilter), og analysert for tungmetaller, TOC, DOC (dissolved organic carbon), pH, ledningsevne (EC), SS, kationer: kalsium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), kalium (K) og anioner: nitrat (NO_3^-), sulfat (SO_4^{2-}), klorid (Cl), fluorid (F) og alkalitet.

Ved hver prøvetaking er det i tillegg målt konduktivitet, pH og temperatur i felt med portable instrumenter, pH meter: Hanna Waterproof og ledningsevнемåler: Hanna Waterproof EC Dual Range.

Analysemetodene som er benyttet er sammenstilt i tabell 3.

De ordinære prøvene på bekkevann og sigevann blir oppsluttet og ikke filtrert, før analysering, mens alle stikkprøvene og blandprøver som er tatt i forbindelse med studiens feltrunder på sigevann og bekkevann er filtrert på 0,45 µm glassfiberfilter.

Resultatene fra det ordinære overvåkningsprogrammet som er gjort i april, juni, august og oktober er tatt inn som en del av vurderingene og tolkninger av resultatene fra denne oppgavens feltundersøkelser. I tillegg er dette i noen grad sammenholdt med historiske data på tungmetaller fra sigevanns- og overvannsovervåkingen hvor Lindum har dataserier tilbake til 1993.

Stikkprøver for metallanalyser, total P og total N og $\text{NO}_3 - \text{N}$, ble ved oppstart og midtveis i feltperioden frosset ned og sendt samlet med prøvene tatt ved periodens slutt. Prøveflasker for analyser av alkalitet, kationer og anioner, samt DGT og SorbiCell ble oppbevart kjølig og sendt laben samme dag som prøveuttaket fant sted.

Tabell 3. Oversikt over analyser og analysemetoder som er benyttet:

Analyser	Metode	Standard	Måleusikkerhet (oppgitt fra lab)
Alkalitet	Titrimetri	EN-ISO 9963-1:1994 (Water quality-Determination of alkalinity-Part 1: Determination of total and composite alkalinity)	15 %
Total P, Total N	Spektrofotometri	NS-EN ISO15881-2, NS4743,	Tot P: 20 – 40 % Tot-N: 10 %
Metaller i filtrerte og ufiltrerte stikkprøver og blandprøver	Induktivt koplet massespektrometri (ICP-MS) Ekstrahert med HNO ₃	EN-ISO 17294-2	Filtrerte: Cu: 25 - 35 % Ni: 15 % Zn: 25 %
K, Mg, Na, Ca	Induktivt koplet massespektrometri (ICP-MS)	EN-ISO 17294-2	15 %
NO ₃ ⁻ - N Cl F	Spektrofotometri	NS-EN ISO 13395, EPA metode, 352.2, Epa metode 340.3	30 % 10 % 30 %
SO ₄ ²⁻	Ionekromatografi IC-EC	NS-EN ISO 10304-1	20 %
DGT	Gel og sorbent ekstraheres i HNO ₃ Induktivt koplet massespektrometri (ICP-MS)	EN-ISO 17294-1/2	20 %
SorbiCell CAN (metaller)	Gel og sorbent ekstraheres i HNO ₃ Induktivt koplet massespektrometri (ICP-MS)	DS 259:2003, DS/EN ISO 17294 m:2016	20 %
DOC / TOC	Forbrenning Shimadzu	NS-EN ISO 1484 (1997)	15 - 20 %
pH	Elektrokjemisk	NS-EN ISO 10523 (2012)	
Suspendert stoff (SS)	Filtermetode (GF-A)	NS 4733 (1983)	

2.5 Visual Minteq. Modelleringsverktøy for filtrerte stikkprøver

For å sjekke resultatene nærmere er analyseresultatene fra de filtrerte prøvene fra prøvepunktet bekk nedstrøms satt inn i modellverktøyet Visual Minteq for bestemmelse av tungmetallenes spesiefordeling eller kjemiske tilstandsform.

Visual Minteq er et databehandlingsprogram som er utviklet ved EPAs laboratorium i Athens, Georgia og videreutviklet av Jon Petter Gustavsson, KTH, Sverige (Gustafsson, 2013). Dette er en geokjemisk likevektsmodell som med input av stedspecifikke parametere kan estimere tilstandsformer (spesiering) av metallene, adsorpsjon, utfelling og/eller oppløsning av fast fase. I denne teoretiske modelleringen er følgende parametere brukt som inputdata i tillegg til konsentrasjonen av tungmetallene: DOC, pH, temperatur, anioner, kationer og alkalitet.

I foreliggende studie har det blitt funnet tilnærmet like verdier for TOC og DOC i samme prøve, f.eks prøvetakingsrunde april hvor TOC var 6,5 mg/l og DOC var 6,3 mg/l i bekken nedstrøms deponiet. Der det mangler DOC analyse, er TOC konsentrasjonen brukt som erstatning for DOC i Visual Minteq.

Som sikring av kvaliteten på spesieringsberegningene ble ladningsbalansen funnet å være < 15 % i de VM-resultatene som er diskutert i studien.

2.6 Dataanalyse - T-test

T-test (i Microsoft Excel) er gjennomført for noen av prøvetakingsmetodene for å undersøke om gjennomsnittsverdiene er signifikant forskjellige. I t-testen er det brukt to utvalg med antatt ulike varianser. Signifikansnivået er satt til 5%.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Deponiets påvirkning på omgivelsene

3.1.1 Sammensetning i sigevannet ved deponiet

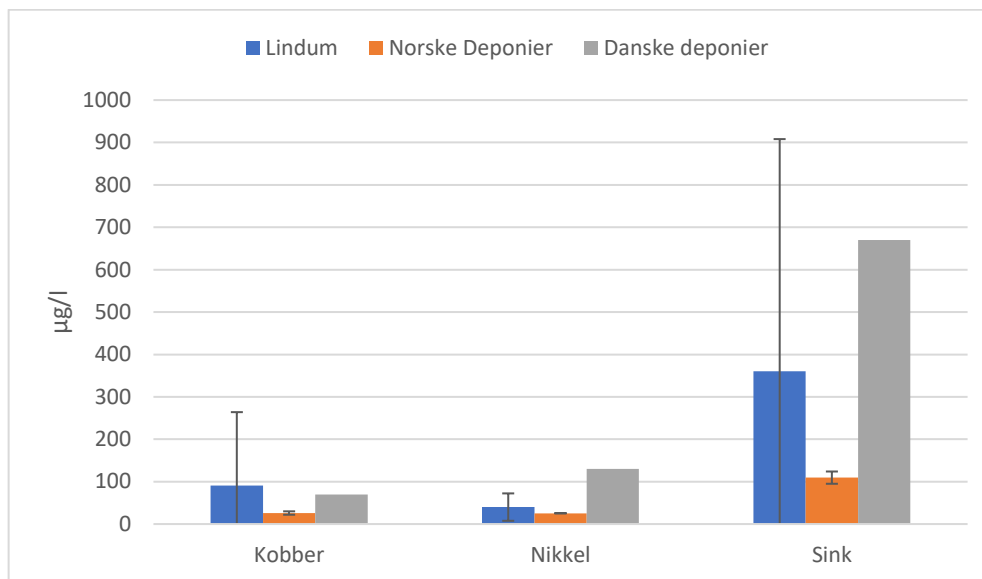
Vi ser i tabell 4 og figur 13 at for As, Cd, Hg og Ni ligger Lindum i 2020 noe høyere enn norske deponier, mens for Cr ligger Lindum noe under. Når det gjelder Cu, Pb og Zn har Lindums sigevann konsentrasjoner som ligger mellom 1,5 til 3,5 ganger høyere enn norske deponier. Utgangspunktet for sammenligningen er rapport TA-2978 som Norges Geotekniske Institutt (NGI) har laget for Klima og Miljødirektoratet (Norges Geotekniske Institutt, 2012). I rapporten er det sammenstilt data fra 132 deponier i perioden 2006-2010. Tallene som er brukt i sammenligningen med Lindums sigevann er det geometriske gjennomsnitt fra aktive deponier. (Geometrisk gjennomsnitt er et middel for en tallrekke, hvor alle tallene i rekken multipliseres med hverandre, og deretter finner man den n -te roten til dette produktet).

Lindums tall er et aritmetrisk gjennomsnitt fra de fire ordinære overvåkningsrundene med 4 ufiltrerte stikkprøver i 2020 og tilsvarende av sigevannet i perioden 2006-2010 med i alt 20 ufiltrerte stikkprøver. (Aritmetrisk gjennomsnitt er summen av alle verdiene i en tallrekke delt på antall verdier).

Tabell 4. Sammenstilling av konsentrasjoner av tungmetaller i µg/l og noen andre sigevannsparemetere. Hentet fra Lindums historikk, og rapportert i litteratur for Norge og Europa. Høyeste og laveste observasjon i parentes.

Parametere	Enhet	Sigevann Lindum 2020 (n = 4)	Sigevann Lindum) 2006-2010 (n = 20)	Sigevann norske deponier (132 stk) (Geometrisk gjennomsnitt) 2006-2010 (TA-2978, Miljødirektoratet)	Sigevann Norge (Haarstad et al., 2003)	Gjennomsnitt danske deponier (106 stk) (Kjeldsen et al., 2002)	Sigevann Europeiske deponier (Kjeldsen et al., 2002) *
pH		7,2 (6,6 – 7,8)	6,7 (6,4 - 7,3)	7,3 7,2-7,4			
Ledningsevne	mS/m	423 (250 – 723)	472 (343 – 708)	293 (270-315)			
Suspendert stoff	mg/l	231 (62 – 370)	344 (267 – 495)	90 (80-100)			
TOC	mg/l	315 (70 – 730)	952 (360 – 2049)	147 (130-164)			
Total Nitrogen	mg/l	305 (83 – 723)	230 (109 – 365)	172 (155-189)			
Ammonium	mg/l	289 (78 – 673)	205 (166 – 278)	134 (117-151)			
Total Fosfor	mg/l	3 (0,3 – 8)	5 (2 – 7)	1,35 (0,9-1,8)			
Arsen (As)	µg/l	11 (5– 20)	20 (14 - 32)	10,5 (9-12)	19		(10 – 1000)
Bly (Pb)	µg/l	19 (3 – 53)	23 (7 – 65)	4,5 (4-5)	13	70	(0,1 – 400)
Kadmium (Cd)	µg/l	0,6 (0,4 – 1,3)	0,7 (0,3 – 1)	0,20 (0,15-0,25)	1,5	6	(20 – 1500)
Kobber (Cu)	µg/l	91 (16 – 264)	87 (29 – 183)	26 (22-30)	17	70	(5 – 10000)
Krom (Cr)	µg/l	17 (10 – 24)	100 (79 – 132)	35 (31-39)	38	80	(1 – 5000)
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,13 (0,04 – 0,3)	0,05 (0,03 – 0,1)	0,0 35 0,03-0,04	1,5		(0,05 – 160)
Nikkel (Ni)	µg/l	40 (27 – 72)	64 (37 – 127)	25,5 (25-26)	31	130	(15 – 13000)
Sink (Zn)	µg/l	360 (36 – 908)	959 (92 – 2633)	110 (95-124)	270	670	(30 – 100000)

- Gjennomsnittsverdi ikke oppgitt



Figur 14. Sige vann Lindum 2020 (ufiltrerte stikkprøver, $n=4$) versus norske ($n = 132$) og danske deponier ($n = 106$). Feilfelt viser min – max for detekterte konsentrasjoner.

I sige vann ved norske deponier er det Cu, Cr, Ni og Zn som har de høyeste verdiene, satt opp i rekkefølge etter konsentrasjonsstørrelse; $Zn > Cr > Cu \geq Ni$. Lindums sige vann rangert etter størrelse er: $Zn > Cu > Ni > Cr$. Noenlunde tilsvarende forholdsmessighet i verdier finner vi igjen i andre lands oversikter, for eksempel fra Danmark, Tyskland og UK (Kjeldsen et al., 2002).

Både Lindums sige vann og norske deponier ligger i den lavere delen av konsentrasjonsintervallet for tungmetaller sammenlignet med konsentrasjoner i andre europeiske land som vist i tabell 4. Forhold som påvirker konsentrasjonsnivået er type masser som er deponert, klima og nedbørforhold, og innholdet av organisk materiale (humusforbindelser) i deponimassene. Organisk innhold er spesielt viktig ettersom de fleste tungmetaller lett binder seg til humusforbindelser og på den måten holdes tilbake i deponiet, eller hvis de transporteres ut vil foreligge i en lite biotilgjengelig form (Øygard, 2007). For eldre deponier og deponiceller hvor det ble fylt inn med alle typer husholdningsavfall, også biologiske fraksjoner, vil dette ha betydning. Tungmetallene bindes også til uorganiske fraksjoner som oksider, sulfider og karbonater, og er relativt lite løselige i den anaerobe (og reduserende) metanogene fasen med pH rundt 7-8, som er typisk for eldre deponier med organiske avfall (Kjeldsen et al., 2002).

I tillegg til å binde metallene kan det organiske materialet også fungere som en transportvei for metaller. Hvis de organiske partiklene lekker ut, frakter de metallene med seg. I undersøkelser av norske deponier konkluderer Øygard at det ligger en stor mengde tungmetaller i deponimassene, og at dette kan bli et problem i fremtiden hvis de begynner å lekke ut. Imidlertid sier Øygard at de metallene man fant i sigevannet i stor grad var bundet til partikler slik at de ikke forelå i den mest biotilgjengelige formen. Dermed er de antagelig ikke akutt toksisk før de eventuelt gjennomgår kjemiske endringer (Øygard, 2007). Vitenskapelige studier har så langt vist at metaller i deponiene ikke er veldig reaktive eller løselige (Haarstad, 2003), men det pekes også på at dette kan endre seg hvis det oppstår aerobe forhold inne i massene (Kjeldsen et al., 2002). pH vil da synke som følge av oksidering (nedbrytning) av organiske materiale, redoksforholdene endres og metaller kan løses ut. Derfor er selve driften av deponiet både i aktiv driftsfase og etterdriftsfase svært viktig. Det er essensielt at cellene bygges tette og at det etableres topptetting som hindrer både vann og luft i å trenge inn i massene.

I nyere deponiceller som i hovedsak kun mottar forurensede gravemasser er det mindre organisk materiale og det kan av den grunn være større mulighet for at tungmetaller lettere kan vaskes ut med regnvann som trenger gjennom de deponerte massene. Lindums deponi består av en kombinasjon av eldre deponietapper hvor det fremdeles ligger mye biologisk materiale og nyere celler med lite organisk innhold, slik at sigevannet som oppstår vil være en miks av dette med ganske varierte biologiske og fysisk/kjemiske forhold.

Lindums sigevann lå i 2020 lavere enn gjennomsnittet i årene 2006-2010 for Cr, As, Ni og Zn, og, litt høyere på Hg og omtrent på samme nivå for Pb, Cd, Cu. Som tabell 4 viser varierer Lindums sigevann sterkt over året i konsentrasjoner, spesielt for Cu og Zn, men den forholdsmessige sammensetningen av tungmetallene har holdt seg relativt konstant gjennom mange år. Foreløpig er det altså lite som tyder på at Lindums deponi er i en fase med store endringer i sammensetning av sigevannet, og vi ser at sigevannet fremdeles inneholder svært mye suspendert stoff som i stor grad består av organisk materiale. Dette er forhold som vil være viktig å følge med i årene fremover. Modeller som predikerer sigevannets sammensetning på bakgrunn av type og mengde avfallsfraksjoner som er deponert, deponiets oppbygging og alder samt tilstand med hensyn til nedbrytningsfase sammenholdt med nedbør- og klimaforhold, er viktige parametere i risikovurderingen rundt deponienes potensielle påvirkning på det ytre miljø (Bhatt et al., 2017).

Klimaendringer med økt nedbør og avrenning kan føre til økt innhold av miljøgifter i sigevannet, men også fortynning av de samme stoffene. Nedbør som perkolerer ned i deponiet kan potensielt både stimulere utvasking fra massene samtidig som det fortynner sigevannet (Haarstad, 2003).

3.1.2 Deponiets potensielle påvirkning på resipienten nedstrøms

For prøvestedet oppstrøms deponiet gir analyseresultatene for ufiltrerte stikkprøver fra det ordinære prøvetakingsprogrammet som regel ikke konsentrasjoner over deteksjonsgrensen for andre metaller enn Zn. Laboratoriet oppgir at årsaken til dette er prøvematriks og oppslutning med konserveringssyre og dermed en betydelig fortynning av prøven. Dette gjør laboratoriet for å unngå overbelastning av analyseinstrumentene. Sink med konsentrasjon 8,8 µg/l, ligger oppstrøms over tilstandsklasse I (naturlig bakgrunnskonsentrasjon) i Miljødirektoratets tilstandsklasser for ferskvann, men innenfor tilstandsklasse II (god) (Miljødirektoratet, 2016, revidert 2020). Nedstrøms deponiet ligger As (0,8µg/l), Pb (1,3 µg/l) og Zn (25,4 µg/l) over tilstandsklasse II, mens Cu (7,5 µg/l), Cr (1,0 µg/l) og Ni (3,7 µg/l) ligger under eller tangerer grenseverdien i tilstandsklasse II.

Ved å filtrere på p 0,45 µm blir prøven relativt ren og det kreves svært lite konserveringssyre, som igjen fører til at laboratoriets deteksjonsgrense kan senkes slik at det detekteres konsentrasjoner, og det blir mulig å sammenligne oppstrømsprøvene mer presist mot nedstrømspunktet. I filtrerte prøver oppstrøms Vardåsen ligger Cu, Cr og Ni under eller tangerer tilstandsklasse I. Arsen, Pb og Zn ligger over tilstandsklasse I, men innenfor tilstandsklasse II. Nedstrøms deponiet har bekken fått økte konsentrasjoner, men Pb og Cr har endret seg lite og ligger fremdeles under grenseverdi i tilstandsklasse II. Arsen nedstrøms ligger så vidt under eller tangerer i noen analyser tilstandsklasse II, mens Cu, Ni og Zn ligger nært opp til eller i noen analyser over grenseverdiene i tilstandsklasse II.

For Cd er grenseverdiene satt i forhold til vannets hardhet, som bestemmes ut fra innholdet av kalsiumkarbonat (CaCO₃). Dette er en parameter som ikke er målt, men innholdet av kalsium (Ca) og magnesium (Mg) oppstrøms deponiet er generelt lavt, rundt 3 - 4 mg/l, for å øke til 60 - 80 mg/l i nedstrømspunktet. Dermed ligger bekken nedstrøms deponiet på en Ca - Mg konsentrasjon som er på grensen til å karakteriseres som hardt vann iht hardhetsklasser som benyttes av norske vannverk som er basert på tyske hardhetsgrader (Norsk Vann).

Tilstandsklassenes grenseverdier for Cd øker med vannets hardhet, og grenseverdiene er dermed antatt å være lavere oppstrøms enn nedstrøms, noe som er angitt i tabellene. For filtrerte prøver ligger Cd konsentrasjonen uansett under grenseverdiene i tilstandsklasse II både oppstrøms og nedstrøms.

Kvikksølv blir ikke detektert over LOQ på 0,002 µg/l i noen av analysene, verken nedstrøms eller oppstrøms og blir ikke kommentert videre i resultater og diskusjon.

Vi ser at ved kun å basere overvåkingen på ufiltrerte stikkprøver, som er vanlig i bransjen, blir datagrunnlaget ganske grovmasket da de fleste sporelementene kommer ut med resultater lavere enn LOQ. Mens ved å filtrere prøvene får man på plass mer relevante data for å kunne vurdere graden av påvirkning.

Oversikt over tungmetallinnholdet i prøvepunktene for ufiltrerte og filtrerte prøver fra bekkene er sammenstilt og sammenlignet med tilstandsklasse I og II i Miljødirektoratets veileder for grenseverdier for klassifisering av vann, M-608, i tabellene 5 og 6 under. (For fullstendig tabell over tilstandsklassene se Vedlegg 1).

Tabell 5. Oversikt pH, ledningsevne, TOC og tungmetaller i overvann Lindum 2020 (gjennomsnitt ufiltrerte prøver) versus grenseverdier i tilstandsklasse I og II, Miljødirektoratet M-608 / 2016 revidert 30.10.2020.

Parametere	Enhet	Ufiltrerte prøver			Miljødirektoratet M-608 / 2016	
		Konsentrasjoner oppstrøms Vardåsen (111)	Konsentrasjoner referansebekk (114)	Konsentrasjoner nedstrøms deponiet (112)	Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God
pH		6,4	7,1	7,6		
TOC	mg/l	5	3	13		
Ledningsevne	mS/m	2	7	52		
Suspendert stoff	mg/l	<2		11		
Arsen (As)	µg/l	<0,5	<0,5	0,8	0 - 0,15	0,15 – 0,5
Bly (Pb)	µg/l	<0,5	0,5	1,3	0 - 0,02	0,02 – 1,2
Kadmium (Cd)	µg/l	<0,05	<0,05	0,1	0 - 0,003	Fotnote 1
Kobber (Cu)	µg/l	<1	1	7,5	0 - 0,3	0,3 - 7,8
Krom (Cr)	µg/l	<0,9	<0,9	1,0	0 – 0,1	0,1 – 3,4
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	0 - 0,001	0,001 – 0,047
Nikkel (Ni)	µg/l	<0,6	0,6	3,7	0 – 0,5	0,5 - 4
Sink (Zn)	µg/l	8,8	7,5	25,4	0 – 1,5	1,5 - 11

Fotnote 1: Cd verdier avhenger av vannets hardhet ≤ 0.08 ($< 40 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$); 0.08 ($40 - <50 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$); $0,09$ ($50 - <100 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$); $0,15$ ($100 - <200 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$); $0,25$ ($\geq 200 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$).

Tabell 6. Oversikt pH, ledningsevne, tungmetaller, tot P, tot N og NO₃-N i overvann Lindum 2020 (gjennomsnitt filtrerte prøver) versus grenseverdier tilstandsklasse II, Miljødirektoratet M-608 / 2016 revidert 30.10.2020.

Parametere	Enhet	Filtrerte prøver				Miljødirektoratet M-608 / 2016	
		Konsentra- sjoner Oppstrøms Vardåsen (111)	Konsentra- sjoner Oppstrøms landbruk (KS1OV)	Konsentra- sjoner Referansebekk (114)	Konsentra- sjoner Nedstrøms deponiet (112)	Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God
pH		6,8	6,3	6,6	7,6		
Ledningsevne	mS/m	3	65	12	38		
Arsen (As)	µg/l	0,2	0,17	0,14	0,46	0 – 0,15	0,15 – 0,5
Bly (Pb)	µg/l	0,1	<0,01	0,03	0,03	0 – 0,02	0,02 – 1,2
Kadmium (Cd)	µg/l	0,04	0,03	0,02	0,04	0 – 0,003	Fotnote 1
Kobber (Cu)	µg/l	0,3	0,52	0,45	5,6	0 – 0,3	0,3 – 7,8
Krom (Cr)	µg/l	0,1	0,01	0,07	0,19	0 – 0,1	0,1 – 3,4
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0 – 0,001	0,001 – 0,047
Nikkel (Ni)	µg/l	0,2	1,5	0,3	3,2	0 – 0,5	0,5 – 4
Sink (Zn)	µg/l	9,2	5,0	5,0	8,3	0 – 1,5	1,5 - 11
Total fosfor (P)	µg/l	7	158	17	57		
Total nitrogen (N)	µg/l	197	959	531	6656		
Nitrat (NO ₃)	µg/l	46	477	413	5022		

Fotnote 1: Cd verdier avhenger av vannets hardhet ≤ 0.08 ($< 40 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$); 0.08 ($40 - <50 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$); $0,09$ ($50 - <100 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$); $0,15$ ($100 - <200 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$); $0,25$ ($\geq 200 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$).

Tilførselen til bekken kommer i hovedsak fra landbruksareal Lindum Nord, Kniveåsen og Vardåsen nord og syd som vist i figur 3, oversiktskart over nedbørsfeltene. Overvann fra tette flater inne på deponiområdet ledes til sigevannsnettet, på grunn av at dette vannet potensielt kan være påvirket og forurensset av avfallsvirkksomheten.

Lindum ligger i et område med Drammensgranitt i berggrunnen, og hele deponiet med tilgrensende landbruksarealer ligger under marin grense. Drammensgranitt består av mye kvarts og feltspat (NGU) som igjen inneholder bla basemetallene Cu, Zn, Pb, Fe og Zn som bidrar til bakgrunnskonsentrasjonene i overvannet (Midtgård, 2007).

Ved sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjonene av tungmetaller, total N, NO₃ - N og total P i bekkeprøvestedene som ligger utenfor deponiet er den største forskjellen at punktet oppstrøms Vardåsen har vesentlig lavere verdier av N og P enn oppstrøms landbruk og referansebekken (tabell 6). Både prøvestedet oppstrøms landbruk og referansebekken er sannsynligvis påvirket av landbruk, ettersom de ligger i kanten av jorder og får tilført næringsstoffer fra jordene via drensgrøfter og overflateavrenning (Bechmann, 2014), mens oppstrøms Vardåsen ikke mottar avrenning fra landbruk. Særlig har punktet oppstrøms landbruk størstedelen av sitt nedslagsfelt fra landbruksområder.

Tungmetallinnholdet er ganske likt for de tre prøvestedene som er upåvirket av deponiet, med noen små variasjoner. Man ser også ganske like variasjoner i disse prøvestedene mellom prøveomgangene som antagelig kan relateres til nedbørsforhold og utvasking som f.eks nedbør etter en tørkeperiode. Ettersom studien har samstemte resultater i 4 ufiltrerte stikkprøver gjennom året i tillegg til 9 filtrerte stikkprøver (3 stikkprøver i 3 prøvetakingsrunder) antas det at disse prøvestedene er representative for overvann i området når det gjelder tungmetallnivåene.

I bekken nedstrøms deponiet som ligger i starten på Leirelva, ligger altså konsentrasjonene av Cu, Ni og Zn godt over tilstandsklasse I og nært opp til eller over tilstandsklasse II i Miljødirektoratets veileder M – 608. For Zn gjelder dette også i punkt oppstrøms Vardåsen, som er upåvirket av deponiet og kan dermed antas at skyldes naturlig bakgrunnsverdi. Nikkel med gjennomsnittskonsentrasjon på 3,2 µg/l i nedstrømspunktet ligger nær grensen for biotilgjengelighet på 4 µg/l i Vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder for filtrerte prøver (<0,45 µm), (tabell 7).

I Vann–Nett Portalens kvalitetskarakteristikk av Leirelva er tilstanden for Zn kommentert som dårlig, mens Cu og Ni ligger på kvalitet god. I henhold til Vannforskriften er det satt krav om at det skal gjøres tiltak for å bedre forholdene fra og med klassifisering *god* (Norges Vassdrags- og energidirektorat, [u.å.]). Disse metallene foreligger med forhøyede konsentrasjoner både i sivevannet (tabell 4) og i bekken nedstrøms (tabell 5 og 6) og det er derfor sannsynlig at Lindums deponi kan være en betydelig bidragsyter til de tre metallene i Leirelva og er dermed av interesse at undersøkes nærmere.

De andre tungmetallene har generelt lave verdier både oppstrøms og nedstrøms og veksler mellom å ligge over eller under deteksjonsgrensene.

Tabell 7. Sammenstilling av grenseverdier for klassifisering av vann (M-608). (Se Vedlegg, tabell 1.1 for alle tilstandsklasser), grenseverdier for biotilgjengelig konsentrasjon for tungmetaller (hentet fra Vannforskriften Vedlegg VIII, del A), sammenstilt med konsentrasjoner i bekk nedstrøms deponiet 2020. Med tillegg grenseverdier for biotilgjengelig konsentrasjon ytvattenstatus i Sverige). Laveste og høyeste observasjon i parentes)

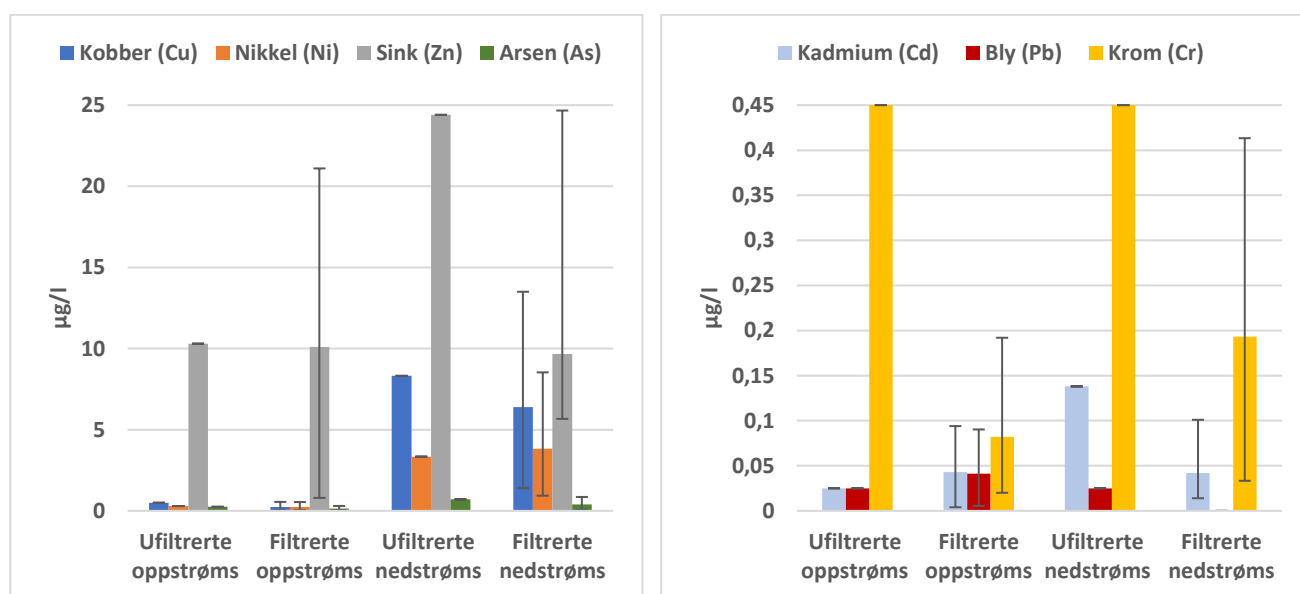
Tungmetall (Sporelement)	Bekk nedstrøms Lindum (112) Gjennomsnitt filtrerte stikkprøver n=9) µg/l	Tilstandsklasse I Bakgrunn Klassifisering av vann (M-608 / 2016) µg/l	Tilstandsklasse II God Klassifisering av vann (M-608 / 2016) µg/l	Biotilgjengelig konsentrasjon (Vannforskriften Norge) µg/l	Biotilgjengelig konsentrasjon (Ytvattenstatus Sverige) µg/l
Arsen (As)	0,46 (0,31-0,88)	0,15	0,5		
Bly (Pb)	0,03 (<0,1 – 0,093)	0,02	1,2	1,2	1,2
Kadmium (Cd)	0,04 (0,024-0,059)	0,003	Fotnote 1		
Kobber (Cu)	5,64 (3,4-7,1)	0,3	7,8		0,5
Krom (Cr)	0,19 (0,085-0,29)	0,1	3,4		
Kvikksølv (Hg)	<0,002	0,001	0,047		
Nikkel (Ni)	3,20 (1,2-4,7)	0,5	4	4	4
Sink (Zn)	8,30 (4-15)	1,5	11		5,5

Fotnote 1; Cd verdier avhenger av vannets hardhet ≤ 0.08 (< 40 mg CaCO₃ /l); 0.08 (40 - <50 mg CaCO₃/l); 0,09 (50 - <100 mg CaCO₃ /l); 0,15 (100 - <200 mg CaCO₃ /l); 0,25 (≥200 mg CaCO₃ /l).

Ved filtrering av stikkprøver i prøvepunktene oppstrømspunktene (lokasjon 111 og KS10V) og nedstrøms deponiet ser vi at det skjer en økning i konsentrasjonen for flere av

tungmetallene i bekken på dens ferd gjennom deponiet. Endringene kan variere en del mellom prøvetakingsrundene. For å kunne foreta en sammenligning er konsentrasjoner som ligger under LOQ lagt inn med 50 % av deteksjonsgrensen i figur 15, som er en sammenstilling fra junirunden. Her ser vi at konsentrasjonene i filtrerte øker mellom oppstrøms Vardåsen og nedstrøms med 28 ganger for Cu, 16 ganger for Ni, mens As og Cr øker hhv 2,8 og 2,3 ganger. Sink og Cd er ganske uendret. Bly ligger på 0,04 µg/l oppstrøms og under LOQ 0,01 nedstrøms.

For ufiltrerte stikkprøver er bildet annerledes, for eksempel øker Zn med 2,4 ganger fra oppstrøms til nedstrøms. Der vi har liten endring i konsentrasjonen av Zn i filtrerte prøver, er det økning ufiltrerte prøver. Mulig årsak til dette er at gjennomsnittskonsentrasjonen av suspendert stoff (SS) har økt fra < 2 til 11 mg/l fra oppstrøms til nedstrøms (tabell 5), og at SS for en stor del består av silt- og leirpartikler med Zn bundet til aluminiums- og jernhydroksider.



Figur 15. Sammenstilling av ufiltrerte og filtrerte stikkprøver (gjennomsnitt) i juni i prøvepunktene oppstrøms Vardåsen og nedstrøms deponiet. Merk at for filtrerte nedstrøms ligger Pb under LOQ (<0,01 µg/l). Feilfelt viser min og max verdier for filtrerte prøver (n=3)

Ettersom det ikke har vært overløpshendelser av sigevann til bekken siden 2018 indikerer resultatene av både ufiltrerte og filtrerte stikkprøver at bekken er påvirket av diffus innlekking av sigevann fra deponiet. Tydeligst ses dette for Cu, Ni og Zn konsentrasjonene i bekkevannet, som samtidig er de tre sporelementene som også har de høyeste

konsentrasjonene i sigevannet. Som nevnt har Zn også relativt høye bakgrunnsverdier oppstrøms, men vi registrerer likevel en økning i nedstrømspunktet. Ut fra dette er det valgt å legge hovedfokuset på Cu, Ni og Zn i denne studien

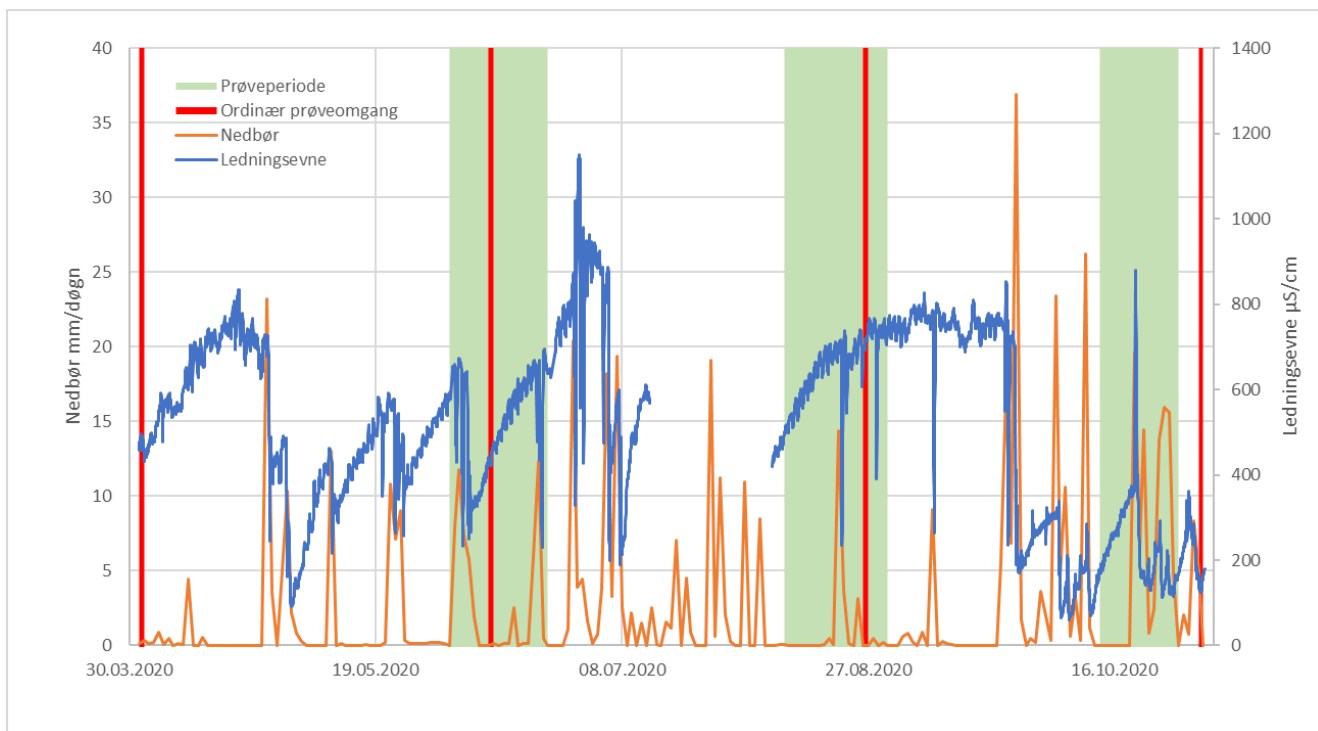
I en kartlegging utført av Norconsult i 2019 konkluderes det også med at bekken er påvirket av deponiet (Norconsult, 2019). Omfanget av påvirkningen er ikke kvantifisert.

3.2 Sammenligning av ulike prøvetakingsmetodikk i bekkevann

Målet med overvåkningsprogrammet og prøvetakingen er å fange en representativ prøve fra et prøvested. Dette er ikke helt enkelt å gjennomføre med stikkprøver da forholdene, spesielt i overvann, kan endre seg mye over kort tid. I bekken nedstrøms har Cu, Ni og Zn i de ufiltrerte stikkprøvene i det ordinære overvåkningsprogrammet hatt variasjoner på hhv 170 %, 317 % og 70 % i 2020.

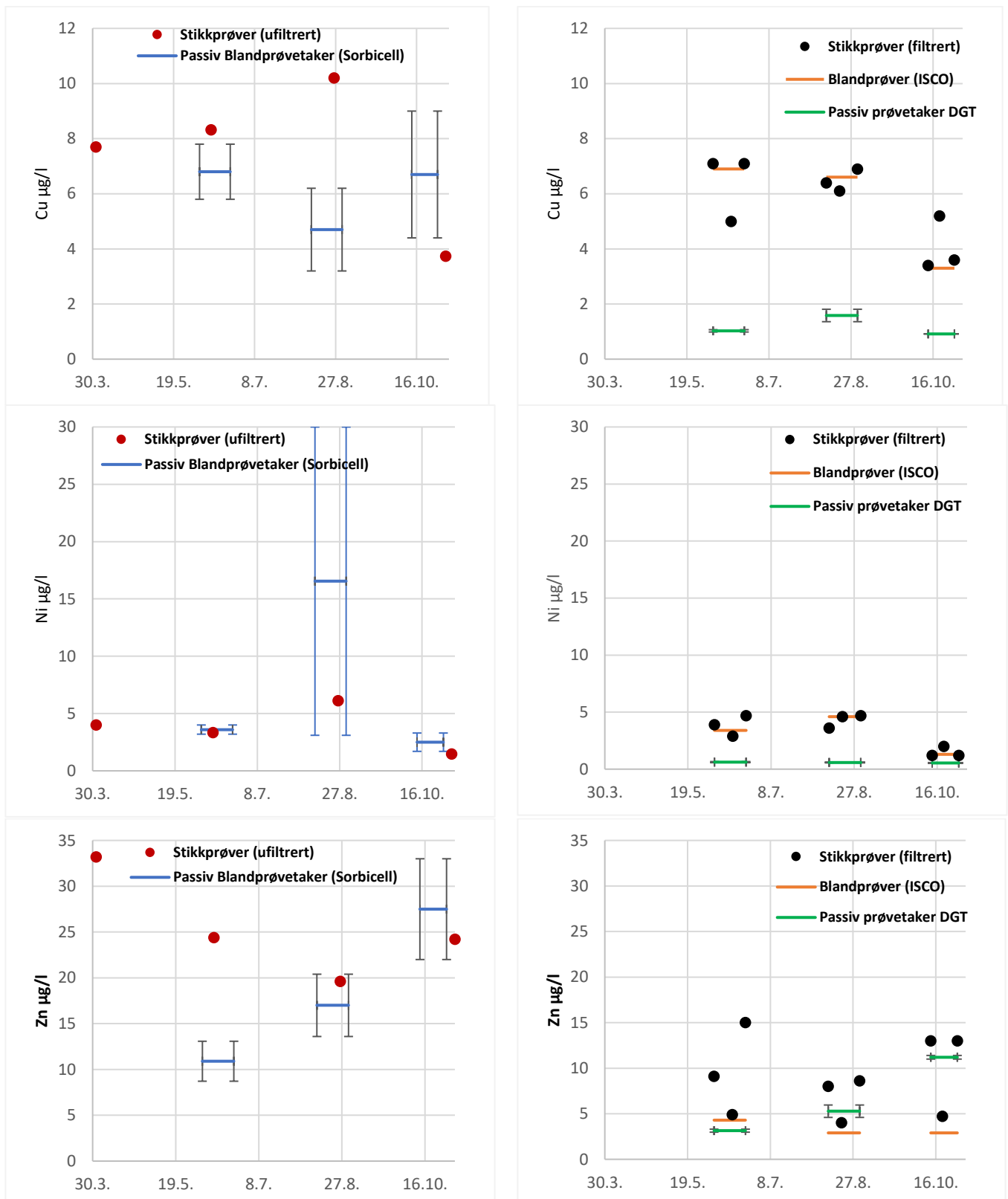
Ved sammenligning av loggerdata for nedbør og ledningsevne i feltperioden (figur 16) ser vi at ledningsevnen påvirkes av nedbør. Ledningsevnen som angir vannets evne til å lede strøm og dermed indirekte innholdet av oppløste mineralsalter (Wetzel, 2001), har bygget seg gradvis opp i løpet av tørrværsperiodene til opp mot 1100 og 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, for så falle til rundt 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ etter kraftig regnskyll. Dette vises tydelig i starten av juli og i første halvdel av oktober. Ledningsevnen og konsentrasjonen av salter øker i periodene med lite regn, men faller veldig raskt etter noen dager med mye nedbør (Sarma & Rao, 1972).

Samlet nedbør i de tre feltperiodene var 57 mm i juni, 23 mm i august og oktober med 94 mm.



Figur 16 viser logging av ledningsevne (EC) i $\mu\text{S}/\text{cm}$ og nedbør i mm, sammenstilt med tidspunktene for prøvetakingsrundene i perioden april - november 2020 i prøvepunkt bekk nedstrøms. Det er et brudd i registreringen av ledningsevne i juli/august som skyldes batterifeil.

I figur 17 er det satt sammen et tidsplokk med resultater fra de ulike prøvetakingsmetodene som er testet i bekken nedstrøms deponiet; ufiltrerte og filtrerte stikkprøver, Isco blandprøver, Sorbicell og DGT. Her ser vi at Cu og Ni har tilsvarende som observert for loggerdata av ledningsevnene hatt en reduksjon etter kraftig nedbør i oktober. Det kan antas at mye nedbør som infiltrerer i deponimassene kan føre til økt utvasking av stoffer i sigevannet, og at denne effekten kan være større enn fortynningen, slik det også er observert i andre studier (Haarstad, 2003). For bekken som mottar noe innlekking av sigevann vil imidlertid fortynningseffekten mest sannsynlig være større enn økt bidrag fra utvasking i og med at bekken også mottar overvann fra nedslagsfeltet som ikke har hatt kontakt med deponiet, totalt ca $0,34 \text{ km}^2$. For sammenligning av prøvetakingsmetodene er det valgt å fokusere på prøvepunktet nedstrøms deponiet ettersom det er her det er flest og best data for å gjøre en slik vurdering. Analyseresultatene fra de andre prøvestedene er lagt inn i vedlegg 2.



Figur 17. Tidsplott med resultater i de tre prøvetakingsrundene for Cu, Ni og Zn i ufiltrerte stikkprøver versus SorbiCell til venstre og filtrerte stikkprøver versus Isco blandprøver (filtrerte) og DGT til høyre. Ufiltrerte stikkprøver ligger utenfor prøvetakingsrundene i april og oktober pga at de er tatt som en del av det ordinære overvåkningsprogrammet. Feilfelt viser min -max verdier for SorbiCell (n=2) og DGT (n=2).

3.2.1 Stikkprøver: ufiltrerte – filtrerte

Ufiltrerte stikkprøver detekterer høyere konsentrasjoner av Cu, Ni og Zn enn det vi finner i de filtrerte i bekken nedstrøms i alle prøverundene, noe som er naturlig ut fra at i ufiltrerte oppsluttede prøver tas det med både de fritt løste metallionene og det som er partikulært bundet, mens i de filtrerte vil store komplekser være filtrert vekk. I gjennomsnitt for hele perioden juni – oktober finner vi for prøvepunktet nedstrøms at filtrerte prøver av Zn ligger på 35 % av ufiltrert konsentrasjon. Tilsvarende for Cu og Ni er hhv 64 % og 70 %. Dette tyder på at det er mindre forskjell på filtrerte og ufiltrerte prøver for Cu og Ni enn det er for Zn, noe som ikke helt stemmer med hypotesen om at mindre forbindelser er mer biotilgjengelige enn større forbindelser (Fairbrother et al., 2007). Ettersom vi antar at Cu i større grad enn Zn bindes til organisk materiale og danner komplekser som ikke skal komme med i de filtrerte prøvene burde dette forholdet vært motsatt, men i foreliggende resultater fra filtrerte kontra ufiltrerte kan det altså se ut til at Zn har assosiert med komplekser og derfor kommer ut med så vidt stor differanse mellom metodene. En mulig årsak til dette er at filtrerte og ufiltrerte ikke er tatt på identisk samme tidspunkt, og at dette har større betydning for Zn enn for Cu og Ni.

Begge metoder viser i figur 17 reduksjon for Cu og Ni i oktober, og indikerer fortynningseffekt av disse tilsvarende som for ledningsevnen. Sink har en motsatt utvikling og øker rundt med 23 % i oktober sammenlignet med august i ufiltrerte, og med rundt 60 % i filtrerte stikkprøver. Ufiltrerte og filtrerte stikkprøver viser i noen grad de samme hovedtrendene for Cu, Ni og Zn, men det er registrert store variasjoner i konsentrasjoner av filtrerte innenfor samme prøvetakingsrunde. Særlig gjelder dette for Zn og bekrefter at en stikkprøve kun er et øyeblikksbilde av situasjonen. Innenfor en periode på 7 dager i junirunden varierte konsentrasjonene for Zn i stikkprøvene med hele 206 % (mellom 4,9 – 15 µg/l).

I resipientovervåkningen for Lindum benyttes det fire årlige ufiltrerte stikkprøver for å beskrive påvirkningen på omgivelsene. Det er gjennomsnittsverdier av de fire analysene som hvert år rapporteres inn til myndighetene og danner grunnlaget for nasjonal statistikk og beregninger. For Lindum og Østlandet generelt er det i prinsippet kun mulig å ta ut prøver i årstider når bekkene ikke er dekket av is, noe som kan være en feilkilde når det gjelder å

beregne et årsgjennomsnitt av stofftransport og påvirkning på resipientene fordi vannmengden varierer mye gjennom året.

Dagens regime med ufiltrerte stikkprøver kan fortelle at bekken med stor sannsynlighet er påvirket av sigevann, men stikkprøver gir generelt dårlig grunnlag for å gjøre vurderinger av graden av påvirkning (Lee et al., 2007). Det at ufiltrerte oppsluttede prøver i en del tilfeller ikke gir verdier over LOQ pga at det ved analyseringen på laboratoriet tilføres en relativt stor mengde konserveringssyre, og prøven dermed fortynnes mye, kan føre til underestimering av konsentrasjonene ved tolkning av resultatene. I ufiltrerte stikkprøver ligger gjennomsnittskonsentrasjonen av Zn i 2020 på 25,4 µg/l og langt over tilstandsklasse II, mens Cu og Ni tangerer grenseverdiene. Datagrunnlaget styrkes en del med filtrerte stikkprøver ved at man da får et bedre grunnlag for å utføre sammenligning mot vannkvalitetskriteriene. Vi ser at for Cu, Ni og Zn ligger filtrerte stikkprøver med et gjennomsnitt på hhv 5,6, 3,2 og 8,9 µg/l nært opp til øvre grense for tilstandsklasse II (M 608) med hhv 7,8, 4 og 11µg/l. En slik vurdering ville ikke vært mulig å gjøre kun utfra ufiltrerte stikkprøver. Men vi ser at også filtrerte stikkprøver vil kunne variere relativt mye med nedbørsforholdene i forkant av prøveuttaket og vannføringen i bekken på prøvetakingstidspunktet, og ikke nødvendigvis være representative for forholdene i resipienten, fordi disse også fanger opp situasjonen i øyeblikket.

Resultatene sier i tillegg lite om biotilgjengelighet og en foreløpig konklusjon er at ved å vurdere tilstanden i bekkevannet kun ut fra ufiltrerte og filtrerte stikkprøver får vi et ganske ufullstendig grunnlag for å bedømme miljørisikoen av tungmetallene som er undersøkt.

3.2.2 Ufiltrerte stikkprøver - SorbiCell (blandprøver)

Både ufiltrerte og SorbiCell detekterer det totale innholdet av sporelementene. Resultatene i denne studien kan tyde på at i noen av prøvetakingsrunder har SorbiCell ikke tatt opp alle tilstandsformer av metallene i prøvepunktet nedstrøms. Sorbicellanalysene som ble gjennomført med to gjentak i hver runde har hatt relativt store utslag i konsentrasjoner innenfor samme prøvetakingsrunde, noe som er angitt med feilfelt med min - max verdier i figur 17.

F.eks gjelder dette i august hvor gjennomsnittsverdien for Cu i SorbiCell med 4,7 µg/l ligger godt under ufiltrerte stikkprøver (10,2 µg/l), mens for Zn er resultatet relativt likt. Nikkel har

stor variasjon mellom de to gjentakene i august på mellom 3,1 og 30 µg/l. Målt vannmengde i felt i gjentak A og B var hhv 0,225 l og 0,475 l, og tilsvarende beregnet på lab hhv 0,290 l og 0,370 liter. Begge gjentak har hatt tilstrekkelig vanngjennomstrømming, og variasjonen kan dermed ikke forklares ut fra at det har vært for lite vann som har passert gjennom SorbiCellene. Også i prøvetakingsrundene i juni og oktober var det utslag med manglende samsvar mellom ufiltrerte og SorbiCell, men i noe mindre grad enn august.

Ettersom SorbiCell tar opp metallene kontinuerlig skulle man forvente at det blir et representativt gjennomsnitt (Birch et al., 2013). De ufiltrerte stikkprøvene er oppsluttede prøver som tar med alle tilstandsformer, mens SorbiCell filtrerer på 100 µm, som er et grovt filter, men som likevel kan være noe mer selektiv enn ufiltrerte.

Det at SorbiCell fungerer som en blandprøvetaker, og tar opp vann over hele prøvetakingsrunden er selvsagt også viktige for differansene vi registrerte mot konsentrasjoner i de ufiltrerte stikkprøvene, som kun er et øyeblikksbilde.

Variasjoner og at SorbiCell kan gi avvikende resultater for Pb, Cu, Zn og antimon (Sb) ble kommentert i FFI rapport 18/02167 fra 2018 hvor SorbiCell ble testet i avrenningsvann fra skytefelt. I rapporten diskuteres at SorbiCell CAN modulen som inneholder en resingel som skal fungerer som en ionebytter og ta opp i seg ladete ioner, også kan fange opp nøytrale komplekser for metaller som har lavere affinitet til komplekser og bindes svakere til disse (Aaneby et al., 2018). Det ble i FFI undersøkelsen funnet at Sorbicell var mer pålitelig i forhold til opptak av Pb enn Cu, noe som stemmer med hypotesen om at Pb antas å ha en større evne til å binde seg til organisk materiale enn Cu (Saar, 1980). En annen årsak til variasjoner kan være at det kan legge seg blader o. l som kan blokkere filteret på modulen, og dermed hindre vanninntrengning. Birch et al diskuterer lignende problematikk i en studie av avrenning etter store regnskyll, hvor det pekes på at det kan skje forstyrrelser i modulens opptak hvis det er store forskjeller i vannhastighet og vannmengder gjennom prøveperioden (Birch et al., 2013). Tilslemming eller tidvise situasjoner hvor filteret på modulen kan være dekket av løv eller lignende kan også påvirke opptaket av metallene (Birch et al., 2013). I en studie av Audet et al. 2014 som sammenlignet metodene SorbiCell, stikkprøver og blandprøvetaker for overvåkning av nitrogen og fosfor i elver ble det også konkludert med at SorbiCell hadde en del problemer med opptaket som kunne skyldes tilslemming og dermed ga noe upålitelige målinger (Audet et al., 2014).

I foreliggende studie er det ikke helt enkelt å konkludere på hvorfor det ble så vidt store variasjoner for SorbiCell. Årsak som blokkering ved belegg på filteret skulle man anta ville hatt ganske lik effekt på alle tre metallene i samme prøve, noe som tilsynelatende ikke har vært tilfelle. Imidlertid har det vært episoder med ulike avrenningsforhold pga kraftig regnskyll (oktober), som tilsvarer det som er diskutert i Birch et al. studien.

Ettersom de målte konsentrasjonene var så vidt varierende ble det gjort en dataanalyse av SorbiCell og ufiltrerte stikkprøver, og gjennomsnittsverdiene av tre prøvetakingsrunder ble sjekket mot T-test. To utvalg med antatt ulike varianser. Resultatet av denne ble at det ikke var signifikant forskjeller for noen av metallene ($p > 0,05$, $n = 3$). (Cu med $p = 55 \%$, $n = 3$. Ni hadde $p = 72 \%$, $n=3$ og Zn med $p = 49 \%$, $n=3$).

Oppsummert er inntrykket at det har vært forstyrrelser og forhold rundt SorbiCell opptaket som har gitt resultater i prøverundene som er vanskelig å forklare og etterlater et inntrykk av usikkerhet rundt metoden. Det ble observert at filteret på modulene ved noen anledninger var tilslemmet, og dette kan ha gitt utslag og redusert opptaket i prøvetakeren.

3.2.3 Filtrerte stikkprøver - filtrerte Isco (blandprøver)

Figur 17 viser et svært godt samsvar mellom filtrerte stikkprøver og filtrerte Isco prøver for Cu og Ni. Resultatene viser for begge metoder en fortynningseffekt i oktober for Cu og Ni, ganske tilsvarende som for ledningsevnen. Det ble utført dataanalyse for Isco og filtrerte stikkprøver, og gjennomsnittsverdiene av tre prøvetakingsrunder ble sjekket mot t-test. To utvalg med antatt ulike varianser. Resultatet av dataanalysen ble at det ikke var signifikant forskjeller for Cu og Ni (hvor Cu hadde $p = 0,97$, $n = 3$, og Ni: $p = 0,94$, $n = 3$).

Som nevnt i kapittel 3.1.1 vil mye nedbør som infiltrerer i deponimassene kunne føre til økt utvasking av stoffer i sigevannet, og at denne effekten kan være større enn fortynningen (Haarstad, 2003). For bekken som mottar noe innlekking av sigevann vil imidlertid fortynningseffekten sannsynligvis være større enn økt bidrag fra utvasking i og med at bekken også mottar overvann fra nedslagsfeltet som ikke har hatt kontakt med deponiet.

Sink skiller seg ut med at Isco konsentrasjonen ligger signifikant under de tre filtrerte stikkprøvene i alle prøvetakingsrundene ($p = 0,016$, $n = 3$), og det ser ikke ut til at det er detektert et samsvarende gjennomsnitt av stikkprøvene.

I oktober hvor Zn har en økning både i filtrerte stikkprøver og i de andre prøvetakingsmetodene har Isco heller ikke fanget opp dette, men ligger helt likt med tørrværsperioden i august (figur 17). En mulig forklaring på at ikke måles en tilsvarende økning i Isco i oktober kan være at Isco prøven har blitt forstyrret på grunn av utfelling av Zn. Dette er kun en hypotese som ikke er kontrollert på noen måte. Det bør nevnes at Zn gjennomgående også hadde mye større variasjon mellom de tre stikkprøvene innenfor hver runde, enn Cu og Ni, og er et element som fremstår noe vanskelig å tolke og hvor Isco tilsynelatende ikke tilfører særlig mye mer relevant data.

For Cu og Ni indikerer resultatene at Isco egentlig er overflødig i denne studien, og at vi får et godt nok datagrunnlag ved å kjøre flere stikkprøver. Isco medfører en del ekstraarbeid med innstallering og strømforsyning hvis den skal anvendes ut i felt, og har i foreliggende studie ikke gitt veldig mye ny informasjon.

3.2.4 Filtrerte prøver med spesieringsanalyse - DGT (passiv prøvetaker)

Basert på funn i analyse av sivevannet og påvirkning på resipient er en viktig del av studien å undersøke biotilgjengeligheten av sporelementene Cu, Ni og Zn.

I tabell 8 er gjennomsnittskonsentrasjonene i filtrerte prøver og DGT fra bekk nedstrøms sammenstilt med norske og svenske grenseverdier for maksimale og biotilgjengelige konsentrasjoner. Her ser vi at Cu og Ni har lavere konsentrasjoner i DGT enn i filtrerte stikkprøver. Forholdsmessigheten for Cu og Ni er ganske lik i DGT versus filtrerte med 21 % for Cu og 18 % for Ni.

Av disse metallene er det kun Ni som har en definert grenseverdi for biotilgjengelighet i Vannforskriften, satt til $4 \mu\text{g/l}$ i ferskvann. For Cu og Zn er det fastsatt MAC-QS (maximum acceptable quality standard) i henhold til tilstandsklasse II på hhv $7,8$ og $11 \mu\text{g/l}$ (Miljødirektoratet, 2016, revidert 2020), mens Sverige opererer med en grense for biotilgjengelighet også for Cu og Zn på hhv $0,5$ og $5,5 \mu\text{g/l}$ som vist i tabell 8 (Vattenmyndigheten, 2019).

Kobber har en gjennomsnittskonsentrasjon i feltperioden på 5,64 µg/l, som er under grensen for tilstandsklasse II på 7,8 µg/l (M-608/2016), men mye høyere enn svensk norm for biotilgjengelig konsentrasjon på 0,5 µg/l. I DGT prøvene ligger snittet for Cu på 1,2 µg/l og over svensk grenseverdi.

Gjennomsnittskonsentrasjonen på Ni i filtrerte prøver er 3,2 µg/l, noe som er litt under grensen for biotilgjengelig konsentrasjon i Vannforskriften, 4 µg/l. I DGT er snittet for Ni 0,58 µg/l, og dermed godt under grensen for biotilgjengelig konsentrasjon på 4 µg/l iht til Vannforskriften.

Sink er det metallet som har høyeste konsentrasjoner i nedstrømspunktet, med en gjennomsnittskonsentrasjon på 8,92 µg/l i filtrerte prøver og ligger med det over svensk grense for biotilgjengelig konsentrasjon (5,5 µg/l). I DGT analysene kommer Zn ut med et gjennomsnitt på 6,5 µg/l og ligger dermed fortsatt over svensk grenseverdi.

Tabell 8. Sammenstilling av gjennomsnittskonsentrasjoner av Cu, Ni og Zn i filtrerte prøver og DGT i bekk nedstrøms med grenseverdier i tilstandsklasse I og II, (Miljødirektoratet M-608 / 2016 revidert 30.10.2020), og biotilgjengelig konsentrasjon (hentet fra Vannforskriften Vedlegg VIII, del A. Med tillegg grenseverdier for biotilgjengelig konsentrasjon ytvattenstatus i Sverige

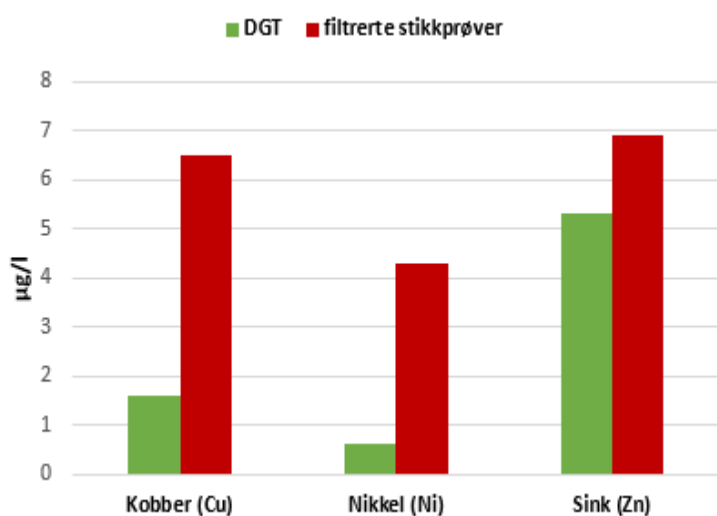
Tungmetall	Bekk nedstrøms (112) Gjennomsnitt filtrerte stikkprøver µg/l	Bekk nedstrøms (112) Gjennomsnitt DGT µg/l	Tilstandsklasse I Bakgrunn µg/l	Tilstandsklasse 2 God µg/l	Biotilgjengelig konsentrasjon (Norge) µg/l	Biotilgjengelig konsentrasjon (Sverige) µg/l
Kobber (Cu)	5,64	1,18	0,3	7,8		0,5
Nikkel (Ni)	3,20	0,58	0,5	4	4	4
Sink (Zn)	8,92	6,54	1,5	11		5,5

Innholdet av ligander, både organiske og uorganiske, har vesentlig betydning for hvordan av metallene tas opp i DGT. Norske og internasjonale studier har vist at Cu har stor affinitet til organisk materiale (humussyrer) og at Ni ikke bindes i like sterk grad. DGT skal ikke slippe inn større komplekser gjennom filteret, men kun skal ta opp metallene som fritt løste ioner og små labile komplekser (Paller et al., 2019), dermed vil et stort innhold av komplekser resultere i lavere verdier i DGT enn i filtrerte prøver (Buzier et al., 2006; Okkenhaug et al., 2017; Paller et al., 2019).

Grenseverdien som er satt for biotilgjengelig konsentrasjon tar utgangspunkt i filtrerte prøver. Analyseresultatene i denne studien viser at Cu og Ni ligger mye høyere i filtrerte prøver enn i DGT. Ut fra resultatene av bekkevannet nedstrøms, vist i figur 18, er DGT konsentrasjonene

av Cu og Ni vesentlig lavere enn i de filtrerte stikkprøvene og ganske i tråd med teorien om hvordan spesielt Cu binder seg til ligander (Paller et al., 2019), og hvor det ser ut til at Ni opptrer på en lignende måte.

For Zn er forskjellen i konsentrasjoner mellom filtrerte og DGT mindre, noe som stemmer med teorien om at Zn i liten grad binder seg til organisk materiale og opptrer mest i form av fritt løste ioner (Paller et al., 2019). Sink tas i stor grad opp i DGT og det kan antas at nivåene i filtrerte prøver er omtrent tilsvarende det som er biotilgjengelig.



Figur 18. Sammenstilling av Cu, Ni og Zn i filtrerte stikkprøver og DGT i bekk nedstrøms deponiet i august.

Antagelsen er at metaller i kompleksform i bekkevannet ikke utgjør samme risiko for en organisme som hvis de forekommer i løst form (Di Toro et al., 2001). Hypotesen er at på samme måte som celleveggene stopper større komplekser fra å trenge inn i en organisme, vil filteret i DGT hindre inntrenging i DGT disken. Ettersom DGT skal etterligne en vannlevende organisme viser dette resultatet at DGT kan gi en bedre forståelse og utgangspunkt for å vurdere risiko av tungmetallene i forhold til hvordan de påvirker miljøet i en resipient enn kun å bruke filtrerte vannprøver som grunnlag (Paller et al., 2019).

I tillegg til konsentrasjonene av tungmetallene er spesielt innholdet av organisk materiale (TOC og DOC) og pH i vannet viktige parametere for i hvilken grad tungmetallene blir

tilgjengelig og toksiske for en organisme (Smith et al., 2015). Generelt gjelder at det er en konkurranse mellom protoner (H^+) og toverdige Cu, Ni og Zn om plassene på det negativt ladete biotiske ligandet. Tungmetallenes biotilgjengelighet øker ved lavere pH (< 6) og lavere DOC og reduseres ved økende pH og økende DOC (Fairbrother et al., 2007). I bekken nedstrøms deponiet ligger pH ganske stabilt fra rundt 7 til 8,5, og dermed er det liten endring i disse forholdene over tid. DOC varierer imidlertid endel gjennom året, noe som kan påvirke opptaket i organismene.

Alkalitet og vannets hardhet har også betydning for toksisitet, og innholdet av kationer og anioner kan innvirke på tilstandsformene til metallene fordi de konkurrerer om bindingsplassene på ligandene (Bradley & Sprague, 1985; Di Toro et al., 2001; Paller et al., 2019). Dette er relativt kompliserte prosesser som ikke er undersøkt i særlig grad i foreliggende studie utover at parameterne er benyttet i spesieringsmodellering. I en undersøkelse ved bruk av DGT på effekt av DOC og vannets hardhet i forhold til en daphniaart (*Ceriodaphnia dubia*) av Paller et al. 2019 konkluderes det at effekten av variasjon i hardhet hadde mindre betydning enn endringer i DOC. De målte effektene var imidlertid mindre konsistente for Zn enn de var for Cu.

Hvis det skal gjøres en miljøvurdering og risikokartlegging av tilstanden i bekken har DGT tilført nye og vesentlige data. Studier viser at DGT i større grad enn stikkprøver kan påvise biotilgjengelighet og dermed hvor toksisk elementet er for miljøet (Paller et al., 2019). Ved kun å se på resultatene av filtrerte prøver ville man lett kunne overestimere Cu og Ni. Målte konsentrasjoner i DGT indikerer at Ni ikke utgjør en stor risiko for de vannlevende organismene i bekken, mens Cu og Zn antagelig har større betydning.

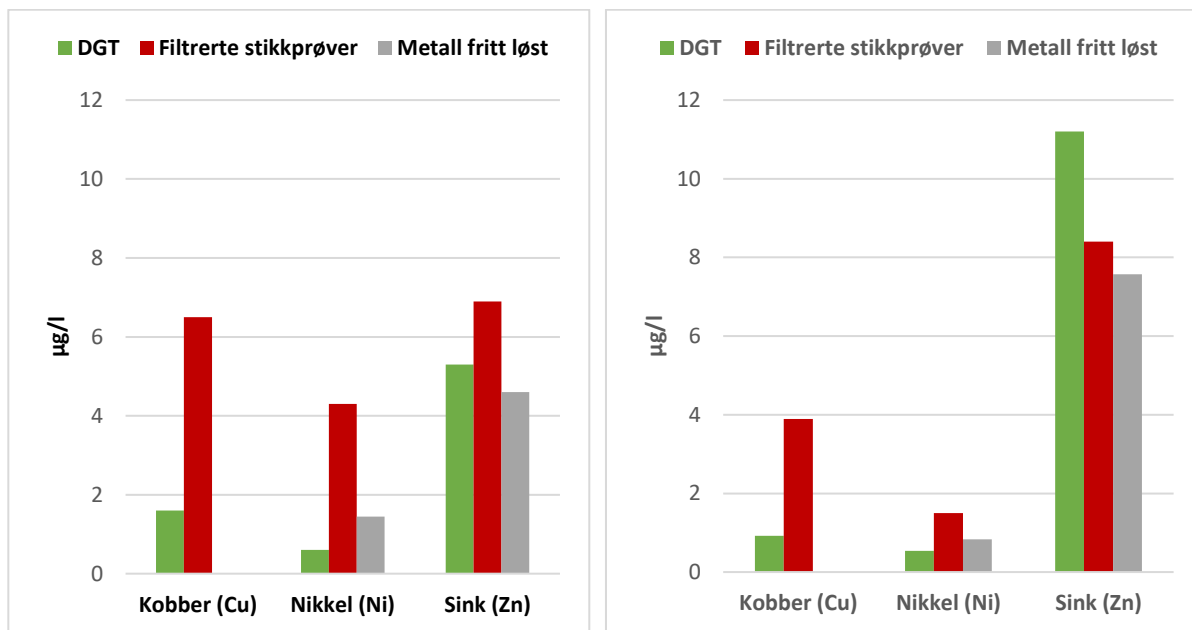
Sammenligning av DGT konsentrasjoner og tilstandsformer av metallene Cu, Ni og Zn

Modellverktøyet Visual Minteq (VM) er benyttet for å undersøke DGT resultatene i bekken nedstrøms deponiet nærmere. I modelleringen inngår stedspesifikke parametere som er sammenstilt i tabell og hvor vi ser at pH, kationer og TOC varierer relativt mye mellom august og oktober. Oktober har lavere pH og lavere konsentrasjon av kationer og TOC. I Visual Minteq har dette gitt utslag i tilstandsformene for metallene. Konsentrasjonen i DGT og filtrerte stikkprøver i august er sammenstilt med konsentrasjonen av fritt løste ioner i figur

19 under. Vi ser videre at for Cu finnes ikke noe som fritt løst, mens Ni har 1,45 µg/l fritt løste Ni²⁺ ioner og Zn²⁺ har konsentrasjon 4,6 µg/l.

Tabell 9. Gjennomsnittskonsentrasjoner av parametere i filtrerte stikkprøver brukt i modellering i Visual Minteq for feltrundene i august og oktober, september og desember 2020. Prøvesteder: bekk nedstrøms deponiet (112) og sigevann (101)

Parameter	Enhet	Bekk nedstrøms august	Bekk nedstrøms oktober	Sigevann september og oktober
Temperatur	° C	13,3	6,8	14
pH		7,7	7,0	7,0
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l	4,7	1,2	27,3
Fluorid F	mg/l	0,72	0,39	1,9
Klorid Cl	mg/l	51,5	15,8	160
Sulfat SO ₄	mg/l	77,3	35,4	62
Nitrat NO ₃	µg/l	4300	6600	83000
Kalium K	mg/l	16	8	140
Magnesium Mg	mg/l	18	6	40
Natrium Na	mg/l	52	10	243
Kalsium Ca	mg/l	95	47	143
TOC	mg/l	17	7,5	314
Arsen As	µg/l	0,46	0,52	8,5
Bly Pb	µg/l	<0,002-0,017	0,04	0,9
Kadmium Cd	µg/l	0,04	0,04	0,07
Kobber Cu	µg/l	6,5	4,1	8,2
Krom Cr	µg/l	0,26	0,14	5,0
Kvikksølv Hg	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002 - 0,004
Nikkel Ni	µg/l	4,3	1,5	27,2
Sink Zn	µg/l	6,9	10,2	78,8



Figur 19 viser sammenstilling av metodene DGT, filtrerte stikkprøver og resultatene fra modellering i Visual Minteq i prøvested bekk nedstrøms. Til venstre: augustrunden, til høyre: oktoberrunden.

I en studie av Unsworth et al. konkluderes det at VM med i stor grad gir en nøyaktig fordeling av de dominante tilstandsformene av spormetaller i ferskvann (Unsworth et al., 2006). Det er imidlertid ulikheter i resultater mellom filtrerte stikkprøver, DGT og spesiefordelingen fra VM i foreliggende studie som er vanskelig å forklare. I figur 19 ser vi at DGT i august har tatt opp 1,6 µg/l av Cu og 5,3 µg/l av Zn selv om andelen fritt løst er tilnærmet 0 for Cu og 4,6 µg/l for Zn. I en studie av Davison er det funnet at DGT kan ha et større opptak av metaller enn bare frie ioner, som mindre metallkomplekser (Davison, 2016). Dette kan indikere at DGT ikke uten videre har samme opptak som en levende organisme. Resultatene tyder videre på at de kjemiske forholdene i bekken i oktober sammenlignet med august har hatt betydning for Zn og Ni med en høyere prosentandel av fritt løste ioner i august i forhold til total konsentrasjon i filtrerte prøver. Sink ligger på 90 %, sammenlignet med august med 66 % (tabell 12). Tilsvarende for Ni er 55 % i oktober mot 33 % i august (tabell 11). Vi ser at TOC i oktober ligger på 44 % av augustkonsentrasjonen, og det er i flere studier pekt på at spesielt variasjon i konsentrasjoner av organisk materiale er en antatt hovedårsak til slike endringer i andel løste metallioner, spesielt hvis pH ligger innenfor det intervallet som vi har i bekken nedstrøms (Smith et al., 2015). Prosentandelen av fritt løst Cu er ikke endret fra august til oktober.

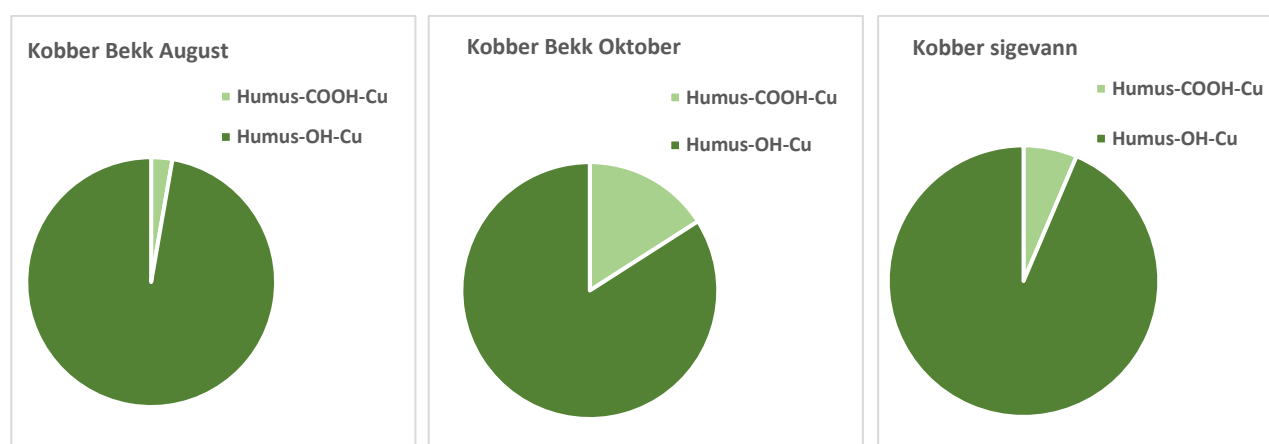
Årsaken til at totalkonsentrasjonen av Cu og Ni er lavere i august enn i oktober skyldes som tidligere kommentert sannsynligvis mye nedbør og fortynning forut og under prøvetakingsrunden i oktober, mens dette ikke har hatt samme effekt på Zn konsentrasjonen.

Kobber

Ved modellering av analyseresultatene for bekk nedstrøms i VM ble Cu funnet nesten utelukkende som komplekser bundet til organisk materiale, 95% til fenolgrupper og 5% til karboksylgrupper. En svært liten andel (0,03 %) forelå som CuCO_3 og tilnærmet ingenting som Cu^{2+} . Et resultat som samsvarer med en studie av Peijnenburg og Jager hvor det pekes på at Cu har stor affinitet til humussyrer og vil liten grad opptre som fritt løst Cu^{2+} hvis det er organisk materiale i vannet (Peijnenburg & Jager, 2003).

Tabell 10 viser spesiefordelingen (tilstandsformene) for Cu i bekk nedstrøms og i sigevannet

Spesiefordeling	Spesier	Total konsentrasjon Bekk nedstrøms Gjennomsnitt 2020	Total konsentrasjon Bekk nedstrøms august 2020	Total konsentrasjon Bekk nedstrøms oktober 2020	Total konsentrasjon Gjennomsnitt Sigevann 2020
Cu^{2+}	CuCO_3	0,02%	0	0	0
	Humus-COOH-Cu	5%	2,7%	15,9%	6,4%
	Humus-OH-Cu	94,9%	97,3%	84,1%	93,6%



Figur 20 viser spesiefordelingen for Cu i % av total konsentrasjon i filtrerte stikkprøver i bekk nedstrøms, augustrunden til venstre, oktoberrunden i midten og i sigevannet til høyre.

Spesieringen av Cu i Visual Minteq overensstemmer rimelig bra med DGT resultatene. Vi ser at nesten all Cu er bundet i komplekser med organiske humussyrer slik også DGT analysene

kunne tyde på. Humussyrenes karboksylsyregruppe, COOH og fenolgruppe, OH, har negativ ladningstetthet, og dermed oppstår de relativt sterk affinitet til metallkationene.

Tilsvarende resultat er påvist i undersøkelser av utlekking av metaller fra skytefelt i Norge der det også ble funnet at konsentrasjonen av kationene Pb og Cu i DGT er mye lavere enn i filtrerte prøver (Okkenhaug et al., 2017). Dette stemmer med teorien om at vann som inneholder organisk materiale har lavere opptak i DGT pga at det kun er frie metallioner som tas opp. Metaller i komplekser er ikke forventet at tas opp pga at membranen i DGT hindrer diffusjon av større forbindelser enn fritt løste ioner. Humuspartikler i vann er en biotisk ligand som i stor grad binder Cu, og på den måten påvirker biotilgjengeligheten av Cu (Di Toro et al., 2001; Okkenhaug et al., 2017).

Ved å kjøre en modellering av sigevannet finner vi så å si helt tilsvarende forhold som i bekkevannet i spesiefordelingen. Alt Cu er bundet til organisk materiale.

Ved hardt vann, som følge av mye kationer og spesielt kalsium som konkurrerer om bindingsplasser kan metaller hindres i å kompleksere og mer finnes som frie ioner og dermed være lettere tilgjengelig for organismene (Cao, 1995; Smith et al., 2015). Ut fra sammenligning av Visual Minteq mellom august og oktober med hhv mye høyere TOC og andel kationer i vannet i august enn oktober ser det imidlertid ikke ut til at dette har påvirket Cu komplekseringen i bekkevannet på annen måte enn at andelen bundet til karboksylsyre er større i oktober enn august. Modelleringen tyder ikke på at det skal være blitt løst ut frie Cu^{2+} i august selv om konsentrasjonen av Ca^{2+} 2 ganger høyere i august enn i oktober. Dette indikerer at Cu har en veldig sterk affinitet til humussyrer og blir ikke lett utkonkurrert (Peijnenburg & Jager, 2003), i tillegg til at det antagelig trengs enda større konsentrasjoner av Ca før det skjer endring i komplekseringen. En annen faktor som kan ha betydning er at også TOC var høyere i august og dermed kompenserer for eventuell konkurranse fra andre kationer med flere tilgjengelige bindingsplasser.

Cu i DGT analysene ligger på 23 % av filtrerte stikkprøveanalyser, noe som tyder på at DGT har tatt opp noe organiske og uorganisk bundet Cu i DGT modulene. Dette kan være mindre komplekser som har klart å passere filteret i DGT, og som kanskje også kan passere en biologisk membran. Modelleringen i VM viser at det skal være svært lite fritt løst Cu ioner i vannet, noe som i noen grad er i motstrid til DGT resultatene. Det er imidlertid viktig å være klar over at modelleringsprogrammer også kan ha begrensinger når det gjelder å inkludere alle

aspekter knyttet til vannkjemien, og at resultatene må tolkes deretter. En studie om bruk av BLM modeller for predikering av metall toksisitet av Smith et al. nevnes blant annet at BLM forutsetter at systemet som modelleres er i kjemisk likevekt, samt at andre metaller som jern og aluminium, som foreløpig ikke er en del av inputdataene, også kan påvirke komplekseringen og tilstandsformene til tungmetallene (Smith et al., 2015).

Oppsummert viser både DGT og VM at Cu er lite biotilgjengelig i bekken nedstrøms og gir en annen og mye mer utfyllende informasjon enn om vi kun hadde tolket resultatene ut fra ufiltrerte og filtrerte analyser.

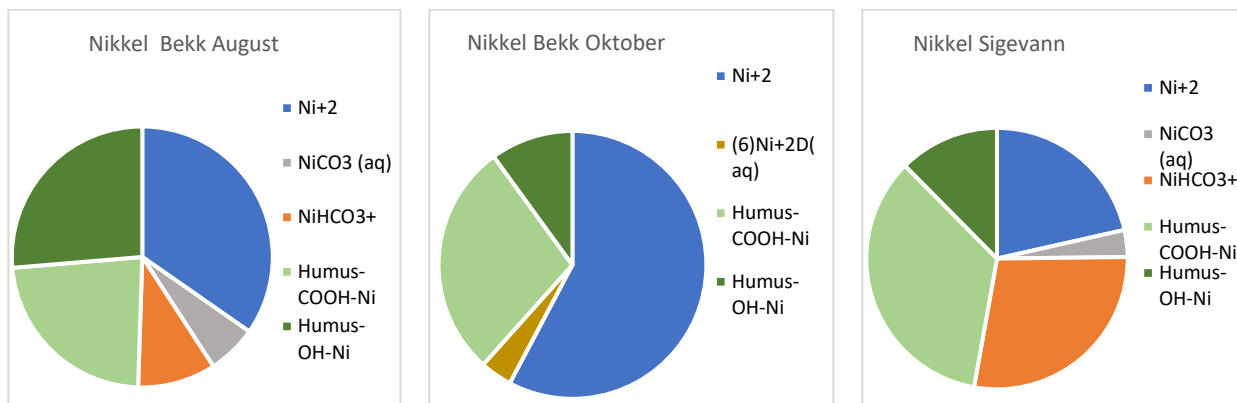
Nikkel

Nikkel foreligger i gjennomsnitt med 52,5 % som fritt løst Ni^{2+} i bekkevannet nedstrøms og danner komplekser med organisk materiale, men foreligger også som uorganiske ligander som NiCO_3 og NiHCO_3 , og har fordelt seg med en mye mer differensiert spesiereing i VM enn Cu. Hovedtilstandsformene er satt inn i tabell 11 under.

Tilstandsformen $6\text{Ni} + 2\text{D}$ karakteriseres i VM som «diffusive double layer» som ligger litt nærmere anioner enn fritt løst kation, og kan betraktes som halvveis bundet og antagelig mindre farlige for organismene enn fritt løst Ni^{2+} . Det er sannsynlig at for eksempel gjellene på en fisk som også har negative ladningsplasser heller tiltrekker seg kationer enn denne spesievarianten (Playle, 1998).

Tabell 11 viser spesiefordelingen (tilstandsformene) for Ni i bekk nedstrøms og i sigevannet.

Spesiefordeling	Spesier	Total konsentrasjon Bekk nedstrøms august 2020	Total konsentrasjon Bekk nedstrøms oktober 2020	Total konsentrasjon Gjennomsnitt Sigevann 2020)
Ni^{2+}	Ni^{2+}	33,7%	55,5%	20,9%
	NiSO_4	1,8%	1,8%	0,5%
	NiHCO_3^+	9,8%	0,5%	3,2%
	NiCO_3^+	6,2%	0,01%	27,3%
Diffusive doble layer	$(6)\text{Ni}+2\text{D}(\text{aq})$	0	1,6%	1,9%
	Humus-COOH-Ni	21,7%	27,3%	33,9%
	Humus-OH-Ni	24,5%	9,6%	12,1%



Figur 21 viser spesiefordelingen for Nikkel i % av total konsentrasjon i filtrerte stikkprøver i bekk nedstrøms, augustrunden til venstre, oktoberrunden i midten og i sigevannet til høyre. Kun tatt med spesier som foreligger med > 3 % av total konsentrasjon.

Her er også sammenlignet spesiefordelingen i VM mellom august og oktober, hvor bekken i august hadde høyere pH, DOC og kationer enn i oktoberrunden. Resultatet for Ni viser at det er en mye høyere andel fritt løste Ni ioner i oktober enn august, hhv 55,5% mot 33,7%. Dette indikerer at Ni i større grad enn Cu påvirkes av disse parameterne, og at biotilgjengeligheten øker, spesielt som følge av lavere pH og lavere DOC (Fairbrother et al., 2007).

Videre har vannet i bekken har mye høyere alkalitet i august enn i oktober, med hhv 4,7 og 1,2 mmol/l. Resultatet i VM tyder på at dette kan ha hatt innvirkning på spesiefordelingen med en større andel NiCO_3 og NiHCO_3^+ i august enn i oktober, og dermed tilsvarende lavere andel fritt løste ioner i august sammenlignet med oktober.

Ved bruk av VM får vi et relativt godt samsvar med DGT versus filtrerte prøver. I figur 19 ligger Ni konsentrasjonen i DGT på 15% av filtrerte prøver i august og på 36% i oktober. Ut fra spesiefordelingen i VM kan det tolkes dithen at lite av de organiske kompleksene er tatt opp i DGT.

Sigevannet har en spesiefordeling som er noe annerledes enn i bekken, men ikke veldig ulik. Sammenlignet med bekk nedstrøms er andelen Ni^{2+} lavere, mens andelen av Humus-COOH-Ni (karboksylgruppen) og NiCO_3 er høyere mens Humus-OH-Ni (fenolgruppen) er omtrent lik. TOC i sigevannet er relativt høyt, men varierer mye gjennom året, fra 70 – 730 mg/l. Til sammenligning ligger TOC i bekken fra 6,5 – 18 mg/l. Mye organisk i sigevannet er antagelig årsaken til at andelen Ni spesier bundet til humussyrer er høyere i sigevannet enn i bekken.

Sink

Modelleringen i VM indikerer at Zn i liten grad bindes til organisk materiale i bekkevannet. I gjennomsnittskonsentrasjonen for hele feltperioden foreligger 78 % som fritt løst Zn^{2+} i bekk nedstrøms. Dette resultatet som tyder på at Zn i større grad enn Cu og Ni opptrer som fritt løste ioner i vann stemmer med konklusjoner i andre studier (Powell, 2013; Aaneby et al., 2018). I foreliggende studie har VM spesieringen beregnet at også noe er bundet til uorganiske ligander som SO_4 , HCO_3 og CO_3 , og med en høyere andel i august enn oktober. Noe som kan indikere at andre kjemiske parametere kan ha betydning for Zn. Vi ser at med økt avrenning slik vi hadde i oktober øker også andelen av suspendert stoff (SS), som i stor grad er silt- og leirpartikler. Bekkevannet hadde i august med relativ lite avrenning $< 2 \text{ mg/l}$ SS, mens i oktober ble det etter mye nedbør målt 10 mg/l SS, og lavere TOC enn august. (Se tabell 9 i kap. 3.3.2 for sammenstilling av flere parametere). Sink bundet til jernhydroksider og aluminiumhydroksider i silt og leirkolloider kan ha påvirket total konsentrasjonen av Zn og andel fritt løste ioner i oktober. Dette kan ha skjedd både internt i deponimassene, men også i fra nedslagsfeltet utenfor deponiet. Noe som styrker denne siste antagelsen er at total konsentrasjonen av Zn også har økt i prøvepunkt oppstrøms landbruk, med hele 300 % fra august til oktober, mens Ni er lavere i oktober enn august. Kobber har økt noe, men har en del variasjon i gjentakene i begge rundene i dette prøvepunktet. Prøvepunktet i bekken oppstrøms Vardåsen, som har sitt nedslagsfelt fra skogsområder har lik total konsentrasjon av Zn i oktober som i august. Denne delen av nedslagsfeltet har dermed bidratt lite til økningen vi ser i bekken nedstrøms i oktober, men at det er avrenning fra landbruk som er en sannsynlig vesentlig bidragsyter.

Tabell 12 viser spesiefordelingen (tilstandsformene) for Zn i bekk nedstrøms og i sigevannet

Spesiefordeling	Spesier	Total konsentrasjon Bekk nedstrøms august 2020	Total konsentrasjon Bekk nedstrøms oktober 2020	Total konsentrasjon Gjennomsnitt Sigevann 2020
Zn ²⁺	Zn ²⁺	66,6%	90,2%	57,3%
	Zn(OH) ₂	1,4%	0,1%	0,1%
	ZnOH	0,9%	0,2%	0
	ZnSO ₄	3,6%	3,1%	1,6%
	ZnCO ₃	18,3%	1,5%	13,7%
	ZnHCO ₃	4,8%	1,3%	19,1%
Diffuse doble layer	(6)Zn+2D(aq)	2,1%	2,6%	4,9%
	Humus-COOH-Zn	1,6%	0,9%	2,4%
	Humus-OH-Zn	0,7%	0,1%	0,2%



Figur 22 viser grafisk spesiefordelingen for sink i % av total konsentrasjon i filtrerte stikkprøver i bekk nedstrøms Augustrunden til venstre, oktoberrunden i midten og sigevannet til høyre. Kun tatt med spesier som foreligger med > 3 % av total konsentrasjon.

Sink kan fremstå som et noe mer komplisert metall enn Cu slik vi ser at det både ut fra hvordan det i liten grad er påvirket av fortynning og hvordan spesieringen endrer seg med vannkjemien. Det som imidlertid stemmer bra med teorien om tilstandsformene og biotilgjengelighet er at opptaket av Zn i DGT versus filtrerte prøver er mye høyere enn for Cu og Ni. Dette gjelder både i august og oktober slik vi ser av grafene i figur 19.

I FFI studie (18/02167) av avrenningsvann fra skytefelt (Aaneby et al., 2018) ble det funnet at Zn i liten grad inngår i komplekser med organiske eller uorganiske ligander og at over 90 % av Zn forelå som kationer, Zn²⁺ som betyr at en stor del dermed er tilgjengelig for organismene. Vannene som ble undersøkt hadde gjennomgående lavere pH (5,5-6,2) enn bekken nedstrøms (pH 7 -8,5), men omtrent samme verdier for DOC.

pH som har endret seg fra 7,7 i august til 7,0 i oktober, er også en parameter som kan påvirke biotilgjengelighet av tungmetaller. Det blir antagelig ikke store endringer før det blir relativt mye surere miljø enn det vi har i bekken nedstrøms, og hvor denne effekten først inntreffer når pH ligger under 6 (Fairbrother et al., 2007).

Ved å sammenligne spesiefordelingen i VM mellom feltrundene i august og oktober, ser vi at Zn øker mye i fritt løste ioner, til 90 % i oktober mot 66 % i august. Ettersom det ikke er dannet komplekser med organisk materiale i noen av prøverundene indikerer dette at Zn i mindre grad enn Cu og Ni er påvirket av TOC, men at det kan være andre kjemiske parametere som har betydning for tilstandsformene. Tilsvarende som for Ni tyder det på at høyere alkalitet i august enn i oktober, med hhv 4,7 og 1,2 mmol/l, har hatt innvirkning på spesiefordelingen med en større andel ZnCO_3 og ZnHCO_3^+ i august enn i oktober, og dermed tilsvarende lavere andel fritt løste ioner i august sammenlignet med oktober. I en studie av Cao et al. er det funnet at for Cd, Pb og Cu, vil høyere konsentrasjoner av kationer medføre større konkurranse om å danne komplekser med organiske ligander og hvor kationer, og spesielt Ca kan «bruke opp» plassene på disse ligandene (Cao, 1995). Resultatene i foreliggende studie tyder på at dette ikke er tilsvarende for Zn, da høyere konsentrasjon av kationer i august enn oktober ikke har medført høyere andel fritt løst Zn^{2+} .

Informasjonen vi får fra VM sammenholdt med DGT og filtrerte prøver er nyttig når det skal gjøres vurderinger av bekkens tilstand og mulig miljøpåvirkning. Både høyere total konsentrasjon, høyere opptak i DGT og høyere andel Zn^{2+} i bekkevannet i oktober enn august kan indikere at Zn da er mer toksisk for organismene i bekken. Slike endringer i løpet av kort tid er vanskelig å fange opp med det ordinære overvåkningsregimet.

Sigevannet har en noe annen fordeling mellom tilstandsformene for Zn i VM. Med forholdsmessig lavere andel Zn^{2+} , men mer ZnCO_3 og ZnHCO_3^+ enn i bekken, noe som antagelig kan forklares med høyere alkalinitet. I sigevannet er den dominerende tilstandsformen på samme måte som for bekken, fritt løst Zn^{2+} .

Bunnfaunaundersøkelse

Det er gjennomført bunnfaunaundersøkelser og vurdering av økologisk tilstand i bekken nedstrøms og i referansebekken, høsten 2018 og 2020. Bunnfaunaen gir i større grad enn noen annen metode svaret på den faktiske økologiske tilstanden i bekken. I min studie er resultatene av disse undersøkelsene kun tatt inn som en observasjon, og som gir noen interessante indikasjoner. I 2018 ble bekken nedstrøms karakterisert som svært dårlig i henhold til indeks BMWP (Armitage, 1983; Stabell, 2018) mens den i 2020 ble karakterisert som moderat og med liten forskjell sammenlignet med referansebekken (Stabell, personlig kommunikasjon). Det har altså skjedd en relativt markant forbedring av vannkvaliteten fra 2018 til 2020. Noe som indikerer at tiltak som er gjort oppstrøms på overvannsledningen og de siste to årenes utbedring og vedlikehold av avskjærende grøfter i Vardåsen har hatt positiv effekt.

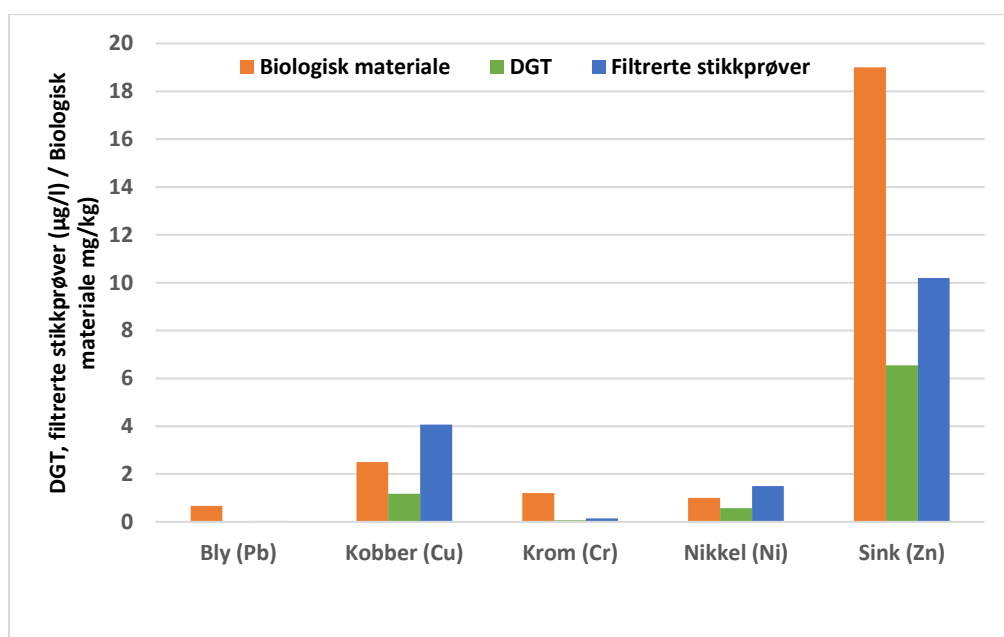


Figur 23 Bunnfaunaundersøkelse (Foto AH Rosenvinge)

I 2020 ble det i tillegg til bunnfaunakartlegging tatt ut larver for analyser av tungmetallinnhold i biologisk materiale i bekken rett etter prøvepunkt nedstrøms, referansebekken og i ett punkt etter Bakke pumpestasjon. Figur 24 viser konsentrasjonene av tungmetaller målt i DGT i bekken nedstrøms sammenlignet med biologisk materiale (Stankelbeinlarver). Merk at benevnning for filtrerte stikkprøver og DGT er ug/l mens biologisk prøvene er i mg/kg. Stankelbeinlarver antas å beite på døde planterester i kantsonen av bekken samt algebelegg på steiner o.l. (Stabel, personlig kommunikasjon). Ved

spiseaktivitet kan de også få i seg noe vann, men antagelig vil ikke vann trenge inn gjennom kroppens celler.

Analyseresultatet er basert på kun en prøve av biologisk materiale, og det må understrekes at det kun er en observasjon. Det er interessant å se at det er de samme metallene som kommer ut med høyeste konsentrasjoner både i biota som i bekkevannet; Cu, Ni og Zn, og hvor forholdsmessigheten av konsentrasjonene kan indikere at bunnfaunaen er påvirket av bekkevannet. Her er det imidlertid behov for mer forskning for å kunne vurdere eventuelle sammenhenger og før det kan trekkes sikre konklusjoner.



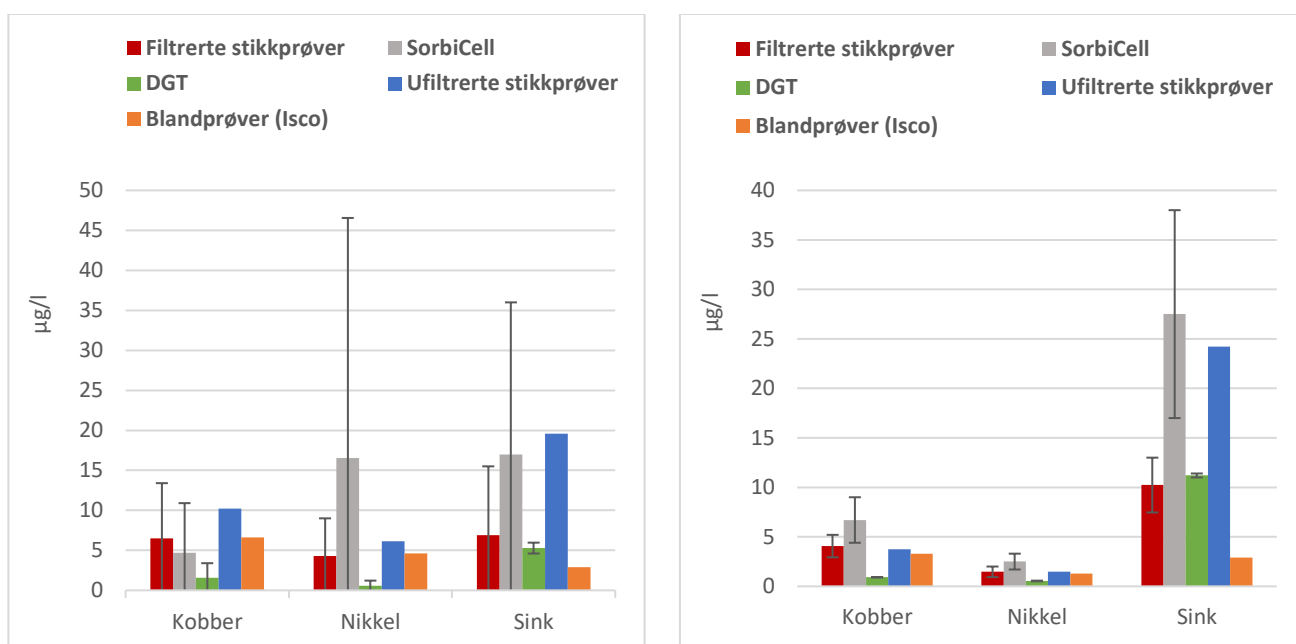
Figur 24. Sammenstilling av konsentrasjon i biologisk materiale (stankelbeinlarver) i mg/kg , og konsentrasjon i DGT og filtrerte stikkprøver i $\mu\text{g/l}$.

3.2.5 Oppsummering av metoder

De ulike prøvetakingsmetodene viser ulike styrker og svakheter. Blant annet ga blandprøvetaking med filtrerte Isco prøver ganske tilsvarende variasjoner som i stikkprøvene slik det vises i figur 24, hvor alle metodene brukt i august og oktober er sammenstilt. Vi ser en god overensstemmelse mellom filtrerte stikkprøver og Isco spesielt for Cu og Ni. Sink avviker imidlertid ved at stikkprøvene ligger fra 2,3 til 3,5 ganger høyere enn Isco. Årsak til at Zn er avvikende kan være at det har skjedd en utfelling i Isco prøven i løpet av perioden, men dette er kun en antagelse.

Resultatene for Zn i DGT varierer mer enn Cu og Ni i foreliggende studie, og ligger 39 % under filtrert blandprøve i juni, men 100 % over august og hele 280 % høyere enn blandprøven i oktober. I FFI rapport fra 2018 som har sammenlignet metoder for å bestemme biotilgjengelighet i avrenning fra skytebaner, er Zn konsentrasjonene 19-52 % høyere i DGT enn i stikkprøvene (Aaneby et al., 2018). Dette indikerer at Zn i liten grad danner komplekser, men i større grad opptrer som fritt løste ioner som kan tas opp i DGT. Denne studiens resultater fra august og oktober stemmer med denne hypotesen, mens juni altså avviker.

Konsentrasjonen i DGT av Cu og Ni er lavere enn i filtrerte stikkprøver og blandprøver i samtlige prøverunder. Kun mellom 15-27 % av Cu og Ni er tatt opp i DGT sammenlignet med f.eks blandprøverresultatene (figur 17). Disse resultatene stemmer med antagelsen om at særlig Cu, men også Ni danner komplekser med organisk materiale i vannet, større komplekser som ikke klarer å trenge inn i DGT. Resultatene for Cu stemmer bra med FFIs funn fra skytebaner (Aaneby et al., 2018). Her er det målt at Cu opptaket i DGT ligger på mellom 23-33 % av filtrerte stikkprøvene.



Figur 24 viser sammenstilling for kobber, nikkel og sink fra augustrunden til venstre og oktoberrunden til høyre i prøvepunkt bekk nedstrøms. Med gjennomsnittskonsentrasjoner for hver prøvemethode, og med min – max for 3 filtrerte stikkprøver og SorbiCell med 2 gjentak og DGT med 2 gjentak. Ufiltrert stikkprøve og blandprøver (Isco) hadde begge 1 prøve.

Sink har et avvikende forløp, og ser ikke ut til å være påvirket i samme grad av nedbør og fortynningseffekt. Sink har tvert imot økt i konsentrasjon i oktober når vi ser på resultatene fra stikkprøvene, mens Isco blandprøven i oktober ligger helt likt med august. En årsak til denne avvikende trenden for Zn kan være at med økt avrenning erfarer vi at bekken mottar mer suspendert stoff som det er sannsynlig at stammer fra landbruksarealer oppstrøms. Økningen i Zn verdiene kan dermed i større grad ha skjedd som følge av utvasking av leirpartikler og Zn bundet til hydroksider i leiren, enn på grunn av utlekking fra deponiet.

Både ufiltrerte og filtrerte stikkprøver er begge enkle metoder å anvende, men gir begge kun informasjon om situasjonen i et kort øyeblikk. Ufiltrerte bør fortsatt være en del av overvåkingen spesielt fordi det sikrer sammenligningsgrunnlaget mot historiske data, og samtidig oppfyller kravene i regelverket. Ufiltrerte oppsluttede prøver kan også fortelle om potensialet av hva som kan bli fritt løst nedstrøms og videre i bekken ved eventuelle endringer i vannkjemien. Men fordi ufiltrerte ofte har havnet under laboratoriets LOQ grenser bør de suppleres med filtrerte stikkprøver for bedre å fange økningen i konsentrasjoner mellom prøvepunktene oppstrøms og nedstrøms deponiet. I tillegg er filtrerte gunstige i forhold til anvendelse av geokjemiske modelleringsverktøy.

Til tross for de variasjoner som er nevnt var resultatene for DGT i bekkevannet relativt samsvarende med tilsvarende studier av avrenning fra skytefelt (Aaneby et al., 2018). DGT analysene gir et bredere og mer nyansert grunnlag for å vurdere hvilken risiko tungmetallene har for den økologiske tilstanden i bekken enn om vi kun ser på ufiltrerte eller filtrerte analyser (Fairbrother et al., 2007). DGT er samtidig en enkel metode å anvende i overvåking av resipienter og kan være svært aktuelt å bruke som supplerende metode til det ordinære overvåkningsregimet. Verdien av DGT analyser og sammenligning med filtrerte prøver ser vi særlig i forhold til biotilgjengelighet.

Isco blandprøvetaker gir god informasjon om resipienten over en tidsperiode, noe man ikke får ved stikkprøver, men ga noen resultater som kan tyde på forstyrrelser i prøveuttaket for Zn. Flere stikkprøver kan i noen grad erstatte blandprøvetaker. Isco er relativt ressurskrevende å anvende og det blir en kost/nytte vurdering av i hvilken grad dette er en fornuftig metode å bruke i felt.

SorbiCell har hatt gitt resultater som i noen av prøvetakingsrundene ikke er helt konsistente. Det kan se ut til at SorbiCell lett kan forstyrres av varierende vannstand og hvis vannstanden blir lav, i tillegg til tilslemming av filteret på modulene slik også erfaringer fra andre studier har vist (Audet et al., 2014; Birch et al., 2013).

Tabell 13. Evaluering og erfaring med metoder som er undersøkt i studien

Metode	Styrker	Svakheter	Egnethet for resipientovervåking
Stikkprøver ufiltrerte	- Måler totale konsentrasjoner, også partikulært bundet -Enkel å bruke i felt	- Kun øyeblikksinformasjon - Høyere LOQ grense enn for filtrerte - Ingen informasjon om biotilgjengelighet	- Metoden bør fortsatt benyttes pga historikk og rapportering til myndighetene. -Bør suppleres med andre metoder
SorbiCell	-Måler gjennomsnitt over en periode -Metaller bindes til sorbent	-Store variasjoner i analyseresultat -Følsom for tilslemming -Følsom for lav vannhøyde -Ingen informasjon om biotilgjengelighet	- Enklere å anvende enn Isco, men gir variasjoner, og til dels usikkerhet om resultatene
Stikkprøver filtrerte	- Måler totale løste konsentrasjoner -Kan brukes som grunnlag for geokjemisk modellering -Enkel å bruke i felt	- Kun øyeblikksinformasjon - Ingen direkte informasjon om biotilgjengelighet	- Filtrerte viktig for geokjemiske likevektsmodeller. - Nyttig supplement til ufiltrerte
Isco blandprøvetaker	-Måler gjennomsnitt over en periode	- Ingen informasjon om biotilgjengelighet -kan bli utfellinger ved lang prøvetakingsperiode	-Relativt krevende metode i felt
DGT	-Måler gjennomsnitt over en periode -samsvarer med andel fritt løste ioner i vannet -Gir informasjon om biotilgjengelighet -Enkel å bruke i felt	- Noe følsom for tilslemming	-Effektiv metode for å estimere biotilgjengelighet

4 Konklusjon

Denne studiens resultater bekrefter at bekken nedstrøms deponiet er påvirket av sigevann fra deponiet. Tungmetallene Cu, Ni og Zn, som ligger høyest i konsentrasjoner i sigevannet finner vi også igjen i Lerpebekken med en tydelig økning i konsentrasjonene fra oppstrøms til nedstrøms deponiet. Det må imidlertid understrekes at konsentrasjonene generelt ikke er høye, og ligger alle under grenseverdien i tilstandsklasse II (god) i henhold til Miljødirektoratets veileder for klassifisering av vann, sediment og biota (Miljødirektoratet, 2016, revidert 2020).

Dagens prøvetakingsregime med stikkprøvetaking gir kun øyeblikkskonsentrasjoner og fanger i mindre grad opp variasjoner som skjer gjennom året på grunn av f.eks snøsmelting og nedbørsforhold. Variasjoner som både kan resultere i økte konsentrasjoner og også gi fortynningseffekter. Videre ser vi at de fire stikkprøvene som tas årlig har store variasjoner i konsentrasjoner av Cu, Ni og Zn, noe som kan resultere både i underestimering og overestimering av effektene på bekken. Det er funnet at det kan være en styrking av datagrunnlaget for risikovurderinger hvis man i tillegg til stikkprøver bruker blandprøvetakere som Isco og SorbiCell for å vurdere variasjoner som skjer som følge av nedbør- og avrenningsforhold. SorbiCell har hatt enkelte utslag som har vært vanskelig å tolke, og som kan skyldes både tilslemming samt periodevis variasjoner i vannmengdene og bør ha flere gjentak og prøverunder før det kan trekkes sikrere konklusjoner.

Dagens praksis med kun filtrerte stikkprøver gir også mangelfull informasjon i forhold til biotilgjengelighet. I stikkprøvene måles kun total konsentrasjoner som sier lite om den økologiske effekt tungmetallet kan ha i en resipient. DGT som er en passiv prøvetaker, og som skal tilsvare hvordan en organisme tar opp metallforurensninger, gir imidlertid gode indikasjoner på i hvilken grad tungmetallene tas opp av organismene i bekken. Noe som er ganske avgjørende for å vurdere hvilken miljøpåvirkning deponiet har, og som taler for at denne type metode bør benyttes mer i overvåkningen av resipienter enn hva som gjøres i dag.

I tillegg til alternative metoder for prøvetaking er det i studien også vist hvordan en teoretisk likevektsmodell som Visual Minteq kan gi ytterligere bidrag til en større helhetsforståelse av forholdene i bekken. Gjennom modellering kan metallenes tilstandsformer estimeres og på

den måten kan man bedre vurdere hvilken risiko de utgjør for organismene. Dette er nyttig i forhold til forståelse og tolkning av resultatene av de andre metodene.

Bunnfaunaundersøkelser i upåvirket referansebekk og i bekken nedstrøms er i prinsippet fasiten for den økologiske tilstanden i resipienten, og gir svaret på om organismene i bekken er påvirket av deponiet eller ikke. I min studie er dette resultatet kun tatt inn som en observasjon, men som har gitt interessante indikasjoner i retning av at bekkevannet kan ha en mulig påvirkning på bunnfaunaen. Her er det imidlertid behov for mer forskning før man kan dra sikre konklusjoner.

Naturen er kompleks og ingen av metodene er komplette og gir et fullstendig korrekt svar. Ved å sammenstille flere metoder er det imidlertid større sannsynlighet for at komme nærmere sannheten enn ved kun å tolke ut fra en metode slik dagens praksis legger opp til.

5 Videre arbeid

Under arbeidet med oppgaven ble det flere ganger tydelig at det hadde vært ønskelig med flere replikater og mer data for å kunne trekke gode konklusjoner. Blant annet er datasettet for Sorbicell i studien ganske tynt. Det ville være interessant å undersøke om SorbiCell kan være et alternativt til Isco som blandprøvetaker i prøvesteder som ligger kronglete til ift. strømforsyning. Ettersom foreliggende studie kun har Isco prøver filtrert på 0,45 μm , mens SorbiCell har 100 μm filter, ble resultatene fra disse to metodene ikke sammenlignbare, noe som kunne vært nyttig. Ved et oppsett med volumproporsjonal og ufiltrerte Isco prøver versus SorbiCell kunne man også undersøkt om dette differerer mye fra tidsintegrert innsamling av vannprøver, og dermed få mer data på hvordan ulike nedbør og avrenningsforhold påvirker konsentrasjonene av sporelementene.

Det hadde også vært gunstig med flere gjentak for DGT, men her er resultatene noe mer samsvarende og gir dermed et sikrere utgangspunkt for å kunne vurdere trender. Et annet forhold som vil være interessant å teste er hvilken betydning eksponeringstiden har for opptaket i DGT. FFI rapporten fra skytefelt fant i del prøver utslag for dette med at kort utplasseringstid ga høyere konsentrasjoner enn ved lengre eksponering (Aaneby et al., 2018).

I tillegg ville det vært nyttig å undersøke Voltammetri som et alternativ i prøvesteder hvor det er behov for nitidig og kontinuerlig overvåkning, og særlig der det kan antas å være store variasjoner over tid, slik vi for eksempel har sett det er for Zn. I automatisert voltammetrisk metode for fjernovervåkning settes det ut sensorer i et prøvepunkt in situ. Ettersom Voltammetri ikke måler total konsentrasjoner, men elektrolabile (fritt løste og ioner som er svakt bundet til komplekser) vil metoden også være sammenlignbar med DGT og størrelsesbasert fraksjonering. Den vil måle den andelen av et stoff som er biotilgjengelig og som dermed utgjør størst giftrisiko for organismene (Unsworth et al., 2006). I flere artikler fra studier med anvendelse av voltametri er det påvist god korrelasjon mot vanlige stikkprøver og total konsentrasjoner analysert ved ICP-MS (Mikkelsen et al., 2007; Mikkelsen Ø, 2004).

6 Referanser Kilder

- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333 - 347.
- Audet, J., Martinsen, L., Hasler, B., de Jonge, H., Karydi, E., Ovesen, N. B. & Kronvang, B. (2014). Comparison of sampling methodologies for nutrient monitoring in streams: uncertainties, costs and implications for mitigation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18 (11): 4721-4731. doi: 10.5194/hess-18-4721-2014.
- Bechmann, M. (2014). Long-term monitoring of nitrogen in surface and subsurface runoff from small agricultural dominated catchments in Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198: 13-24. doi: 10.1016/j.agee.2014.05.010.
- Bhatt, A. H., Karanjekar, R. V., Altouqi, S., Sattler, M. L., Hossain, M. D. S. & Chen, V. P. (2017). Estimating landfill leachate BOD and COD based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: Exploration of a MARS statistical approach. *Environmental Technology & Innovation*, 8: 1-16. doi: 10.1016/j.eti.2017.03.003.
- Birch, H., Sharma, A. K., Vezzaro, L., Lutzhoft, H. C. & Mikkelsen, P. S. (2013). Velocity dependent passive sampling for monitoring of micropollutants in dynamic stormwater discharges. *Environ Sci Technol*, 47 (22): 12958-65. doi: 10.1021/es403129j.
- Bradley, R. W. & Sprague, J. B. (1985). The influence of pH, water hardness, and alkalinity on the acute lethality of Zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*).
- Buzier, R., Tusseau-Vuillemin, M. H. & Mouchel, J. M. (2006). Evaluation of DGT as a metal speciation tool in wastewater. *Sci Total Environ*, 358 (1-3): 277-85. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.09.051.
- Cao, Y., Conclin, M., Betterton, E. (1995). *Competitive complexation of trace metals cao1995.pdf*>.
- Davison, W. (2016). Diffusive Gradients in Thin-films for Environmental Measurements. *Cambridge University Press*.
- Davison, W. a. Z., H. (1994). In situ speciation measurements of trace components i natural waters using thin-film gels. . *Nature*, 367.
- Di Toro, D. M., Allen, H. E., Bergman, H. L., Meyer, J. S., Paquin, P. R. & Santore, R. C. (2001). *Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis*.
- Eurofins. ([u.å.]). *Sorbisense - Vandprøvetagning*. Tilgjengelig fra: <https://www.eurofins.dk/miljoe/vores-tydelser/sorbisense/> (lest 28.08.2020).
- Fairbrother, A., Wentzel, R., Sappington, K. & Wood, W. (2007). Framework for metals risk assessment.
- Gustafsson, J. P. (2013). *Visua MInteq ver. 3.1*. Tilgjengelig fra: <https://vminteq.lwr.kth.se/>.
- Haarstad, K., Mæhlum, T., Hartnik, T., Turtumøygaard, S. (2003). Sammensetning av sigevann fra avfallsdeponier for kommunalt avfall i Norge. *Vann-3-2003*: 286-300.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A. & Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32 (4): 297-336. doi: 10.1080/10643380290813462.
- Klima- og miljødepartementet, O.-o. e. (2007). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*.
- Lee, H., Swamikannu, X., Radulescu, D., Kim, S. J. & Stenstrom, M. K. (2007). Design of stormwater monitoring programs. *Water Res*, 41 (18): 4186-96. doi: 10.1016/j.watres.2007.05.016.
- Midtgård, A. K., Frengstad, B., Banks, D., Krog, J.R., Siewers, U., Strand, T., Lind, B. (2007). *Fordeling av sporelementer i grunnvann fra 476 borebrønner i fast fjell.pdf*>, 99.099: NGU.
- Mikkelsen, Ø., Strasunskiene, K., Skogvold, S., Schrøder, K. H., Johnsen, C. C., Rydningen, M., Jonsson, P. & Jonsson, A. (2007). Automatic Voltammetric System for Continuous Trace Metal

- Monitoring in Various Environmental Samples. *Electroanalysis*, 19 (19-20): 2085-2092. doi: 10.1002/elan.200703913.
- Mikkelsen Ø, S. S., Schrøder KH., (2004). Continuous heavy metal monitoring system for application in river and seawater. doi: 10.1002/elan.200403177.
- Miljødirektoratet. Grunnforurensning. <https://grunnforurensning.miljodirektoratet.no/>.
- Miljødirektoratet. (2016, revidert 2020). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. revidert 30.10.2020*. M-608 / 2016.
- Miljøverndepartementet. (2002). *Forskrift om deponering av avfall*.
- Norconsult. (2019). *Lindum AS Måle- og prøvetakingsprogram sigevann*.
- Norges Geotekniske Institutt. (2012). *Miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier i Norge*.
- Norges Vassdrags- og energidirektorat, N. ([u.å.]). Vann-Nett Portal.
- Okkenhaug, G., Smebye, A. B., Pabst, T., Amundsen, C. E., Sævarsson, H. & Breedveld, G. D. (2017). Shooting range contamination: mobility and transport of lead (Pb), copper (Cu) and antimony (Sb) in contaminated peatland. *Journal of soils and sediments*, 18 (11): 3310-3323. doi: 10.1007/s11368-017-1739-8.
- Ospar, C. (1992). Convention for the protection of the marine environment of the North-east Atlantic. <https://www.ospar.org/>
- Paller, M. H., Harmon, S. M., Knox, A. S., Kuhne, W. W. & Halverson, N. V. (2019). Assessing effects of dissolved organic carbon and water hardness on metal toxicity to *Ceriodaphnia dubia* using diffusive gradients in thin films (DGT). *Sci Total Environ*, 697: 134107. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134107.
- Paquin, P. R., et al. (2002). The biotic ligand model: a historical overview. *Science Direct*, 133 (1-2): 3-35. doi: [https://doi.org/10.1016/S1532-0456\(02\)00112-6](https://doi.org/10.1016/S1532-0456(02)00112-6).
- Peijnenburg, W. J. G. M. & Jager, T. (2003). *Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues*. *Ecotoxicology and Environment Safety* 56 (2003) 63-77.
- Playle, R. C. (1998). Modelling metal interactions at fish gills. *Science of the Total Environment*, 219 (2-3): 147-163.
- Powell, K. J., Brown, P.L., Byrne, R.H., Gajda, T., Hefter, G., Leuz, A.K., Sjöberg, S., Wanner, H. (2013). Chemical speciation of environmentally significant metals with inorganic ligands. Part 5. The Zn²⁺+OH⁻, CO₃²⁻, SO₄²⁻, and PO₄³⁻ systems. *Pure and Applied Chemistry*, 85: 2249-2311.
- Sarma, V. V. J. & Rao, C. S. (1972). Electrical conductivity of rain water at Visakhapatnam, India. *Journal of Geophysical Research*, 77 (12): 2197-2200. doi: 10.1029/JC077i012p02197.
- Smith, K. S., Balistrieri, L. S. & Todd, A. S. (2015). Using biotic ligand models to predict metal toxicity in mineralized systems. *Applied Geochemistry*, 57: 55-72. doi: 10.1016/j.apgeochem.2014.07.005.
- Sorbisense, E. ([u.å.]). *Sorbisense brochure*. Tilgjengelig fra: <https://www.eurofins.dk/miljoe/vores-tydelser/sorbisense/>.
- Stabell, T. (2018). <Faun-Notat Lindum, Drammen 2018.pdf>.
- Statens Forurensningstilsyn, S. (2005). *Veileder om overvåking av sigevann fra avfallsdeponier*. TA-2077/2005.
- Saar, R. A., Weber, J.H. (1980). Complexation by fulvic acid how it differs from fulvic acid complexation of copper(II) and cadmium(II).
- Unsworth, E., Warnken, K. W., Zhang, H., Davison, W., Black, F., Buffle, J., Cao, J., Cleven, R., Galceran, J., Gunkel, P., et al. (2006). Model predictions of metal speciation in freshwaters compared to measurements by in situ techniques. *Environmental Science & Technology*, 40: 1942 - 1949.
- Vattenmyndigheten, H. o. (2019). Havs och vattenmyndighetens föreskrifter om klassifisering och miljö kvalitetsnormer avssende ytvatten. Tilgjengelig fra: <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf>.

- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology, Lake and river Ecosystems*. Third edition utg.
- Øygard, J. K. (2007). Tungmetall i kommunale avfallsdeponi: Mobilitet og miljøtilgjengelighet. Presentasjon av en doktorgradsavhandling. *Vann-2-2007*: 163 - 171.
- Aaneby, J., Johnsen, I. V. & Mariussen, E. (2018). *Sammenlikning av metoder for å måle og modellere biotilgjengelighet av metaller i avrenningsvann fra skyte- og øvingsfelt*. FFI-rapport.

Vedlegg

Vedlegg 1 Grenseverdier

Tabell 1.1. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Tilstandsklasser i ferskvann i $\mu\text{g/l}$ (Miljødirektoratet Veileder M-608)

Tungmetall	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
	Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende toksiske effekter
	Øvre grense: Bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ^{*)}	
Arsen	0,15	0,5	8,5	85	➤ 85
Bly	0,02	1,2	14	57	➤ 57
Kadmium	0,003	Fotnote 1	Fotnote 2	Fotnote 3	Fotnote 3
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

1) Klasse II Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 0.08 (< 40 mg CaCO_3/l); 0,08 (40 - 50 mg CaCO_3/l); 0,09 (50 - <100 mg CaCO_3/l); 0,15 (100 - <200 mg CaCO_3/l); 0,25 (>200 mg CaCO_3/l).

2) Klasse III Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 0.45 (< 40 mg CaCO_3/l); 0,45 (40 - 50 mg CaCO_3/l); 0,60 (50 - <100 mg CaCO_3/l); 0,9 (100 - <200 mg CaCO_3/l); 1,5 (>200 mg CaCO_3/l).

3) Klasse IV Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 4.5 (< 40 mg CaCO_3/l); 4,5 (40 - <50 mg CaCO_3/l); 6,0 (50 - <100 mg CaCO_3/l); 9,0 (100 - <200 mg CaCO_3/l); 15 (>200 mg CaCO_3/l). Verdier over tilhører til klasse V.

*) AF: Sikkerhetsfaktor

Vedlegg 2. Sammenstilling av relevante analyseresultater i studien

Tabell 2.1 Bekk nedstrøms deponiet (112)

Filtrerte stikkprøver og blandprøver

Bekk nedstrøms (112)		Filtrerte prøver			
Parameter	Enhet	04.06.2020	15.06.2020	23.06.2020	Isco juni
Temperatur	°C	13	13,2	13,7	16
pH		7,54	7,64	8,9	8,17
Nitrat (NO3)	ug/l	4800	3700	4100	4000
Tot N	ug/l	5200	4400	6700	5100
Tot P	ug/l	3,9	25	39	58
Konduktivitet	mS/m	11,2		8,8	67,6
Arsen (As)	µg/l	0,4	0,33	0,46	0,47
Bly (Pb)	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	0,034
Kadmium (Cd)	µg/l	0,039	0,028	0,059	0,026
Kobber (Cu)	µg/l	7,1	5	7,1	6,9
Krom (Cr)	µg/l	0,2	0,16	0,22	0,19
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	0,003	<0,002	<0,002
Nikkel (Ni)	µg/l	3,9	2,9	4,7	3,4
Sink (Zn)	µg/l	9,1	4,9	15	4,3
Parameter	Enhet	12.08.2020	20.08.2020	31.08.2020	Isco august
Temperatur	°C	13,7	17	9	10
pH		7,65	7,69	7,72	8,4
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l		5,3	4,1	4,9
Fluorid (F)	mg/l		0,74	0,7	0,65
Klorid (Cl)	mg/l		53	50	46
Sulfat (SO4)	mg/l		79	75,6	76,9
Nitrat (NO3)	ug/l	3700	5300	3900	5400
Tot N	ug/l	4600	6400	5100	6200
Tot P	ug/l	29	29	24	23
Kalium (K)	mg/l		15	16	15
Magnesium (Mg)	mg/l		17	18	16
Natrium (Na)	mg/l		52	52	47
Kalsium (Ca)	mg/l		96	94	88
Konduktivitet	mS/m	81	90	16	
Arsen (As)	µg/l	0,43	0,47	0,47	0,5
Bly (Pb)	µg/l	<0,01	<0,01	0,017	<0,01
Kadmium (Cd)	µg/l	0,028	0,024	0,059	0,063
Kobber (Cu)	µg/l	6,4	6,1	6,9	6,6
Krom (Cr)	µg/l	0,18	0,23	0,29	0,25
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Nikkel (Ni)	µg/l	3,6	4,6	4,7	4,6

Sink (Zn)	µg/l	8,0	4,0	8,6	2,9
-----------	------	-----	-----	-----	-----

Parameter	Enhet	13.10.2020	20.10.2020	29.10.2020	Isco oktober
Temperatur	°C	8,3	5,5	6,7	4,3
pH		7,05	7,2	6,89	7,42
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l		1,3	1	
Fluorid (F)	mg/l		0,41	0,37	
Klorid (Cl)	mg/l		23	8,5	
Sulfat (SO4)	mg/l		38,2	32,5	
Nitrat (NO3)	ug/l	3500	11000	5200	5200
Tot N	ug/l	3700	17000	6800	7100
Tot P	ug/l	34	1200	70	82
Kalium (K)	mg/l		10	5	
Magnesium (Mg)	mg/l		7,3	4,1	
Natrium (Na)	mg/l		13	7,3	
Kalsium (Ca)	mg/l		60	34	
Konduktivitet	mS/m	30	42	24	29
Arsen (As)	µg/l	0,31	0,88	0,39	0,41
Bly (Pb)	µg/l	0,01	0,019	0,093	0,078
Kadmium (Cd)	µg/l	0,05	0,024	0,056	0,07
Kobber (Cu)	µg/l	3,4	5,2	3,6	3,3
Krom (Cr)	µg/l	0,085	0,17	0,16	0,19
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Nikkel (Ni)	µg/l	1,2	2,0	1,2	1,3
Sink (Zn)	µg/l	7,5	4,7	13	2,9

Bekk nedstrøms deponiet (112)

Ufiltrerte stikkprøver

Bekk nedstrøms (112)		Ufiltrerte stikkprøver			
Parameter	Enhet	01.04.2020	11.06.2020	26.08.2020	03.11.2020
Temperatur	°C	4,8	12,2	12,1	7,4
pH		7,87	7,5	7,9	7,5
Klorid (Cl)	mg/l	24,8	25,4	51,4	8,2
Tot N	ug/l	22000	3700	5700	
Tot P	ug/l	110	31	30	5800
Kalium (K)	mg/l	10,4	9,29	17,1	5,18
Magnesium (Mg)	mg/l	7,61	10,3	16,8	3,79
Natrium (Na)	mg/l	24,7	27,2	52,5	7,58
Kalsium (Ca)	mg/l	45,8	61,1	90,7	26,9
TOC	mg/l	18	9,9	17	7,5
Konduktivitet	mS/m	55,9	48,9	80,6	23
Redoks	mV	318	145	206	481
Arsen (As)	µg/l	1,41	0,704	0,546	<0,5

Bly (Pb)	µg/l	3,48	<0,5	<0,5	0,684
Kadmium (Cd)	µg/l	0,0618	0,138	0,112	0,0527
Kobber (Cu)	µg/l	7,7	8,32	10,2	3,74
Krom (Cr)	µg/l	1,23	<0,9	<0,9	<0,9
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Nikkel (Ni)	µg/l	4,01	3,34	6,13	1,47
Sink (Zn)	µg/l	33,2	24,4	19,6	24,2
Jern (Fe)	µg/l	1480	889	417	722
Suspendert stoff	mg/l	16	8	<2	10

Bekk nedstrøms deponiet (112)

DGT

Bekk nedstrøms (112) DGT		DGT A	DGT B	DGT A	DGT B	DGT A	DGT B
Parameter	Enhet	04.06. - 23.06.2020	04.06. - 23.06.2020	10.08.- 31.08.2020	10.08. - 31.08.2020	13.10. - 29.10.2020	13.10. - 29.10.2020
Bly (Pb)	µg/l	0,005	0,0042	0,0953	0,0165	0,0172	0,0275
Kadmium (Cd)	µg/l	0,0156	0,0113	0,0251	0,0618	0,0141	0,0319
Kobber (Cu)	µg/l	1,07	0,986	1,36	1,81	0,912	0,919
Krom (Cr)	µg/l	<0,0141	0,0311	0,0571	0,0764	0,0385	0,0741
Nikkel (Ni)	µg/l	0,569	0,664	0,551	0,627	0,507	0,576
Sink (Zn)	µg/l	2,98	3,31	4,6	5,96	11,4	11,0

Bekk nedstrøms deponiet (112)

SorbiCell

Bekk nedstrøms (112) SorbiCell CAN		CAN A (WW50)	CAN B (WW50)	CAN A (WW50)	CAN B (WW50)	CAN C (m/lodd)	CAN D (m/lodd)	CAN A (WW50)	CAN B (WW50)
Parameter	Enhet	04.06. - 23.06.2020	04.06. - 23.06.20	10.08.- 31.08.2020	10.08.- 31.08.2020	10.08.- 31.08.2020	10.08.- 31.08.2020	13.10.- 29.10.2020	13.10.- 29.10.2020
Beregnet vannmengde i felt	liter	0,160	0,150	0,255	0,475	-	-	0,250	0,230
Beregnet vannmengde lab	liter	0,206	0,193	0,290	0,370	0,0599	0,066	0,288	0,275
Bly (Pb)	µg/l	0,63	1,1	<0,3	0,81	<2	<2	8,7	0,91
Kadmium (Cd)	µg/l	<0,02	<0,1	<0,07	<0,05	<0,3	<0,3	<0,07	<0,07
Kobber (Cu)	µg/l	5,8	7,8	6,2	3,2	<3	<3	9,0	4,4
Krom (Cr)	µg/l	<3	<3	<2	<2	<10	<9	<2	<2
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,02	<0,02	0,06	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nikkel (Ni)	µg/l	3,2	4	3,1	30	<3	<3	3,3	1,7
Sink (Zn)	µg/l	7,8	14	3,1 -30	15	11	8,2	38	17

Tabell 2.2 Bekk oppstrøms Vardåsen (111)

Filtrerte stikkprøver

Bekk oppstrøms Vardåsen (111)		Filtrerte stikkprøver		
Parameter	Enhet	04.06.2020	15.06.2020	23.06.2020
Temperatur	°C	11,8	11,7	12
pH		7,13	7,4	6,85
Nitrat (NO3)	ug/l	46	26	110
Tot N	ug/l	180	150	210
Tot P	ug/l	7,7	6,7	7,1
Konduktivitet	mS/m	2,7		3
Arsen (As)	µg/l	0,16	0,15	0,12
Bly (Pb)	µg/l	0,036	0,049	0,039
Kadmium (Cd)	µg/l	0,041	0,039	0,051
Kobber (Cu)	µg/l	0,22	0,2	0,31
Krom (Cr)	µg/l	0,076	0,11	0,062
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002
Nikkel (Ni)	µg/l	0,31	0,19	0,2
Sink (Zn)	µg/l	11	9,3	10

Parameter	Enhet	12.08.2020	*)	*)
Temperatur	°C	13,8		
pH		6,22		
Nitrat (NO3)	ug/l	38		
Tot N	ug/l	200		
Tot P	ug/l	3,1		
Konduktivitet	mS/m			
Arsen (As)	µg/l	0,16		
Bly (Pb)	µg/l	0,045		
Kadmium (Cd)	µg/l	0,042		
Kobber (Cu)	µg/l	0,24		
Krom (Cr)	µg/l	0,074		
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,004		
Nikkel (Ni)	µg/l	0,21		
Sink (Zn)	µg/l	8,9		

Parameter	Enhet	13.10.2020	20.10.2020	29.10.2020
Temperatur	°C	7,3	4,6	6,1
pH		6,85	6,76	6,5
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l		0,05	0,04
Klorid (Cl)	mg/l		2,7	2
Nitrat (NO3)	ug/l	18	74	9
Tot N	ug/l	200	220	220
Tot P	ug/l	7,2	7,8	8,2

Kalium (K)	mg/l		0,14	0,15
Magnesium (Mg)	mg/l		0,24	0,21
Natrium (Na)	mg/l		1,8	1,7
Kalsium (Ca)	mg/l		2,4	2
Konduktivitet	mS/m	3	4	2
Arsen (As)	µg/l	0,22	0,18	0,26
Bly (Pb)	µg/l	0,083	0,055	0,12
Kadmium (Cd)	µg/l	0,036	0,035	0,038
Kobber (Cu)	µg/l	0,38	0,14	0,26
Krom (Cr)	µg/l	0,086	0,078	0,11
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002
Nikkel (Ni)	µg/l	0,23	0,22	0,23

*) Bekken helt tørrlagt ca 16.08.2020

Bekk oppstrøms Vardåsen (111). Ufiltrerte stikkprøver

Bekk oppstrøms Vardåsen (111)		Ufiltrerte stikkprøver			
Parameter	Enhet	01.04.2020	11.06.2020	26.08.2020 **)	03.11.2020
Temperatur	°C	1,9	9,5	14,4	6,5
pH		6,56	6,3	6,01	6,4
Klorid (Cl)	mg/l	1,5	1,47	3,24	2,6
Tot N	ug/l	260	140		210
Tot P	ug/l	5,8	4,9		
Kalium (K)	mg/l	<0,4	<0,4	1,08	<0,4
Magnesium (Mg)	mg/l	<0,02	0,208	0,66	<0,2
Natrium (Na)	mg/l	1,74	2,04	3,22	2,05
Kalsium (Ca)	mg/l	1,74	2,08	4,85	2
TOC	mg/l	3,8	4,3		6,4
Konduktivitet	mS/m	1,9	2,24		2,4
Redoks	mV	320	189		196
Arsen (As)	µg/l	<0,5	<0,5		<0,5
Bly (Pb)	µg/l	<0,5	<0,5		<0,5
Kadmium (Cd)	µg/l	<0,05	<0,05		<0,05
Kobber (Cu)	µg/l	<1	<1		<1
Krom (Cr)	µg/l	<0,9	<0,9		<0,9
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,02	<0,02		<0,02
Nikkel (Ni)	µg/l	<0,6	<0,6		<0,6
Sink (Zn)	µg/l	5,49	10,3		10,6
Jern (Fe)	µg/l	53,9	15,6		27,4
Suspendert stoff	mg/l	<2	<2		<1

**) Bekken var tørrlagt, kun litt stillestående vann i kulp.

Bekk oppstrøms Vardåsen (111). DGT

Bekk oppstrøms Vardåsen (111)		DGT		
Parameter	Enhet	04.06. -23.06.2020	10.08.-31.08.2020	13.10.-29.10.2020
Bly (Pb)	µg/l	0,0453	0,0407	0,0237
Kadmium (Cd)	µg/l	0,0379	0,0257	0,0608
Kobber (Cu)	µg/l	0,543	0,241	0,137
Krom (Cr)	µg/l	0,0269	0,169	0,0807
Nikkel (Ni)	µg/l	0,151	0,519	0,277
Sink (Zn)	µg/l	8,93	7,96	16,4

Bekk oppstrøms Vardåsen (111) SorbiCell CAN m/lodd

Bekk oppstrøms Vardåsen (111)		SorbiCell CAN	
Parameter	Enhet	04.06. -23.06.2020	
Beregnet vannmengde	liter	<0,05	
Bly (Pb)	µg/tube	<0,1	
Kadmium (Cd)	µg/tube	<0,02	
Kobber (Cu)	µg/tube	0,41	
Krom (Cr)	µg/tube	<0,6	
Kvikksølv (Hg)	µg/tube	<0,004	
Nikkel (Ni)	µg/tube	<0,2	
Sink (Zn)	µg/tube	<0,5	

Tabell 2.3 Bekk oppstrøms Landbruk (KS10V)

Filtrerte stikkprøver

Bekk oppstrøms landbruk (KS10V)		Filtrerte stikkprøver					
Parameter	Enhet	04.06.2020	15.06.2020	23.06.2020	12.08.2020	20.08.2020	31.08.2020
Temperatur	°C	12,2	11,4	11,9	14,4	15	12,4
pH		6,58	6,47	6,54	6,3	6,4	6,5
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l					4,5	4
Fluorid (F)	mg/l						1,4
Klorid (Cl)	mg/l						21
Sulfat (SO ₄)	mg/l						48,4
Nitrat (NO ₃)	ug/l	91	270	350	490	1000	530
Tot N	ug/l	410	730	630	850	1400	2300
Tot P	ug/l	5,8	71	49	14	5,8	1200
Kalium (K)	mg/l						2,9
Magnesium (Mg)	mg/l						12
Natrium (Na)	mg/l						18
Kalsium Ca)	mg/l						72
Konduktivitet	mS/m			58,2		139	145
Arsen (As)	µg/l	0,07	0,13	0,18	0,19	0,24	0,21
Bly (Pb)	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Kadmium (Cd)	µg/l	0,015	0,015	0,018	<0,004	<0,004	0,016
Kobber (Cu)	µg/l	0,16	0,4	0,36	0,23	0,35	0,88
Krom (Cr)	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	<0,002	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Nikkel (Ni)	µg/l	1,2	1,3	1,8	1,9	3,0	1,8
Sink (Zn)	µg/l	7,2	3,1	2,8	2,1	2,9	2,7

Parameter	Enhet	13.10.2020	20.10.2020	29.10.2020
Temperatur	°C	9,3	6,3	7,4
pH		6,16	6,05	5,85
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l		1	0,53
Fluorid (F)	mg/l		0,52	1,49
Klorid (Cl)	mg/l		4,5	3,7
Sulfat (SO ₄)	mg/l		17,2	9,75
Nitrat (NO ₃)	ug/l	540	500	520
Tot N	ug/l	870	720	720
Tot P	ug/l	22	32	23
Kalium (K)	mg/l		1,4	0,94
Magnesium (Mg)	mg/l		2,5	1,3
Natrium (Na)	mg/l		4,7	2,8
Kalsium (Ca)	mg/l		23	14
Konduktivitet	mS/m	17	21	10
Arsen (As)	µg/l	0,13	0,16	0,18
Bly (Pb)	µg/l	<0,01	0,011	0,042

Kadmium (Cd)	µg/l	0,032	0,047	0,049
Kobber (Cu)	µg/l	0,55	0,99	0,73
Krom (Cr)	µg/l	<0,05	0,074	0,073
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002
Nikkel (Ni)	µg/l	0,9	0,98	0,68
Sink (Zn)	µg/l	6,1	7,9	10

Bekk oppstrøms landbruk (KS10V). DGT

Bekk oppstrøms landbruk (KS10V)		DGT		
Parameter	Enhet	04.06. -23.06.2020	10.08.-31.08.2020	13.10.-29.10.2020
Bly (Pb)	µg/l	0,0077	0,009	0,0112
Kadmium (Cd)	µg/l	0,0105	0,0099	0,0454
Kobber (Cu)	µg/l	0,253	0,461	0,235
Krom (Cr)	µg/l	0,0358	0,0445	0,0459
Nikkel (Ni)	µg/l	0,598	0,803	0,745
Sink (Zn)	µg/l	2,1	4,85	9,66

Bekk oppstrøms landbruk (KS10V). SorbiCell CAN m/lodd

Bekk oppstrøms landbruk (KS10V)		SorbiCell CAN
Parameter	Enhet	04.06. -23.06.2020
Beregnet vannmengde	liter	<0,05
Bly (Pb)	µg/tube	<0,1
Kadmium (Cd)	µg/tube	<0,02
Kobber (Cu)	µg/tube	<0,2
Krom (Cr)	µg/tube	<0,6
Kvikksølv (Hg)	µg/tube	<0,004
Nikkel (Ni)	µg/tube	<0,2
Sink (Zn)	µg/tube	<0,5

Tabell 2.4 Referansebekk (114)

Filtrerte stikkprøver

Referansebekk (114)		Filtrerte stikkprøver					
Parameter	Enhet	04.06.2020	15.06.2020	23.06.2020	12.08.2020	20.08.2020	31.08.2020
Temperatur	°C	12,1	12,1	14,9	16,3	16,7	8,9
pH		7,34	7,84	8,9	7,36	7,44	7,58
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l					1	1,4
Fluorid (F)	mg/l						0,87
Klorid (Cl)	mg/l						9,5
Sulfat (SO ₄)	mg/l						15,7
Nitrat (NO ₃)	ug/l	220	230	210	340	220	210
Tot N	ug/l	460	260	330	430	340	380
Tot P	ug/l	6,5	6,4	8,5	7,6	12	8,6
Kalium (K)	mg/l						0,35
Magnesium (Mg)	mg/l						0,51
Natrium (Na)	mg/l						2,1
Kalsium (Ca)	mg/l						3,6
Konduktivitet	mS/m	11,5		8,8		28	25
Arsen (As)	µg/l	0,13	0,11	0,16	0,16	0,16	0,15
Bly (Pb)	µg/l	<0,01	<0,01	0,018	<0,01	<0,01	0,012
Kadmium (Cd)	µg/l	0,019	0,018	0,008	0,008	0,015	0,023
Kobber (Cu)	µg/l	0,76	0,25	0,32	0,28	0,32	0,32
Krom (Cr)	µg/l	0,074	<0,05	0,054	<0,05	0,053	<0,05
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Nikkel (Ni)	µg/l	0,6	0,2	0,24	0,24	0,25	0,2
Sink (Zn)	µg/l	7,4	3,7	2,6	1,6	3,0	7,4

Parameter	Enhet	13.10.2020	20.10.2020	29.10.2020
Temperatur	°C	8,3	4,7	6,3
pH		6,93	7,01	7,04
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l		0,37	0,09
Fluorid (F)	mg/l		0,38	0,44
Klorid (Cl)	mg/l		3,2	2,2
Sulfat (SO ₄)	mg/l		4,35	4,95
Nitrat (NO ₃)	ug/l	700	1000	590
Tot N	ug/l	740	1200	640
Tot P	ug/l	8,2	35	9,8
Kalium (K)	mg/l		1,4	0,35
Magnesium (Mg)	mg/l		1,3	0,51
Natrium (Na)	mg/l		2,3	2,1
Kalsium (Ca)	mg/l		8,2	3,6
Konduktivitet	mS/m	5	7	4

Arsen (As)	µg/l	0,12	0,18	0,12
Bly (Pb)	µg/l	0,017	0,048	0,042
Kadmium (Cd)	µg/l	0,034	0,038	0,032
Kobber (Cu)	µg/l	0,33	1,1	0,36
Krom (Cr)	µg/l	0,058	0,13	0,068
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002
Nikkel (Ni)	µg/l	0,29	0,73	0,28
Sink (Zn)	µg/l	7,0	6,2	6,2

Referansebekk (114) Ufiltrerte stikkprøver

Parameter	Enhet	01.04.2020	11.06.2020	26.08.2020	03.11.2020
Temperatur	°C	4,2	13,6	14,4	7,3
pH		7,0	7,2	7,4	6,8
Klorid (Cl)	mg/l	2,3	3,02	6,12	3,0
Tot N	ug/l	590	390	360	600
Tot P	ug/l	8,4	5,1	37	
Kalium (K)	mg/l	0,46	0,47	1,31	<0,4
Magnesium (Mg)	mg/l	0,72	1,04	2,32	0,49
Natrium (Na)	mg/l	2,82	5,0	10,4	2,39
Kalsium (Ca)	mg/l	4,5	6,43	13,1	3,49
TOC	mg/l	2,8	2,5	3,4	3,3
Konduktivitet	mS/m	4,26	6,64	14,2	3,6
Redoks	mV		127	285	123
Arsen (As)	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Bly (Pb)	µg/l	<0,5	<0,5	1,21	<0,5
Kadmium (Cd)	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Kobber (Cu)	µg/l	<1	<1	1,06	<1
Krom (Cr)	µg/l	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Nikkel (Ni)	µg/l	<0,6	<0,6	0,772	<0,6
Sink (Zn)	µg/l	7,02	5,05	12	5,79
Jern (Fe)	µg/l	109	95	254	51,9
Suspendert stoff	mg/l	<2	6	27	<1,0

Referansebekk (114) DGT

Referansebekk (114)		DGT		
Parameter	Enhet	04.06. -23.06.2020	10.08.-31.08.2020	13.10.-29.10.2020
Bly (Pb)	µg/l	0,0151	0,0113	0,0233
Kadmium (Cd)	µg/l	0,0207	0,0217	0,157
Kobber (Cu)	µg/l	0,0913	0,659	0,368
Krom (Cr)	µg/l	0,0594	0,578	0,0496
Nikkel (Ni)	µg/l	0,201	0,242	0,591
Sink (Zn)	µg/l	3,76	7,8	11,4

Referansebekk (114) SorbiCell CAN m/lodd

Referansebekk (114)		SorbiCell CAN
Parameter	Enhet	04.06. -23.06.2020
Beregnet vannmengde	liter	<0,05
Bly (Pb)	µg/tube	<0,1
Kadmium (Cd)	µg/tube	<0,02
Kobber (Cu)	µg/tube	0,26
Krom (Cr)	µg/tube	<0,6
Kvikksølv (Hg)	µg/tube	<0,004
Nikkel (Ni)	µg/tube	<0,2
Sink (Zn)	µg/tube	<0,5

Tabell 2.5 Sigevann Bakke Pumpestasjon (101)

Sigevann (101)		Filtrerte stikkprøver			
Parameter	Enhet	17.09.2020	01.10.2020	03.12.2020	16.12.2020
Temperatur	°C	14,3	19,3	10,9	11,4
pH		6,98	7,4	6,65	7,03
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l	22	54	12	21
Fluorid (F)	mg/l	0,52	5,2	0,7	1,2
Klorid (Cl)	mg/l	190	250	41	
Sulfat (SO ₄)	mg/l	31,2	91,7	63,3	
Nitrat (NO ₃)	mg/l	62	230	21	20
Total N	mg/l	200	590	100	140
Total P	mg/l	19	20	1,7	2,4
Kalium (K)	mg/l	250	120	51	
Magnesium (Mg)	mg/l	48	44	27	
Natrium (Na)	mg/l	180	270	280	
Kalsium (Ca)	mg/l	160	160	110	
Konduktivitet	mS/m	270	570	210	
Redoks	mV	23,9	63,6		
Arsen (As)	µg/l	12	16	2,6	3,5
Bly (Pb)	µg/l	0,53	0,47	0,56	2,1
Kadmium (Cd)	µg/l	0,083	0,026	0,043	0,12
Kobber (Cu)	µg/l	1,2	2,1	8,6	21
Krom (Cr)	µg/l	6,9	6,2	2,7	4,1
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,02	0,004	0,004	0,004
Nikkel (Ni)	µg/l	25	39	20	25
Sink (Zn)	µg/l	39	23	160	93

Sigevann (101)		Ufiltrerte stikkprøver			
Parameter	Enhet	01.04.2020	11.06.2020	26.08.2020	03.11.2020
Temperatur	°C	13,9	16	21,2	12,7
pH		7,0	6,6	7,8	7,2
Klorid (Cl)	mg/l	153	269	256	163,00
Sulfat (SO ₄)	mg/l	13,0	5,68	35,5	36,50
Ammonium (NH ₄)		236	168	673	78,00
Total N	mg/l	265	150	723	83,40
Total P	mg/l	1,7	0,32	8,4	1,37
Natrium (Na)	mg/l	169	276	355	212,0
TOC	mg/l	129	329	730	70
Konduktivitet	mS/m	312	382	748	250

Suspendert stoff (SS)	mg/l	170	320	370	62
Arsen (As)	µg/l	9,6	7,7	19,8	5,4
Bly (Pb)	µg/l	3,2	3,5	52,9	17
Kadmium (Cd)	µg/l	<10	0,29	1,28	0,35
Kobber (Cu)	µg/l	15,9	25,1	264	57,8
Krom (Cr)	µg/l	14,5	19,4	24	10,4
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,098	0,0396	0,272	0,113
Nikkel (Ni)	µg/l	26,6	29,4	72,3	30
Sink (Zn)	µg/l	35,9	293	908	203
Jern (Fe)	µg/l	23800	20400	90400	17200

Sigevann (101) DGT

Sigevann (101)		DGT A	DGT B	DGT A	DGT B	DGT C
Parameter	Enhet	17.09.- 01.10.2020	17.09.- 01.10.2020	03.12.- 16.12.2020	03.12.- 16.12.2020	03.12.- 16.12.2020
Bly (Pb)	µg/l	0,0641	0,0183	0,147	0,377	0,237
Kadmium (Cd)	µg/l	<0,0016	<0,0016	0,006	0,0079	0,0073
Kobber (Cu)	µg/l	0,0863	<0,015	0,564	0,918	0,918
Krom (Cr)	µg/l	<0,019	<0,019	0,123	0,103	0,112
Nikkel (Ni)	µg/l	1,52	0,671	2,34	45,2	2,73
Sink (Zn)	µg/l	2,87	2,71	24,7	33,3	18,4

Sigevann (101) SorbiCell

Sigevann (101)		CAN A (WW50)	CAN B (WW50)	CAN A (WW50)	CAN B (WW50)
Parameter	Enhet	17.09.- 01.10.2020	17.09.- 01.10.2020	03.12.- 16.12.2020	03.12.- 16.12.2020
Beregnet vannmengde i felt	liter	0,165	0,210	0,030	0,035
Beregnet vannmengde	liter	0,274	0,415	0,085	0,075
Bly (Pb)	µg/l	0,95	0,43	19	32
Kadmium (Cd)	µg/l	0,19	<0,05	0,26	0,52
Kobber (Cu)	µg/l	4,0	3,9	22	35
Krom (Cr)	µg/l	3,3	2,3	<7	8
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,01	<0,01	<0,05	<0,05
Nikkel (Ni)	µg/l	7,7	7,5	10	16
Sink (Zn)	µg/l	22	21	270	370



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway