



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Mobilisering av tungmetaller i rensedammer med høy tilførsel av veisaltavrenning – Studert i Fossbekken rensedam langs E18

Mobilization of heavy metals in stormwater ponds
with substantial road salt runoff – researched in
Fossbekken stormwater pond along E18, Norway

Emma Elisabeth Enhuus

Miljø- og naturressurser

Forord

Denne 60 studiepoengs mastergradsoppgaven i Miljø- og naturressurser ved fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), signaliserer avslutningen av et toårig masterstudium. Denne oppgaven er finansiert og skrevet i samarbeid med Statens vegvesen.

Gunnhild Riise var hovedveileder. Thomas Rohrlack og Lene Sørli Heier var medveiledere. Tusen takk for gode faglige innspill som har bidratt til et stort læringsutbytte ved gjennomføringen av denne masteroppgaven. Takk for suveren assistanse i Microsoft Excel, veiledning og gode råd. Tusen takk til Pia Frostad for god bistand i felt- og laboratoriearbeid. Jeg er veldig takknemlig for deres innstas og veiledning gjennom masteroppgaven.

Videre vil jeg takke ansatte på MINA jordfag laboratorium ved NMBU, for hjelp til ICP-MS, ICP- OES og IC - analyser. Jeg vil også rette en stor takk til alle mine gode venner og min kjæreste for støtte gjennom studietiden. Takk til alle på lesesalen for oppløftende samtaler, kaffepauser og kjeks i tiden før lesesalen ble hjemme.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Ås, Juni 2020

Emma Elisabeth Enhuus

Sammendrag

I Norge benyttes store mengder veisalt i vinterperioden for å opprettholde trafikksikker veistandard. Hovedsakelig benyttes natriumklorid (NaCl) som veisalt. Cl⁻ kan inngå i dannelsen av løselige kloridkomplekser, men Na⁺ kan i store mengder byttes ut med andre kationer i jord-vann miljøet. Tungmetaller er ofte positivt ladet som kan ionebyttes med Na⁺ ved høye saltkonsentrasjoner.

Veiavrenning inneholder flere forurensninger. Typiske eksempler på veiforurensning er tungmetaller, veisalt og PAH. Som et rens tiltak for håndtering av avrenning har Statens vegvesen blant annet etablert rensdammer. Rensdammer er utformet for å ta imot og rens veiavrenning. Et vått overvannsbasseng består av et forbasseng, en terskel og et hovedbasseng. Terskelen vil senke vannets hastighet gjennom rensdammen, og øke oppholdstiden. Økt oppholdstid tillater partikulær forurensning å sedimentere på vei gjennom rensdammen. Effekten av veisalt på rensdammer er lite undersøkt, noe som knytter stor usikkerhet til effekten av veisalt på dammene. Hovedformålet med denne mastergradsoppgaven var å undersøke om veiavrenning anrikt med veisalt kan mobilisere tungmetaller bundet til jord og sedimenter. Det sekundære formålet var å undersøke rensdammenes evne til å holde tilbake veiforurensning

Utgangspunkt for denne oppgaven var Fossbekken rensdam, som er lokalisert ved E18 Knapstad – Retvet i Spydeberg. Gjennom en periode på 8 måneder med kontinuerlige målinger av konduktivitet med HOB0 konduktivitetslogger og vannanalyser, viste resultatene for logget konduktivitet og vannanalyser et tydelig mønster mellom enkelte tungmetaller og konduktivitet. Det var en økt konsentrasjon av tungmetallene Co, Mg og Cd i rensdammen i periodene hvor avrenningen av veisalt var stor. I innløpet til rensdammen var det samsvar i svingningsmønster mellom konduktivitet og Mg. I utløpet til rensdammen var det sammenfallende svingninger mellom SO₄, Ca og Mg, dette er stoffer man finner i lave konsentrasjoner i veisalt.

Ved hjelp av sedimentprøver ble det vist at det foregår akkumulering og retensjon via sedimentasjon av tungmetaller. Sedimentprøve tatt vinteren 2019 hadde jevnt over lavere konsentrasjoner av tungmetaller enn prøven tatt høsten 2019. I henhold til miljødirektoratets sin miljøkvalitetsstandard for klassifisering av moderat vannstandard, var parameterne Ni, Zn og Cu over grenseverdien mg/kg tungmetall i sediment. I vannanalysene var Ni, Zn, Cu og Pb

over grenseverdien for $\mu\text{g/L}$ tungmetall i ferskvann. Fossbekken rensedam ble sammenlignet med andre rensedammer for å undersøke retensjon og renseseffekt av rensedammen. Resultatene viste at Fossbekken rensedam har tilnærmet like konsentrasjoner av forurensinger i vann og sediment som andre rensedammer.

Effekten til Fossbekken rensedam ble testet ved analyser av overflatevann som drenerer til Fossbekken nedstrøms rensedammen. Vannprøvene ble analysert før og etter drift av rensedammen. Vannanalysene viste en økning i forurensinger etter at rensedammen ble etablert. Dette skyldes trolig den nye veistrekningen E18 Knapstad-Retvet, med ÅDT på 14 430, og eksisterende fylkesvei nr. 128 som forureningskilder. Det er i hovedsak $\text{NO}_3\text{-N}$, Cl , NO_3 , Mg og Ca som drenerer til Fossbekken og viste forhøyede verdier. Fossbekken er en liten, moderat kalkrik og humøs elv med moderat økologisk kvalitet.

Abstract

In Norway large quantities of road salt are used during the winter to maintain safety and best possible road standard. It is mostly sodium chloride (NaCl) that is distributed on the Norwegian roads. From the NaCl, Cl^- can react and be part of soluble chloride complexes. In large quantities Na^+ can react and be part of an ion-exchange and replace other cations in the soil and water. In an environment with heavy metals and large quantities of road salt, an ion-exchange with Na^+ can occur.

Road salt runoff contains several contaminants. Typical examples of road pollution are heavy metals, road salt and polyaromatic hydrocarbons. As an action to limit the contamination from roads, the Norwegian public road administration (Statens vegvesen) has established stormwater ponds along the highways. Stormwater ponds are designed to receive and purify road runoff. A stormwater pond consists of a pre sedimentation chamber, a threshold and a main sedimentation chamber. The threshold will lower the speed of the water through the stormwater pond and increase the residence time. Increased residence time allows particulate contamination to sediment in the stormwater pond. There are uncertainties linked to the effect of road salt on stormwater ponds due to the lack of research on the subject. The main hypothesis of this master thesis is whether road runoff enriched on road salts can mobilize heavy metals bound to soil and sediments. The secondary purpose was to investigate the ability of the stormwater pond to withhold road contaminants.

The master thesis was based on Fossbekken stormwater pond, located along E18 Kanpstad – Retvet in Spydeberg. Over a period of 8 months, continuous conductivity measurements with HOBO freshwater conductivity data loggers and water analyzes was conducted. The results showed a pattern between some heavy metals and increased conductivity. It showed an increased concentration of Co, Mg and Cd in the inlet basin of the stormwater pond during high salt concentrated road runoff. There was a correspondence in the pre sedimentation chamber between conductivity and Mg. The main sedimentation chamber had a coinciding fluctuation between SO_4 , Ca and Mg, and these substances are found in low concentrations in road salt.

The sediment samples showed that there is an accumulation and retention of heavy metals in the sedimentation pond. The sediment sample from winter 2019 had consistently lower concentrations of heavy metals, compared to the sediment sample from autumn 2019.

According to the Environment Directorate's quality standard for classification of less good to poor water quality the parameters were Ni, Zn and Cu above the limit value in mg/kg heavy metal in the sediment. The water analysis for Ni, Zn, Cu and Pb were above the limit value for $\mu\text{g/L}$ heavy metal in fresh water. Fossbekken stormwater pond was compared with other stormwater ponds to confirm the amount of retention and purification effect of the stormwater pond. The results show that Fossbekken stormwater pond has approximately the same concentration of contaminants in the water and sediment as the other stormwater ponds.

The effect of Fossbekken stormwater pond was tested by analysis of surface water draining to Fossbekken from the stormwater pond. The water samples were analyzed before and after the stormwater pond was in operation. The water samples showed an increase in contaminants after the establishment of the stormwater pond. This is probably not due to the retention and purification in Fossbekken stormwater pond but, due to the establishment of new highway with AADT of 14430 was established in addition to the existing country road no. 128. It is mainly $\text{NO}_3\text{-N}$, Cl, NO_3 , Mg, and Ca which drains to Fossbekken and has elevated values. Fossbekken is a small, moderately calcareous and humid river of moderate ecological quality.

1 Innholdsfortegnelse

1	INNLEDNING	1
1.1	HYPOTESER	3
2	TEORI	4
2.1	VEISALT	4
2.2	VEISALTETS AVRENNINGSMØNSTER	5
2.3	TUNGMETALLER OG FORURENSNINGER I AVRENNING	7
2.4	FUNKSJON AV RENSEDAMMER.....	9
2.5	REMOBILISERING AV TUNGMETALLER I JORD OG SEDIMENT	10
3	OMRÅDEBESKRIVELSE	11
4	MATERIALE OG METODE	13
4.1	FELTARBEID.....	13
4.2	VANNPRØVETAKING.....	14
4.3	SEDIMENTPRØVETAKING	15
4.4	HOBO FRESH WATER CONDUCTIVITY DATA LOGGER	16
4.5	LABORATORIEARBEID OG ANALYSER.....	17
4.5.1	<i>Konduktivitet</i>	17
4.5.2	<i>Turbiditet</i>	18
4.5.3	<i>pH</i>	18
4.5.4	<i>Farge</i>	18
4.5.5	<i>Ionekromatografi (IC)</i>	19
4.5.6	<i>Induktivt koblet plasma optisk massespektrometer (ICP-MS) og Induktivt koblet plasma optisk emisjonspektrometer (ICP-OES)</i>	19
4.6	BLANDPRØVER SEDIMENT	20
4.6.1	<i>Våtvekt</i>	20
4.6.2	<i>Frysetørring, homogenisering og tørrvekt</i>	20
4.6.3	<i>Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS)</i>	20
4.7	STATISTISKE ANALYSER.....	20
4.7.1	<i>Prinsipal komponentanalyse (PCA)</i>	20
4.7.2	<i>Enveis ANOVA- test</i>	21
4.7.3	<i>Spearman's rank correlation test</i>	21
4.8	METROLOGISKE DATA.....	22
4.9	FEILKILDER OG USIKKERHET	22
5	RESULTATER	23
5.1	METROLOGISK DATA, TURBIDITET, pH OG FARGETALL	23
5.2	LOGGET KONDUKTIVITET	23
5.2.1	<i>Logget konduktivitet i innløpskummen</i>	24
5.2.2	<i>Logget konduktivitet og metrologiske data i innløpskummen</i>	26
5.2.2.1	<i>Lufttemperatur i januar, februar og mars måned</i>	27
5.2.2.2	<i>Nedbør gjennom analyseperioden</i>	27
5.2.2.3	<i>Snødybde i januar, februar og mars måned</i>	27
5.2.2.4	<i>Logget konduktivitet i januar, februar og mars måned</i>	27
5.2.2.5	<i>Logget konduktivitet i innløpskummen og metrologiske data for april, mai, juni, juli og august</i>	28
5.2.3	<i>Logget konduktivitet i utløpskummen</i>	28
5.2.4	<i>Logget konduktivitet og metrologiske data i utløpskummen</i>	30
5.3	PCA-ANALYSE PÅ VANNKJEMISKE PARAMETERE	32
5.4	ENVEIS ANOVA-TEST	34
5.5	VANNANALYSER	35
5.5.1	<i>Natrium, klorid, sulfat, magnesium og kalsium</i>	35
5.5.2	<i>Kobolt, mangan og kadmiium</i>	36
5.5.3	<i>Kobber, krom, jern, nikkel, sink, bly og aluminium</i>	36
5.6	SPEARMAN'S RANGE KORRELASJONSANALYSE.....	37

5.7	SAMMENLIGNING AV VANNANALYSER I FOSSBEKKEN RENSEDAM OG SKULERUD RENSEDAM	38
5.8	BLANDPRØVE SEDIMENTANALYSER	39
5.9	SAMMENLIGNING AV SEDIMENTANALYSER I FOSSBEKKEN RENSEDAM OG RENSEDAM VED SMIHAGANTUNNELEN	41
5.10	SAMMENLIGNING AV VANNANALYSER FRA FOSSBEKKEN FØR OG ETTER DRIFT AV RENSEDAMMEN.....	43
6	DISKUSJON	45
6.1	VANNFASE OG RENSEDAM	45
6.2	AKKUMULERING I SEDIMENT	48
6.3	FORURENSNINGSEFFEKT PÅ FOSSBEKKEN.....	49
7	KONKLUSJON	51
8	KILDEHENVISNING	52

2 Innledning

Veivrenning inneholder en rekke forurensninger som varierer både i konsentrasjoner og kjemiske egenskaper. Tungmetaller, veisalt og polyaromatiske hydrokarboner (PAH) er typiske eksempler på veiforurensning. Ulik tilgjengelighet og de kjemiske egenskapene til forurensningene gjør renseprosessen svært omfattende (Bækken et al., 2005). Enhver trafikkert vei vil bidra med forurensninger (Bækken, 1993).

Den stadig økende mengden trafikk på norske veier krever et større og bedre vegnett som tåler Norges kjølige klima. Snø og is er en stor utfordring på det norske vegnettet, ettersom det reduserer veigrepet og trafikkflyt. Ved å benytte veisalt (NaCl) som avisningsmiddel øker veibanens friksjon, trafiksikkerhet og fremkommelighet. Økt trafikkmengde og utvidelse av veinettet har ført til at de negative effektene av veisalt har blitt mer fremtrede (Bjørnskau, 2011). Vinteren 2018/2019 ble det totalt benyttet 241 tusen tonn veisalt gjennom vinterperioden (Wåhlin, 2019). Økt bruk av veisalt som avisningsmiddel og støvbinder i sommerperioden har ført til en rekke miljøskadelige effekter i akvatiske og terrestriske systemet (Bækken, 1993).

Mengden forurensning i veivrenning avhenger av faktorer som blant annet drift og vedlikehold av vegbanen, veisalt, trafikale forhold, fartsgrenser, materiale i asfalt og klimatiske forhold (Meland et al., 2016). Nedbørepisoder, i form av vann eller snø-smelte øker som regel tilførselen av forurensninger fra vegen til resipienten (Bækken, 1993). Veisalt løses lett i kontakt med vann og følger derfor vannstrømmen fra vegen og ut i renseanlegg eller omliggende natur. Tungmetaller og PAH er ofte bundet til partikler og holdes derfor tilbake i grøfter eller renseanlegg langs veibanen. Avhengig av tungmetallenes kjemiske og fysiske egenskaper kan metallene opptre i organiske og uorganiske forbindelser. En mindre andel av tungmetallene har kjemiske egenskaper som hindrer de i å sedimentere og vil derfor holde seg løst i vannfase (Bækken, 1993; Bækken et al., 2005).

De senere årene har det blitt gjort flere rens tiltak for avrenningsvann, hvor bygging av rensdammer dominerer (Meland, 2012). Rensdammer er et rens tiltak for å hindre spredningen av forurensninger tilknyttet veitrafikk og veivrenning (Amundsen et al., 2008). Rensdammer har som hensikt å rense partikkelbundet forurensning, fortynne vannløselige- og suspenderte forurensninger og flate ut flomtopper (Bækken et al., 2005).

Økt saltkonsentrasjon i veiavrenning kan endre de kjemiske og fysiske egenskapene til partikler i jordsmonnet, sedimentet og evnen til å holde tilbake forurensninger. Høy konsentrasjon av veisalt kan øke mobiliteten til tungmetaller ved å danne vannløselige kloridkomplekser, og ved å ødelegge naturlige organiske komplekser som humus, som binder tungmetaller (Amundsen et al., 2008; Bækken, 1993). Økt bruk av veisalt på det norske veinettet kan føre til mobiliseringen av tungmetaller. Endring i bindingsforholdet og sedimentasjonsegenskapene til tungmetallene vil kunne øke spredningen av tungmetaller, med mindre tilstrekkelige rensetiltak etableres.

Denne masteroppgaven er gjort i samarbeid med Statens vegvesen og tar for seg problemstillinger knyttet rensedammers evne til å holde tilbake veiforurensinger, og om veiavrenning anriket på veisalt kan føre til en remobilisering av tungmetaller akkumulert i sediment til rensedammer. Statens vegvesen har det overordnede ansvaret for trafikksikkerhet og fremkommelighet på det norske vegnettet. De har ansvaret for å veie samfunnsnyttene mot negative effektene på natur og miljø (Samferdselsdepartementet, 2019; Vaa & Sakshaug, 2007). I utvikling av det norske veinettet setter Statens vegvesen krav til rensetiltak, grenseverdier og retningslinjer. I 2008 gjennomførte Statens vegvesen ett omfattende litteraturstudie basert på miljøskader i forbindelse med veisalt. Studiet veide miljøtiltak mot god fremkommelighet på veinettet om vinteren (Amundsen et al., 2008; Statens vegvesen, 2018). Det er påvist at veisalt har negative effekter på miljøet omliggende en saltet veistrekning. Statens vegvesen har igangsatt flere prosjekter for å finne alternative løsninger for håndtering av de norske vinterveiene. Omfattende tiltak har blitt gjennomført i henhold til oppdatert saltpraksis og kompetanse hos entreprenørene (Gryteselv et al., 2018; Sivertsen, 2012).

2.1 Hypoteser

Hovedmålet med denne masteroppgaven var å undersøke om veiavrenning anrikt på veisalt kunne føre til mobilisering av tungmetaller akkumulert ved Fossbekken rensedam. Det sekundære målet var å undersøke om Fossbekken rensedam har hatt en positiv renseseffekt på en nedstrøms bekk, Fossbekken med hensyn på veiforurensing

Hypoteser som er testet er følgende:

- Økt konsentrasjon av veisalt kan føre til mobilisering av tungmetaller gjennom Fossbekken rensedam.
- Fossbekken rensedam har en renseseffekt på veiavrenningen som slippes ut i nedstrømsbekken Fossbekken.

3 Teori

3.1 Veisalt

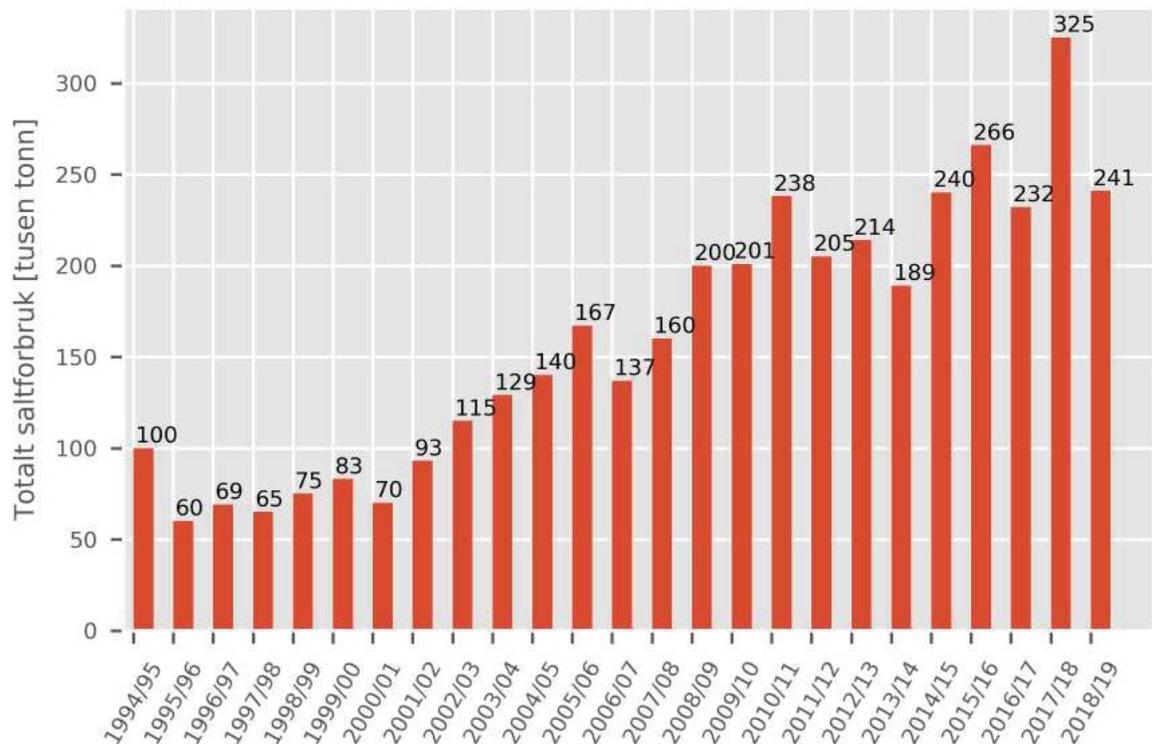
Veisalt benyttes for å øke trafikksikkerhet og fremkommeligheten på det norske veinettet i vinterperioden (Saunes et al., 2019a). Avisningsmidler, i form av veisalt, kan deles inn i kloridbaserte produkter og organisk baserte produkter. Organiske produkter kan påvirke mikroorganismer og oksygenkonsentrasjonen i jorden, og benyttes i mindre grad. Det blir hovedsakelig benyttet natriumklorid (NaCl) i form av sjøsalt eller steinsalt som avisningsmiddel (Vaa & Sakshaug, 2007). Natriumklorid er det mest effektive av saltene som blir benyttet til avisning. Andre typer salt må benyttes i høyere konsentrasjoner for å oppnå samme effekt som natriumklorid. NaCl inneholder 40% natrium og 60% klorid (vektprosent), med lavere konsentrasjoner av kalsium, magnesium og sulfat. Kalsiumklorid (CaCl₂) og magnesiumklorid (MgCl₂) benyttes hovedsakelig til støvbinding på grusveier i sommerperioden (Aldrin & Steinbakk, 2010). Det er på grunn av kalsiumklorid og magnesiumklorid sin evne til å tiltrekke seg fuktighet fra luften og bakken (Amundsen et al., 2008; Muthanna, Tone Merete et al., 2019; Roseth & Amundsen, 2007).

Når veibanetemperaturen er lavere enn 0°C vil fuktigheten på vegbanen fryse, og salt kan benyttes som et effektivt avisningsmiddel. Dette er på grunn av saltets evne til å senke frysepunktet til vann, noe som medfører is og snøfrie veibaner. Veisalt endrer frysepunktet, avhengig av type salt og konsentrasjonen av salt som blir påført vegnettet (Amundsen et al., 2008; Thomassen et al., 2015). Kloridbaserte veisaltløsninger dissosierer lett i kontakt med vann og følger vannstrømmen fra vegnettet til rensedammer, vassdrag, jord langs veien og grunnvann, hvor veisaltløsningene ender som natrium (Na⁺), kalsium (Ca²⁺), klorid (Cl⁻) og magnesium (Mg²⁺) (Muthanna, Tone Merete et al., 2019; Saunes et al., 2019a).

For enkel håndtering, lagring og spredning av veisaltet blir saltet tilsatt et antiklumpemiddel. Antiklumpemiddelet hjelper med å bevare og bedre bruksegenskapene til veisaltet (Vaa & Sakshaug, 2007). Veisalt klumper seg ved at knust salt tiltrekker seg vann.

Klumpingsprosessen kan forhindres ved at små konsentrasjoner av forbindelser som tiltrekker seg vann tilsettes det knuste saltet (Amundsen & Roseth, 2007). Som regel blir det benyttet jerncyanider eller jerntarat. Jerntarat er et kompleksprodukt av natriumtarat og jern (III) klorid (Den europeiske union, 2016).

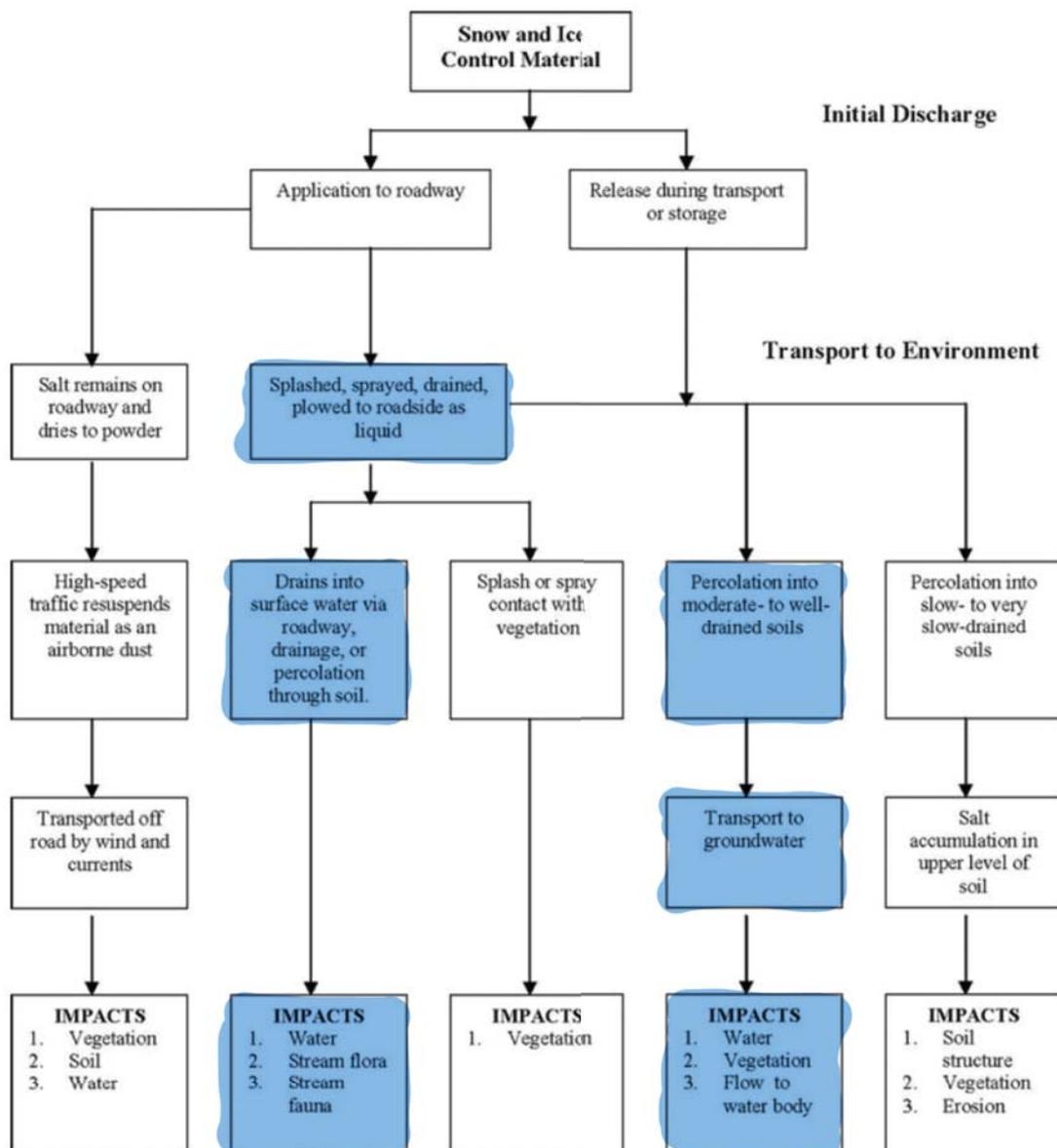
Etter hyppigere bruk av veisalt har de negative effektene blitt mer og mer fremtredende (Bjørnskau, 2011). Perioden 2017/2018 ble det benyttet rekordhøye mengder veisalt på det norske vegnettet (325 tusen tonn). Perioden 2018/2019 ble det benyttet 84 tusen tonn mindre enn i 2017/2018. Historisk sett er saltforbruket vinteren 2018/2019 svært høyt, se Figur 1 (Wählin, 2019). Klimaendringer har ført til hyppigere bruk av veisalt på vegnettet på grunn av økt antall dager med temperatursvingninger rundt 0°C (Muthanna, Tone Merete et al., 2019).



Figur 1: Totalt årlig saltforbruk fra 1994 til 2019 (Wählin, 2019).

3.2 Veisaltets avrenningsmønster

Veisalt distribueres på veinettet ved hjelp av flere metoder. De vanligste saltingmetodene er tørrsalt, slurry, saltløsning og befuktet salt som strøs med blant annet tallerkenspreder (Vaa & Sakshaug, 2007; Wählin, 2019). Hvordan veisaltet blir distribuert på veinettet, og veisaltets aggregattilstand, kan påvirke saltets innvirkning på miljøet. Løst salt påvirker hovedsakelig omliggende vann, jord og vegetasjon (Amundsen et al., 2008; Muthanna, Tone Merete et al., 2019). Se Figur 2 for oversikt over veisaltets avrenningsmønster og påvirkningsområder. Saltvann er tyngre enn ferskvann, og i perioder med hyppig salting kan det resultere i en saltsjiktning av vannsøylen (Skrutvold et al., 2018a). I dype rensedammer er det vist at det kan dannes stabile saltsjiktninger av vannsøylen gjennom vinterperioden (Amundsen et al., 2008).



Figur 2: Veisaltets avrenningsmønster i miljøet og påvirkningsområder (Muthanna, Tone Merete et al., 2019).

Det er flere stedsspesifikke faktorer som påvirker transporten av veisalt fra vegbanen og til resipient. Enkelte materialer kan virke reaktivt med veisaltet og påvirke dens egenskaper. I tilfeller der rensedammens utforming og elementære deler er laget av betong eller andre impermeable materialer kan en estimere at all avrenningen transporteres i ledningsnett (Muthanna, Tone Merete et al., 2019). Grøfter langs veikanten og rensedammer har stor kapasitet til å binde metaller i jord og vegetasjon. Dette kan føre til en renseeffekt av partikkelbundet forurensing via infiltrasjon (Bækken et al., 2005). I høye konsentrasjoner kan natriumklorid motvirke og øke transporten av kolloider (Amundsen et al., 2008; Bäckström et al., 2004). Dette kan føre til redusert hydraulisk ledningsevne og som kan føre til utvasking og mobilisering av tungmetaller fra forurenset jord (Löfgren, 2001). Ettersom

veiforurensingene akkumuleres i vegetasjon og jordsmonnet, vil konsentrasjonen av tungmetaller i avrenningen øke med økt akkumulering av tungmetaller i grøftene (Bækken et al., 2005).

3.3 Tungmetaller og forurensninger i avrenning

De mest sentrale forurensningskildene fra veg og veitrafikk er avgasser og slitasjeprodukter, og drift og vedlikehold av vegbanen (Bækken et al., 2005; Saunes et al., 2019b).

Veiavrenning består hovedsakelig av veisalt, tungmetaller og polyaromatiske hydrokarboner (PAH), med svært ulike konsentrasjoner og egenskaper som påvirker renseprosessen.

Forurensningskilder til veiavrenning deles inn i immobile og mobile kilder. Immobile kilder til forurensning fra veg kan være slitasje fra vegoverflaten, korrosjon fra installasjoner langs veibanen og veisalt. Mobile kilder til forurensning kan være slitasjeprodukter fra kjøretøy som fra motor, dekk, bremses og lekkasjer fra gods-transportert på veistrekningen (Storhaug & Åstebøl, 2015). Se Figur 3 for detaljert oversikt over forurensningskilder i veiavrenning (Bækken et al., 2005; Saunes et al., 2019b).

	Kilde	Forurensende stoff ¹	Referanser
Kjøretøy	Bremser	Ba, Cu, Fe, Mo, Na, Ni, Pb, Sb	Dongarra et al. 2009; McKenzie et al. 2009; Sternbeck et al. 2002; Thorpe & Harrison 2008
	Dekk (inkludert piggdekk)	Al, Zn, Ca, Cd, Co, Cu, Mn, Pb, W, hydrokarboner, PAH	Glaser et al. 2005; Karlsson & Viklander 2008; McKenzie et al. 2009; Ravindra et al. 2008; Sternbeck et al. 2002; Thorpe & Harrison 2008
	Katalysatorer	Pt, Pd, Rh	Ek et al. 2004; Whiteley & Murray 2005
	Karosseri	Cr, Fe, Zn	Taylor & Robertson 2009
	Forbrenning	Ag, Ba, Cd, Cr, Co, Mo, Ni, V, Sb, Sr, Zn, PAH, MTBE, BTEX	Brown & Peake 2006; Desta et al. 2007; Glaser et al. 2005; Lin et al. 2005; Marr et al. 1999; Ravindra et al. 2008; Wang et al. 2003; Weckwerth 2001
	Olje- og petroleumsløp, drypping, brukt smøremiddelolje	PAH	Ravindra et al. 2008; Wang et al. 2003
Annet	Vegoverflate (asfalt)	Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, Pb, Si, Sr, Ti, PAH	Brandt and De Groot, 2001 Brown and Peake, 2006, Sternbeck et al., 2002, Thorpe & Harrison, 2008
	Avisende og støvdempende kjemikalier	Ca, Mg, Na, Cl, ferrocyanide	Aldrin et al. 2008; Novotny et al. 2008; Ramakrishna & Viraraghavan 2005; Viklander et al. 2003
	Vegutstyr (for eksempel trafikkskilt, midtrabatter og lignende)	Zn	Thorpe & Harrison 2008
	Vaskemidler i tunellvask	Tensider	Meland et al. 2010b

Forkortelser: Ag = sølv, Al = aluminium, Ba = barium, BTEX = benzen, toluen, etylbenzen, xylen, Ca = kalsium, Cd = kadmium, Cl = klor, Co = kobolt, Cr = krom, Cu = kobber, Fe = jern, K = kalium, Mg = magnesium, Mn = mangan, Mo = molybden, MTBE = metyl-tert-butyleter, Na = natrium, Ni = nikkel, PAH = polysykliske aromatiske hydrokarboner, Pb = bly, Pd = palladium, Pt = platina, Rh = rhodium, Sb = antimon, Si = silisium, Sr = strontium, Ti = titan, V = vanadium, W = wolfram, Zn = sink.

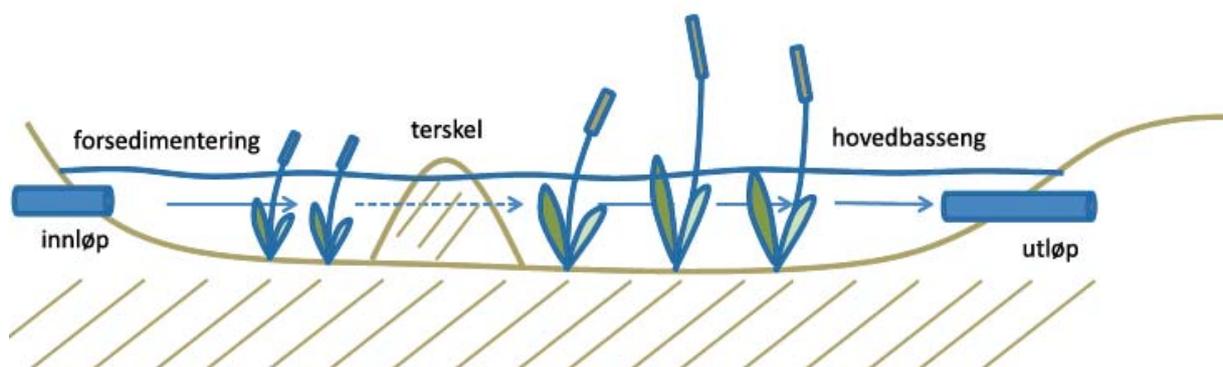
Figur 3: Kilder til forurensinger i veiavrenning, hentet fra (Meland, 2010).

Som vist i Figur 3 er bildekk, bremsesystemer, karosseri og drivstoff kilder til tungmetaller i veiavrenning. Tungmetaller er en betegnelse på metalliske grunnstoffer med tetthet større enn 5 g/cm³ (Pedersen, 2019). Metallene har ulike kjemiske, fysiske og biologiske egenskaper som kan skape toksiske effekter på organismer (Gadd, 2009). Det er typisk tungmetaller som kadmium, kobber, sink, nikkel og krom som pekes ut som miljøproblematiske tungmetaller (Snilsberg et al., 2002).

Salter som blir benyttet som avisningsmiddel dissosierer lett i vann, noe som gjør renseprosessen svært vanskelig. Tungmetaller og PAH finnes i lavere konsentrasjoner enn veisalt og renses i stor grad ved partikkelutfelling (Bækken et al., 2005). Mengden forurensning i avrenningen er svært varierende og avhenger av blant annet lengde på vegstrekningen, ÅDT (Årsdøgntrafikk), vegbanens materiale, mengde veisalt, type trafikk og kjøremønster (Bækken et al., 2005; Saunes et al., 2019b).

3.4 Funksjon av rensedammer

Overvannssystemer langsmed motorveger har som hensikt å samle overvannet fra veien og føre vannet gjennom en renseprosess, og fortynne saltkonsentrasjonen i vannet. Vannet drenerer så ut i nærmeste resipient eller ledes bort (Amundsen et al., 2008). Rensedammer er utformet til å rense partikkelforurensning, fortynne vannløselige- og suspenderte stoffer fra veiavrenningen, samt å flate flomtopper og redusere forurensningstilførselen til resipienter av veiavrenning (Bækken et al., 2005). Et vått overvannsbasseng har permanent vannspeil og en terskel som skiller forsedimentasjonsbassenget og hovedbassenget, se Figur 4. Terskelen har som funksjon og senke vannets hastighet gjennom rensedammen. I prinsippet vil partikkelbundet forurensning kunne sedimentere og holdes tilbake i rensedammen. I teorien vil det være et tykkere lag med sediment i forsedimentasjonsbassenget, sammenlignet med hovedbassenget, da de tyngste partiklene allerede har sedimentert og de lettere partiklene sedimenterer nærmere utløpet til rensedammen (Meland et al., 2014).



Figur 4: Illustrasjon av rensedam med vått overvannsbasseng. Forsedimentasjonsbassenget og hovedsedimentasjonsbassenget er avskilt med en terskel (ofte bygget i sten eller betong). Innløp fra Innløpskum til forsedimentasjonsbassenget, utløp til utløpskummen i hovedsedimentasjonsbassenget. Illustrasjon er hentet fra (Meland et al., 2014).

I nedbørperioder slipper bassenget ut tilsvarende vannmengde som drenerer inn i bassenget. Renseprosessen i rensedammen med permanent vannspeil fungerer i prinsippet dårlig på

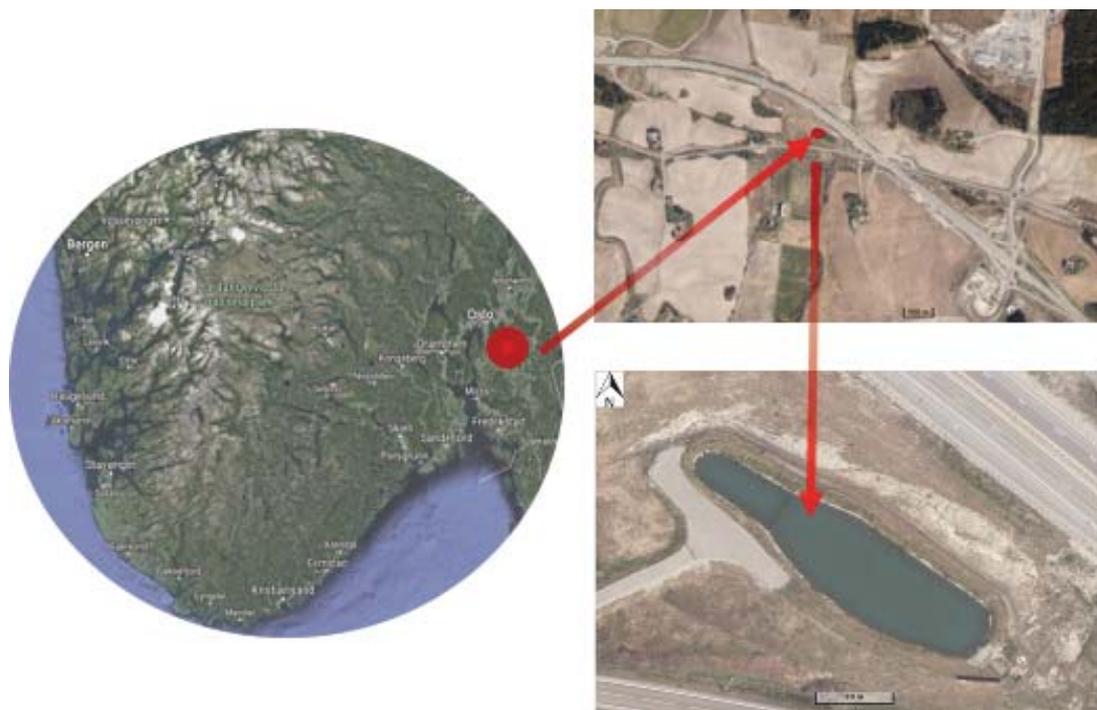
stoffer løst i vann som ikke er partikkelbundet. Vannløste stoffer vil som regel ikke sedimentere og dermed drenere gjennom bassenget (Meland et al., 2014).

3.5 Remobilisering av tungmetaller i jord og sediment

Rensdammer er tilegnet sterkt forurenset avrenning. Tungmetaller er ofte bundet til partikler og vil sedimentere i rensdammen. Flere fysiske og kjemiske forhold vil kunne påvirke egenskapene til tungmetaller. Variabler som nedbør, lufttemperatur og tilstedeværelsen av andre metaller og eller ioner vil kunne påvirke bindingsforholdene mellom metaller og organiske og uorganiske stoffer (Bækken, 1993). Veisaltets kjemiske egenskaper påvirkes av de kjemiske egenskapene i miljøet det oppholdes (Skrutvold et al., 2018a). Løst veisalt kan endre ionestyrken og sammensetningen av ioner i vannet som kan påvirke absorpsjonen av metaller (Bäckström et al., 2004; Bækken, 1993; Stead-Dexter & Ward, 2004).

Natrium kan i høye konsentrasjoner delta i ionebytteprosesser, der natrium erstatter andre kationer i sitt miljø. Klorid kan i store konsentrasjoner inngå i dannelsen av kloridkomplekser (Amundsen et al., 2008; Skrutvold et al., 2018b). Den totale sammensetningen av fysiske og kjemiske faktorer vil derfor være avgjørende for mobiliteten til tungmetaller. Det er hovedsakelig to forhold som kan føre til en mobilisering av tungmetaller, enten ved ødeleggelse av organiske komplekser som kan frigjøre vannløselige humusforbindelser med tungmetaller eller ved ionebytteprosesser (Amundsen et al., 2008; Bækken, 1993; Skrutvold et al., 2018b). Veisalt kan føre til endrede forhold i ionesammensetningen og jordstrukturen. Dette kan føre til endringer i pH og den biokjemiske syklusen, og resultere i økt mobilitet av tungmetaller i jorden (Amundsen et al., 2008).

4 Områdebeskrivelse

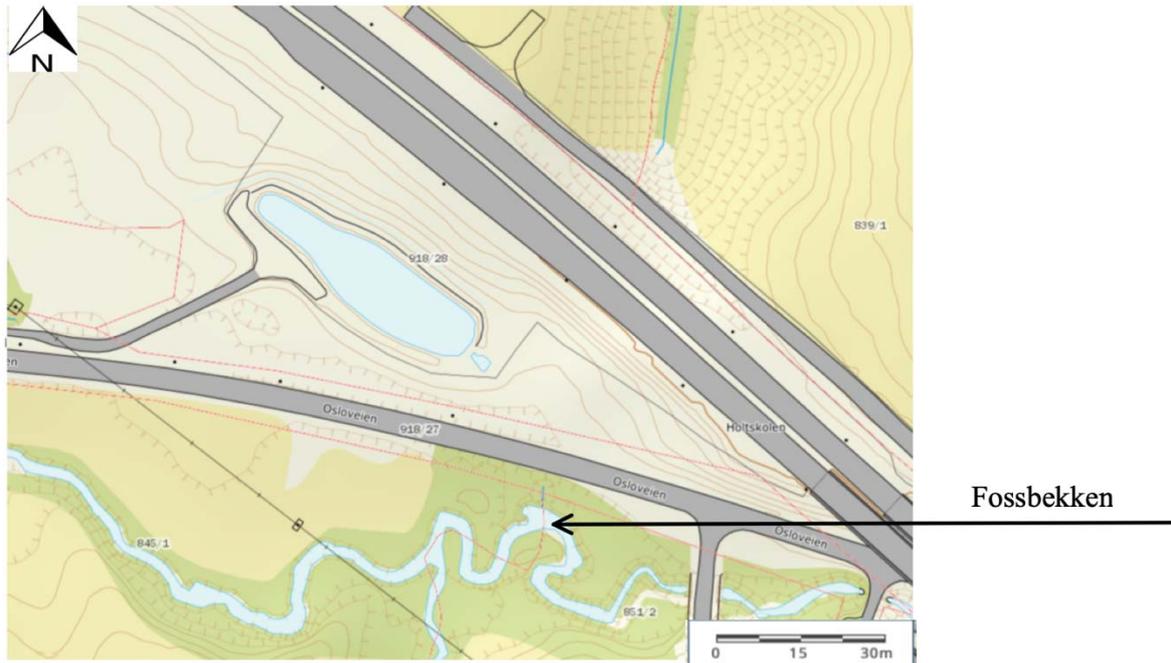


Figur 5: Oversiktsbilde over lokasjonen til Fossbekken rensedam i Norge og langs E18 Knapstad-Retvet (Norgeskart 2019b).

Fossbekken rensedam er plassert ca. 45km sør for Oslo, i Spydeberg. Rensedamen har et volum på $2\,123\text{m}^3$ og et areal på $1\,613\text{m}^2$. Lokasjonen til rensedammen er vist i Figur 5 der et oversiktsbilde over beliggenheten til Fossbekken rensedam er fremvist. Rensedammen mottar avrenningsvann fra den høytrafikkerte veistrekningen E18 Knapstad-Retvet med en Årsdøgntrafikk (ÅDT) på 14 430, og en andel på 14% lange kjøretøy på strekningen. Det er rundt $18\,706\text{m}^2$ veiareal som drenerer ned i rensedammen, noe som tilsier omtrent 1 km veistrekning.

Fossbekken rensedam er et vått overvannsvasseng med permanent vannspeil og en steinterskel, som skiller forsedimentasjonsbassenget på 130m^2 fra hovedsedimentasjonsbassenget på 820m^2 . Gjennomsnittsdybden i hovedsedimentasjonsbassenget ved normal vannstand er 1,5m. Den maksimale vannstanden før oversvømmelse er 2m. Vannvolum ved gjennomsnittlig vannstand er på $1\,425\text{m}^3$, og $1\,900\text{m}^3$ ved maksimal vannstand før oversvømmelse (vedlegg J1 og J2). Terskelen som skiller forsedimentasjonsbassenget fra hovedsedimentasjonsbassenget senker vannets hastighet og øker sedimentasjonen av partikler og aggregater i rensedammen. I prinsippet vil

partikkelbundet forurensing sedimentere i rensedammen og veiavrenningen vil være rensset (Meland et al., 2014).



Figur 6: Oversiktskart over Fossbekken og Fossbekken rensedam. Kartet viser rensedammens nærhet til elven, modifisert med pil som peker mot Fossbekken (Norgeskart 2020).

Avrenningen fra E18 ledes inn i et rør fra veien som fører til innløpskummen. Avrenningen drenerer så inn i forsedimentasjonsbassenget. Vannet drenerer videre gjennom dammen mot utløpet av rensedammen. Fra utløpet av rensedammen ledes vannet i et rør til utløpskummen. Fossbekken er resipienten av vann som dreneres fra rensedammen, se Figur 6 for oversiktsbilde over Fossbekkens lokasjon i forhold til rensedammen. Fossbekken er en liten, moderat kalkrik og humøs elv som har moderat til dårlig kjemisk tilstand. Fossbekken er rapportert lakseførende, så samt som tegn til elvemusling (Norgeskart 2020; s.n, 2019).

5 Materiale og metode

5.1 Feltarbeid

Feltarbeidet inkluderte vannprøvetaking hver fjortende dag i perioden 9. januar 2019 til 3. mai 2019, inkludert en prøvetaking den 22. august 2019. Sedimentprøver ble tatt i start og slutt av analyseperioden den 9. januar og den 22. august. To konduktivitetsloggere av typen, HOBO U24-001 Fresh Water Conductivity Data Logger, Elit AS, Gjerdrum Norge ble plassert i innløp- og utløpskummen til Fossbekken rensedam. Loggerne registrerte data hver time gjennom hele analyseperioden. Se Figur 7 for oversikt over prøvetakingspunkter og plassering av loggere i Fossbekken rensedam.

Vannprøvetaking ble gjennomført i henholdt til Norsk standard for vannprøvetaking, standard NS-ISO-5667-4:1987. En prøveflaske i plast på 0,5L og tilhørende kork ble skylt tre ganger med vann fra prøvetakingspunktet. Flasken ble så fylt helt for å unngå luft i prøven. Grunnet den korte avstanden til Fossbekken rensedam fra NMBU, ble vannprøvene satt til temperering, før de ble analysert kort tid etter innhenting. Det ble benyttet en improvisert vannhenter til vannprøvetakingen for å minimere risikoen for metallkontaminering av vannprøvene.



Figur 7: Oversiktsbilde over Fossbekken rensedam og prøvetakingspunkter. De sorte sirklene markerer kummene, innløpskum nord på kartet og utløpskum sørøst på kartet. De røde kryssene symboliserer prøvetakingspunktene. En kan også se terskelen som skiller forsedimentasjonsbassenget og hovedsedimentasjonsbassenget i rensedammen (Norgeskart 2019a).

Sedimentprøvene ble innhentet i henhold til Norsk standard NS-ISO-5667-12:1995 for sedimentprøvetaking. Sedimentprøvene ble tatt ved hjelp av en sedimentprøvetaker med en 60cm lang plast sylinder. Det ble tilsammen tatt seks sedimentkjerner, tre ved første prøvetaking og tre ved siste prøvetaking. Laboratorieanalyser ble utført på laboratorier ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) på NMBU. Detaljert beskrivelse av materiale og metode følger:

5.2 Vannprøvetaking

Tilsammen ble 46 vannprøver innhentet fra innløpskummen, utløpskummen, innløp rensedam (forsedimentasjonsbassenget) og utløp rensedam (hovedsedimentasjonsbassenget) til Fossbekken rensedam. Vannhenteren bestod av en plastbeholder med ett lodd festet i bunn. Plastbeholderen var festet i et tau markert med ønskede dyp for vannprøvetakingen. Vannprøvene ble hentet 0,5m over bunn i alle prøvetakingspunktene, se Tabell 1 for oversikt over prøvetakingsdybder og prøvevolum. Hver prøvetaking ble 0,5L vannprøve og en 50ml vannprøve hentet fra innløpskummen, utløpskummen, innløpet i rensedammen og utløpet av rensedammen. I vinterperioden, januar til mars ble det tatt en ekstra 0,5L vannprøve i innløpskummen tatt ved 3,10m.

Tabell 1: Oversiktstabell over vannprøvetaking i Fossbekken rensedam. Tabellen informerer om mengde og ved hvilket dyp vannprøvene ble hentet. *Innløpskummen ble det innhentet en ekstra vannprøve ved 3,1m dyp.

Fossbekken rensedam - vannprøver		
Lokasjon	Dyp	Prøve
Innløpskum	4m	0,5L + 50ml*
Innløp dam	1m	0,5L + 50ml
Utløp dam	1m	0,5L + 50ml
Utløpskum	3,1m	0,5L + 50ml

I januar, februar og mars måned ble det benyttet isbor for prøvetaking i selve rensedammen, og i overgangsperioden vinter-vår ble det benyttet alternative metoder som teleskopstenger og gummibåt, se Figur 8. Vannprøven for utløpet til rensedammen 3. mai uteble på grunn av sikkerhet knyttet til vær og is på rensedammen.



Figur 8: Bilde av vannprøvetaking i innløpskummen og innløpet til rensedammen.

5.3 Sedimentprøvetaking

I starten og slutten av prøveperioden ble det tilsammen tatt seks sedimentkjerner til to blandprøver av sedimentet. Ved første prøvetaking den 9. januar ble det benyttet isbor for å lage hull i isen til sedimentprøvetakeren. Sedimentprøvene tatt 22. august ble tatt ved hjelp av gummibåt. Sedimentprøvene ble tatt midt i forsedimentasjonsbassenget til rensedammen. Det ble benyttet en Gravity core sedimentprøvetaker med en 60cm lang plastikk sylinder, som var 6cm i diameter.

Sedimentprøvetakeren ble sluppet loddrett fra vannoverflaten og ned i sedimentet for en rett sedimentkjerne. Det var lite sediment i rensedammen, som gjorde prøvetakingen utfordrende. Etter at sedimentprøvetakeren var sluppet ned i sedimentet ble en propp plassert i enden av røret for å bevare sedimentprøven inne i røret. Plastrøret med sedimentsøylen ble så plassert i ett stativ for insitu måling av fargeendringer og lameller.

Sedimentsøylen ble tappet for overflødig vann for å gjøre sedimentkjernen tilgjengelig, se Figur 9. For konservering av sedimentkjernen ble det benyttet to forskjellige behandlingsmetoder, se vedlegg E2. Ved første prøvetaking ble hver sedimentkjerne individuelt samlet og pakket. Ved andre sedimentprøvetaking ble hver sedimentkjernene delt i tre deler og pakket individuelt.

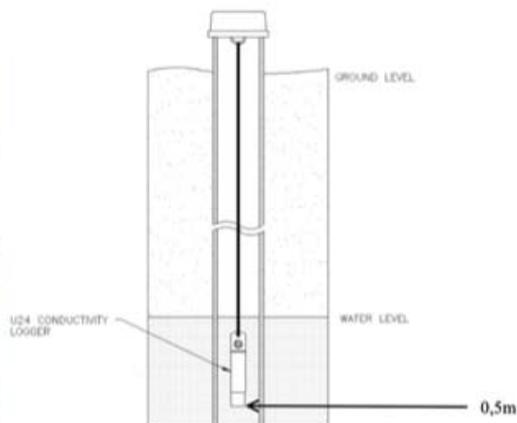


Figur 9: Sedimentprøvetaking, 9. januar 2019 og 22. august 2019. I januar ble det benyttet isbor i motsetning til sommerstid da det ble benyttet gummibåt.

5.4 HOBO Fresh Water Conductivity Data Logger

Logging av vanntemperatur og konduktivitet ble registrert med HOBO U24-001 Freshwater Conductivity Data Logger, Elit AS, Gjerdrum Norge. Loggerne var forhåndskalibrert fra fabrikk før bruk. En logger ble plassert i innløpskummen, og en i utløpskummen til Fossbekken rensedam. For mer utfyllende informasjon om loggerne se vedlegg I. HOBO ferskvanns logger måler konduktivitet og vanntemperatur innenfor rekkevidden -2°C til 36°C og innenfor 0 til $10\,000\mu\text{S}/\text{cm}$. Konduktivitetsmåling i ferskvann er svært temperatursensitiv og konduktiviteten vil kunne øke med 2% per grad temperaturøkning (Rohrlack & Haaland, 2020). Loggerne registrerte konduktivitet og temperatur hver time gjennom hele døgnet og analyseperioden. Loggerne var i innløp- og utløpskummen sammenhengende gjennom hele analyseperioden. Under vannprøvetaking i innløp- og utløpskummene ble loggerne koblet til datamaskin og vedlikehold ble utført. Linsler og sensorene ble vasket, batterikapasitet vurdert.

Loggerne ble plassert 0,5m over bunnen av innløpskummen og utløpskummen. For innløpskummen var dette 4m og for utløpskummen 3,10m. Tauet loggerne var festet i ble sikret med to vekter på fem kilo. Dette var for å sikre loggerne gjennom vinterperioden og for enkel vannprøvetaking når kummene ble åpnet og lukket. Plasseringen av loggerne var for å sikre at sensoren var kontinuerlig under vann gjennom analyseperioden, se Figur 10 for illustrasjon av plassering av logger i henhold til vannstand i kummen.



Figur 10: Bilde fremstiller HOB0 U24-001 Fresh Water Conductivity Data Logger og dens plassering i henholdt til vannstand i innløpskummen og utløpskummen til Fossbekken rensedam. Illustrasjon av loggeren i kummen er hentet fra (Corporation, 2011).

5.5 Laboratoriearbeid og analyser

Alle metoder og analyser ble utført i henholdt til Norsk standard (NS). Vannprøvene tatt på 50ml plasttuber ble kort tid etter prøvetaking, syrekonservert med 5% UP-HNO₃ for så å bli lagret mørkt i romtemperatur (23°C) i påvente av induktivt koblet plasma optisk massespektrometer (ICP-MS) og Induktivt koblet plasma optisk emisjonsspektrometer (ICP-OES) analyse. Parameterne pH, turbiditet, konduktivitet og farge ble analysert samme dag som prøvetakingen. Før analysen ble prøvene romtemperert til 23°C og analysert i rekkefølgen renest til mest forurenset prøve. Prøver henviset til i teksten som filtrerte prøver ble filtrert ved hjelp av metode beskrevet under.

Vannprøvene til fargeanalyse, Ionekromatografi (IC), ICP-MS og ICP-OES ble filtrert gjennom ett 0,45µm glassfilter, ved hjelp av en 20ml sprøyte. Sprøyten ble rensert tre ganger med destillert vann før filterne ble skylt tre ganger med destillert vann. Skyllingen av filterne ble gjort med fem minutter opphold mellom hver skylling. Etter skylleprosessen med destillert vann ble sprøyten skylt en gang med prøvevann. Det ble så trukket opp 20ml prøve og 2ml prøve ble filtrert gjennom filteret før videre filtrering av prøven fortsatte. Vannprøvene ble filtrert fra minst til mest forurenset prøve.

5.5.1 Konduktivitet

Konduktivitet ble målt i henholdt til NS-ISO-7888, EN 27888:1993 med et WTW LF konduktivimeter. Konduktivitet er et mål på vannets elektriske ledningsevne. Konduktivitet måler mengden oppløst salt eller ioner som befinner seg i prøven. Måling av konduktivitet i vann er en temperaturavhengig prosess, og prøvene ble i ettertid av logging korrelert for

standard temperatur for elektrisk konduktivitet på 25°C (Jørgensen, 2011). Det ble benyttet følgende formel for korrigeringen:

$$25^{\circ}\text{C} = \frac{\text{Målt ledningsevne}}{\left(1 - \left((25 - \text{målt temperatur}) \cdot \frac{2}{100}\right)\right)}$$

Enhet for konduktivitet oppgis etter Norsk standard i mikroSimens per centimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

5.5.2 Turbiditet

Turbiditet ble målt i henhold til NS-ISO-7027:1994. Turbiditet måler tilstedeværelsen av partikulært materiale i vannprøven. Suspensert materiale vil spre lys som sendes i en 90 graders vinkel gjennom vannprøven. Mengden lys som reflekteres avgjøres ut ifra partikkelens størrelse, form, farge og antall. Målingene ble utført i nefelometrisk turbidimeter (FNU) i et HACH turbidimeter, Model 2100AN IS. Ved analyse ble prøven avlest etter 1-3 minutter stabilisering.

5.5.3 pH

pH ble målt i henhold til NS 4720:1979, med et PHM210 standard pH-meter, MeterLab med kombinasjonselektrode. pH ble målt på ufiltrerte prøver og analysert i rekkefølgen ren til forurenset prøve. pH måler konsentrasjonen av H^+ ioner i prøven og avgjør om prøven er sur eller basisk avhengig av H^+ konsentrasjonen i prøven (Oslo, 2019), se Figur 11.



Figur 11: pH-meter, bilde viser pH måling av vannprøver. Illustrasjon av glasselektrode er hentet fra (Miljøolare, u.å).

pH-meteret ble kalibrert før måling av vannprøvene. Glasselektroden ble skylt nøye mellom hver prøve.

5.5.4 Farge

Farge ble målt i henhold til NS 4787:2002 og filtrerte prøver ble benyttet til analysen. Farge ble målt ved bølgelengde 410nm med UV-1201 UV-VIS Spektrofotometer og avlest med verdi ABS. Vannets farge er et grovt mål på mengden humusforbindelser i vannprøven

(Saksgård & Schartau, 2007). Formel under ble benyttet for å beregne faktisk fargetall til vannprøve analysert.

$$x = \frac{A410}{ad}$$

Der:

X = prøvens farge uttrykt i fargeenheter

A410 = prøvens absorbans ved 410nm

a = kalibreringsløsningens spesifikke absorpsjonskoeffisient

d = Kyvettens lengde (mm)

5.5.5 Ionekromatografi (IC)

IC analysen ble utført av fagpersonell på MINA laboratorium, i henhold til NS

180724060:2015. Det ble benyttet filtrerte prøver for analyse av Klorid (Cl), Nitrat (NO₃-N), og sulfat (SO₄). Ionekromatografi måler anionene i vannprøvene ved hjelp av en mobil og en stasjonær fase. Vannprøven blandes med den mobile fasen og pumpes inn i den stasjonære fasen. Ionene i vannprøven pumpes videre etter affiniteten til ionene og leses av med en konduktivitetmåler. Det ble benyttet et IC5000 Lachat instrument for analysene. IC5000 Lachat har en øvre kvantifiseringsgrense på 20mg Cl/L. Vannprøvene måtte fortynnes minimum ti ganger før analyse, grunnet de høye kloridkonsentrasjonene i prøvene. Før analyse av prøvene ble det kjørt en standardisering og kontroll med kontroll-løsningen ION-96.4.

5.5.6 Induktivt koblet plasma optisk massespektrometer (ICP-MS) og Induktivt koblet plasma optisk emisjonspektrometer (ICP-OES)

Analyse av ICP-MS og ICP-OES ble utført av fagpersonell på MINA laboratorium og fulgte NS 1640a:2010. For analyse av natrium (Na), magnesium (Mg), aluminium (Al), kalsium (Ca), krom (Cr), mangan (Mn), jern (Fe), kobolt (Co), nikkel (Ni), sink (Zn), kobber (Cu), kadmium (Cd) og bly (Pb) ble det benyttet Induktivt koblet plasma optisk massespektrometer (ICP-MS) og Induktivt koblet plasma optisk emisjonsspektrometer (ICP-OES). Det ble benyttet filtrerte prøver konservert med 5% HNO₃. natrium, magnesium og kalsium ble analysert med et Agilent 5110 ICP-OES instrument og aluminium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly ble analysert med Agilent 8800 ICP-MS instrument. For hver analyseserie ble husstandarden 1643H målt.

5.6 Blandprøver sediment

5.6.1 Våtvekt

For utregningen av våtvekten til sedimentprøvene måtte posen som inneholdt sedimentet trekkes fra totalvekten av sedimentprøvene. For å kunne trekke fra posens vekt ble et gjennomsnitt av vekten til fem tomme poser benyttet. Den gjennomsnittlige vekten av posene ble så trukket fra hver sedimentprøve for å estimere våtvekten. Veiingen av sedimentprøvene ble utført samme dag som prøvene ble tatt. Sedimentprøvene tatt 9. januar ble lagt i fryser i mellomtiden.

5.6.2 Frysetørrking, homogenisering og tørrvekt

Prøvene ble plassert i en fryser ved -21°C til prøvene var fullstendig frosset. Etter at prøvene var fryst ble de frysetørket på 180mtorr i fem dager. Etter frysetørrkingen ble prøvene homogenisert for videre analyser. Tørrvekt av sedimentprøvene ble funnet ved å ta differansen mellom våtvekt og vekt etter Frysetørrking minus posens vekt. Under frysetørrkingen ble en av prøveposene ødelagt og det ble satt på en ny utenpå. Vekten fra den ekstra posen ble trukket fra tørrvekten.

5.6.3 Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS)

ICP-MS analysen av sediment ble utført av fagpersonell på MINA laboratorium. Det ble benyttet et ICP-MS Agilent 8800 QQQ instrument for analysen. Sedimentprøvene ble dekomponert i en Ultraclave i 10% v/V HNO_3 med vekt på ca 0,25g per prøve. Prøvene ble plassert i teflonrør og tilsatt 5ml UP- HNO_3 . Etter prøvene var oppløst ble de fortynnet med 50ml milliQ vann og analysert på instrumentet. For kalibrering av instrumentet ble det benyttet «home made 1643 løsning» hvor alle verdier var innenfor sertifisert verdi. Sertifisert jord 73007 ble oppløst med lik metode som sedimentprøvene.

5.7 Statistiske analyser

5.7.1 Prinsippal komponentanalyse (PCA)

Det ble utført en prinsippal komponentanalyse på vannprøvene. PCA-analyse er en komponentanalyse med mange responsvariabler og ingen forklaringsvariabler. PCA-analyse blir benyttet for å sortere dataene og lettere oppdage mønstre i datasettet. I en PCA-analyse er første prinsippalkomponenten (PC1) akse som forklarer største andelen av variasjoner i datasettet, PC2 den andre prinsippalkomponenten er akse som forklarer nest mest og slik fortsetter det videre. Akseantallet tilsvarer antallet med variabler, hvorav ingen av de er korrelert. Resultatet av en PCA-analyse vises i et biplott der den relative posisjonen og

retningen til variablene er utslagsgivende for tolkningen av plottet, men den samlede verdien har ingen mening (Meland, 2010; Meland et al., 2014). PCA-analyse for vannprøvene ble gjennomført ved hjelp av Minitab.

5.7.2 Enveis ANOVA- test

For å undersøke om det forekom signifikante forskjeller i datamønsteret til tungmetaller, ble en enveis-ANOVA test gjennomført, se Tabell 2 for detaljert beskrivelse av inputverdier. Analysen ble kjørt ved hjelp av Social Science Statistics kalkulator for enveis ANOVA (Statistics, 2018a). Social Science Statistics kalkulator for enveis ANOVA gjennomfører en sammenligning av gjennomsnittet til valgte prøver basert på programmering fra R. For å unngå forvirring fra norsk til amerikansk system, ble kun to «tratmens» (sammenligninger) kjørt av gangen. Signifikansnivået ble satt til 0,05 for alle parameterne, før kalkulasjonen ble gjennomført. Ved signifikant verdi kan en ANOVA-test gi en indikasjon på om det forekommer retensjon av forurensinger i omliggende jordstrukturer og rensedammen. Følgende parametere ble analysert for i ANOVA testen, konduktivitet, klorid, nitrat nitrogen, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly.

Tabell 2: Enveis ANOVA- test inputverdier i (Statistics, 2018a).

Enveis ANOVA-test

Treatment 1.	Treatment 2.
Innløpskum	Innløp rensedam
Innløp rensedam	Utløp rensedam
Utløp rensedam	Utløpskum
Innløpskum	Utløpskum

5.7.3 Spearman's rank correlation test

For å avkrefte eller bekrefte korrelasjoner i datasettet metaller og konduktivitet ble en Sparman's rank korrelasjonsanalyse kjørt. Korrelasjonsanalysen ble kjørt ved hjelp av Social Science Statistics kalkulator for Sparman's Rho korrelasjonsanalyse (Statistics, 2018b). Science Statistics kalkulator for Sparman's Rho korrelasjonsanalyse er en ikke parametrisk test (ikke-normalfordelt) som beregner styrken og retningen av korrelasjonen mellom to variabler, hvor $r = 1$ representerer perfekt korrelasjon og $r = -1$ perfekt negativ korrelasjon

mellom de to variablene. Etter disse standardene kan en kalkulere korrelasjonen og vurdere om korrelasjonen ansees som statistisk signifikant. Sparman's rank korrelasjonsanalyse ble kjørt på konduktivitet som verdi x og metallene klorid, nitrat nitrogen, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly som verdi Y. Dette ble gjort for innløpskummen, innløpet til rensedammen, utløpet til rensedammen og utløpskummen.

Ligning:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum D^2}{N^3 - N}$$

Der:

r_s = korrelasjonskoeffisienten

D^2 = forskjellene mellom hver faktor

N = Antall faktorer

5.8 Metrologiske data

Metrologiske data i form av nedbør, lufttemperatur og snødybde ble hentet fra feltstasjon for bioklimatiske studier (BIOKLIM) på Ås N59° 39'37'', Ø10°46'55'', 93,3m over havet (universitet, 2020). Metrologiske data ble registrert hver time gjennom hele døgnet.

5.9 Feilkilder og usikkerhet

Blankprøver benyttet til vannanalyser tilknyttet IC og ICP-MS og ICP-OES var forurenset.

Dette ble bekreftet med ekstra vannanalyser for å bekrefte forurensningskilden, se vedlegg L.

Det ble også benyttet loggere beregnet for ferskvann, dette medførte en begrensning på 10 000µS/cm på loggerne. Logget konduktivitet over 10 000µS/cm er registrert med usikkerhet.

Forskjellen i registrert konduktivitet viser til en feilkalibrering av logger fra fabrikk, se Figur 14 med markant lavere konduktivitet registrert med konduktivimeter. Loggeren har overestimert konduktiviteten i utløpskummen gjennom hele analyseperioden.

6 Resultater

6.1 Metrologisk data, turbiditet, pH og fargetall

Året 2019 var i gjennomsnitt 1,2°C varmere enn normalen. Det var flere kraftige nedbørhendelser, noe som gjorde 2019 til det 15. våteste året (institutt, 2020). Januar, februar og mars måned var preget av lufttemperaturer og nedbør over normalen (Grinde et al., 2019; Grinde & Mamen, 2019a; Grinde & Mamen, 2019b). Det er hovedsakelig snø-smelteepisodene i januar, februar og mars samt utvaskingen av veisalt juni, juli og august som trekkes frem i denne masteroppgaven.

I etterkant av første snø-smelte episode (8-20. februar) ble høyeste turbiditet gjennom analyseperioden målt den 5. mars i innløpskummen til 186FNU, se vedlegg B1. Innløpet til rensedammen ble samme dag målt til 63 FNU, som var maksimal turbiditet i innløpet til rensedammen i analyseperioden. Utløpskummen ble registrert med maksimal turbiditet den 19. mars til 37 FNU. Fargetall registrert i innløpskummen var høyere enn de andre prøvelokasjonene, vist i vedlegg B2. En reduksjon i fargetall ble registrert i innløpet og utløpet til rensedammen fra 22. januar frem til siste prøvetaking 22. august. En økning av pH ble registrert i innløpskummen og utløpskummen den 5. februar til 19. mars. Fra 5. februar til 1. april økte pH i innløpet og utløpet til rensedammen fra pH 7,1 til 8,5 i innløpet og pH 7,1 til 8,5 i utløpet. pH registrert i innløpet til rensedammen den 1. april var maksimal pH for analyseperioden. Innløpskummen hadde laveste registrerte pH gjennom analyseperioden. pH registrert var høyest i rensedammen og forholdt seg høy gjennom hele analyseperioden. pH målt ved oppstart var 7,3 i innløpskummen, 7,19 i innløpet til rensedammen, 7,3 i utløpet til rensedammen og 7,45 i utløpskummen. 22. august ble pH analysert til 7,2 i innløpskummen, 7,9 i innløpet til rensedammen, 8,1 i utløpet til rensedammen og 7,9 i utløpskummen.

Det er liten variasjon i turbiditet, fargetall og pH i juni, juli og august måned, se vedlegg B1, B2 og B3. Fargetall registrert forholdt seg i intervallet 7 og 16 mg Pt/L i utløpskummen, innløpet og utløpet til rensedammen i analyseperioden. Maksimalt fargetall ble registrert den 3. mai til 35mg Pt/L i innløpskummen. Innløpskummen hadde høyeste fargetall gjennom analyseperioden.

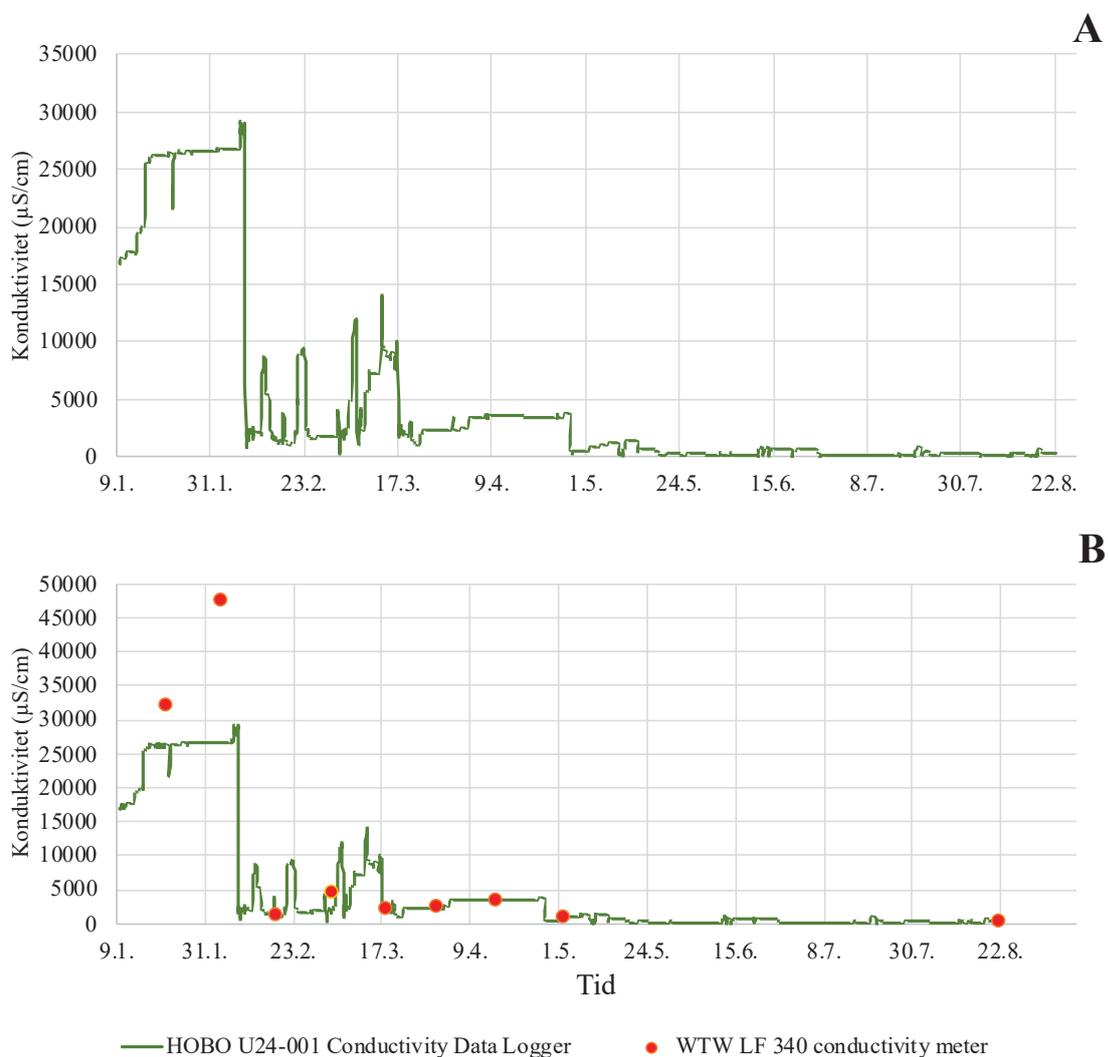
6.2 Logget konduktivitet

Logget konduktivitet (temperaturjustert) fra HOBO konduktivitets loggere i innløps- og utløpskummen til Fossbekken rensedam er fremvist i Figur 12 og Figur 14. Konduktivitet ble

registrert i perioden januar 2019 til august 2019. Data fra loggerne ble innhentet 22. august 2019. Den 9.01, 22.01, 05.02, 19.02, 05.03, 19.03, 01.04, 16.04, 03.05 og 22.08 ble sensoren koblet til en bærbar PC for å bekrefte registrering av data. Måling fra 19.03 kl:10:00 var ikke reell grunnet at loggeren var over vannoverflaten. Denne målingen ble erstattet med naboverdi.

6.2.1 Logget konduktivitet i innløpskummen

Det fremgår av Figur 12 periodevise endringer i konduktivitet gjennom vinterhalvåret og overgangsperioden mot sommeren 2019. Figur 12B viser logget konduktivitet og konduktivitet registrert i feltmålinger målt med konduktivimeter.



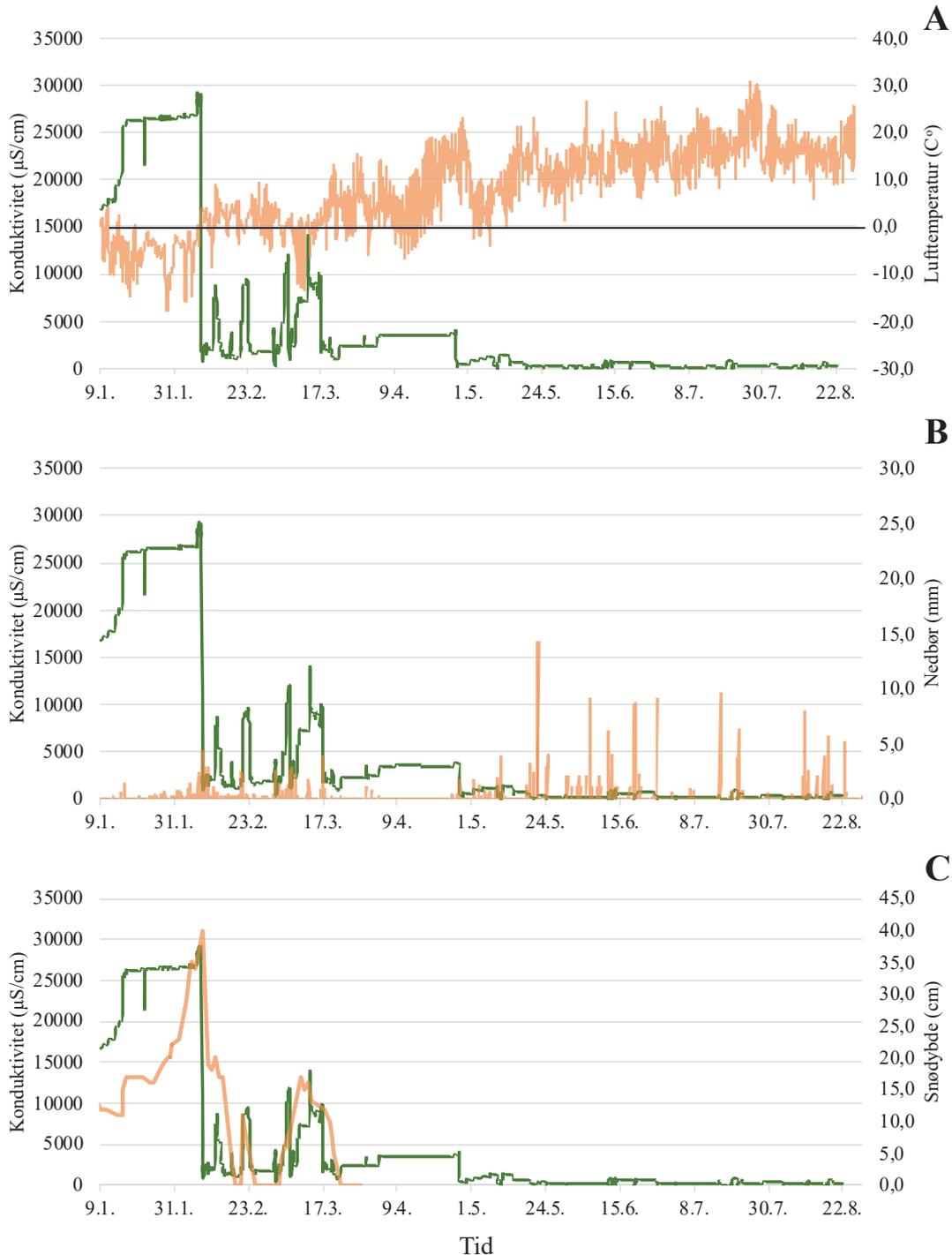
Figur 12: Konduktivitet (temperaturjustert) for innløpskummen til Fossbekken rensedam, i analyseperioden 9. januar 2019 til 22. august 2019. Konduktivitet ble registrert hver time gjennom hele døgnet i prøveperioden, vist i figur A. Figur B viser i tillegg til logget data også manuelle feltmålinger med WTW LF 340 konduktivimeter. Feltemålingene er lagt inn for å sammenligne og validere konduktivitet gjennom prøveperioden. Analyseperioden er angitt på x-aksen og konduktivitet i µS/cm er angitt på y-aksen.

Konduktivitet ble registrert til $19\,968\mu\text{S}/\text{cm}$ ved første feltmåling 9. januar. Konduktivitet økte fra første feltmåling frem til maksimal verdi ble nådd den 5. februar. Ved siste måling ble konduktivitet registrert til $303\mu\text{S}/\text{cm}$ den 22. august. De manuelle feltmålingene viser samme tidspunkt for maksimum og minimums verdier for konduktivitet, som verdiene målt med logger. Maksimumsverdien for konduktivitet ble registrert med konduktivimeter til $47\,500\mu\text{S}/\text{cm}$ og til $26\,739\mu\text{S}/\text{cm}$ med konduktivitetslogger. Minimumsverdien for konduktivitet i prøveperioden ble registrert den 11. august med logger til $22,2\mu\text{S}/\text{cm}$.

Loggerne som ble benyttet var beregnet på ferskvann og hadde begrensning på $10\,000\mu\text{S}/\text{cm}$. Dette begrenset logget konduktivitet, eksempler på dette kan sees ut ifra Figur 12 den 9. januar, 22. januar og 5. februar. Disse dagene ble konduktivitet registrert med konduktivimeter og konduktivitetslogger, og konduktivitet registrert med konduktivimeter var betraktelig høyere enn logget konduktivitet, se Figur 12B. Gjennomsnittlig konduktivitet registrert med logger gjennom prøveperioden var $4\,787\mu\text{S}/\text{cm}$. Den gjennomsnittlige konduktiviteten registrert med konduktivimeter var $11\,442\mu\text{S}/\text{cm}$.

6.2.2 Logget konduktivitet og metrologiske data i innløpskummen

Figur 13 viser konduktivitet registrert med konduktivitetslogger i sammenheng med lufttemperatur Figur 13A, nedbør Figur 13B og snødybde Figur 13C.



Figur 13: Konduktivitet (temperaturjustert) for innløpskummen til Fossbekken rensedam, i analyseperioden 9. januar 2019 til 22. august 2019. Konduktivitet og metrologiske data ble registrert hver time gjennom hele prøveperioden. Metrologiske data er hentet fra BIOKLIM værstasjon Ås (universitet, 2020). Spesifikk konduktivitet er fremvist i samsvar med metrologiske data i form av lufttemperatur (A), nedbør (B) og snødybde (C). Analyseperioden er angitt på x-aksen, spesifikk konduktivitet på y-aksen og metrologiske data på sekundær-aksen.

6.2.2.1 Lufttemperatur i januar, februar og mars måned

Den 9. januar ble gjennomsnittlig lufttemperatur registrert til 0,6°C. Den 22. august ble gjennomsnittlig lufttemperatur registrert til 13°C. Differansen i gjennomsnittlig lufttemperatur var på 12,4°C. I tidsrommet den 8. februar til 9. februar ble det registrert en økning i lufttemperatur på over 10°C. Dette resulterte i at lufttemperatur steg fra minusgrader til plussgrader på 24 timer. Det fremgår av Figur 13A et mønster mellom lufttemperatur og konduktivitet. Mønsteret er fremtredende i vintermånedene da gjennomsnittstemperaturen er under null grader, se Tabell 3. Gjennomsnittlig lufttemperatur for januar er -5,5°C. Lufttemperatur i februar ble registrert med svingninger, den gjennomsnittlige lufttemperaturen i februar var 0,3°C, med to kuldeperioder tilnærmet -15°C. Det er registrert flere nedbørepisoder i februar måned, flere av disse episodene falt i form av snø, se Figur 13C.

Tabell 3: Gjennomsnittlig lufttemperatur ved Fossbekken rensedam i perioden 9. januar til 22. august 2019. Data for lufttemperatur er hentet fra BIOKLIM værstasjon i Ås (universitet, 2020).

Gjennomsnittlig lufttemperatur Fossbekken rensedam								
Måned	Januar	Februar	Mars	April	Mai	Juni	Juli	August
Temperatur (°C)	-5,5	0,3	1,8	7,8	9,7	14,7	17,1	16,2

6.2.2.2 Nedbør gjennom analyseperioden

I perioden januar til mars ble nedbør hovedsakelig registrert i form av snødybde. Fra slutten av mars og frem til slutten av august ble nedbør registrert i form av regn. Perioden mai til juni hadde flest registrerte nedbørepisoder, se Figur 13B.

6.2.2.3 Snødybde i januar, februar og mars måned

Gjennom januar til slutten av mai måned var det registrert variasjoner i snødybde. Snødybde ble registrert til 12cm den 9. januar. Snødybde ble registrert i tidsrommet 9. januar til 29. mars med maksimal snødybde på 40cm den 8. februar. Den 11. februar var snødybde redusert til 19cm, se Figur 13. Det var hovedsakelig to snø-smelteepisoder som skilte seg ut gjennom analyseperioden, den 8. februar og 11. mars. Den 8. februar ble snødybde redusert fra 40cm til 0cm den 19. februar. Den 11. mars ble snødybde redusert fra 17cm til 0cm den 22. mars. Den 21. mars var siste registrering av snødybde, til 8cm.

6.2.2.4 Logget konduktivitet i januar, februar og mars måned

Logget konduktivitet ble i tidsrommet den 8. februar til 9. februar redusert fra 28 995µS/cm til 954µS/cm. Konduktivitet registrert i innløpskummen med konduktivimeter ble registrert med feltprøver den 5. februar til 47 500 µS/cm. Konduktivitet falt fra over 47 500 µS/cm til

851 μ S/cm i tidsrommet 5-8. februar, se Figur 13A og B. Konduktivitet svinger den 11. mars og 22. mars, se Figur 13.

6.2.2.5 *Logget konduktivitet i innløpskummen og metrologiske data for april, mai, juni, juli og august*

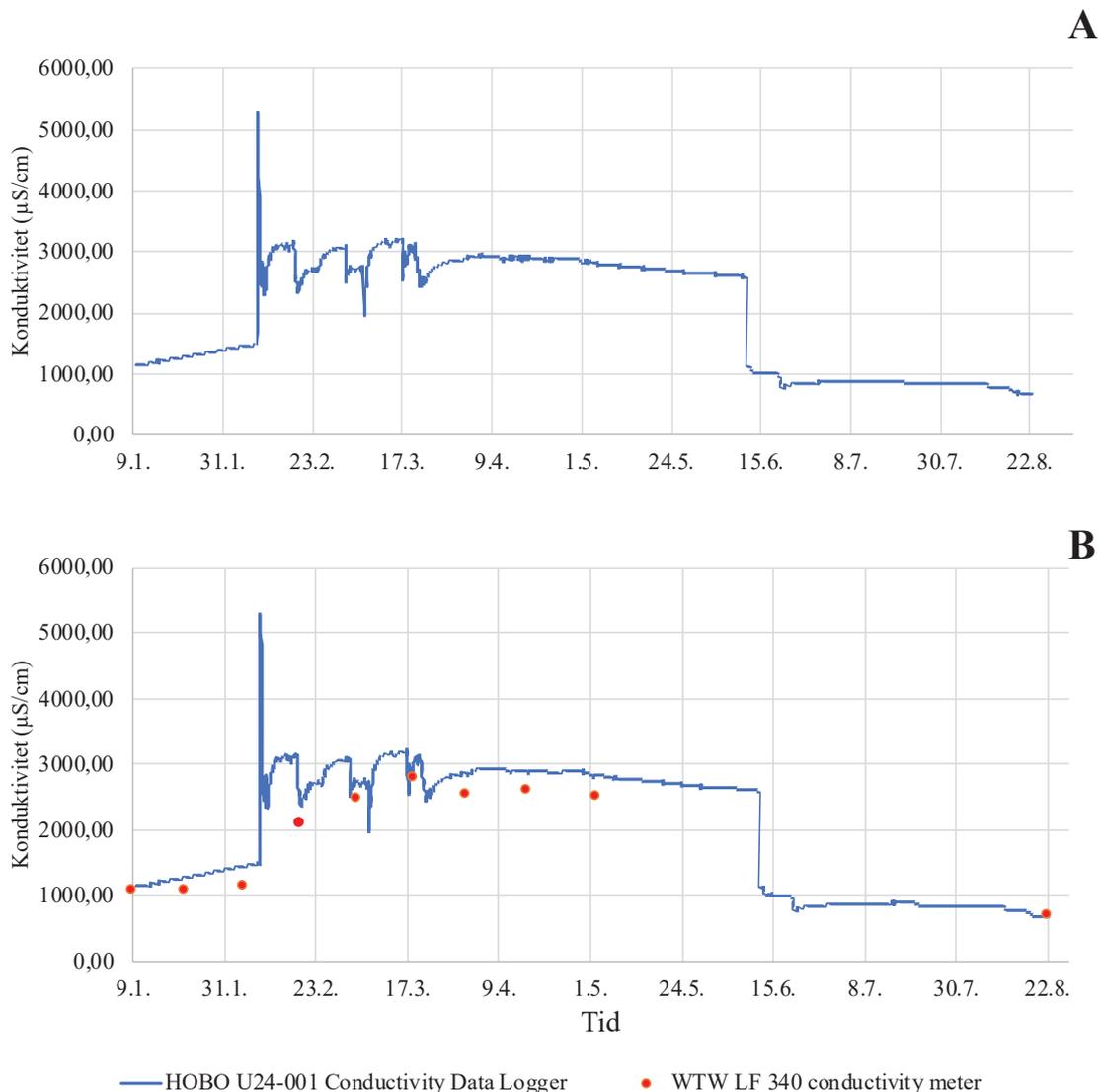
April var en måned med lite nedbør og den 28. april var første registrerte nedbørepisode til 1,4 mm nedbør. Gjennomsnittlig lufttemperatur for april ble registrert til 7,8°C.

Konduktiviteten økte den 3. april fra 2 439 μ S/cm til 3 378 μ S/cm. Fra den 3. april til 27. april varierer konduktiviteten mellom 3 421 μ S/cm og 3 789 μ S/cm. Den 27. april synker konduktiviteten fra 3 789 μ S/cm til 364 μ S/cm den 28. april. Konduktivitet ble redusert fra 1 315 μ S/cm den 9. mai til 72 μ S/cm den 10. mai. Den 10. mai økte konduktiviteten igjen fra 72 μ S/cm til 1 392 μ S/cm. Flere kraftige nedbørepisoder ble registrert, hvorav den 21. mai var den kraftigste med 14,2mm nedbør. Gjennomsnittlig lufttemperatur registrert for mai måned var 9,7°C. Den 8. mai ble minimum lufttemperatur for mai registrert til -3,9°C.

Gjennomsnittstemperaturen registrert i juni, juli og august måned var høyere enn gjennomsnittlig lufttemperatur registrert i Norge (Det norske meteorologiske institutt, 2020). Juni måned var første måned der lufttemperaturen var over null grader. Gjennomsnittlig lufttemperatur ble registrert til 14,7°C. Nedbørepisoder og svingninger i konduktivitet ble registrert den 11. juni, 19. juni og 26. juni. I juli måned var gjennomsnittlig lufttemperatur registrert til 17,1°C. Den 14. juli og 20. juli ble to nedbørepisoder og svingninger i konduktivitet registrert til 9,6mm nedbør og en reduksjon i konduktivitet fra 307 μ S/cm til 23 μ S/cm den 15. juli. 20. juli ble det registrert 6, 1mm nedbør og en reduksjon i konduktivitet fra 978 μ S/cm til 54 μ S/cm den 21. juli. I august var det svingninger i konduktivitet og flere nedbørperioder. Lufttemperatur registrert for perioden svingte mellom 10-25°C. Gjennomsnittlig lufttemperatur registrert for perioden var 16,2°C.

6.2.3 *Logget konduktivitet i utløpskummen*

Figur 14 fremstiller endringen i logget konduktivitet og feltmålinger analysert med konduktivimeter i analyseperioden. Konduktivitet registrert med konduktivimeter registrerte lavere konduktivitet i alle prøvetakingspunktene enn konduktivitet registrert med logger, se Figur 14.

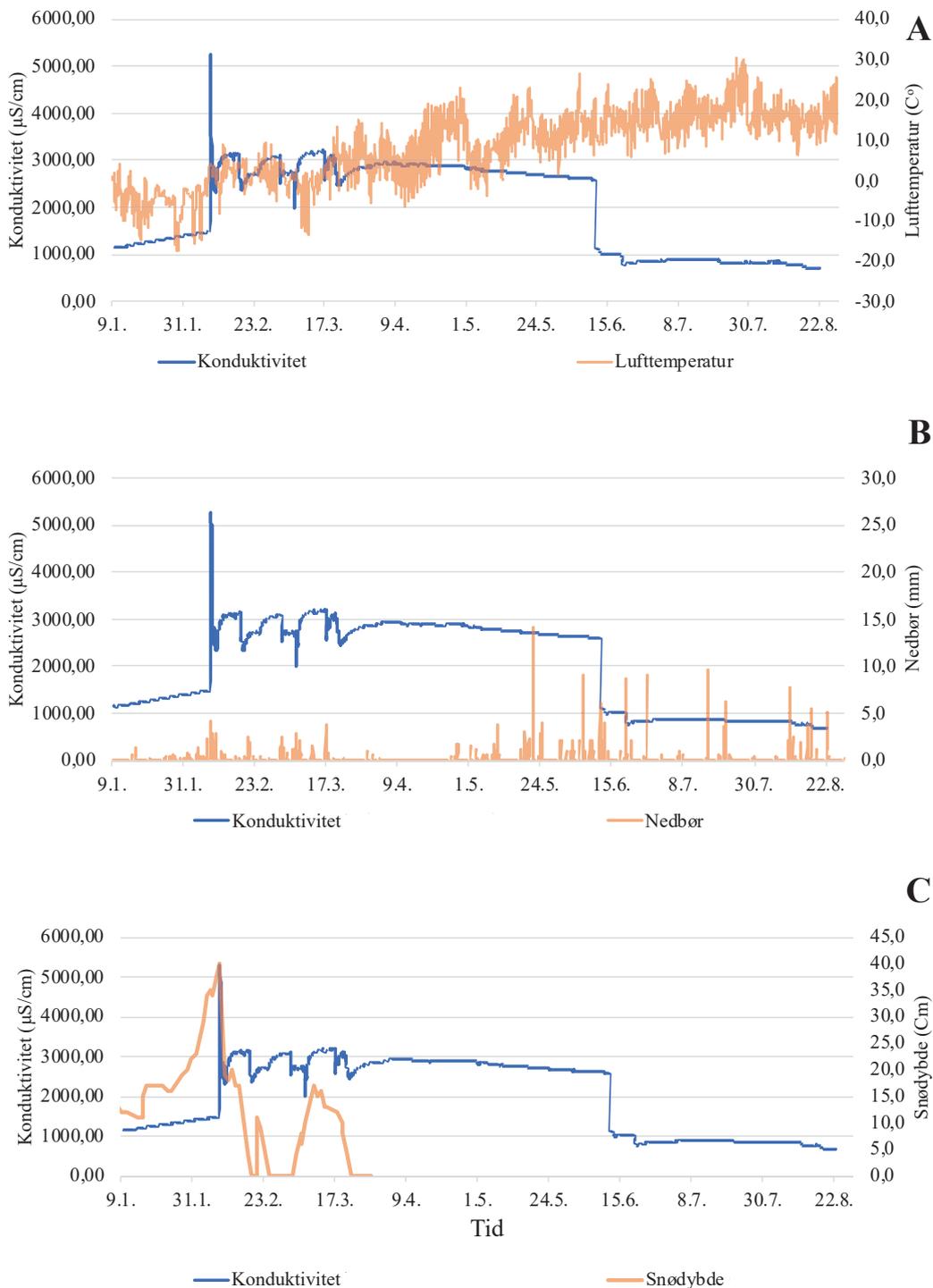


Figur 14: Konduktivitet registrert for utløpskummen til Fossbekken rensedam, i analyseperioden 9. januar 2019 til 22. august 2019. Konduktivitet ble registrert hver time gjennom analyseperioden med HOBO konduktivitetslogger, vist i figur A. Figur B viser i tillegg til logget konduktivitet, feltmålinger registrert med WTW LF 340 konduktivimeter. Feltmålingene er lagt inn i figuren for å sammenligne og validere registrert konduktivitet gjennom analyseperioden. Analyseperioden er angitt på x-aksen og konduktivitet i $\mu\text{S}/\text{cm}$ er angitt på y-aksen.

Den 9. januar 2019 ble logget konduktivitet registrert til $1\,152\mu\text{S}/\text{cm}$ og til $1\,069\mu\text{S}/\text{cm}$ med konduktivimeter. Dette tilsvarer en overestimering av logget konduktivitet på $83\mu\text{S}/\text{cm}$. Logget konduktivitet og måling med konduktivimeter var den 22. august registrert til $682\mu\text{S}/\text{cm}$. Maksimum konduktivitet ble registrert med logger den 9. februar til $5\,269\mu\text{S}/\text{cm}$ og med konduktivimeter den 19. mars til $2\,770\mu\text{S}/\text{cm}$. Minimum konduktivitet registrert med logger og konduktivimeter var $682,3\mu\text{S}/\text{cm}$ den 22. august. Figur 14 fremstiller logget konduktivitet med en eksponentiell økning fra 9. januar til 9. februar. I perioden 9. februar til 21. mars er konduktivitet registrert med svingninger. Fra 1. juni til 22. august ble det registrert en nedgang i logget konduktivitet.

6.2.4 Logget konduktivitet og metrologiske data i utløpskummen

Som det kommer frem av Figur 15 kan sammenfallende svingninger tydes mellom konduktivitet, lufttemperatur og snødybde. I januar var det eksponentiell økning i konduktivitet i utløpskummen.



Figur 15: Konduktivitet og metrologiske data registrert for utløpskummen til Fossbekken rensedam, i analyseperioden 9. januar 2019 til 22. august 2019. Konduktivitet ble registrert hver time gjennom hele analyseperioden. Metrologiske data er hentet fra BIOKLIM værstasjon i Ås (universitet, 2020). Metrologiske data i form av nedbør, lufttemperatur og snødybde er fremvist i figuren sammen med logget konduktivitet. Analyseperioden er angitt som x-akse, konduktivitet i $\mu\text{S}/\text{cm}$ på y-aksen og metrologisk data på sekundær -aksen.

Maksimal lufttemperatur i januar var $4,1^{\circ}\text{C}$ og minimum temperatur var $-17,6^{\circ}\text{C}$. Grunnet den lave gjennomsnittstemperaturen ble nedbør registrert i form av snødybde, se Figur 15. Den 9. februar ble det registrert en økning i konduktivitet fra $1\,479\mu\text{S}/\text{cm}$ til $5\,269\mu\text{S}/\text{cm}$, se Figur 15. Som det kommer frem av Figur 15A og C den 12. februar, 28. februar og 12. mars var både snødybde og konduktivitet registrert med svingninger.

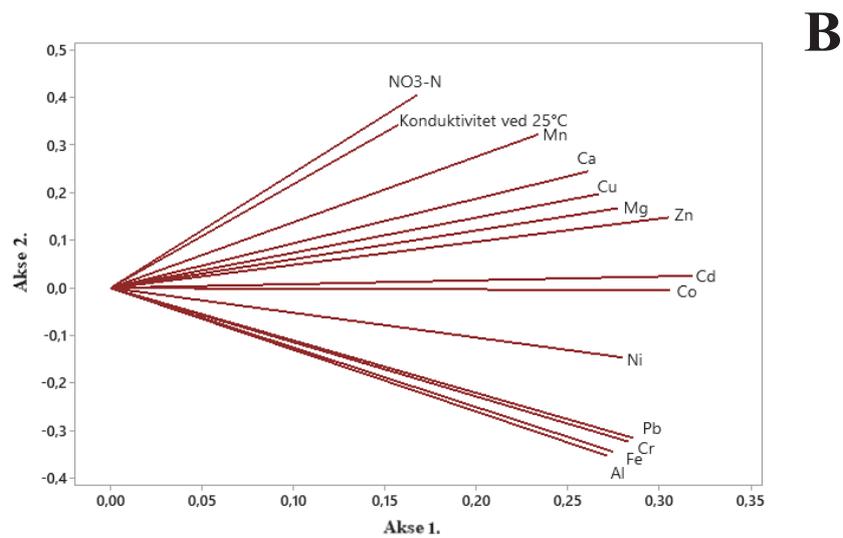
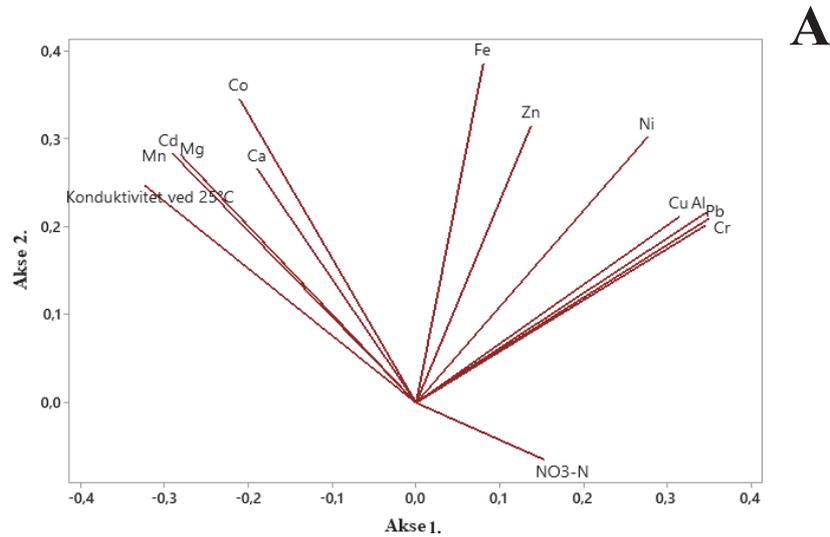
Februar og mars måned var periodene med flest registrerte svingninger i snødybde, lufttemperatur, nedbør og konduktivitet. Den 9. februar ble flere nedbørepisoder registrert i samme tidsrom som en temperaturøkning og økning i konduktivitet. Fra 9. februar endres svingningsmønsteret til konduktiviteten, der svingningene strekker seg over en lengre tidsperiode enn foregående svingninger, se Figur 15A, B og C og vedlegg A2. Mars måned ble det registrert store svingninger i konduktivitet den 3. mars til 7. mars. Konduktivitet faller den 7. mars fra $2\,738\mu\text{S}/\text{cm}$ til $1\,983\mu\text{S}/\text{cm}$. Fra den 7. mars ble en økning i konduktivitet registrert frem til 17. mars. I tidsrommet 17. mars til 23. mars ble det registrert svingninger i konduktivitet. Den 23. mars ble en ny økning i konduktivitet registrert ut mars måned.

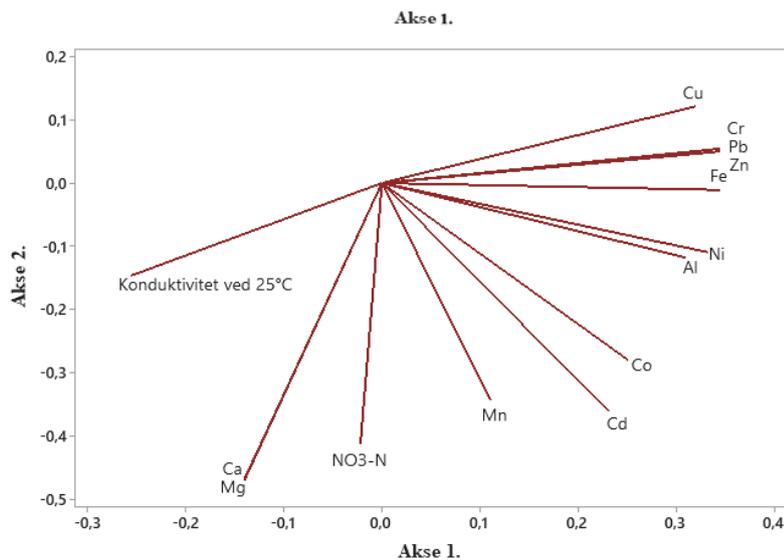
Logget konduktivitet i april viste tre store svingninger i løpet av måneden. Den 1. april økte konduktiviteten fra $2\,843\mu\text{S}/\text{cm}$ til $2\,943\mu\text{S}/\text{cm}$ den 5. april. I dagene som fulgte falt konduktiviteten til $2\,871\mu\text{S}/\text{cm}$ den 11. april og økte samme dag. Tilsvarende mønster ble registrert i konduktiviteten resterende av april. Lufttemperatur fulgte samme mønster som konduktivitet første del av april (den 1. april til 12. april), hvorav temperaturen fortsetter å øke ut april måned. Mai måned viste en nedadgående trend i konduktivitet. Konduktivitet ble registrert til $2\,872\mu\text{S}/\text{cm}$ 1. mai og den 31. mai hadde konduktivitet sunket til $2\,644\mu\text{S}/\text{cm}$. Det var totalt ti nedbørepisoder registrert, hvorav den 21. mai var den kraftigste med 14,2mm nedbør, se vedlegg A2.

I juni ble det registrert flere spredte nedbørepisoder gjennom måneden. Konduktivitet hadde en nedadgående trend, hvorav konduktivitet falt den 11. juni, fra $2\,591\mu\text{S}/\text{cm}$ til $1\,138\mu\text{S}/\text{cm}$ den 12. juni, se vedlegg A2. Fra 12. juni til 29. juni var det få svingninger i konduktivitet. Juli måned ble det registrert en økende konduktivitet fra 1. juli frem til 20. juli. Fra 20. juli falt konduktiviteten fra $885\mu\text{S}/\text{cm}$ til $824\mu\text{S}/\text{cm}$ den 21. juli. Det var tilnærmet ingen svingninger i logget konduktivitet i august måned, se Figur 15. Konduktivitet ble registrert til $831\mu\text{S}/\text{cm}$ 1. august og til $685\mu\text{S}/\text{cm}$ siste dag i analyseperioden, se vedlegg A2.

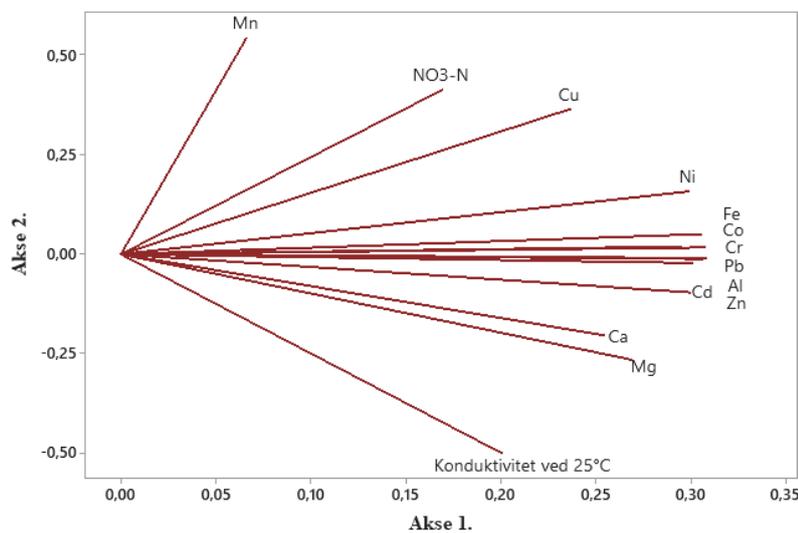
6.3 PCA-analyse på vannkjemiske parametere

PCA-analyse ble utført på temperaturjustert konduktivitet, aluminium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium, bly, kalsium, magnesium og nitrat. Figur 16 representerer et «loading plot».





C



D

Figur 16: PCA- analyse. Loading plot A representerer innløpskummen til Fossbekken rensedam. loading plot B representerer innløpet til rensedammen, loading plot C representerer utløpet til rensedammen og loading plot D representerer utløpskummen.

PCA-analysen av tungmetaller, konduktivitet og nitrat er representert som «loading plot» i Figur 16. Plottene følger vannets vei fra innløpskum (A), innløpet til rensedammen (B), utløpet til rensedammen (C) og utløpskum (D). Plottene som representerer innløpet til rensedammen (B) og utløpskum (D) har like trender i parameterens plotmønster.

Loading plot A viser to hovedgrupperinger med korrelerte parametere. Der den første gruppen inneholder kobber, aluminium, bly, krom, nikkel, sink og jern. Gruppering nummer to inneholder temperaturjustert konduktivitet, mangan, kadmium, kalsium, magnesium og kobolt. Motsatt korrelerende til gruppe to er nitrat som peker i motsatt retning av gruppen. Vinkelrett fra gruppe en er konduktivitet.

Loading plot B viser trend mot akse1, der alle parameterne peker i retning mot aksen. Alle parameterne peker i samme retning. Nitrat, konduktivitet og mangan peker i lik retning. Parameterne lengst unna konduktivitet er aluminium, jern, krom og bly.

Figur 16 plot C viser en motsatt korrelerende trend av plot A. Nitrat er ikke motsatt korrelerende av konduktivitet. Kobber og konduktivitet peker i motsatte retninger. Linjene som trender i samme retning er krom, bly, sink og jern, se Figur 16. Kobber og konduktivitet trender mot en vinkelrett linje mot mangan, der kadmium og nitrat viser antydning til samme trend.

Plot D viser en sterk trend mot Akse 1. Der jern, kobolt, krom, bly, aluminium, sink og kobber viser sterk korrelasjon. Parameteren som peker i samme retning er nikkel, kobber, nitrat, kalsium og magnesium. Konduktivitet og mangan peker vinkelrett i plottet.

6.4 Enveis ANOVA-test

For å avkrefte eller bekrefte de overordnede mønstrene i datasettet til metaller ble en enveis ANOVA-test utført. Testen ble utført i henhold til vannets vei, der innløpskum ble satt opp mot innløpet til rensedammen som første test, slik at en eventuell retensjon av forurensinger i jordstrukturen ble fanget opp. Deretter ble ANOVA-testen utført på innløpet til rensedammen mot utløpet til rensedammen, for å teste retensjon i selve rensedammen, og tilslutt utløpet av rensedammen mot utløpskummen for å teste retensjonen i hovedsedimentasjonsbassenget mot utløpskummen. Enkelte av parameterne hadde for lav konsentrasjon til å utføre testen, disse parameterne ble multiplisert for at ANOVA-testen kunne registrere parameteren. Det ble benyttet et 95% konfidensintervall.

ANOVA- test utført på innløpskum mot innløp dam fant statistisk signifikant sammenheng ($p < 0,05$) mellom nitrat ($p < 0,43$), mangan ($p < 0,03$), jern ($0,017$), kobolt ($p < 0,006$), nikkel ($p < 0,027$), sink ($p < 0,004$), kobber ($p < 0,015$) og kadmium ($p < 0,022$), se vedlegg C1.

ANOVA-test på innløpet til rensedammen mot utløpet til rensedammen viste ingen statistisk signifikante sammenhenger ($p > 0,05$), se vedlegg C2. ANOVA-test på utløpet til rensedammen mot utløpskummen viste statistisk signifikant sammenheng mellom klorid ($p < 0,03$), natrium ($p < 0,03$) og kalsium ($p < 0,3$), se vedlegg C3.

6.5 Vannanalyser

Vannprøvene tatt i felt ble analysert for tungmetaller ved hjelp av ICP-MS og ICP-OES.

Vannprøvene ble tatt i innløpskummen, innløpet til rensedammen, utløpet til rensedammen og utløpskummen til Fossbekken rensedam hver fjortende dag. Dette for å avdekke eventuelle mønster i tidsperioden. Feltprøver ble tatt 9. januar, 22. januar, 5. februar, 19. februar, 5. mars, 19. mars, 1. april, 16. april, 3. mai og 22. august. Fossbekken rensedam var isbelagt frem til slutten av mars måned. På grunn av kontaminerte blankprøver forekommer det ingen blankprøver til grunne for resultatene.

6.5.1 Natrium, klorid, sulfat, magnesium og kalsium

Natrium, klorid, sulfat, magnesium og kalsium har parallelt svingningsmønster med konduktivitet gjennom analyseperioden, se vedlegg B4, B5, B6, B7 og B8. Januar, februar og mars måned hadde betydelig høyere konsentrasjoner av natrium, klorid, sulfat, magnesium og kalsium sammenlignet med juni, juli og august måned. Høy konsentrasjon av klorid, natrium og konduktivitet ble registrert i innløpskummen første prøvetaking 9. januar. Innløpet til rensedammen registrerte en økning i klorid, natrium og konduktivitet den 22. januar.

Den 5. februar ble maksimal konsentrasjon av natrium, klorid og sulfat registrert, og den 19. februar ble maksimal konsentrasjon av kalsium og magnesium dokumentert. Fra 5. februar ble en reduksjon av natrium, klorid, sulfat, magnesium og kalsium registrert i innløpskummen. I denne perioden ble konsentrasjonen av natrium redusert fra 10 000mg/l til 130mg/l, og klorid fra 16848mg/l til 223mg/l i innløpskummen. Konsentrasjonen av sulfat reduseres fra 169mg/l til 29mg/l, magnesium fra 39mg/l til 11mg/l, og kalsium fra 91mg/l til 46mg/l. Snø-smelteepisodene stemmer over ens med økning av kalsium, magnesium sulfat, natrium og klorid i tidsrommet 19. februar til 19. mars.

Fra innløpskummen, gjennom rensedammen, endret natrium, klorid, sulfat, magnesium og kalsium svingningsmønsteret ettersom stoffene beveget seg gjennom vannsystemet.

Parameterne svinger i en kraftig, kort topp i innløpskummen, og går over til å være en slak kurve som strekker seg over analyseperioden i utløpskummen, se vedlegg B4, B5, B6, B7 og B8. Perioden juni, juli og august er preget av avtagende konsentrasjon av natrium, klorid, sulfat, magnesium og kalsium i alle prøvetakingspunktene. En økning i kalsium og magnesium kan tydes ut fra vedlegg B7 og B8 i innløpskummen.

6.5.2 Kobolt, mangan og kadmium

Kobolt, mangan og kadmium har gjennom analyseperioden likt svingningsmønster med konduktiviteten, se vedlegg B9, B10 og B11. Konsentrasjonen av kobolt, mangan og kadmium er høyere i januar, februar og mars måned, sammenlignet med juni, juli og august. Kobolt, mangan og kadmium ble registrert med en svingningstopp den 5. februar. Denne økningen utpeker seg som maksimal kobolt-, mangan- og kadmiumkonsentrasjon gjennom analyseperioden. Maksimal konsentrasjon av kobolt, mangan og kadmium, ble registrert til 0,012mg/l kobolt, 0,76mg/l mangan og 0,00018mg/l kadmium i innløpskummen. 19. februar var konsentrasjonstoppen redusert til 0,00097mg/l kobolt, 0,022mg/l mangan og 0,00002mg/l kadmium.

I Februar og mars måned økte konsentrasjonen av mangan til en ny konsentrasjonstopp. Kobolt og kadmium ble registrert med ny konsentrasjonstopp, men som korrelerte mindre med konduktiviteten enn mangan. Svingningsmønsteret til parameterne i tidsperioden januar, februar og mars måned varierer gjennom rensedammen.

April måned var perioden der kobolt, mangan og kadmium viste store avvik fra svingningsmønsteret til konduktiviteten. Negativ korrelasjon ble funnet fra april og ut analyseperioden for kobolt og mangan. Utløpet til rensedammen var prøvelokasjonen med størst avvik med konduktiviteten. Juni, juli og august måned var det tilnærmet ingen svingninger i konduktiviteten og kobolt, mangan og kadmium konsentrasjonen. Koboltkonsentrasjonen i utløpet til rensedammen, mangan konsentrasjonen i innløpet og utløpet til rensedammen, samt kadmiumkonsentrasjonen i utløpet til rensedammen, økte fra mai og ut analyseperioden. Resterende prøvelokasjoner hadde en reduksjon i kobolt, mangan og kadmium konsentrasjonen ut analyseperioden. Den 22. august var konsentrasjonen av kadmium så lav at den ikke ble registrert (fremstår som en rett linje langs x-aksen), se vedlegg B11. I likhet med natrium, klorid, sulfat, magnesium og kalsium, hadde kobolt, mangan og kadmium høyest konsentrasjon i innløpskummen og laveste konsentrasjon i utløpskummen.

6.5.3 Kobber, krom, jern, nikkel, sink, bly og aluminium

Stoffene kobber, krom, jern, nikkel, sink, bly og aluminium er metallene som har minst sammenfallende svingninger med konduktiviteten gjennom analyseperioden. I januar, februar og mars måned blir likt svingningsmønster for metallene fremvist i vedlegg B12, B13, B14, B15, B16, B17 og B18. Den 5. mars ble maksimal konsentrasjon av aluminium registrert til

6,8mg/l, jern til 6,9mg/l, nikkel til 0,0095mg/l og bly til 0,0036mg/l. Den 1. april ble maksimal konsentrasjon av sink registrert til 0,21mg/l, og kobber registrert til 0,031mg/l. Høyeste konsentrasjon av krom ble målt til 0,01mg/l både 5. mars og 1. april, se vedlegg B13.

6.6 Spearman`s range korrelasjonsanalyse

Spearman range korrelasjonsanalyse testet sammenhengen mellom konduktivitet og parameterne aluminium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium, bly, nitrat, sulfat, klorid, natrium, magnesium og kalsium. Korrelasjonsanalysen ble utført på innløpskummen til Fossbekken rensedam, innløpet til rensedammen, utløpet til rensedammen og utløpskummen. Konduktivitet ble benyttet som parameter 1, parameter 2. var aluminium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium, bly, nitrat, sulfat, klorid, natrium, magnesium og kalsium. Enkelte av parameterne hadde for lav konsentrasjon i forhold til Spearman rang korrelasjonsanalyse-kalkulator og ble ganget opp. Det ble satt et 0,05% signifikansnivå for korrelasjonsanalysen.

Spearman rang korrelasjonsanalyse av datasettet til innløpskummen, vedlegg D1. Viser åtte signifikante sammenhenger mellom konduktivitet og variablene. Det er en statistisk signifikant sammenheng mellom konduktivitet og klorid, sulfat, natrium, mangan, kalsium og magnesium. Negativ sammenheng ble funnet mellom konduktivitet og nitrat, aluminium, krom, jern, nikkel, sink, kobber og bly. Høy korrelasjon ($r=1$) ble funnet mellom konduktivitet og klorid. Vist i vedlegg D2 er korrelasjonsanalyse av datasettet til innløpet til rensedammen. Korrelasjonsanalysen viser to signifikante sammenhenger mellom konduktivitet, klorid og natrium. Det er høy korrelasjon da $r=0,98$ for klorid og $r= 0,97$ for natrium. Det ble funnet fjorten negative sammenhenger mellom konduktivitet og variablene, der nikkel var sterkest motsatt korrelerende med $r= -0,1$.

Spearman rang korrelasjonsanalyse av datasettet til utløpet til rensedammen viser syv signifikante sammenhenger, se vedlegg D3. Det er en statistisk signifikant sammenheng mellom konduktivitet og klorid, natrium, aluminium, krom, jern, nikkel, bly, der klorid og natrium viste høyest korrelasjon. Negativ korrelasjon ble funnet mellom konduktivitet og variablene, nitrat, sulfat, magnesium, kalsium, mangan, kobolt, sink, kobber og kadmium. Datasettet til utløpskummen viser fem signifikante sammenhenger med konduktivitet i spearman rang korrelasjonsanalysen. Det er en statistisk signifikant sammenheng mellom

konduktivitet, klorid, natrium, magnesium, kalsium og kadmium, se vedlegg D4. Ikke signifikant sammenheng ble funnet mellom konduktivitet og nitrat, sulfat, aluminium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber og bly.

6.7 Sammenligning av vannanalyser i Fossbekken rensedam og Skullerud rensedam
 Vannanalyser av metallene kobber, bly, sink og kadmium fra Fossbekken rensedam og Skullerud rensedam ble sammenlignet, se Tabell 4. Datamaterialet fra rensedammen ved Skullerud er hentet fra (Amundsen & Roseth, 2004).

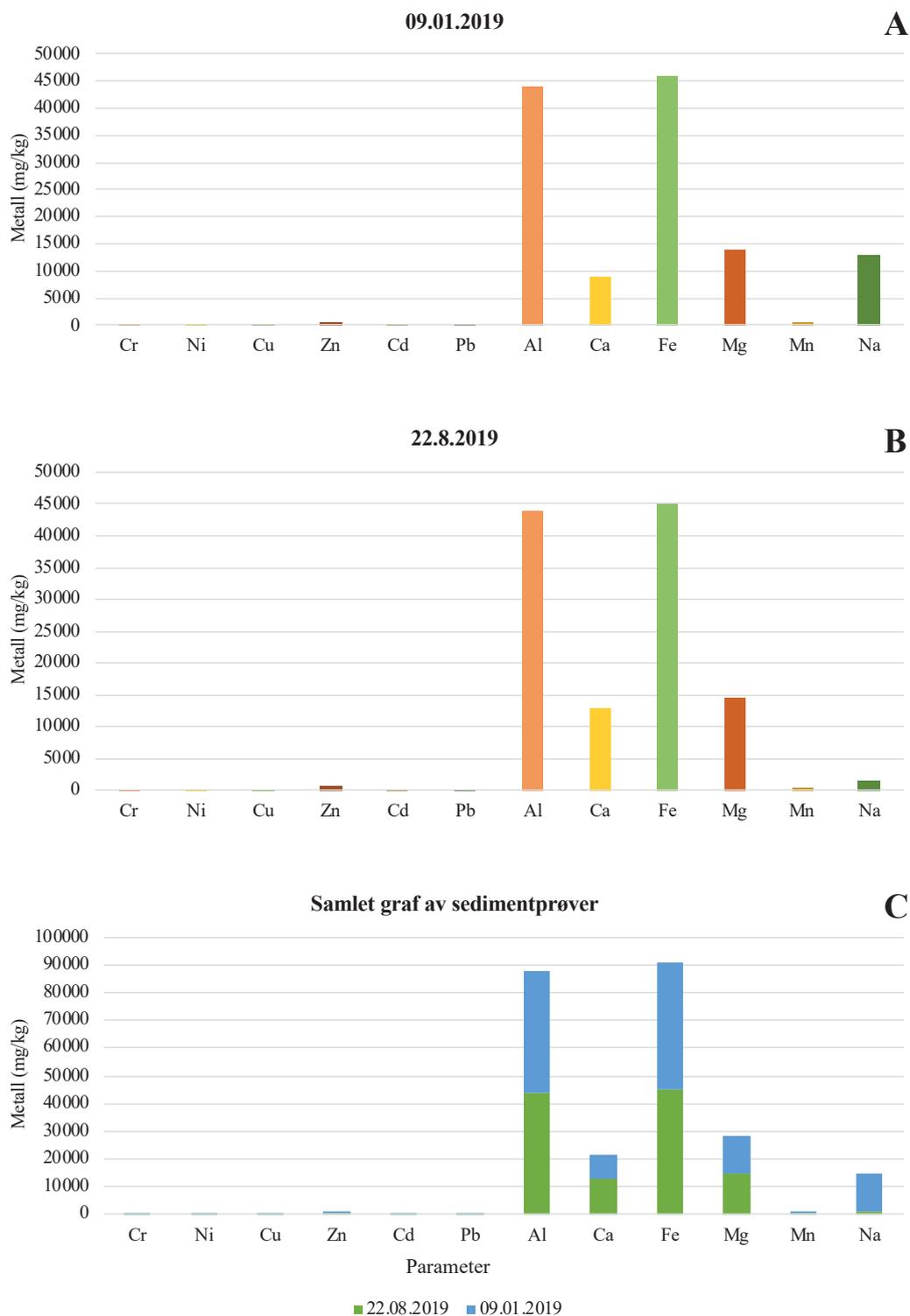
Tabell 4: Sammenligning av gjennomsnittlige verdier for vannanalyser i Fossbekken rensedam og i en rensedam ved Skullerud (Amundsen & Roseth, 2004)(tabell22). Det er parameterne kobber, bly, sink og kadmium som sammenlignes.

Sammenligning av gjennomsnittsverdier for Fossbekken rensedam og en rensedam ved Skullerud.		
	ÅDT:14430	ÅDT: 42000
Parameter	Fossbekken	Skullerud
Kobber (µg/L)	13	58
Bly (µg/L)	1,2	16
Sink (µg/L)	116	99
Kadmium (µg/L)	0,1	0,1

Sammenligning av gjennomsnittlige verdier fra vannanalyser mellom de to rensedammene viser betraktelig høyere konsentrasjon av kobber, bly og kadmium i vannanalysene fra Skullerud sammenlignet med Fossbekken rensedam. Konsentrasjonen av sink viste seg høyere i Fossbekken rensedam enn i rensedammen ved Skullerud.

6.8 Blandprøve sedimentanalyser

Som det kommer frem av Figur 17A og B har blandprøven av sediment tatt vinter 2019, den 9. januar, høyere konsentrasjon av natrium sammenlignet med blandprøve av sediment samlet høsten 2019 den 22. august.



Figur 17: Sedimentprøver tatt den 9. januar.2019 vist i figur A, 22. august 2019 i figur B og sammensatt figur av de to prøvetakingsdagene i figur C. X-aksen viser parameterne analysert for i sedimentprøvene og y-aksen viser konsentrasjonen av parameterne analysert for i mg/kg.

Konsentrasjonen av natrium ble registrert til 13 000mg/kg i sedimentprøven tatt vinter 2019. I sedimentprøven tatt høsten 2019 ble konsentrasjonen av natrium registrert til 1 450mg/kg. Sedimentprøven tatt høsten 2019, fremvist i Figur 17 viser høyere konsentrasjon av forurensninger enn sedimentprøven tatt vinter 2019. Konsentrasjonen av kalsium, aluminium, jern, mangan og sink var høyere i sedimentprøven tatt høsten 2019. Parameterne krom, nikkel, kobber, zink, kadmium, bly og mangan var av for lav konsentrasjon til at det plukkes opp i figuren, se vedlegg G3 der prosentvis endring av konsentrasjonen til alle parameterne er fremstilt.

6.9 Sammenligning av sedimentanalyser i Fossbekken rensedam og rensedam ved Smihagantunnelen

Sedimentanalyser sammenlignet er basert på de gjennomsnittlige verdiene av parameterne registrert i Fossbekken rensedam mot verdier for Smihagantunnelen hentet fra (Amundsen & Roseth, 2004).

Tabell 5: Sammenligning av gjennomsnittlig verdi av sedimentanalyser fra Fossbekken rensedam og rensedam ved Smihagantunnelen (Amundsen & Roseth, 2004)(tabell32). Følgende parametere ble sammenlignet ved prøvelokasjonene: natrium, magnesium, kalsium, jern, aluminium, kobber, mangan, sink, bly, kadmium, nikkel og krom.

Sammenligning av resultater av sedimentprøver i Fossbekken rensedam og en rensedam ved Smihagantunnelen			
Enhet	Parameter	Fossbekken	Fangdam ved Smihagantunnelen
mg/kg	Natrium	7225	288
mg/kg	Magnesium	14250	4820
mg/kg	Kalsium	10900	5190
mg/kg	Jern	45500	25100
mg/kg	Aluminium	44000	15000
mg/kg	Kobber	84	22
mg/kg	Mangan	560	375
mg/kg	Sink	668	86
mg/kg	Bly	22	13
mg/kg	Kadmium	0,2	0,4
mg/kg	Nikkel	57	35
mg/kg	Krom	96	30

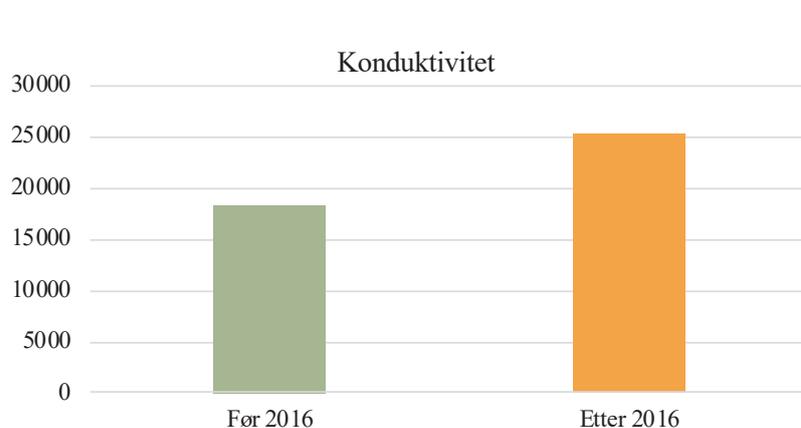
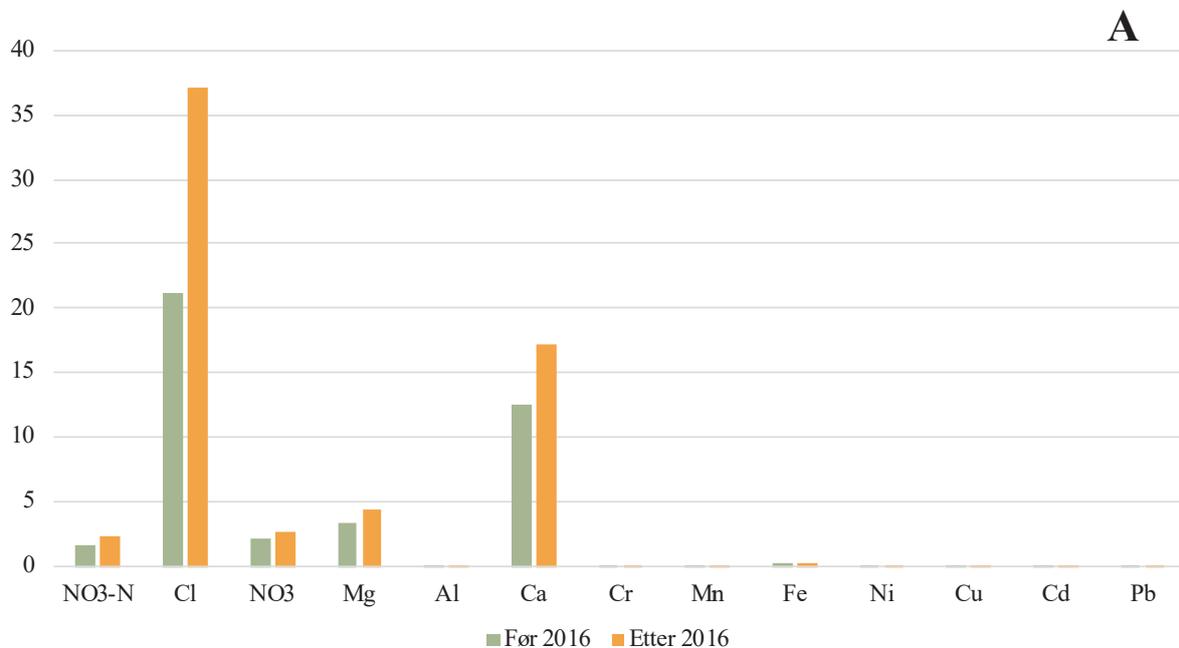
Som det kommer frem av

Tabell 5 er konsentrasjonen av natrium, magnesium, kalsium, jern, aluminium, kobber, mangan, sink, bly, nikkel og krom høyere i sedimentprøver fra Fossbekken rensedammen enn ved Smihagantunnelen. Tabell 5 viser høyere konsentrasjon av kadmium i sedimentet ved Smihagantunnelen. Fremtredende for begge prøvelokasjonene er den høye verdien av magnesium, kalsium, jern og aluminium i sedimentet.

Sammenligning av resultater av sedimentprøver i Fossbekken rensedam og en rensedam ved Smihagantunnelen			
Enhet	Parameter	Fossbekken	Fangdam ved Smihagantunnelen
mg/kg	Natrium	7225	288
mg/kg	Magnesium	14250	4820
mg/kg	Kalsium	10900	5190
mg/kg	Jern	45500	25100
mg/kg	Aluminium	44000	15000
mg/kg	Kobber	84	22
mg/kg	Mangan	560	375
mg/kg	Sink	668	86
mg/kg	Bly	22	13
mg/kg	Kadmium	0,2	0,4
mg/kg	Nikkel	57	35
mg/kg	Krom	96	30

6.10 Sammenligning av vannanalyser fra Fossbekken før og etter drift av rensedammen

Årsaken til at konduktivitet blir fremstilt i separat figur, er den høye konsentrasjonen som virker forstyrrende på de andre parameterne, Figur 18A og B. Rensedammen var i drift fra 2016, dette er årsaken til resultatene er fremstilt i perioden før og etter 2016.



Figur 18: Gjennomsnittlige verdier av vannanalyser i Fossbekken før og etter etablering og drift av Fossbekken rensedam. Det ble benyttet gjennomsnittlige verdier av vannanalyser samlet i overvannet til Fossbekken. Før drift er gjennomsnitt av data fra 2014-2016 og etter drift er gjennomsnitt fra 2016-2020.

Prøvene ble tatt som overflatevann i Fossbekken. Gjennomsnittlig konsentrasjon av klorid øker fra 21,2mg/L til 37mg/l, nitrat øker fra 2,2mg/L til 2,6mg/L, magnesium fra 3,4mg/L til 4,4mg/L, kalsium fra 12,6mg/L til 17,3mg/L, aluminium fra 0,1mg/L til 0,2mg/L, mangan fra 0,04mg/L til 0,05mg/L, jern fra 0,3mg/L til 0,4mg/L, bly fra 0,0001mg/L til 0,0002mg/L og

konduktivitet fra 18 326 μ S/cm til 25 251 μ S/cm i vannanalysene etter 2016. Parameterne ortofosfat, krom, nikkel, kobber og kadmium forholder seg uendret fra perioden før 2016 til perioden etter 2016, se vedlegg K1 og H2.

7 Diskusjon

7.1 Vannfase og rensedam

I henholdt til miljødirektoratets grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota, var den gjennomsnittlige konsentrasjonen av sink eneste parameter som overskred grenseverdien for moderat forurenset (tilstandsklasse III) ferskvann i alle prøvetakingspunktene. Nitrogen, klorid, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, mangan, jern og kobolt inngår ikke i denne klassifiseringen (Miljødirektoratet, 2016). Gjennomsnittlig konsentrasjon av nikkel, kobber og bly ble registrert i innløpskummen til Fossbekken rensedam med konsentrasjoner som overskred grenseverdien for moderat forurenset ferskvann. De høye konsentrasjonene av nikkel, bly, kobber og sink var innenfor forventet konsentrasjon av forurensninger i avrenning fra E18 (Damsgård, 2011; Nyheim, 2011).

Tungmetallenes bevegelse gjennom Fossbekken rensedam er svært ulik. Sulfat, natrium, klorid, magnesium, kalsium og konduktivitet, har tilsvarende svingningsmønster gjennom rensedammen, der konsentrasjonen er høy i innløpskummen, og reduseres etterhvert som vannet drenerer gjennom rensedammen. Kadmium, mangan, kobolt, kobber, krom, jern, nikkel, sink, bly og aluminium har varierende svingningsmønster gjennom rensedammen. Ut ifra disse resultatene kan en fortyningseffekt gjennom rensedammen tolkes. Dette underbygges i studiet til (Bækken et al., 2005) hvor et lignende fenomen opptrer. Når vannet fra innløpskummen drenerer inn i forsedimentasjonsbassenget til rensedammen vil deler av vannet blande seg med de eksisterende vannmassene i rensedammen. Fortyningen vil føre til en reduksjon i konduktivitet, og jevne ut høye konsentrasjoner (Amundsen et al., 2008). En utjevning av konsentrasjonen fra innløpskummen til utløpskummen samsvarer med resultatene vist i vedlegg B4 til B9 og B11 til B18 og studiet (Bækken et al., 2005; Åstebøl & Coward, 2004).

Saltholdig vann vil kunne synke til bunn av rensedammen og forårsake en saltsjiktning i vinterperioden, dette er vist i studiene (Bækken et al., 2005; Marsalek, 2003; Semadeni-Davies, 2006). I studiet til (Semadeni-Davies, 2006) ble det vist en tilnærmet halvert renseeffekt i rensedammen grunnet saltsjiktning. Resultatene fra vannprøven i innløpskummen til Fossbekken rensedam bekreftet en saltsjiktning i innløpskummen i januar og februar måned. Det ble ikke undersøkt om det forekom saltsjiktning, og dermed redusert renseeffekt i rensedammen i vinterperioden.

Logget konduktivitet (Figur 12, Figur 14 og vedlegg B6, B8, B9, B10 og B11) målt i innløpskummen registrerte den 8. februar en puls av utvasking av konduktivitet, magnesium, sulfat, kobolt, mangan og kadmium. Dette kan forklares med stor avrenning til rensedammen grunnet økt lufttemperatur, kraftig snø smelte og nedbør den 8. februar. For utløpskummen den 9. februar ble en motsatt puls registrert med en kraftig økning i konduktivitet, magnesium, kobolt, kadmium, krom, jern, nikkel, sink, bly og aluminium i utløpskummen den 9. februar. Denne økningen antas å skyldes avrenningen den 8. februar, der den forhøyede konsentrasjonen av konduktivitet, magnesium, sulfat, kobolt, mangan og kadmium drenerte gjennom rensedammen. Pulsen av avrenning den 8. februar har trolig vasket ut deler av saltet i bunnsjiktet av innløpskummen og rensedammen. En målt økning i turbiditet (vedlegg B1), i tillegg til en studie utført av (Amundsen et al., 2008) underbygger denne antagelsen. I tidsrommet 9. januar til 7. februar ble en stagnering av konduktivitet registrert i utløpskummen. Dette skyldes mest sannsynlig lave lufttemperaturer i perioden 9. januar til 7. februar, i tillegg til en økning i snødybde, har resultert i liten avrenning til rensedammen i denne perioden.

Etterhvert som salting av veibanen avtar, og lufttemperaturen øker, var det forventet at konsentrasjonen av veisalt i avrenningen til rensedammen ble redusert, som vist i studiene (Bækken et al., 2005; Semadeni-Davies, 2006; Åstebøl & Coward, 2004). Resultatene for logget konduktivitet (Figur 12 og Figur 14) viser en gradvis reduksjon av konduktivitet i innløpskummen, innløpet og utløpet til rensedammen og utløpskummen. Som det kommer frem av studiet (Amundsen et al., 2008; Åstebøl & Coward, 2004) vil en gradvis utvasking av veisalt forløpe frem til neste saltesesong starter. Ut fra resultatene til logget konduktivitet kan det antas at konsentrasjonen av veisalt vil følge samme mønster som disse studiene (Amundsen et al., 2008; Åstebøl & Coward, 2004) på grunnlag av den reduserte konsentrasjonen av veisalt i innløpskummen og utløpskummen, frem til siste feltprøvedag. Det er derfor rimelig å anta at konduktiviteten ville reduseres ytterligere frem til neste saltesesong starter.

Det ble funnet positiv korrelasjon mellom natrium, magnesium, kalsium, klorid, sulfat og konduktivitet (vedlegg B4, B5, B6, B7, B8, D1 og D4). Dette stemmer over ens med funnene til (Löfgren, 2001), der en effekt av veisalt øker kationbytte, der natrium byttes ut med kalsium og magnesium i jorden. Dette kan føre til økte konsentrasjoner og utvasking av metaller og basekationene kalsium, magnesium og kalium. Den hydrauliske ledningsevnen

reduseres som et resultat av økt kolloid transport i jorden og høye veisaltkonsentrasjoner. Dette kan føre til utvasking av tungmetaller som bly og kobber, grunnet den høye konsentrasjonen av kolloider i jorden. Mindre konsentrasjoner av kalsium, magnesium og sulfat finnes i veisalt (Amundsen et al., 2008). det vil derfor være sannsynlig at det med høye konsentrasjoner av veisalt, er en positiv sammenheng mellom natrium, klorid, sulfat, magnesium og kalsium.

Mobilisering av tungmetaller grunnet høy konsentrasjon av veisalt i veiavrenningen har i tidligere studier blitt vist (Amrhein et al., 1992; Bäckström et al., 2004; Bækken, 1993). Veisalt løst i vannfase kan endre sammensetningen av ionene, og øke ionestyrken i vannet. Dette kan medføre endrede kjemiske forhold, som kan påvirke absorpsjonen av metaller tilstede via ionebytteprosesser, og kompleksbinding med klorid. Dannelse av kloridkomplekser kan føre til at metaller holdes i vannfase (Bäckström et al., 2004; Bækken, 1993; Stead-Dexter & Ward, 2004). Dette er vesentlig da resultatene i denne masteren samsvarer med tidligere forskning. Økt konsentrasjon av natriumklorid i veiavrenningen i januar, februar og mars måned, viser korrelerende forhold med mangan og kobolt i innløpskummen og i innløpet til rensedammen, vist i vedlegg B9, B10 C1 og D1. Korrelasjonsanalysen utført på innløpskummen støtter dette da det ble funnet signifikant korrelasjon mellom konduktivitet, mangan, kobolt og kadmium. Dette støttes av signifikant sammenheng i enveis ANOVA mellom konduktivitet mangan, kobolt og kadmium. PCA-analysen (Figur 16) og korrelasjonsanalysen for innløpskummen og utløpskummen.

Korrelasjonen mellom kadmium og veisalt kan forklares med at kadmium ofte er mobilt i jord og sedimenter, i forhold til andre tungmetaller (Alloway, 1990). Kadmium kan inngå i kloridkomplekser, og i (Amundsen et al., 2008) vises det til at økt veisaltavrenning kan føre til økte konsentrasjoner av kadmium og sink i vannfase. Dette kan være forklarende for den høye konsentrasjonen av sink i vannfase. For sink ble det funnet signifikant sammenheng i enveis ANOVA-test med konduktivitet i innløpet til rensedammen (vedlegg C1). Kadmium og sink kan inngå i forbrenningsprodukter fra drivstoff, slitasjeprodukter fra asfalt og bildekk, samt korrosjon av materialer som krombelegg, dekk, galvaniserte produkter og maling (Amundsen & Roseth, 2004).

Vedlegg B12, B13, B14, B15, B16, B17 og B18, viser de korrelerende forholdene mellom økt saltkonsentrasjon i avrenningsvannet og metallene bly, jern, krom, kobber, nikkel, sink og aluminium, der kadmium, mangan og kobolt har forhold som skiller seg ut med høy korrelasjon i svingningsmønsteret med konduktiviteten. Den sterke korrelasjonen mellom økt veisaltavrenning og tungmetallene mangan og kobolt, kan forklares ved at mangan og jern ofte opptrer i høye konsentrasjoner ved ionebytteprosesser, og ved nedbryting av organiske stoffer i jord og sediment. Anaerobe forhold i jord og sediment øker mobiliteten av jern, mangan og kobolt grunnet de reduserte forholdene. Dette kan øke utvaskingen og ionebytteprosessen av tungmetaller i jord og sediment (Amundsen et al., 2008; Skjelkvåle et al., 2008). Konsentrasjonen av jern i vannfase korrelerer i liten grad med mangan, og strider dermed med studiet til (Amundsen et al., 2008). Metallene nikkel, kobber, bly, jern, krom og aluminium viste negativ korrelasjon i innløpskummen og i utløpet til rensedammen med økt veisaltkonsentrasjon. Dette kan skyldes ionebytteprosesser med sedimentet i innløpet til rensedammen. Resultatene (Figur 17 og vedlegg H4) viser høyest konsentrasjon av natrium i sedimentet vinteren 2019. Konsentrasjonen av kobber og bly var lav sammenlignet med en rensedam ved Skullerud. Dette kan indikere lave konsentrasjoner av nikkel, kobber, bly, jern, krom og aluminium i sedimentet til Fossbekken, noe som kan medføre usikkerhet. Konsentrasjonen av tungmetaller vil variere i forhold til hver enkelt avrenningsepisode. Geografisk lokasjon og avrenningsmønster vil føre til individuelle forskjeller for hver rensedam og for hvert enkel kjemisk komponent (Meland et al., 2016).

7.2 Akkumulering i sediment

Miljødirektoratets miljøkvalitetsstandard er miljøstandarden som er benyttet til klassifisering av forurensing av sediment i denne oppgaven. Natrium, magnesium, aluminium, kalsium, mangan og jern inngår ikke i denne klassifiseringen (Miljødirektoratet, 2016). Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av nikkel (57mg/kg) og sink (520mg/kg) i blandprøven av sediment vinter 2019 overskred grenseverdien for «moderat forurenset» sediment, se vedlegg E1. I blandprøven av sedimentet høsten 2019 overskred den gjennomsnittlige konsentrasjonen av nikkel (57mg/kg), sink (815mg/kg) og kobber (98mg/kg) grenseverdien for «moderat forurenset» sediment. Disse resultatene samsvarer med tidligere studier (Damsgård, 2011; Meland et al., 2014), og var forventet på grunn av avrenningen fra E18.

En positiv korrelasjon ble funnet mellom forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller i vannfase ved høy veisaltavrenning, dette blir underbygget i studiene (Pettersson, 1999;

Semadeni-Davies, 2006). Dette kan indikere at løseligheten av tungmetaller i sediment og jord påvirkes i kontakt med veisalt i veiavrenning. Konsentrasjonen av kadmium, mangan og kobolt i innløpet til rensedammen hadde positiv korrelasjon med økt veisaltkonsentrasjon og samsvarer med studiene. Konsentrasjonen av kadmium økte med 25% fra blandprøven av sedimentet tatt 9. januar 2019 til blandprøven tatt 22. august 2019. Konsentrasjonen av kobolt ble ikke registrert i sedimentprøvene. Resultatene fra vannanalysene viser rask mobilisering av tungmetaller ved økt konsentrasjon av veisalt i avrenningen.

Flere studier indikerer at tungmetaller akkumulerer i rensedammer over tid (Meland, 2012; Snilsberg et al., 2002). Dette stemmer for enkelte av stoffene i sedimentet til Fossbekken rensedam. Resultatene (Figur 17 og vedlegg G3) viser en reduksjon i konsentrasjonen av jern, nikkel og natrium i blandprøven av sedimentet tatt høsten 2019. På 8 måneder ble konsentrasjonen av natrium i sedimentet redusert med 89%, konsentrasjonen av jern redusert med 2%, og konsentrasjonen av nikkel redusert med 1% i blandprøven av sediment. Konsentrasjonen av aluminium var lik i blandprøven av sedimentet tatt vinteren 2019 og i blandprøven av sedimentet tatt høsten 2019. Dette kan delvis forklares med at den partikulære fraksjonen av natrium i vannfase var null se vedlegg F6. Oppholdstiden i rensedammen kan ha vært for kort til at jern, nikkel, aluminium og natrium sedimenterte. Høy saltkonsentrasjon kan ha økt løseligheten i vannfase og remobilisering fra sedimentet, og resultert i utvasking (Amrhein et al., 1992). Konsentrasjonen av krom, kobber, sink, kadmium, bly, kalsium, magnesium og mangan økte over tid. Dette kan forklares ved tilstrekkelig oppholdstid for sedimentering og retensjon av forurensinger i rensedammen.

7.3 Forurensningseffekt på Fossbekken

Sedimentanalyser fra Fossbekken rensedam ble sammenlignet med sedimentanalyser fra en rensedam ved Smihagantunnelen (Tabell 5). Disse resultatene viser at Fossbekken rensedam har en høyere konsentrasjon av natrium, magnesium, kalsium, jern, aluminium, kobber, mangan, sink, bly, nikkel og krom i sedimentet. Dette indikerer høyere retensjonsevne i Fossbekken rensedam, sett i forholdt til rensedammen ved Smihagantunnelen. Resultatene (Figur 18) av vannanalyser i resipienten Fossbekken, viste en økning av gjennomsnittlige verdi av klorid, nitrat, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, nikkel, kobber, kadmium og bly etter etableringen av Fossbekken rensedam. Dette skyldes trolig den økte avrenningen av forurensninger fra den nye E18 veistrekningen i tillegg til den allerede eksisterende veistrekningen fylkesvei 128. Konsentrasjonen av klorid, nitrat, magnesium,

aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, nikkel, kobber, kadmium og bly var alle under grenseverdien for «moderat forurenset» ferskvann i miljødirektoratets miljøkvalitetsstandard (vedlegg H1). Selv med økte konsentrasjoner av stoffene etter etablering av rensedammen, kan det tyde på at rensedammen holder tilbake deler av forurensingen. I studiet (Bækken et al., 2005) ble det vist at mer en 90% av nikkel og krom, og bly, kobber, kadmium og jern var det mellom 40-50% som ble holdt tilbake i rensedammen. Som det kommer fram av vedlegg K1 er det en reduksjon i konsentrasjonen av klorid, magnesium, kalsium, krom, mangan og kobber fra rensedammen til Fossbekken. Basert på disse resultatene kan det antas at konsentrasjonen av forurensinger i Fossbekken ville vært høyere dersom rensedammen ikke var tilstede. Det er forventet at konsentrasjonen av tungmetaller i avrenningen til rensedammen øker, basert på at Fossbekken rensedam kun har vært i drift i tre vintersesonger. I følge (Bækken et al., 2005) vil konsentrasjonen av tungmetaller øke med akkumuleringen av tungmetaller i omliggende grøftesystem.

8 Konklusjon

I hypotesen ble det antatt at økt konsentrasjon av veisalt kan føre til mobilisering av tungmetaller akkumulert i Fossbekken rensedam. Basert på konduktivitet og ICP-analyse av vannprøver, kan det tyde på at økt konsentrasjon av veisalt i avrenningen har ført til mobilisering av metallene kadmium, mangan, kobolt og kalsium, magnesium og sulfat i vannfase. Som det kommer frem av ICP-analyse av sediment, forekommer en reduksjon av nikkel, jern og natrium i sedimentet fra januar til august. Dette kan antyde remobilisering tilbake til vannfase.

I hypotesen om Fossbekken rensedam ble det antatt at rensedammen har en renseeffekt på veiavrenningen, som slippes ut i nedstrømsbekken, Fossbekken. Dette stemte for kobber, mangan, krom, klorid, magnesium og kalsium.

Konstruksjon av en optimal rensedam byr utvilsomt på store utfordringer. En rensedam må optimaliseres i form av effektiv drenering fra veibanen, slik at veiavrenningen drenerer ned til rensedammen. Utformingen av rensedammen må være tilpasset omliggende arealer og struktur, samt være stort nok til at oppholdstiden blir betydelig, med god renseeffekt. Materiale benyttet til konstruksjon av bassenget må være i tråd med hvilke forurensninger det er forventet å få inn i bassenget, da uforutsette kjemiske reaksjoner kan øke eller minske mobiliteten til enkelte forurensninger.

9 Kildehenvisning

- Aldrin, M. & Steinbakk, G. H. (2010). *Effekt av salting på frysepunkt i veibanen basert på data fra*. Oslo, Norge Norsk Regnsentral. Tilgjengelig fra: https://www.nr.no/directdownload/5252/Aldrin_-_Effekt_av_salting_p_frysepunkt_i_veibanen_basert.pdf (lest 07.05.2020).
- Alloway, B. (1990). *Heavy Metals in Soils*, Blackie and Son, Ltd. *Glasgow and London*, 323.
- Amrhein, C., Strong, J. E. & Mosher, P. A. (1992). Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science & Technology*, 26 (4): 703-709.
- Amundsen, C., French, H., Haaland, S., Pedersen, P., Riise, G. & Roseth, R. (2008). *Salt SMART Miljøkonsekvenser ved salting av veiger-en litteraturgjennomgang*. Statens vegvesen - Teknologirapport Oslo: Vegdirektoratet. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/70108/binary/35100 (lest 10.04.2019).
- Amundsen, C. E. & Roseth, R. (2004). *Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge: beregning og verifisering av utslippsfaktorer*. Vegdirektoratet utbyggingsavdelingens rapportserie Oslo: Vegdirektoratet
- Amundsen, C. E. & Roseth, R. (2007). *Ferrocyanid (Fe(CN)₆⁴⁻) i vegsalt. Miljø- og helseeffekter og spaltning i UV-C anlegg*. Upublisert manuskript.
- Bjørnskau, T. (2011). *Sikkerhetseffekter av salting*. TØI rapport Oslo Tilgjengelig fra: <https://www.toi.no/getfile.php/1323042/Publikasjoner/TØI%20rapporter/2011/1171-2011/1171-2011-elektronisk.pdf> (lest 30.04.2020).
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L. & Lind, B. (2004). *Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment*. Water research, 0043-1354. Linköping, Sverige: Swedish National Road and Transport Research Institute.
- Bækken, T. (1993). *Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje*, 9291203726. Oslo: Norsk institutt for vannforskning
- Bækken, T., Avolio, C., Veidel, A. & Willbergh, M. (2005). *PORECA. Forurensningsreducerende effekt av Nygård rense-og fordryningsbasseng for vegavrenning, samt vegavrenning til Kjeksrudbekkene og Brekkebekken*, 8257746274. Oslo: Norsk institutt for vannforskning
- Corporation, O. C. (2011). *HOBO U24 Conductivity Logger Manual*. Tilgjengelig fra: <https://www.elit.no/media/catalog/product/m/a/man-u24x.pdf> (lest 12.12.2019).
- Damsgård, M. B. (2011). *Akkumulering av tungmetaller i bunnlevende invertebrater og frosl fra rensebasseng langs E6*. Masteroppgave. Ås, Norge: Norges miljø- og

- biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra:
<https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/190862/akkumulering%20avtungmetaller.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 20.03.2020).
- Den europeiske union, E. (2016). *Bruk av jernartarat som antiklumpemiddel i salt og salterstatninger*. europalov.no: Den europeiske union, EU.
- Det norske meteorologiske institutt, K. (2020). *Gjennomsnittlig lufttemperatur og nedbør i ulike årstider*: Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig fra:
<https://www.ssb.no/a/histstat/tabeller/2-9.html> (lest 17.05.2020).
- Gadd, G. (2009). *Heavy metal pollutants: environmental and biotechnological aspects*. Encyclopedia of microbiology. Oxford: Elsevier.
- Grinde, L., Heiberg, H., Mamen, J., Skaland, R. G., Tajet, H. T. T. & Tunheim, K. (2019). *Været i Norge, Klimatologisk månedsoversikt januar 2019*. Klimatologisk månedsoversikt Oslo: Meteorologisk institutt.
- Grinde, L. & Mamen, J. (2019a). *Været i Norge, Klimatologisk månedsoversikt februar 2019*. Klimatologisk månedsoversikt Oslo: Meteorologisk institutt.
- Grinde, L. & Mamen, J. (2019b). *Været i Norge, Klimatologisk månedsoversikt mars 2019*. Klimatologisk månedsoversikt Oslo: Meteorologisk institutt
- Gryteselv, D., Nonstad, B. & Lysbakken, K. R. (2018). *Opplæring i vinterdrift for operatører: Driftskontrakter med oppstart 2018*. Statens vegvesens rapporter 1893-1162. Oslo Vegdirektoratet
- institutt, M. (2020). *Været i Norge i 2019*. Oslo: Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra:
<https://www.met.no/nyhetsarkiv/vaeret-i-norge-i-2019> (lest 17.05.2020).
- Jørgensen, T. (2011). *Laboratorieforsøk for å studere hvordan saltløsninger blandes og innlagres i ferskvann*: Statens vegvesen. Tilgjengelig fra:
https://www.vegvesen.no/_attachment/315105/binary/554374 (lest 08.05.2020).
- Löfgren, S. (2001). *The chemical effects of deicing salt on soil and stream water of five catchments in southeast Sweden*. Water, Air, and Soil Pollution, 130, 1-4.
- Marsalek, J. (2003). *Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates*. Water Science and Technology, 0273-1223. Lakeshore Road, Burlington, Canada.
- Meland, S. (2010). *Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff*. Doktoravhandling. Ås, Norge: Norwegian University of Life Sciences. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2431910/2010->

[25_Sondre%20Meland_%28IMV%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y](#) (lest 04.01.2020).

Meland, S. (2012). Kjemisk karakterisering av sediment fra Vassum sedimenteringsbasseng.

Meland, S., Thygesen, H. & Johansen, S. L. (2014). *Kjemisk karakterisering av sediment i rensebassenger for vegavrenning*. Innsendte artikler. vannforeningen.no: Statens vegvesen Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/forskning+og+utvikling/Avsluttede+FoU-program/NORWAT/Publikasjoner/_attachment/613788?ts=145651cee30&fast_title=Kjemisk+karakterisering+av+sediment+i+rensebassenger+for+vegavrenning_Vann_01-2014.pdf (lest 19.12.2019).

Meland, S., Ranneklev, S. B. & Hertel-Aas, T. (2016). *Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann*. Vann. Tilgjengelig fra: <https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2016/12/Meland-Ranneklev-og-Hertel-Aas.pdf>.

Miljolare. (u.å). *Hvordan virker et pH-meter?* miljolare.no. Tilgjengelig fra: https://www.miljolare.no/tema/vannressurser/artikler/fysikk_kjemi/phmeter.php (lest 04.12.2019).

Miljødirektoratet. (2016). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*. Veileder: Miljødirektoratet Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf> (lest 02.02.2020).

Muthanna, T. M., Knegt, J.-W., Bink, S., Veen, I. v. d. & Tol, J. v. (2019). *A review of applications of de-icing chemicals, representative for European countries*. PEB Project Norwegian University of Science and Technology and TAUW

Muthanna, T. M., Knegt, J.-W., Bink, S., Veen, I. v. d. & Tol, J. v. (2019). *A review of applications of de-icing chemicals, representative for European countries*. PEB Project Norwegian University of Science and Technology, TAUW

Norgeskart (2019a). Kartverket.no: Kartverket.no. Tilgjengelig fra: <https://norgeskart.no/#!/?project=norgeskart&layers=1003&zoom=17&lat=6616045.97&lon=274153.27&markerLat=6616045.968749999&markerLon=274153.26562499994&panel=searchOptionsPanel&sok=Osloveien>.

Norgeskart (2019b). Norge, Finn.no Norkart AS, Statens Kartverk, GEOVEKST, Oslo kommune, Plan- og bygningsetaten, Norsk Polarinstitut, Bergen kommune, Drammen kommune, Ålesund kommune, Stavanger kommune, Trondheim kommune og Bærum kommune. Tilgjengelig fra: <https://kart.finn.no> (lest 08.04.2019).

- Norgeskart (2020). Miljødirektoratet.no: Kartverket/Norsk Polarinstitutt. Tilgjengelig fra: <https://miljoatlas.miljodirektoratet.no/MAKartWeb/KlientFull.htm?lang=no> (lest 19.02.2020).
- Nyheim, M. T. (2011). *Biotilgjengelighet og opptak av antimon, kadmium, kobolt og sink i øyestikkernymfer (Odonata, Anisoptera) som funksjon av økende veisaltkonsentrasjoner-et tracereksperiment*. Masteroppgave Ås, Norge: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/258194/binary/459429 (lest 09.04.2019).
- Oslo, U. i. (2019). *pH*: Universitetet i Oslo Tilgjengelig fra: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/p/ph.html> (lest 05.05.2020).
- Pedersen, B. (2019). *Tungmetaller*. Store norske leksikon: Store norske leksikon Tilgjengelig fra: <https://snl.no/tungmetaller> (lest 03.02.2020).
- Pettersson, T. J. (1999). *Stormwater ponds for pollution reduction*. Doktoravhandling. Göteborg, Sverige: Chalmers University of Technology. Tilgjengelig fra: <http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/821/821.pdf> (lest 27.05.2020).
- Rohrlack, T. & Haaland, S. (2020). *Samtale med veileder* Ås.
- Roseth, R. & Amundsen, C. E. (2007). *Ferrocyanid (Fe(CN)₆⁴⁻) i vegsalt. Miljø- og helseeffekter og spaltning i UV-C anlegg*. Upublisert manuskript.
- s.n. (2019). *vann-nett: Hobøelva bekkefelt oppstrøms Hulsbekken*, . Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/003-167-R>.
- Saksgård, R. & Schartau, A. K. (2007). *Kjemisk overvåking av norske vassdrag*. Nina Rapport. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning. Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2008/385.pdf> (lest 09.12.2019).
- Samferdselsdepartementet. (2019). *Statsbudsjettet 2019 - Tildelingsbrev til Statens vegvesen*: Samferdselsdepartementet Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/087954c97c8e47b7b2a733e350a25b4a/state-ns-vegvesen---tildelingsbrev--2019-med-vedlegg.pdf> (lest 30.04.2020).
- Saunes, H., Jørgensen, N. E., Værøy, N., Konierczny, R. M. & Åstebøl, S. O. (2019a). *Sluttrapport–Undersøkelse av veinære innsjøer 2015-2018: vannkvalitet og statistiske analyser av data for 2005-2018*. Statens vegvesens rapporter Oslo Vegdirektoratet.
- Saunes, H., Værøy, N. & Åstebøl, S. O. (2019b). *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge: Overvåking av vannkvalitet i 2018*. Statens vegvesens rapporter: Vegdirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2593289/Vegnære%20innsjøer%202018%20SVV%20rapport%20218%20%284MB%29.pdf?sequence=1&isAllowed=yv> (lest 03.02.2020).

- Semadeni-Davies, A. (2006). *Winter performance of an urban stormwater pond in southern Sweden*. Hydrological Processes: An International Journal. Lund, Sverige: Department of Water Resources Engineering. Tilgjengelig fra: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/hyp.5909> (lest 26.05.2020).
- Sivertsen, Å. m. f. (2012). *Sluttrappport for etatsprogrammet Salt SMART*. Statens vegvesens rapporter Vegdirektoratet. Tilgjengelig fra: https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2508149/SaltSmartRapportNR92_200912.pdf?sequence=1&isAllowed=y (lest 02.06.2018).
- Skjelkvåle, B., Rognerud, S., Fjeld, E., Christensen, G. & Røyset, O. (2008). *Nasjonale innsjøundersøkelse 2004-2006, Del I: Vannkjemi. Status for forsuring, næringssalter og metaller*. NIVA-rapport;5548, 8257752835. Oslo, Norge: Norsk institutt for vannforskning, NIVA.
- Skrutvold, J., Roseth, R., Haaland, S. L. & French, H. K. (2018a). *Vegsalt og formiatbaserte avsningsmidler–Effekter i jord, vann og på vegetasjon*. NIBIO Rapport, 8217022070. Oslo, Norge: Norsk institutt for bioøkonomi.
- Skrutvold, J., Roseth, R., Haaland, S. L. & French, H. K. (2018b). *Vegsalt og formiatbaserte avsningsmidler–Effekter i jord, vann og på vegetasjon*. I: 144, N. (red.). NIBIO Rapport, 8217022070. Oslo, Norge: Norges institutt for bioøkonomi.
- Snilsberg, P., Roseth, R. & Amundsen, C. E. (2002). *Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning: undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg på ny E6 Korsegården-Vassum i Ås kommuni i 2000 og 2001*. Ås: Jordforsk - Senter for jordfaglig miljøforskning Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/191124/Jordforsk%20rapport%202013-02.pdf?sequence=1> (lest 10.03.2020).
- Statens vegvesen. (2018). *Bruk av innsigelse i arealplanleggingen - Nasjonale og regionale interesser innenfor Statens vegvesens ansvarsområde*. Håndbok V744: Vegdirektoratet. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/attachment/2190107/binary/1240258?fast_title=Håndbok+V744+Bruk+av+innsigelse+i+arealplanleggingen.pdf (lest 01.05.2020).
- Statistics, S. S. (2018a). *One-Way ANOVA Calculator*. socscistatistics.com: Social Science Statistics. Tilgjengelig fra: <https://www.socscistatistics.com/tests/anova/default2.aspx> (lest 15.04.2020).
- Statistics, S. S. (2018b). *Spearman's Rho Calculator*. ocsistatistics.com: Social Science Statistics (lest 15.04.2020).
- Stead-Dexter, K. & Ward, N. (2004). *Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater*. Science of the total environment, 0048-9697. Guildford

- Storhaug, R. & Åstebøl, S. O. (2015). *Avrenning av miljøgifter fra tette flater - Litteraturstudium*. Oslo: Aquateam COWI AS. Tilgjengelig fra: <http://www.indre-oslofjord.no/uploads/RapportO-14073Avrenningavmiljogifterfratetteflater.pdf> (lest 10.03.2020).
- Thomassen, T.-S., Resen-Fellie, O. P., Larsen, Ø., Hoff, I., Refsdal, G., Gryteselv, D., Aksnes, J., Nonstad, B., Klein-Paste, A., Nonstad, B., et al. (2015). *Lærebok Drift og vedlikehold av veger*. VD rapport Vegdirektoratet Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/fag/veg+og+gate/drift+og+vedlikehold/Vinterdrift/salting/sporsmal-og-svar/hvordan-virker-saltet/_attachment/290248?_ts=14f2b5c1c48&fast_title=rappport+365+Lærebok+Drift+og+vedlikehold+av+veger+%28PDF%2C+26+MB%29 (lest 17.12.2019).
- universitet, N. m.-o. b. (2020). *Meteorologiske data for Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/fakultet/realtek/laboratorier/bioklim/meteorologiske-data/node/10263> (lest 28.11.2019).
- Vaa, T. & Sakshaug, K. (2007). *Salting av veger: En kunnskapsoversikt*: Statens vegvesen Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/70107/binary/35099 (lest 01.05.2020).
- Wåhlin, J. (2019). *Mengderapportering vinteren 2018/2019*. Statens vegvesens rapporter: Vegdirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/2620178?show=full> (lest 06.12.2019).
- Åstebøl, S. & Coward, J. (2004). *Overvåkning av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003–2004*. Vegdirektoratet Utbyggingsavdelingens rapportserie: Vegdirektoratet. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/61707/binary/395005?fast_title=Overvåking+av+rensebasseng+for+overvann+fra+E6+Skullerudkrysset+i+Oslo.pdf (lest 30.05.2020).

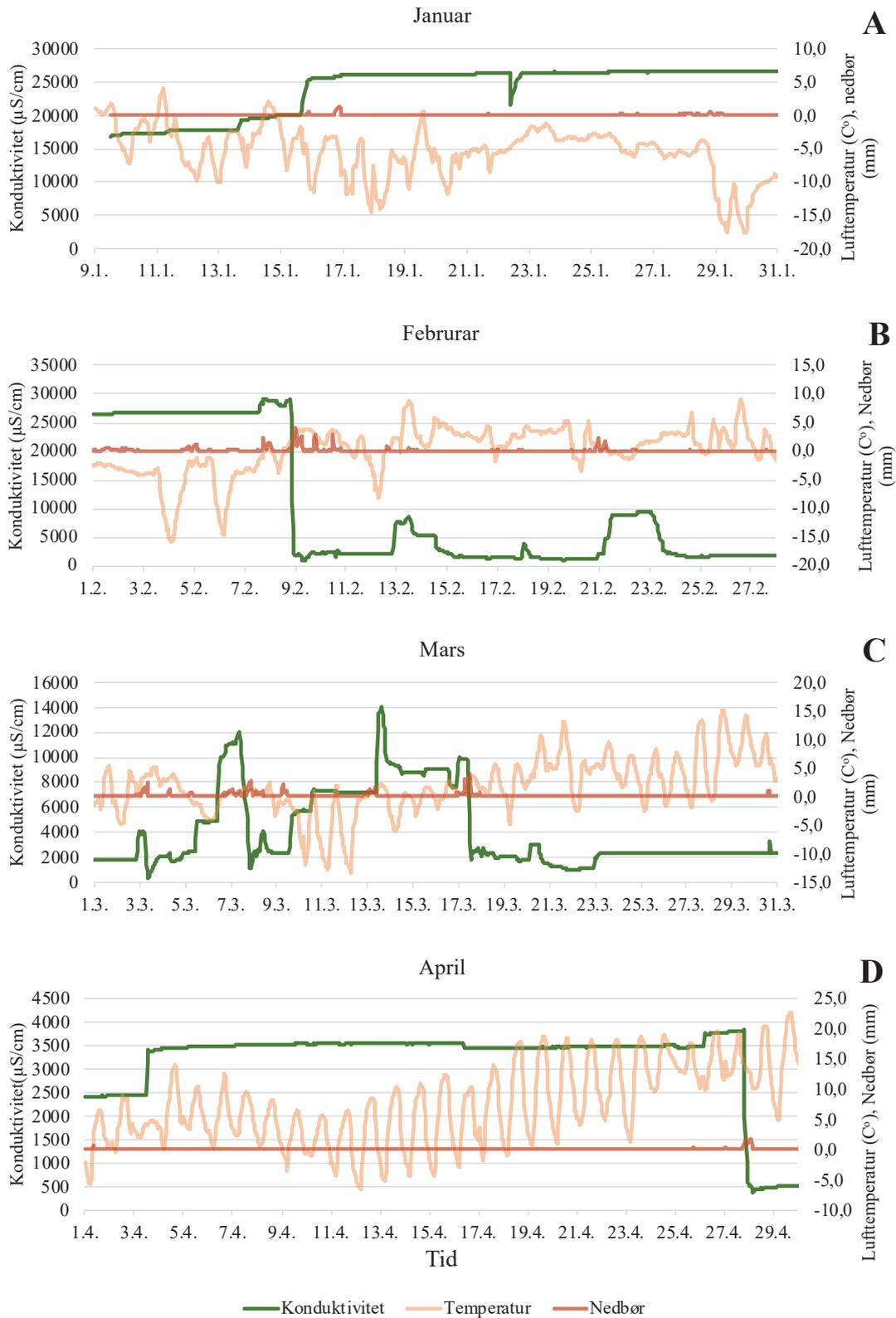
1. Vedlegg

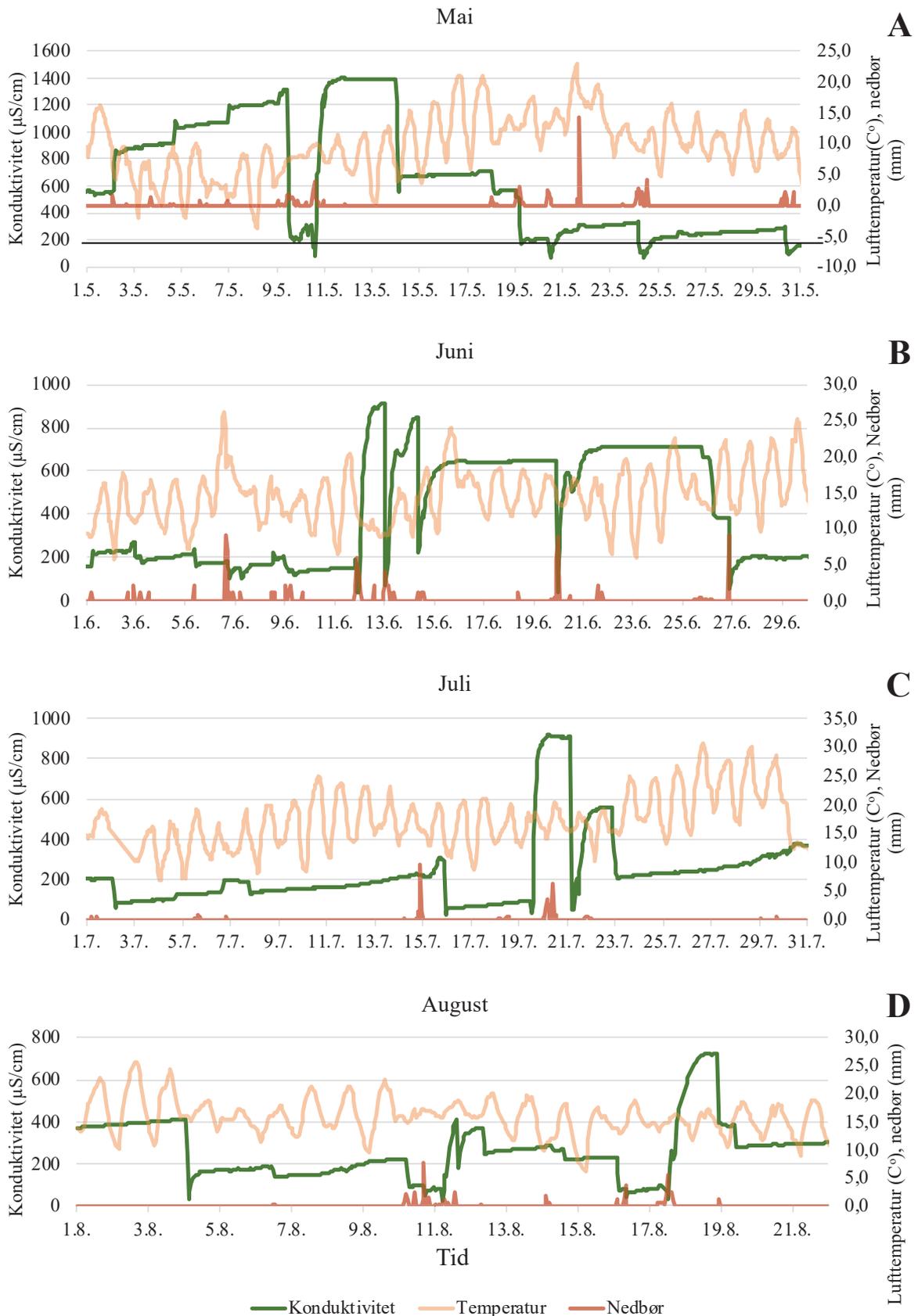
A.	VEDLEGG – LOGGET KONDUKTIVITET	3
1.	Månedlig fremvisning av logget konduktivitet i innløpskummen til Fossbekken rensedam (januar– august).....	3
1.	Månedlig fremvisning av logget konduktivitet i utløpskummen til Fossbekken rensedam (januar– august).....	5
B.	VEDLEGG – VANNANALYSER	7
1.	Turbiditet.....	7
2.	Fargetall	7
3.	pH.....	8
4.	Vannanalyse konduktivitet og natrium	9
5.	Vannanalyse konduktivitet og klorid.....	10
6.	Vannanalyse konduktivitet og sulfat.....	11
7.	Vannanalyse konduktivitet og kalsium.....	12
8.	Vannanalyse konduktivitet og magnesium	13
9.	Vannanalyse konduktivitet og kobolt.....	14
10.	Vannanalyse konduktivitet og mangan.....	15
11.	Vannanalyse konduktivitet og kadmium	16
12.	Vannanalyse konduktivitet og kobber.....	17
13.	Vannanalyse kadmium og krom	18
14.	Vannanalyse konduktivitet og jern	19
15.	Vannanalyse konduktivitet og nikkel.....	20
16.	Vannanalyse konduktivitet og sink.....	21
17.	Vannanalyse konduktivitet og bly.....	22
18.	Vannanalyse konduktivitet og aluminium	23
C.	VEDLEGG – ENVEIS ANOVA-TEST.....	24
1.	Innløpskum mot innløpet til rensedammen	24
2.	Innløpet til rensedammen mot utløpskummen	24
3.	Utløpet til rensedammen mot utløpskummen	25
D.	VEDLEGG – SPEARMAN RANK KORRELASJONSANALYSE	26
1.	Innløpskum.....	26
2.	Innløpet til rensedammen	26
3.	Utløpskummen til rensedammen	27
4.	Utløpskum	27
E.	VEDLEGG – SEDIMENT	28
1.	Miljødirektoratets miljøkvalitetsstandard.....	28
2.	Visualisert sedimentkonservering.....	29
F.	VEDLEGG - RÅDATA VANNANALYSER.....	30
1.	Miljødirektoratets miljøkvalitetsstandard.....	30
2.	Vannanalyser fra felt.....	31
3.	Rådata av pH.....	34
4.	Rådata turbiditet.....	35
5.	Rådata fargetall	35
6.	Rådata utregnet partikulær del.....	36
G.	VEDLEGG – RÅDATA SEDIMENTANALYSER	38
1.	Utregning av gjennomsnittsverdier av blandprøver.....	38
2.	Utregning våtvekt og tørrvekt.....	39
3.	Prosentvis endring av forurensinger i sedimentanalyser.....	40
H.	VEDLEGG – FOSSBEKKEN	41

1.	<i>Miljødirektoratets miljøkvalitetsstandard</i>	41
2.	<i>Prosentvis endring i forurensinger i Fossbekken etter etablert rensedam</i>	42
I.	VEDLEGG – DATABLAD HOBO DATALOGGER.....	43
J.	VEDLEGG – BASISINFORMASJON FOSSBEKKEN.....	45
1.	<i>Plankart Fossbekken rensedam</i>	45
2.	<i>Kartinformasjon, vegkart.no</i>	46
K.	VEDLEGG – RÅDATA FOSSBEKKEN	47
1.	<i>Sammenligning gjennomsnitt av vannanalyser, Fossbekken og Fossbekken rensedam</i>	47
2.	<i>Vannanalyser Fossbekken 2014 til 2020</i>	48
L.	VEDLEGG – VANNANALYSE KONTAMINERING LABORATORIUM.....	52

A. Vedlegg – Logget konduktivitet

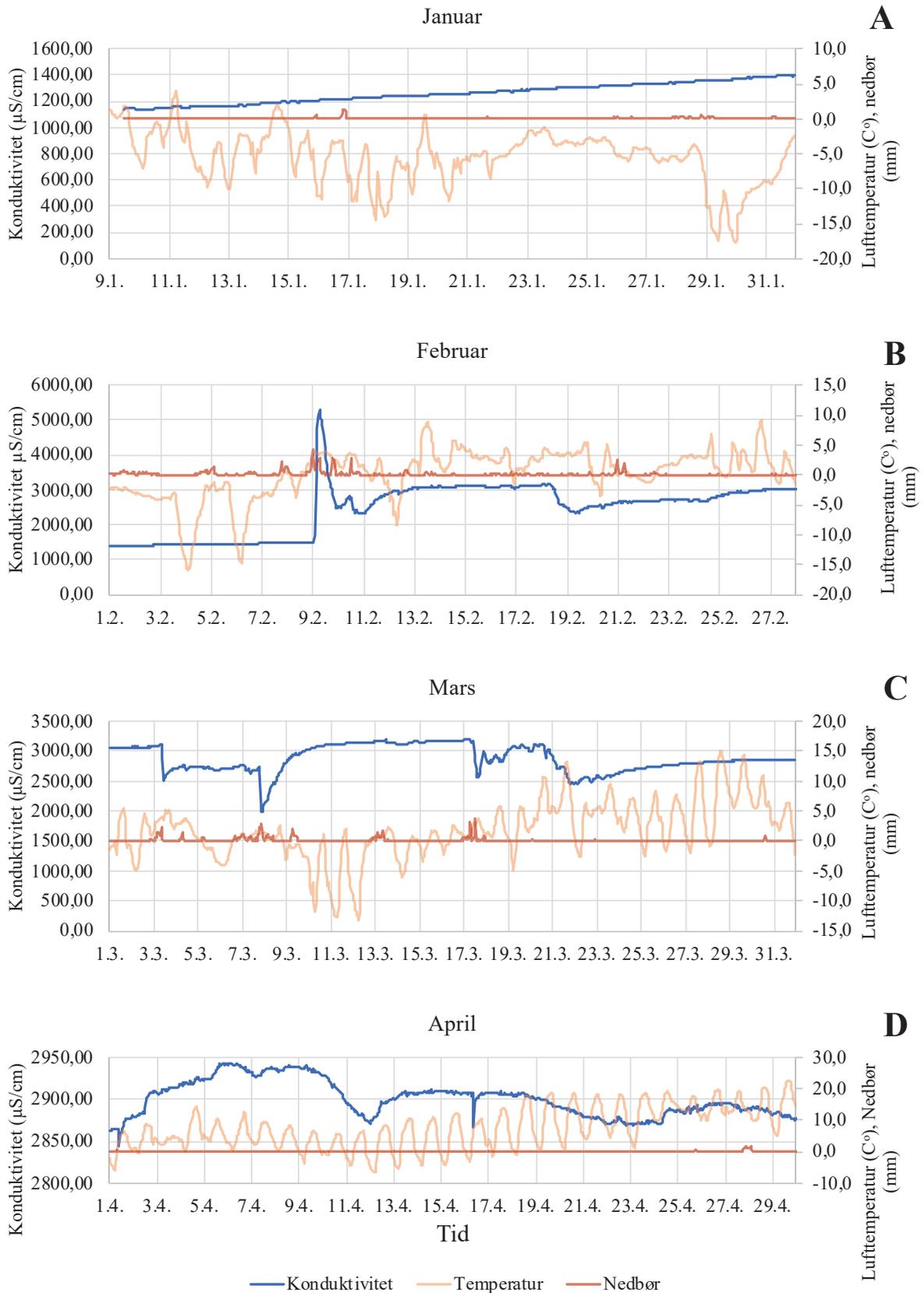
1. Månedlig fremvisning av logget konduktivitet i innløpskummen til Fossbekken rensedam (januar–august)

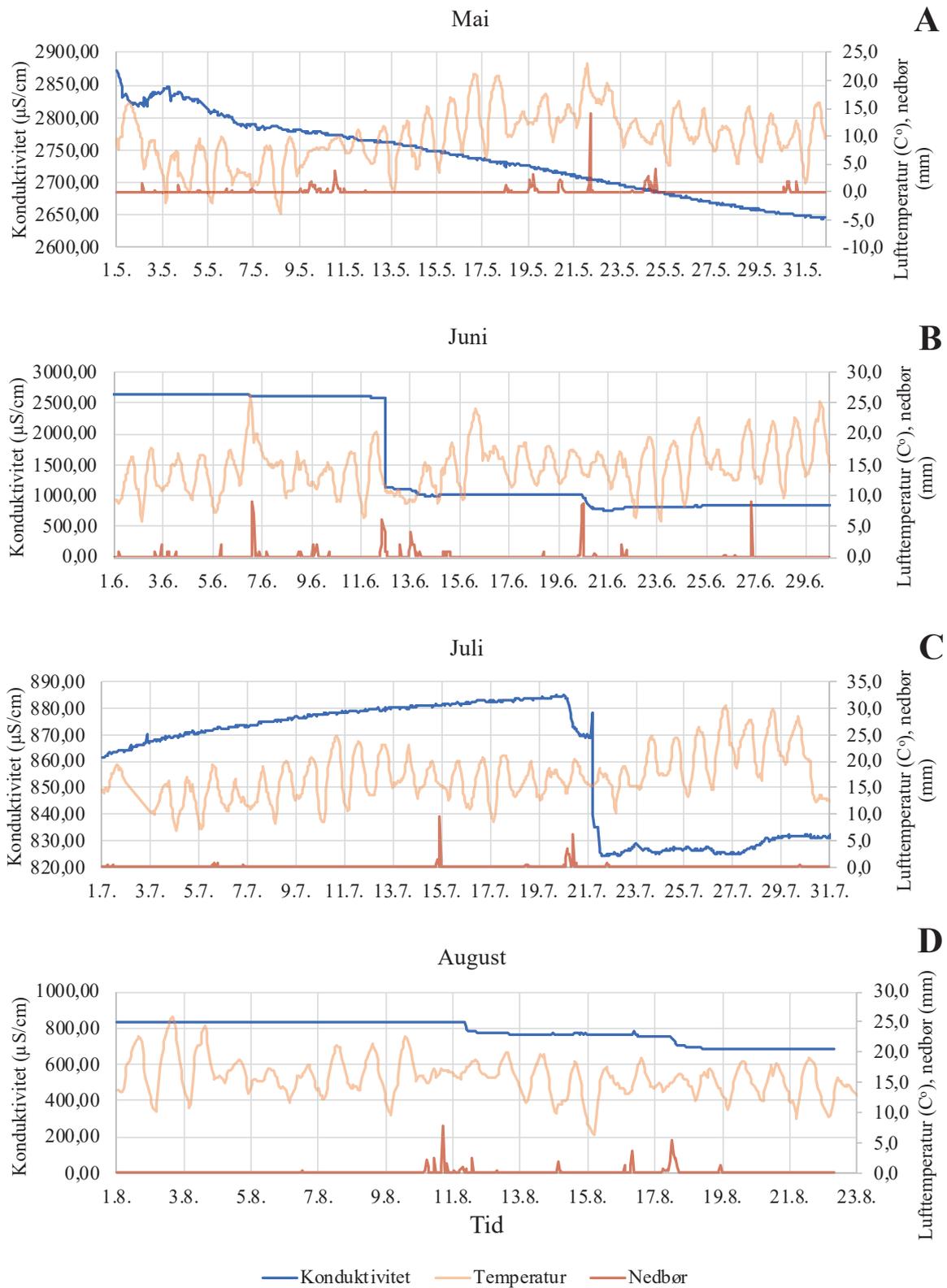




Figur 1: Månedlig fremvisning av konduktivitet og metrologiske data fra Fossbekken rensedam i tidsperioden januar 2019 til august 2019. Konduktivitet og metrologiske data ble registrert hver time gjennom hele analyseperioden. Metrologiske data lufttemperatur og nedbør er fremvist med konduktivitet i individuelle figurer for hver måned. Metrologiske data er hentet fra BIOKLIM værstasjon Ås (universitet, 2020). Tid er angitt på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ på y-aksen og metrologiske data på sekundær-aksen.

1. Månedlig fremvisning av logget konduktivitet i utløpskummen til Fossbekken rensedam (januar-august)

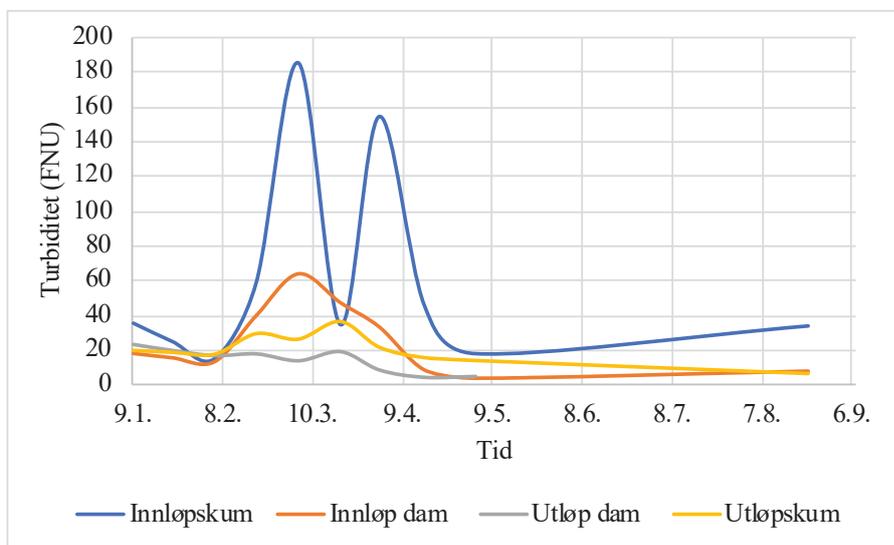




Figur 2: Månedlig fremvisning av logget konduktivitet og metrologiske data for Fossbekken rensedam i individuelle figurer fra januar til august 2019. Konduktivitet ble logget hver time, og metrologiske data er hentet fra BIOKLIM værstasjon Ås (universitet, 2020). Metrologiske data i form av nedbør og lufttemperatur er fremvist i figurene sammen med logget konduktivitet. Tid er angitt på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S}/\text{cm}$ på y-aksen og metrologiske data på sekundær-aksen.

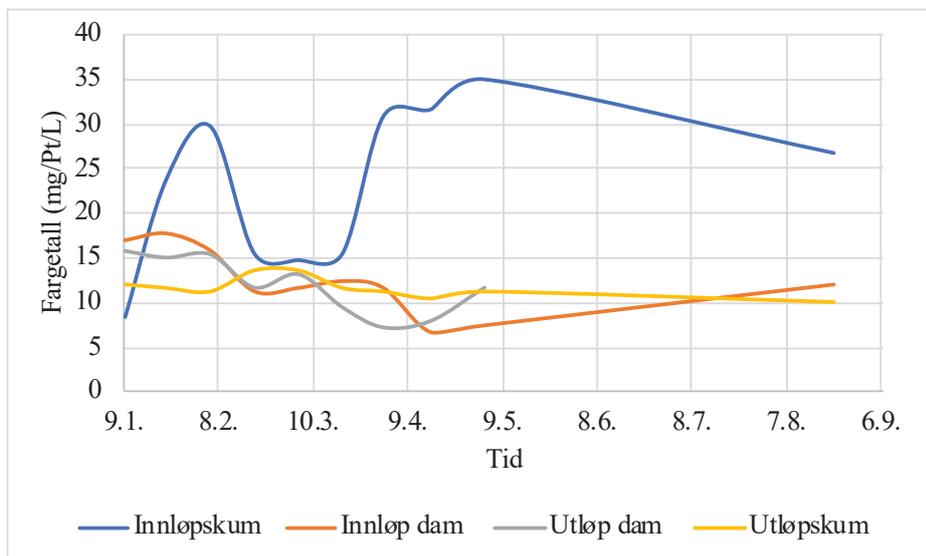
B. Vedlegg – Vannanalyser

1. Turbiditet



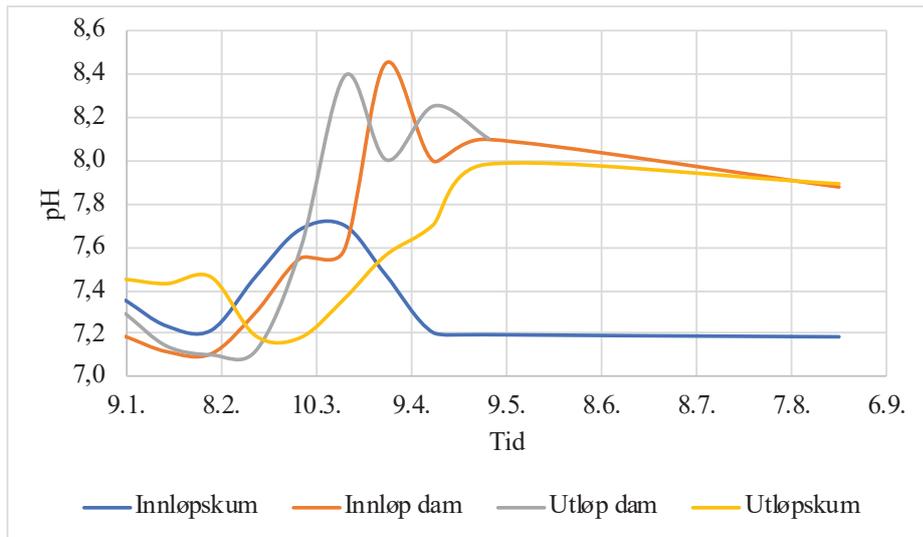
Figur 3: Turbiditet Fossbekken, innløpskum, utløpskum, innløpet til rensedammen og utløpet til rensedammen i perioden 09.01.2019 til 22.08.2019. Tid er angitt på x-aksen (dato) og turbiditet på y-aksen.

2. Fargetall



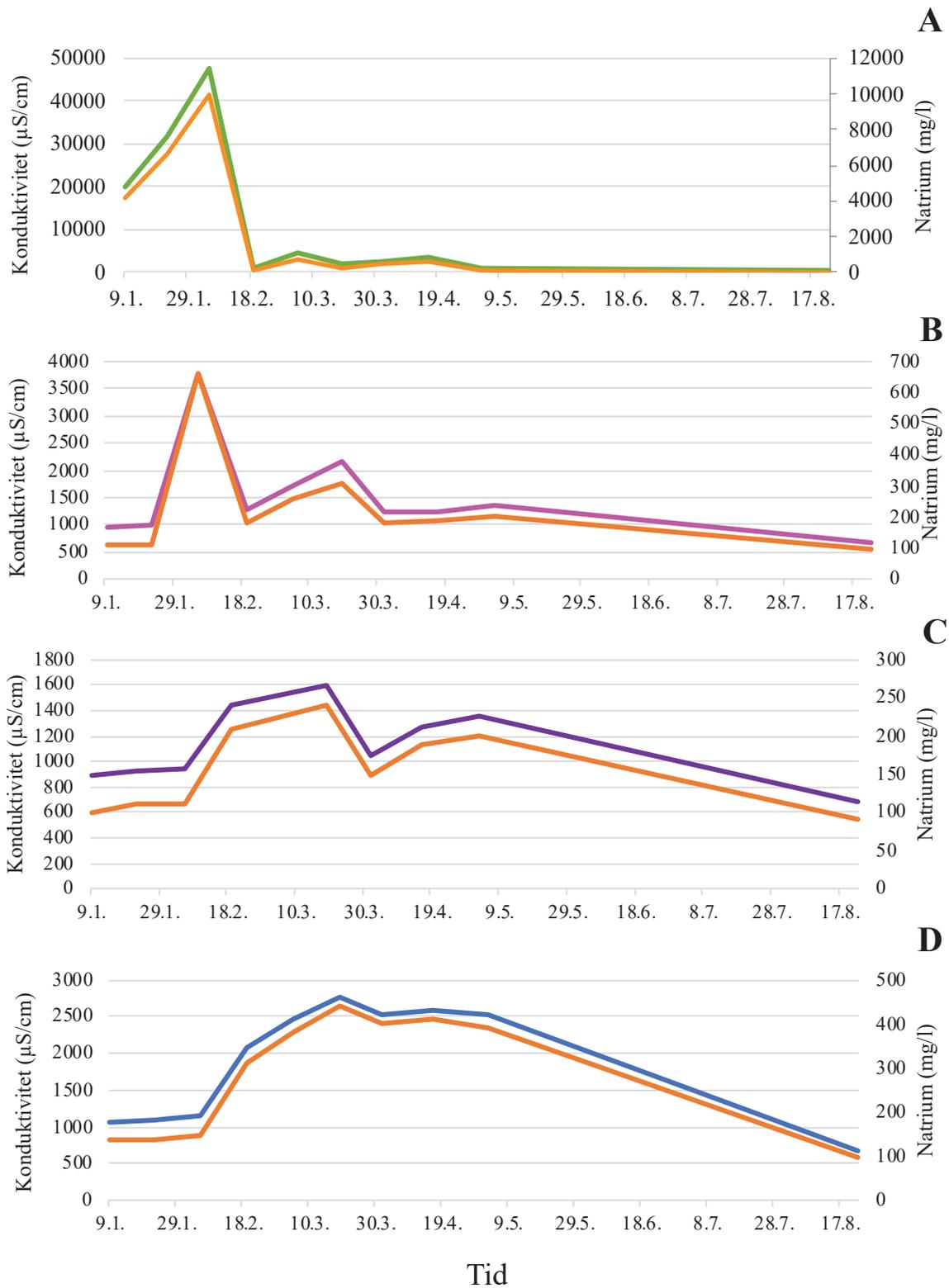
Figur 4: Fargetall (mg/Pt/L) i Fossbekken rensedam innløp og utløp, innløpskum og utløpskum i perioden 09.01.2019 til 22.08.2019. Tid er vist på x-aksen.

3. pH



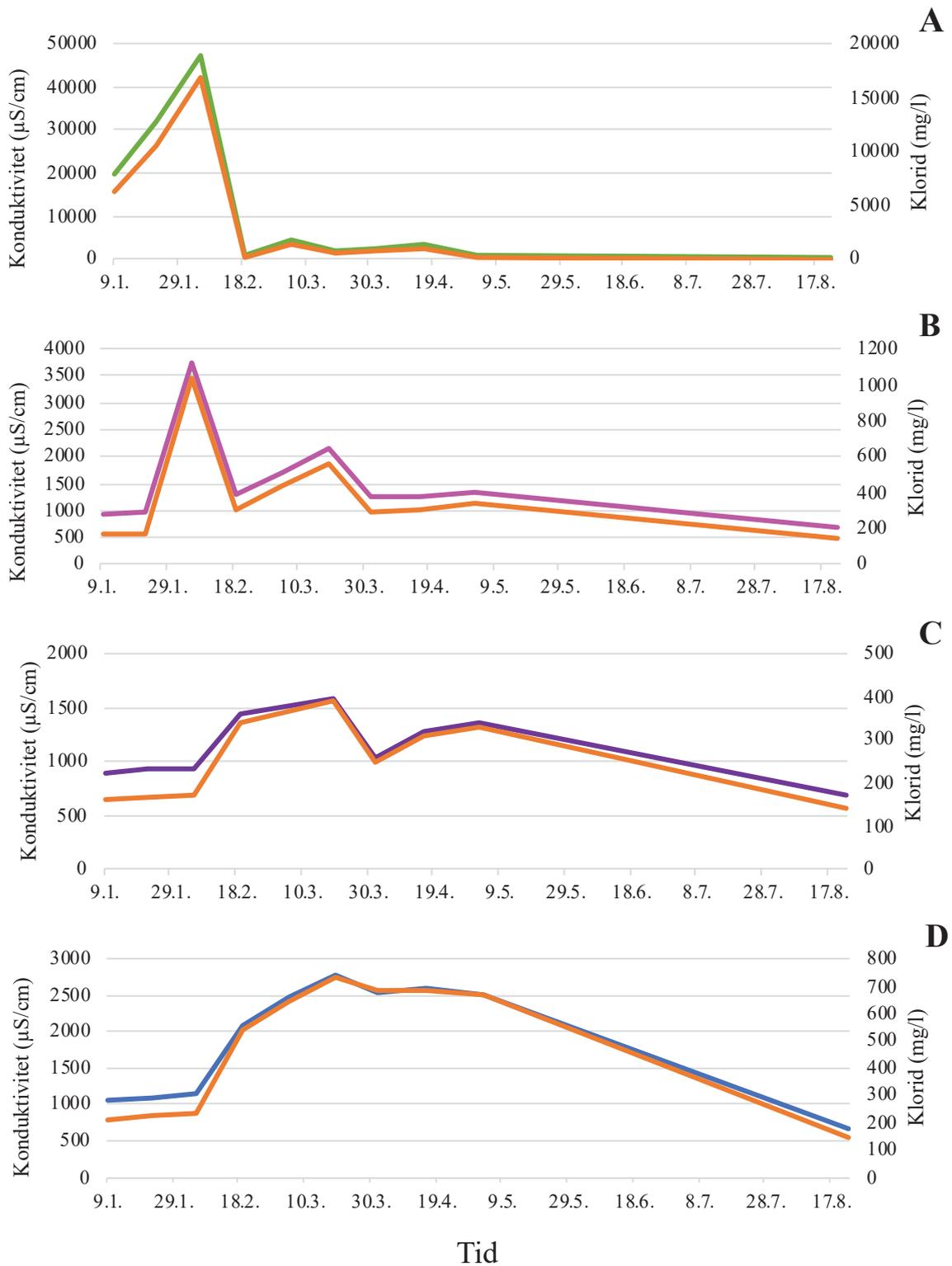
Figur 5: pH i Fossbekken rensedam innløp og utløp, innløpskum og utløpskum i perioden 09.01.2019 til 22.08.2019. Tid er vist på x-aksen.

4. Vannanalyse konduktivitet og natrium



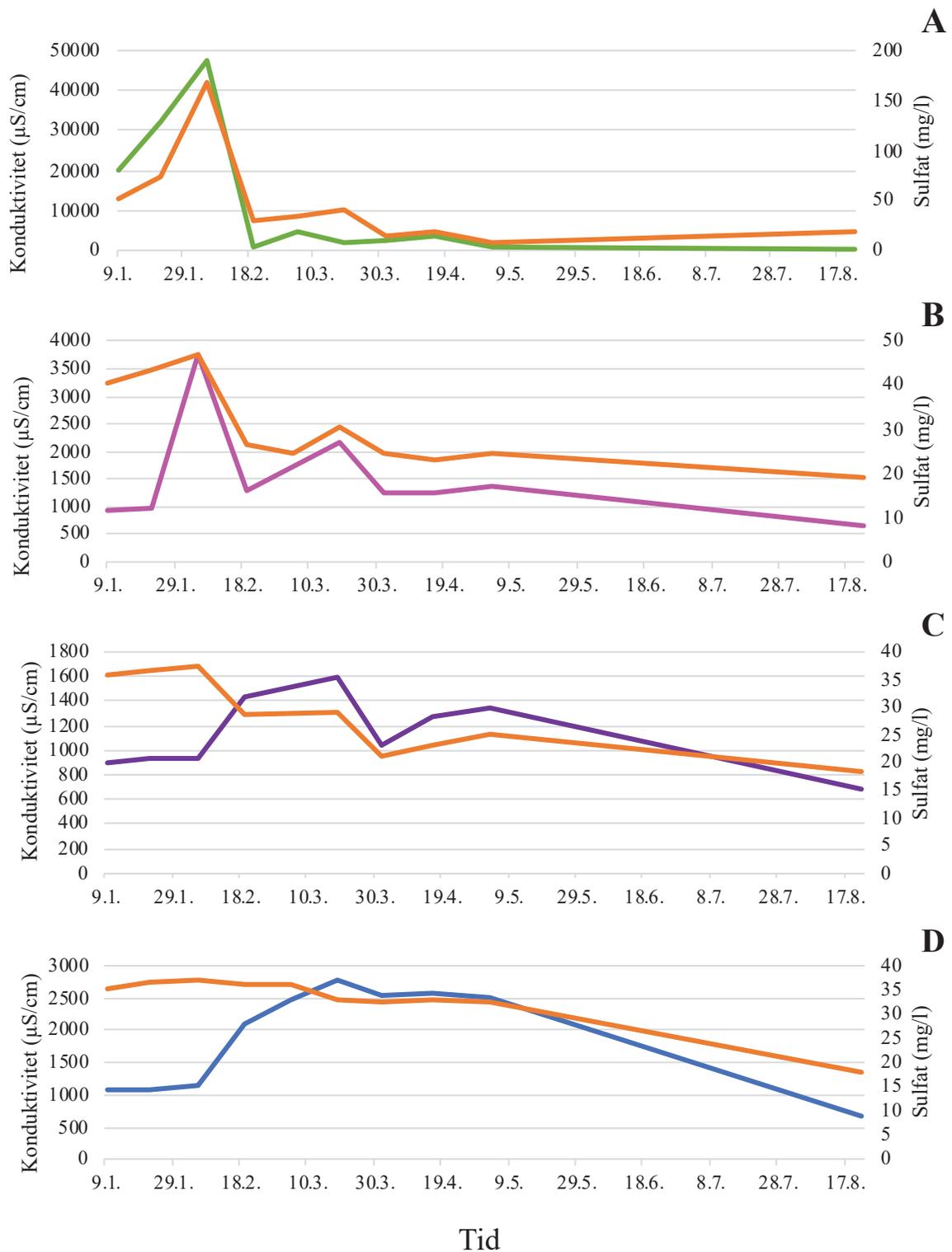
Figur 6: Natrium og konduktivitet i mg/l i innløpskummen (A), Innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og i utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Natrium og konduktivitet er fremvist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019. Tid er angitt på x-aksen, konduktivitet i µS/cm på y-aksen og natrium i mg/l på sekundær-aksen.

5. Vannanalyse konduktivitet og klorid



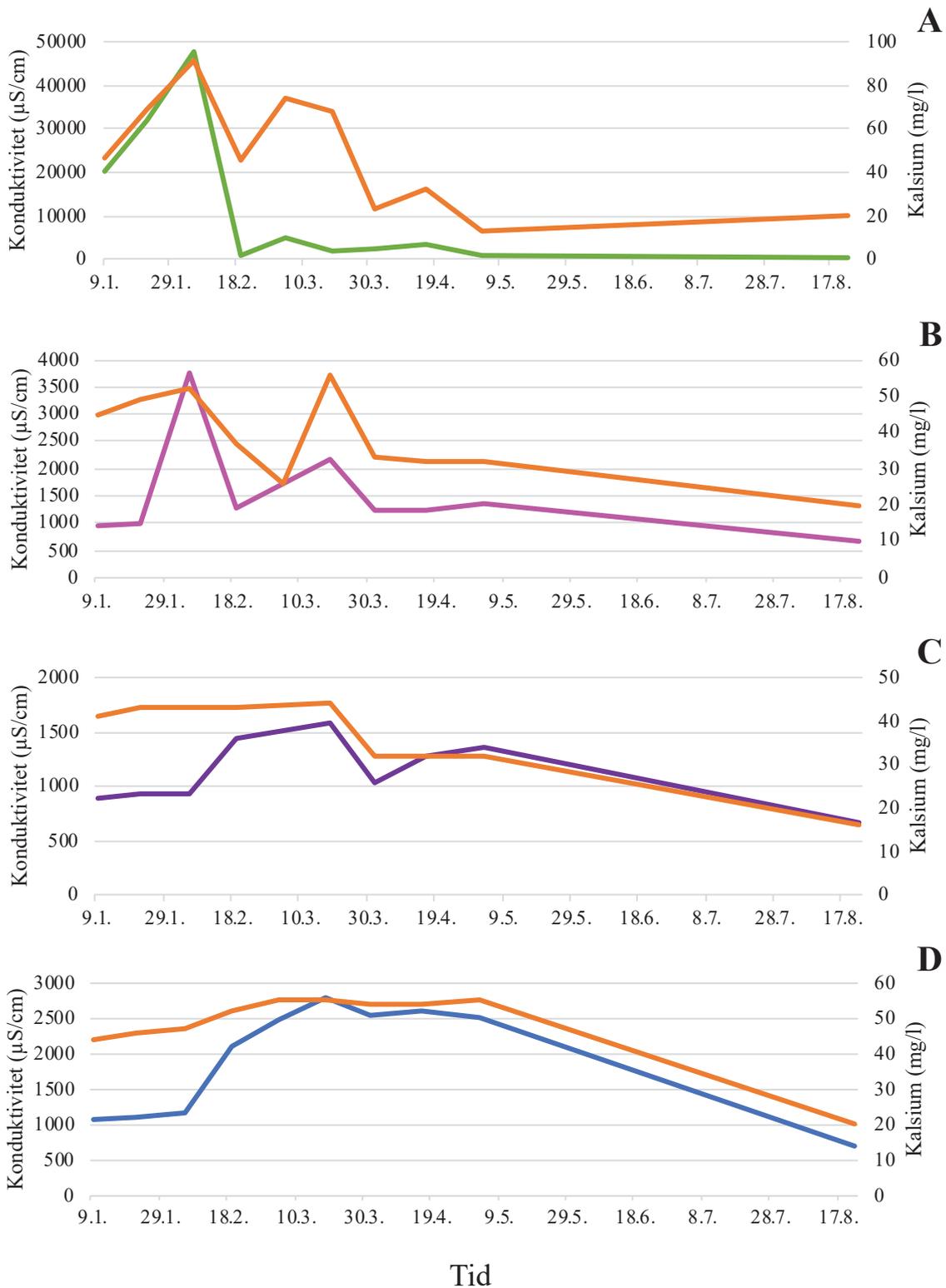
Figur 7: Klorid og konduktivitet i mg/l i innløpskummen (A), Innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og i utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Klorid og konduktivitet er fremvist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019. Tid er angitt på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ på y-aksen og klorid i mg/l på sekundær-aksen.

6. Vannanalyse konduktivitet og sulfat



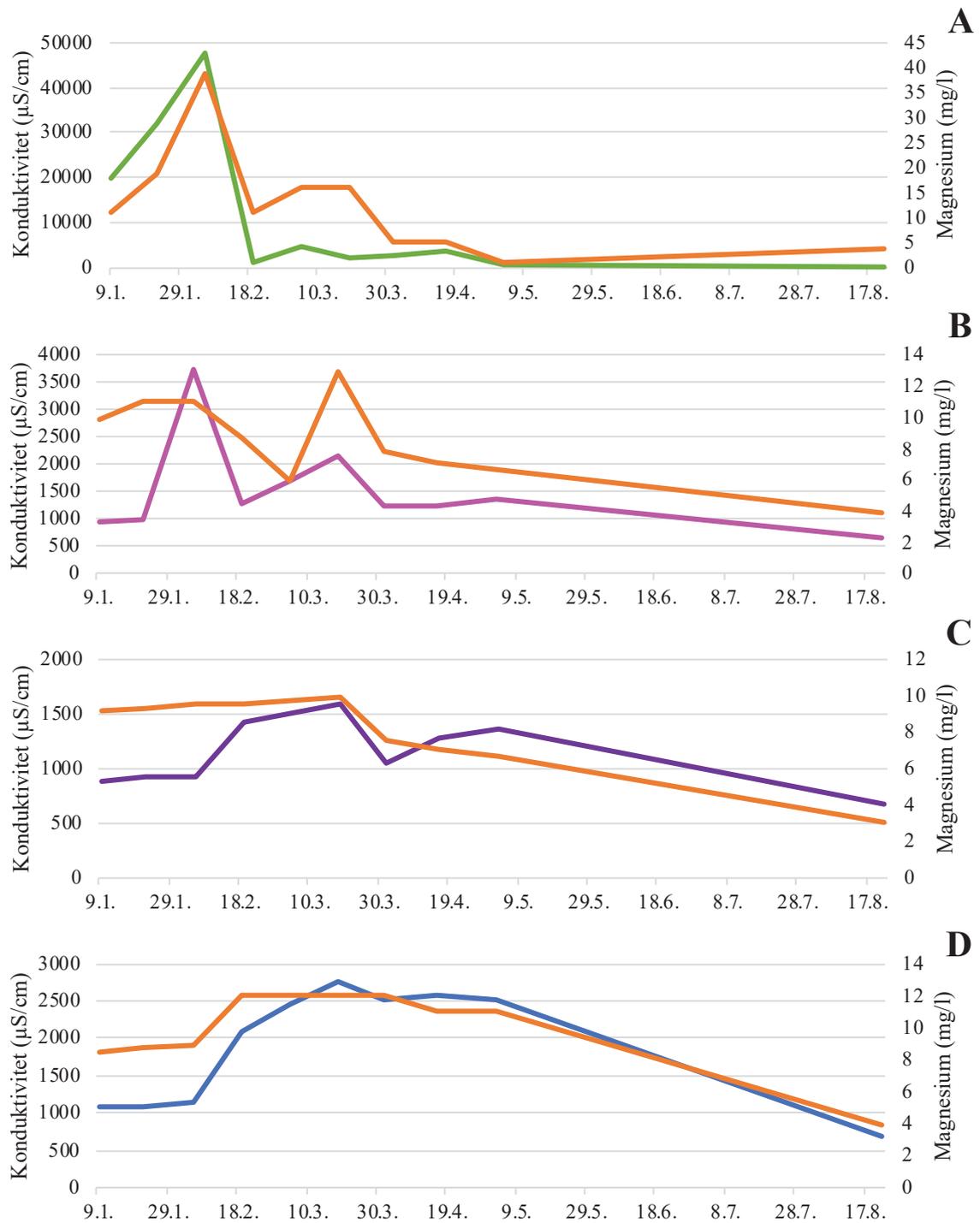
Figur 8: Sulfat og konduktivitet er fremvist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i Innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er angitt på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ på y-aksen og sulfat i mg/l på sekundær-aksen.

7. Vannanalyse konduktivitet og kalsium



Figur 9: Kalsium og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ og y-aksen og kalsium i mg/l på sekundær-aksen.

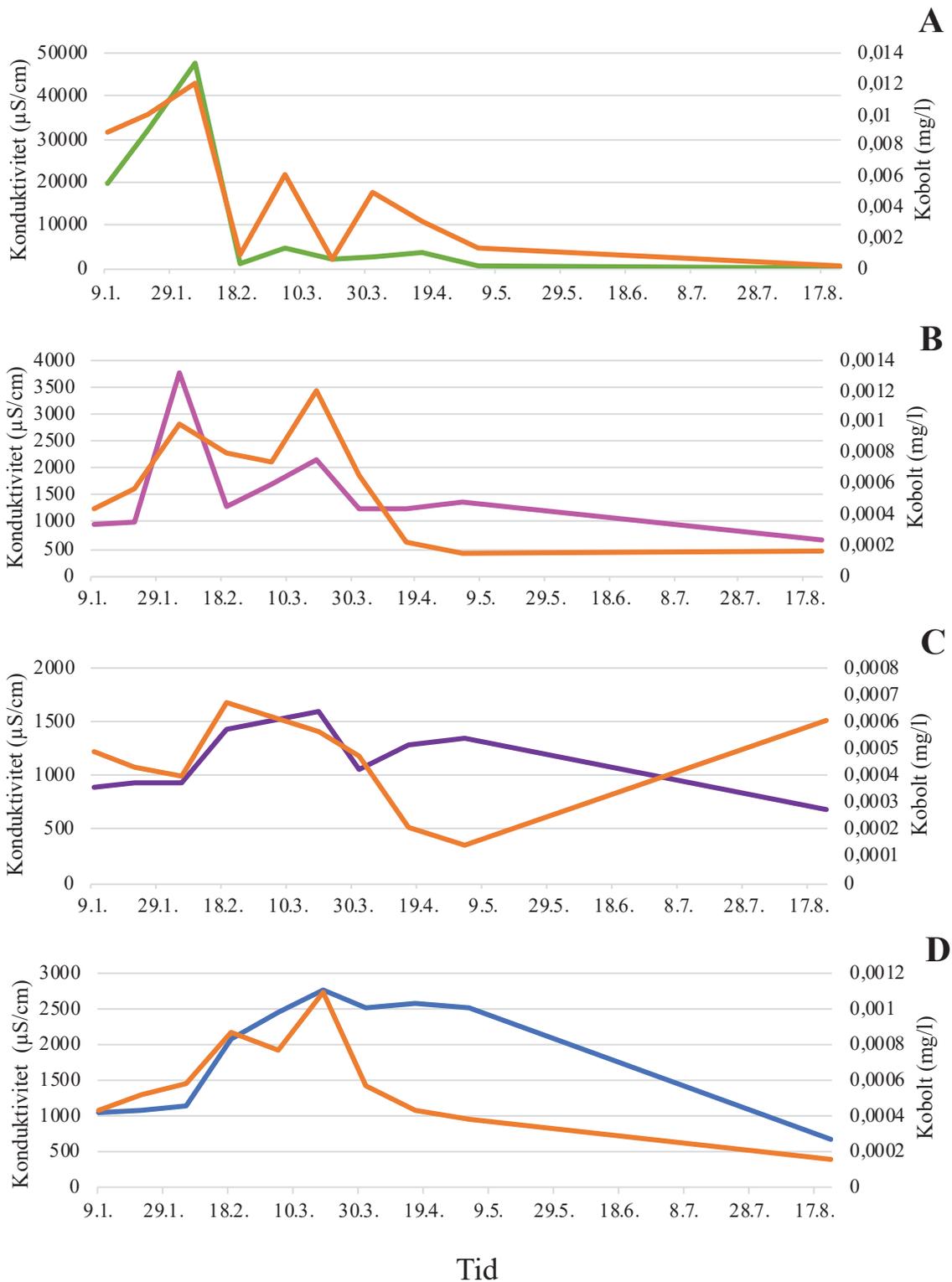
8. Vannanalyse konduktivitet og magnesium



Tid

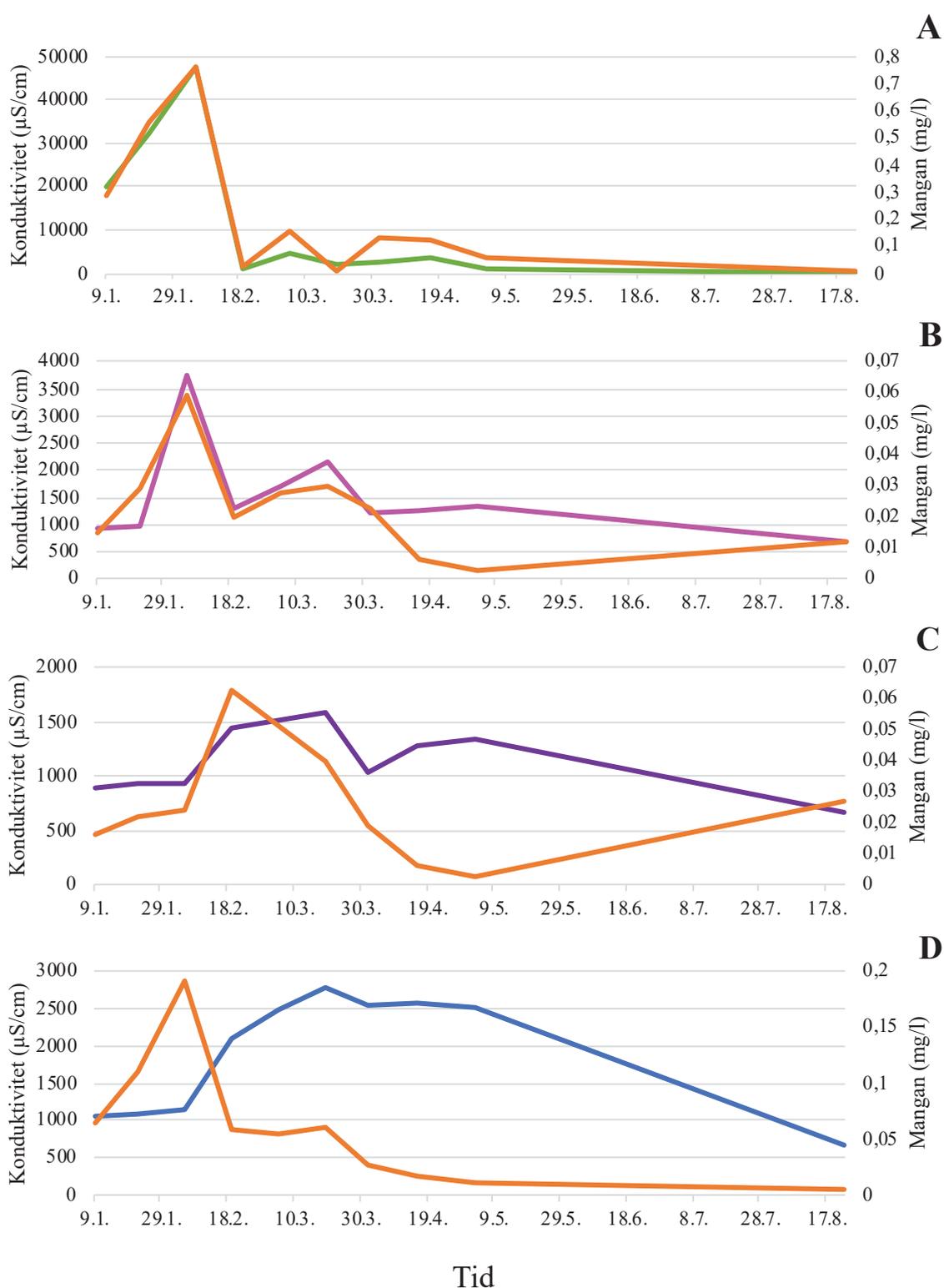
Figur 10: Magnesium og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i µS/cm og y-aksen og magnesium i mg/l på sekundær-aksen.

9. Vannanalyse konduktivitet og kobolt



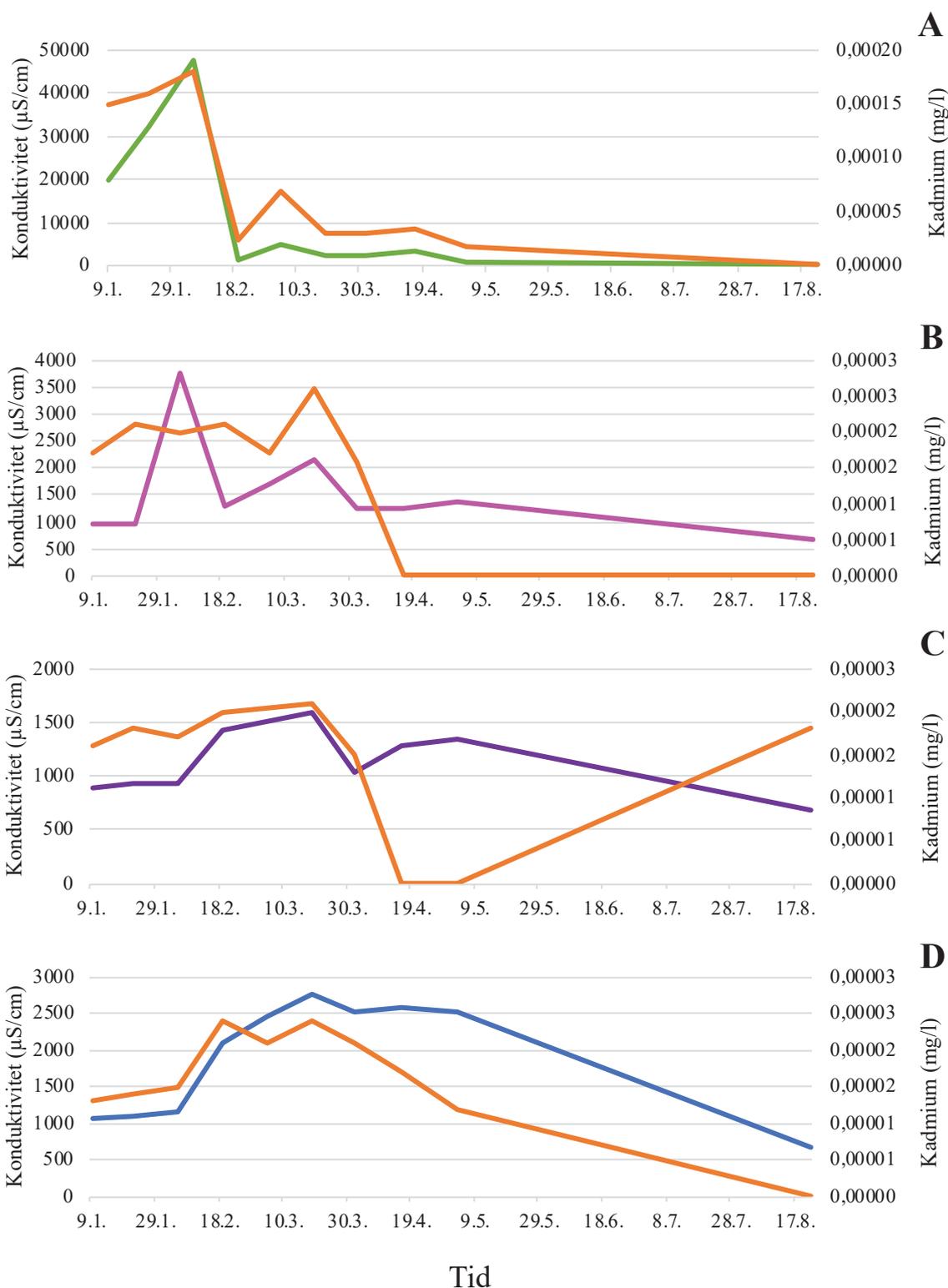
Figur 11: Kobolt og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i µS/cm på y-aksen og kobolt i mg/l på sekundær-aksen.

10. Vannanalyse konduktivitet og mangan



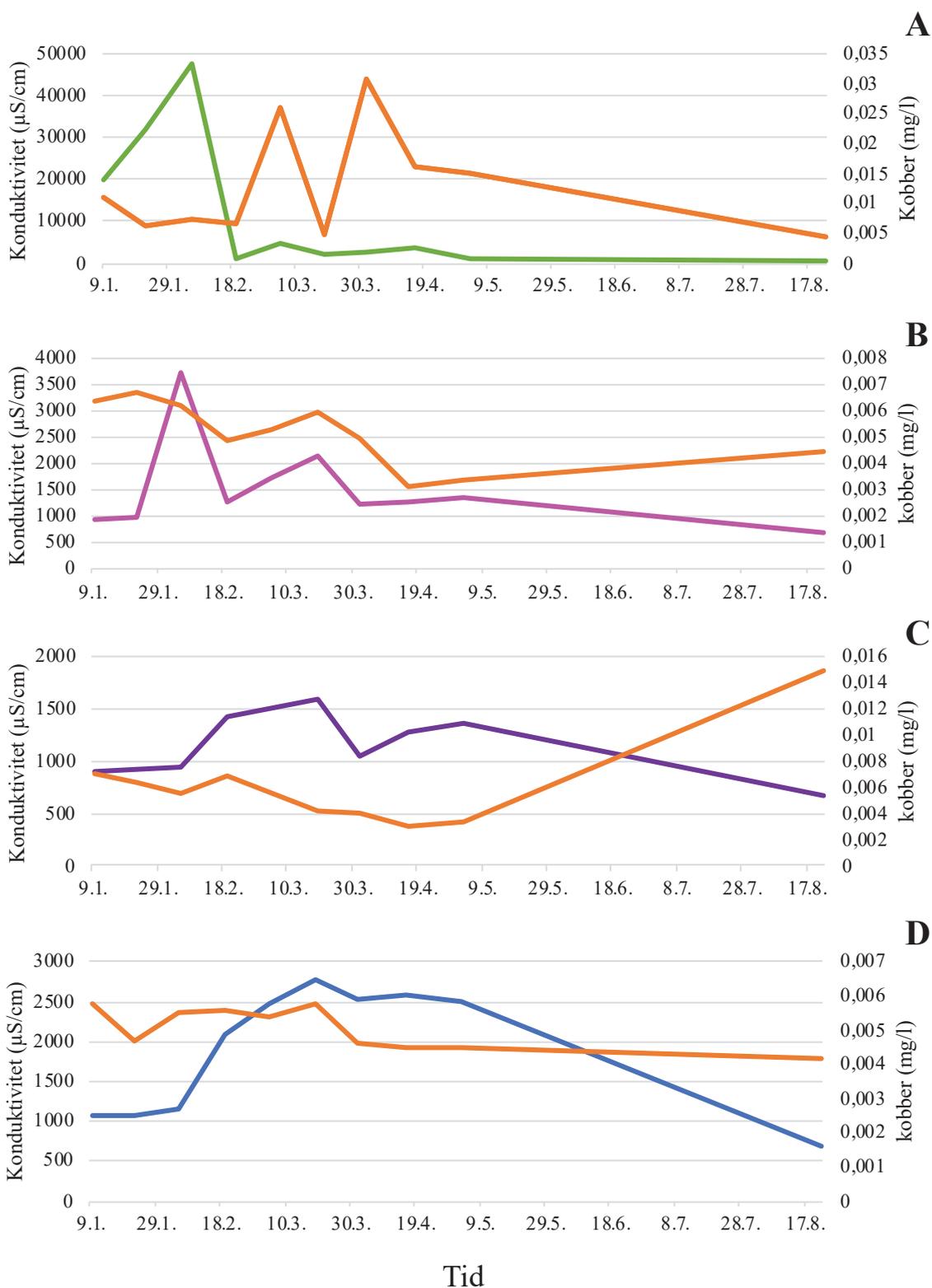
Figur 12: Mangan og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ og y-aksen og mangan i mg/l på sekundær-aksen.

11. Vannanalyse konduktivitet og kadmium



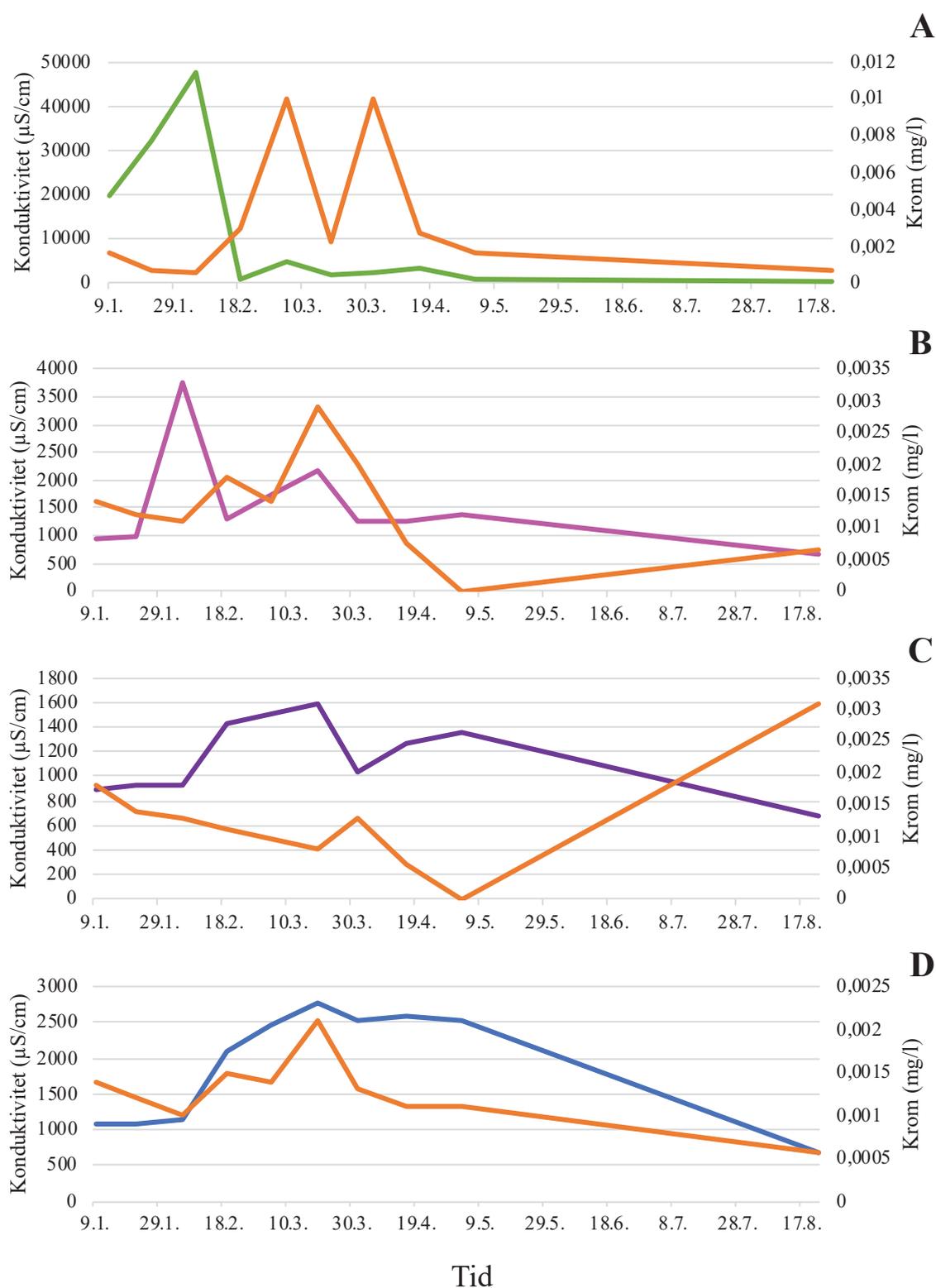
Figur 13: Kadmium og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ og y-aksen og kadmium i mg/l på sekundær-aksen.

12. Vannanalyse konduktivitet og kobber



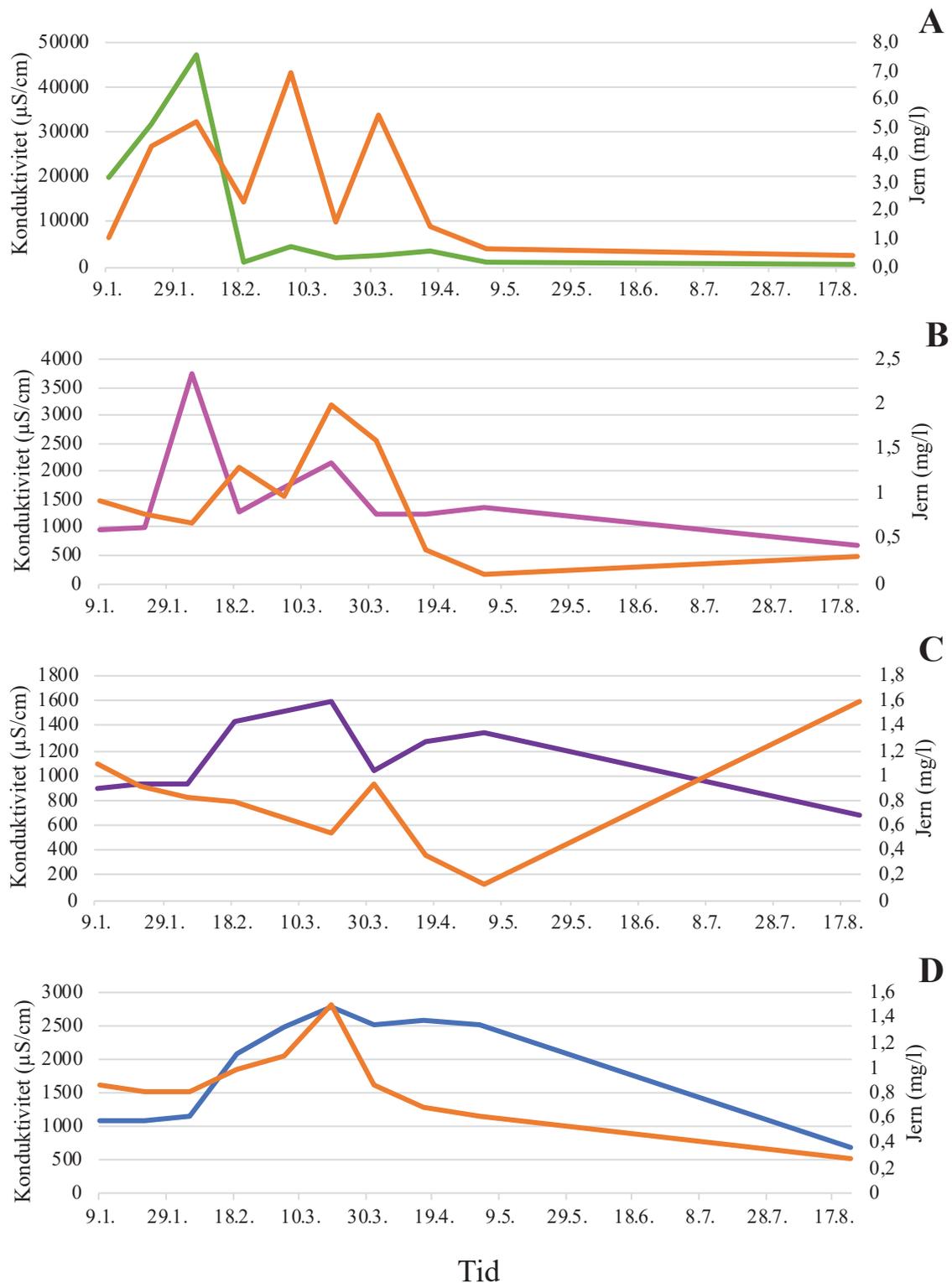
Figur 14: Kobber og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i Innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er angitt på x-aksen, konduktivitet i µS/cm på y-aksen og kobber i mg/l på sekundær-aksen.

13. Vannanalyse kadmium og krom



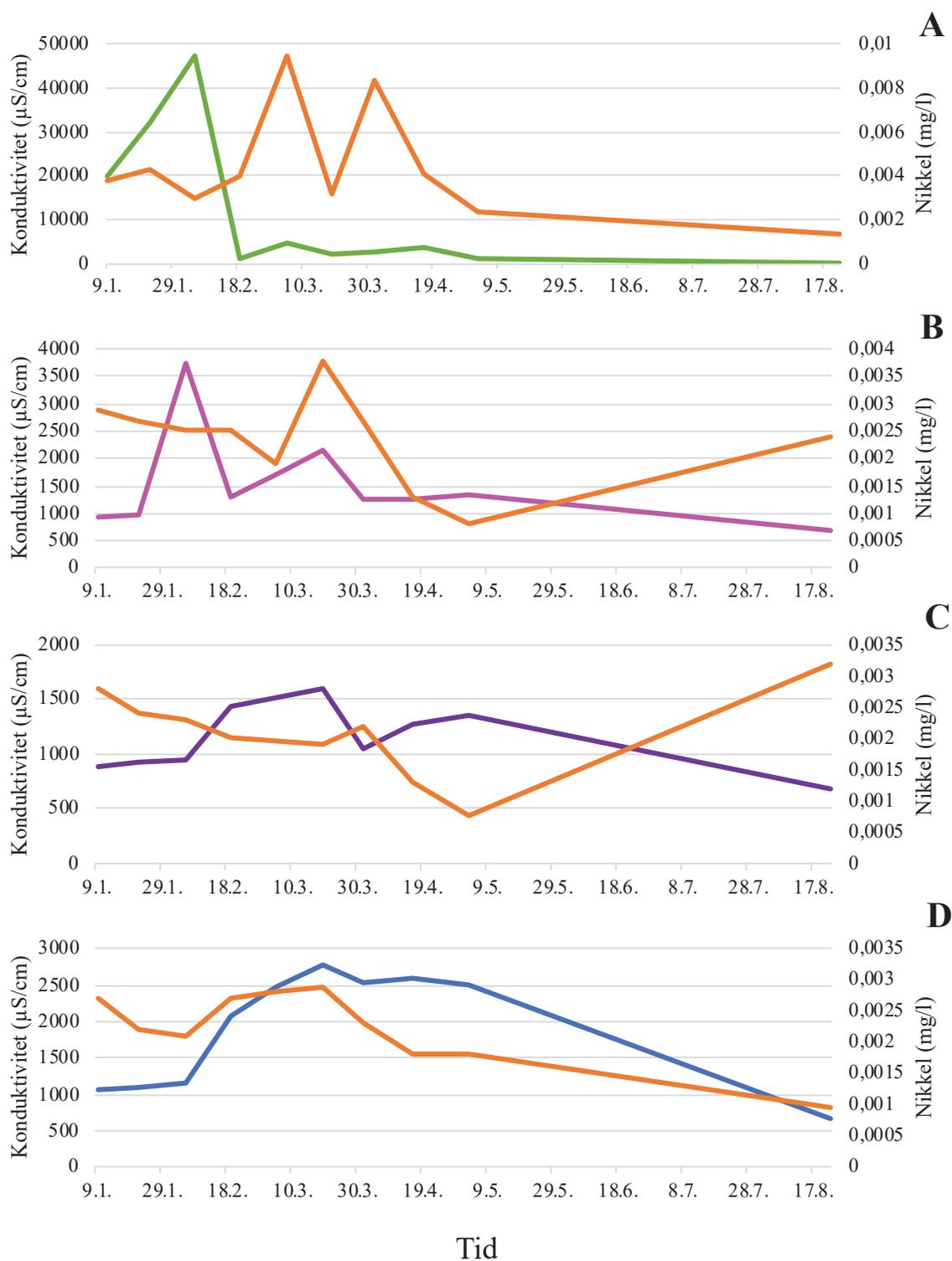
Figur 15: Krom og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), Innløpet til rensedammen (B), utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er angitt på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ på y-aksen og krom i mg/l på sekundær-aksen.

14. Vannanalyse konduktivitet og jern



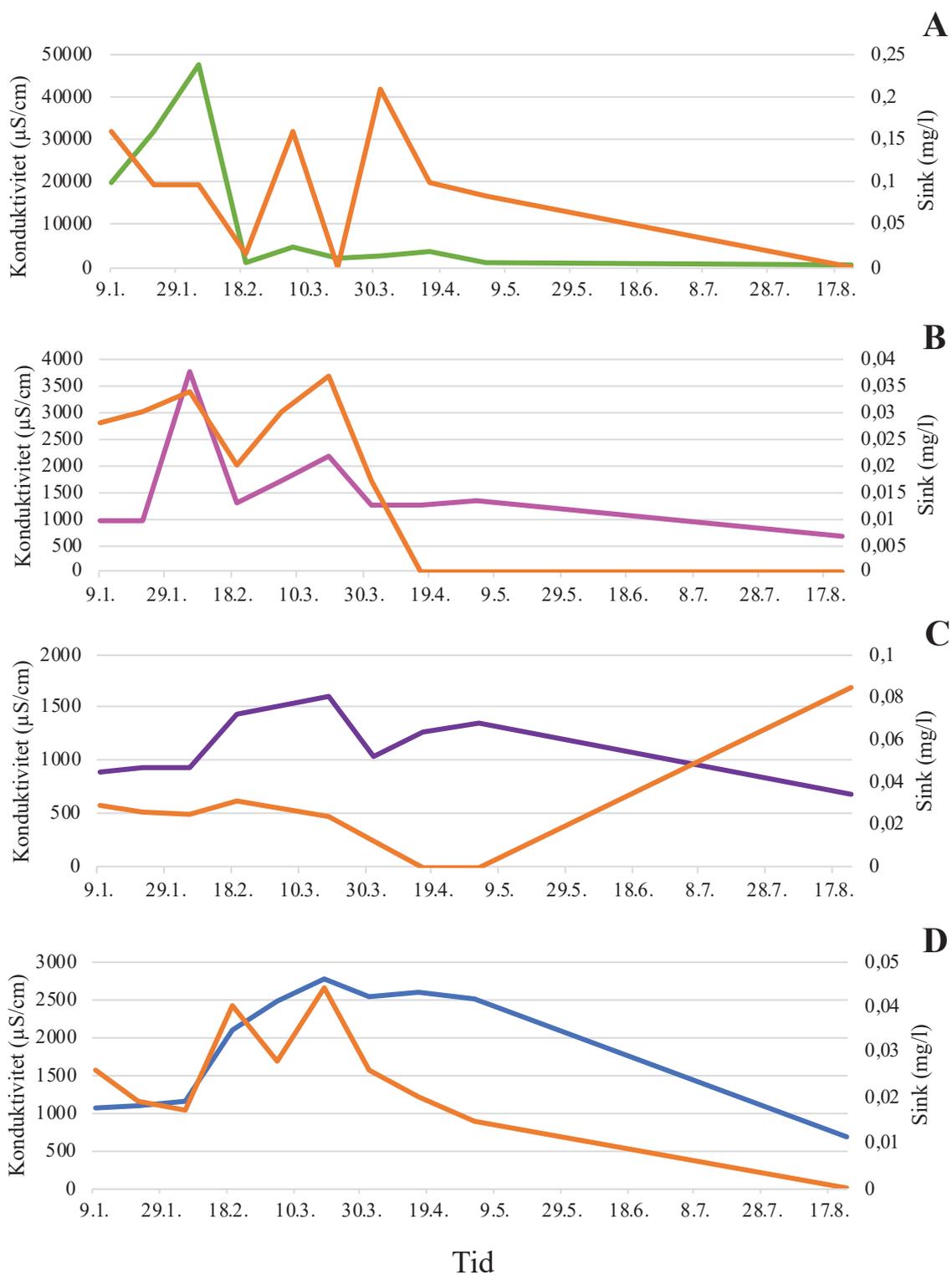
Figur 16: Jern og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ på y-aksen og jern i mg/l på sekundær-aksen.

15. Vannanalyse konduktivitet og nikkel



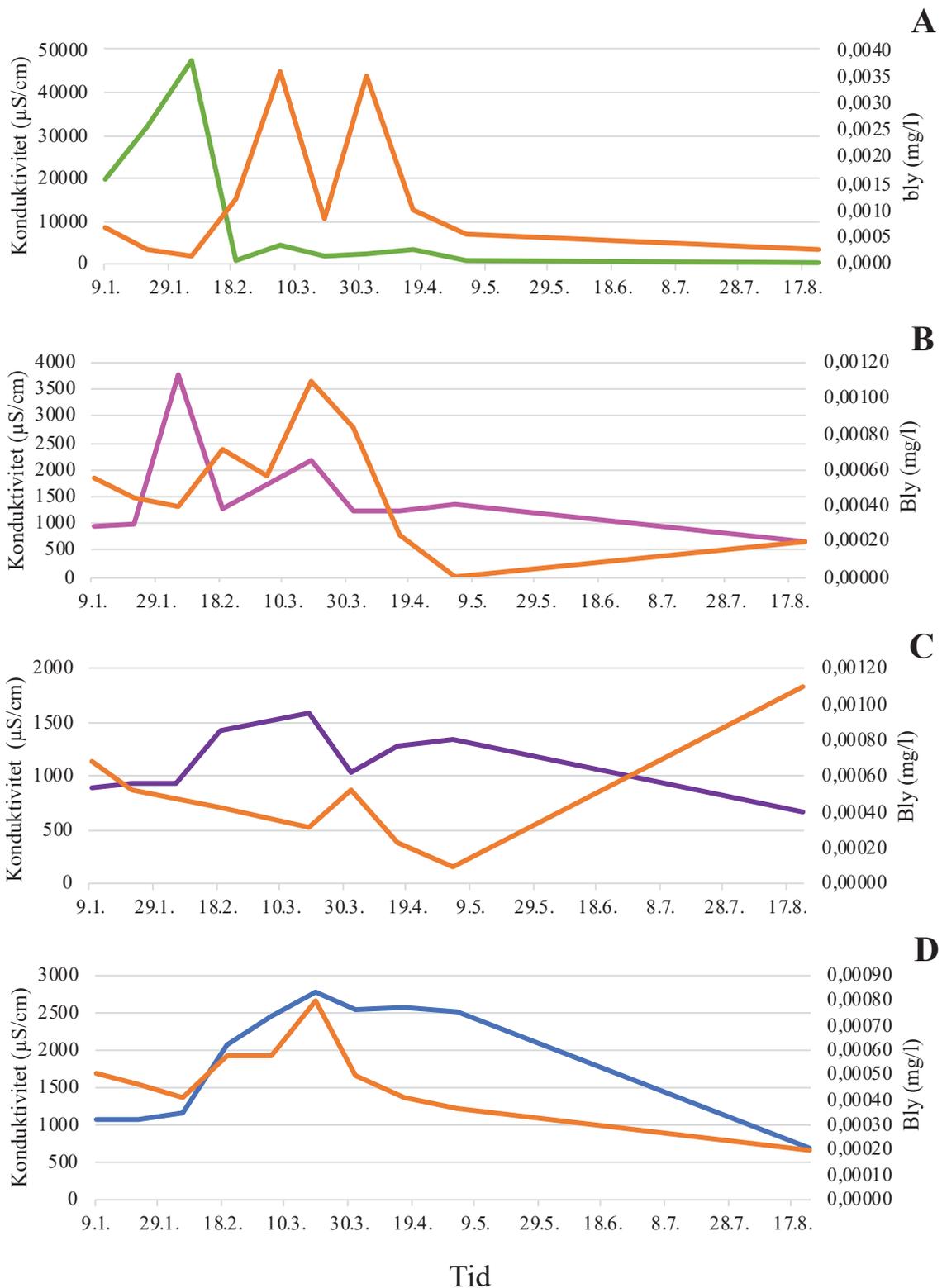
Figur 17: Nikkel og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ og y-aksen og nikkel i mg/l på sekundær-aksen.

16. Vannanalyse konduktivitet og sink



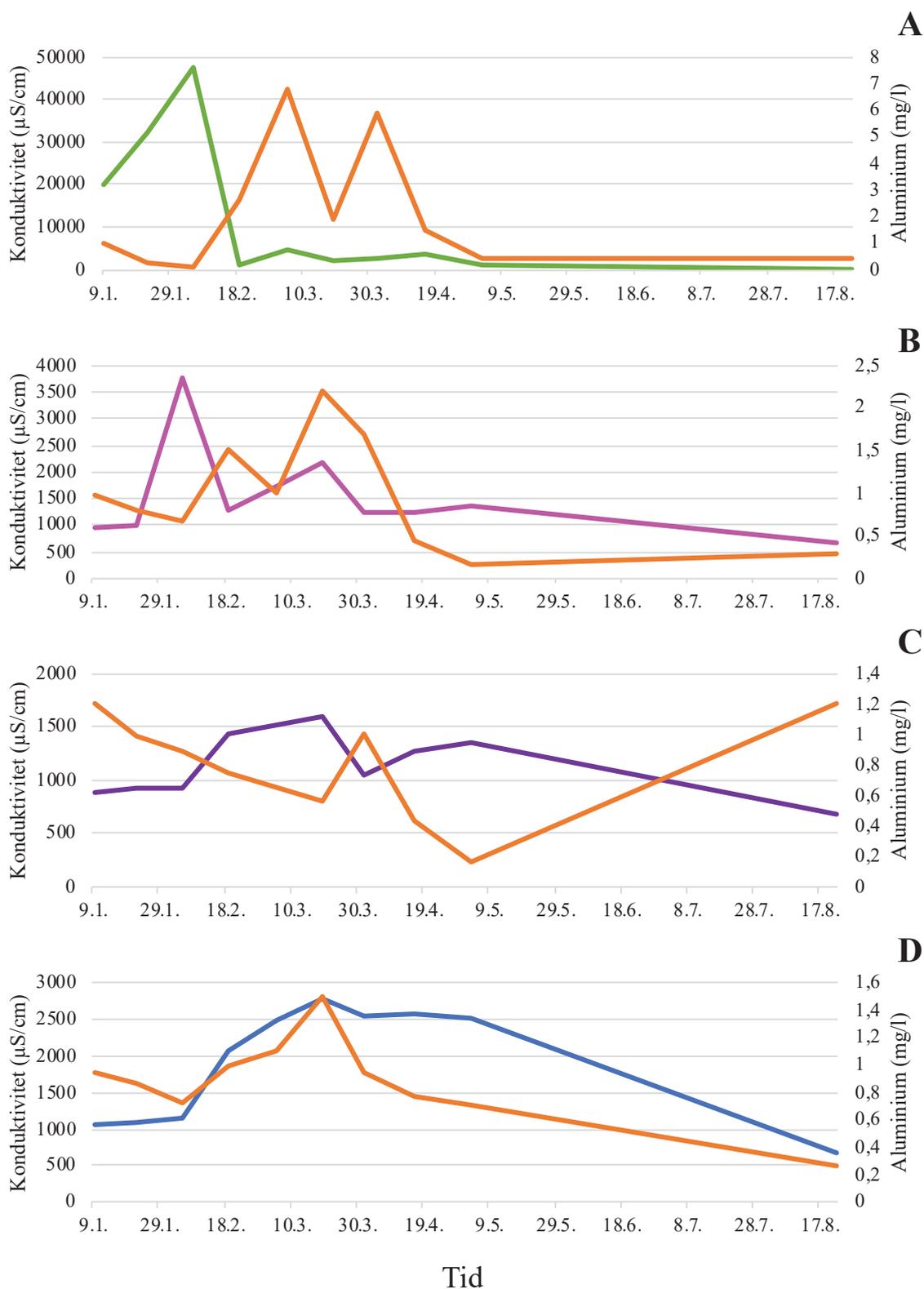
Figur 18: Sink og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i $\mu\text{S/cm}$ og y-aksen og sink i mg/l på sekundær-aksen.

17. Vannanalyse konduktivitet og bly



Figur 19: Bly og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i µS/cm og y-aksen og bly i mg/l på Sekundær-aksen.

18. Vannanalyse konduktivitet og aluminium



Figur 20: Aluminium og konduktivitet vist i tidsperioden 09.01.2019 til 17.08.2019 i innløpskummen (A), innløpet til rensedammen (B), Utløpet til rensedammen (C) og utløpskummen (D) til Fossbekken rensedam. Tid er vist på x-aksen, konduktivitet i µS/cm og y-aksen og aluminium i mg/l på Sekundær-aksen.

C. Vedlegg – Enveis ANOVA-test

1. Innløpskum mot innløpet til rensedammen

Innløpskum - Innløp dam			
Antall ganger	Parameter	Ikke Signifikant	Signifikant
	Konduktivitet	0,07228	
	Cl	0,077732	
10	NO3-N		0,043684
	SO4	0,321334	
	Na	0,072854	
	Mg	0,267709	
100	Al	0,172774	
	Ca	0,283609	
10 000	Cr	0,110534	
10 000	Mn		0,031172
10	Fe		0,017056
10 000	Co		0,006
10 000	Ni		0,02782
100	Zn		0,004716
1000	Cu		0,015944
100 000	Cd		0,022792
10 000	Pb	0,10496	

Figur 21: ANOVA-test innløpskum-innløp dam med parameterne: konduktivitet, klorid, nitrat, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly.

2. Innløpet til rensedammen mot utløpskummen

Innløp dam - Utløp dam			
Antall ganger	Parameter	Ikke Signifikant	Signifikant
	Konduktivitet	0,206591	
	Cl	0,211975	
10	NO3-N	0,880258	
	SO4	0,509581	
	Na	0,226913	
	Mg	0,587561	
100	Al	0,284071	
	Ca	0,61046	
10 000	Cr	0,572308	
10 000	Mn	0,977759	
10	Fe	0,37954	
10 000	Co	0,14465	
10 000	Ni	0,222175	
100	Zn	0,723661	
1000	Cu	0,553487	
100 000	Cd	0,805769	

Figur 22: ANOVA-test, Innløp dam- utløp dam med parameterne: konduktivitet, klorid, nitrat, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly.

3. Utløpet til rensedammen mot utløpskummen

Utløp dam - Utløpskum			
Antall ganger	Parameter	Ikke Signifikant	Signifikant
	Konduktivitet		0,028381
	Cl		0,033545
10	NO3-N	0,550139	
	SO4	0,141989	
	Na		0,031281
	Mg	0,122988	
100	Al	0,538264	
	Ca		0,033294
10 000	Cr	0,945184	
10 000	Mn	0,054042	
10	Fe	0,585	
10 000	Co	0,162134	
10 000	Ni	0,580099	
100	Zn	1,0	
1000	Cu	0,54325	
100 000	Cd	1,0	
10 000	Pb	0,846258	

Figur 23: ANOVA-test. Utløp dam - utløpskum med parameterne: konduktivitet, klorid, nitrat, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly.

D. Vedlegg – Spearman rank korrelasjonsanalyse

1. Innløpskum

Innløpskum				
Antall gang	Parameter 1.	Parameter 2.	Ikke Signifikant	Signifikant
	konduktivitet	Cl		rs = 1, p (2-tailed) = 0.
x10	konduktivitet	NO3-N	rs = -0.60791, p (2-tailed) = 0.06225.	
	konduktivitet	SO4		rs = 0.80606, p (2-tailed) = 0.00486.
	konduktivitet	Na		rs = 0.98788, p (2-tailed) = 0.
	konduktivitet	Mg		rs = 0.78291, p (2-tailed) = 0.00741.
x10	konduktivitet	Al	rs = -0.24848, p (2-tailed) = 0.48878	
	konduktivitet	Ca		rs = 0.80606, p (2-tailed) = 0.00486.
x10 000	konduktivitet	Cr	rs = -0.18903, p (2-tailed) = 0.60096.	
x1000	konduktivitet	Mn		rs = 0.93939, p (2-tailed) = 5E-05
x10	konduktivitet	Fe	rs = 0.56364, p (2-tailed) = 0.08972.	
x10 000	konduktivitet	Co		rs = 0.93939, p (2-tailed) = 5E-05.
x10 000	konduktivitet	Ni	rs = 0.4303, p (2-tailed) = 0.21449.	
x100	konduktivitet	Zn	rs = 0.61122, p (2-tailed) = 0.06046	
x1000	konduktivitet	Cu	rs = 0.16464, p (2-tailed) = 0.64946	
x100 000	konduktivitet	Cd		rs = 0.98473, p (2-tailed) = 0.
x100 000	konduktivitet	Pb	rs = -0.12727, p (2-tailed) = 0.72606.	

Figur 24: Spearman rang korrelasjonsanalyse av innløpskummen til Fossbekken med signifikansnivå på 0,05%. Parameter 1. er konduktivitet og parameter 2. er klorid, nitrat, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly

2. Innløpet til rensedammen

Innløp dam				
Antall gang	Parameter 1.	Parameter 2.	Ikke Signifikant	Signifikant
	konduktivitet	Cl		rs = 0.98788, p (2-tailed) = 0.
x10	konduktivitet	NO3-N	rs = -0.0303, p (2-tailed) = 0.93377.	
	konduktivitet	SO4	rs = 0.31003, p (2-tailed) = 0.38332.	
	konduktivitet	Na		rs = 0.97563, p (2-tailed) = 0.
	konduktivitet	Mg	rs = 0.32927, p (2-tailed) = 0.35286.	
x10	konduktivitet	Al	rs = 0.18845, p (2-tailed) = 0.60209	
	konduktivitet	Ca	rs = 0.37082, p (2-tailed) = 0.29147.	
x10 000	konduktivitet	Cr	rs = 0.18845, p (2-tailed) = 0.60209.	
x1000	konduktivitet	Mn	rs = 0.49091, p (2-tailed) = 0.14966.	
x10	konduktivitet	Fe	rs = 0.22424, p (2-tailed) = 0.5334.	
x10 000	konduktivitet	Co	rs = 0.59147, p (2-tailed) = 0.0717.	
x10 000	konduktivitet	Ni	rs = -0.10976, p (2-tailed) = 0.76278.	
x100	konduktivitet	Zn	rs = 0.3941, p (2-tailed) = 0.25979.	
x1000	konduktivitet	Cu	rs = -0.01271, p (2-tailed) = 0.97219.	
x100 000	konduktivitet	Cd	rs = 0.38838, p (2-tailed) = 0.26738.	
x100 000	konduktivitet	Pb	rs = 0.22424, p (2-tailed) = 0.5334.	

Figur 25: Spearman rang korrelasjonsanalyse av innløpet til Fossbekken rensedam med signifikansnivå på 0,05%. Parameter 1. er konduktivitet og parameter 2. er klorid, nitrat, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly

3. Utløpskummen til rensedammen

Utløp dam				
Antall gang	Parameter 1.	Parameter 2.	Ikke Signifikant	Signifikant
	konduktivitet	Cl		rs = 1, p (2-tailed) = 0.
x10	konduktivitet	NO3-N	rs = -0.11667, p (2-tailed) = 0.76501.	
	konduktivitet	SO4	rs = -0.01681, p (2-tailed) = 0.96577.	
	konduktivitet	Na		rs = 0.99582, p (2-tailed) = 0.
	konduktivitet	Mg	rs = 0.41039, p (2-tailed) = 0.27259	
x10	konduktivitet	Al		rs = -0.83196, p (2-tailed) = 0.00541.
	konduktivitet	Ca	rs = 0.44854, p (2-tailed) = 0.22591.	
x10 000	konduktivitet	Cr		rs = -0.86193, p (2-tailed) = 0.00281
x1000	konduktivitet	Mn	rs = 0.16667, p (2-tailed) = 0.66823.	
x10	konduktivitet	Fe		rs = -0.80675, p (2-tailed) = 0.0086.
x10 000	konduktivitet	Co	rs = 0.06752, p (2-tailed) = 0.86298.	
x10 000	konduktivitet	Ni		rs = -0.86667, p (2-tailed) = 0.0025
x100	konduktivitet	Zn	rs = -0.61206, p (2-tailed) = 0.0798.	
x1000	konduktivitet	Cu	rs = -0.57635, p (2-tailed) = 0.10429.	
x100 000	konduktivitet	Cd	rs = -0.31053, p (2-tailed) = 0.41605.	
x100 000	konduktivitet	Pb		rs = -0.83683, p (2-tailed) = 0.00491.

Figur 26: Spearman rang korrelasjonsanalyse av utløpet til Fossbekken rensedam med signifikansnivå på 0,05%. Parameter 1. er konduktivitet og parameter 2. er klorid, nitrat, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly

4. Utløpskum

Utløpskum				
Antall gang	Parameter 1.	Parameter 2.	Ikke Signifikant	Signifikant
	konduktivitet	Cl		rs = 1, p (2-tailed) = 0.
x10	konduktivitet	NO3-N	rs = -0.34546, p (2-tailed) = 0.32823.	
	konduktivitet	SO4	rs = -0.27063, p (2-tailed) = 0.44948.	
	konduktivitet	Na		rs = 0.99696, p (2-tailed) = 0.
	konduktivitet	Mg		rs = 0.76277, p (2-tailed) = 0.01029.
x10	konduktivitet	Al	rs = 0.44313, p (2-tailed) = 0.19962	
	konduktivitet	Ca		rs = 0.86164, p (2-tailed) = 0.00135.
x10 000	konduktivitet	Cr	rs = 0.37196, p (2-tailed) = 0.28988	
x1000	konduktivitet	Mn	rs = -0.18788, p (2-tailed) = 0.60322	
x10	konduktivitet	Fe	rs = 0.36586, p (2-tailed) = 0.29848	
x10 000	konduktivitet	Co	rs = 0.4739, p (2-tailed) = 0.16646	
x10 000	konduktivitet	Ni	rs = 0.29269, p (2-tailed) = 0.41183	
x100	konduktivitet	Zn	rs = 0.42588, p (2-tailed) = 0.21976	
x1000	konduktivitet	Cu	rs = 0.1206, p (2-tailed) = 0.73998	
x100 000	konduktivitet	Cd		rs = 0.68661, p (2-tailed) = 0.02831
x100 000	konduktivitet	Pb	rs = 0.34757, p (2-tailed) = 0.32508	

Figur 27: Spearman rang korrelasjonsanalyse av utløpskummen til Fossbekken med signifikansnivå på 0,05%. Parameter 1. er konduktivitet og parameter 2. er klorid, nitrat, sulfat, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly

E. Vedlegg – Sediment

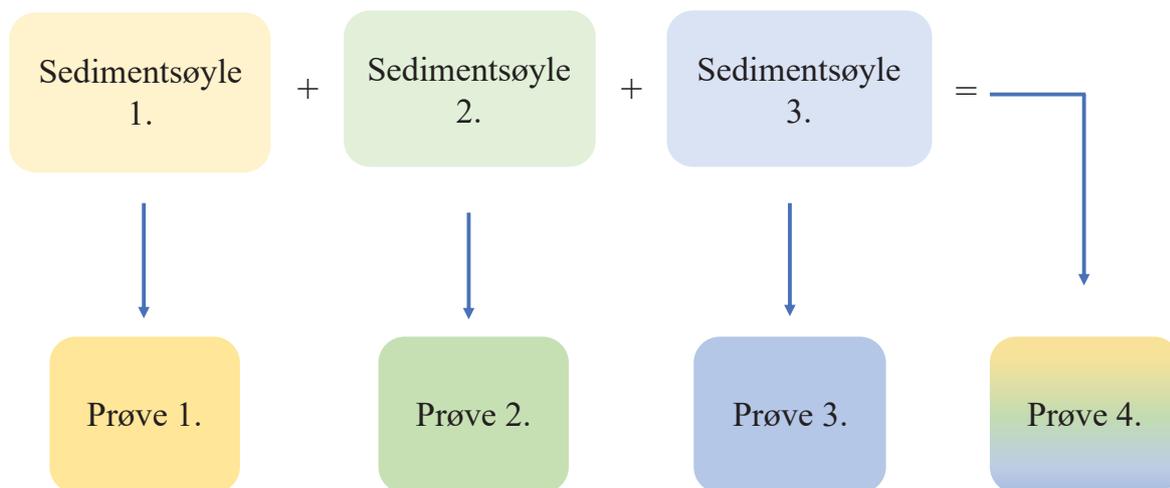
1. Miljødirektoratets miljøkvalitetsstandard

Substans	Enhet	Miljøkvalitetsstandard i sediment (Ferskvann) EQs verdi	Miljøkvalitetsstandard i sediment (kystvann) EQs verdi	Gjennomsnittlig Målt verdi 09.01.2019	Gjennomsnittlig Målt verdi 22.08.2019
Natrium (Na)	mg/kg	Ingen verdi	Ingen verdi	13 000	1450
Magnesium (Mg)	mg/kg	Ingen verdi	Ingen verdi	14 0000	14 500
Aluminium (Al)	mg/kg	Ingen verdi		44 000	44 000
Kalsium (Ca)	mg/kg	Ingen verdi	Ingen verdi	8800	13 000
Krom (Cr)	mg/kg TS	112	660	91	100
Mangan (Mn)	mg/kg	Ingen verdi	Ingen verdi	550	570
Jern (Fe)	mg/kg	Ingen verdi	Ingen verdi	46 000	45 000
Nikkel (Ni)	mg/kg	Ingen verdi	42	57	57
Sink (Zn)	mg/kg	Ingen verdi	139	520	815
Kobber (Cu)	mg/kg	Ingen verdi	84	71	98
Kadmium (Cd)	mg/kg	1.5	2.5	0.2	0.2
Bly (Pb)	mg/kg	66	150	21	23

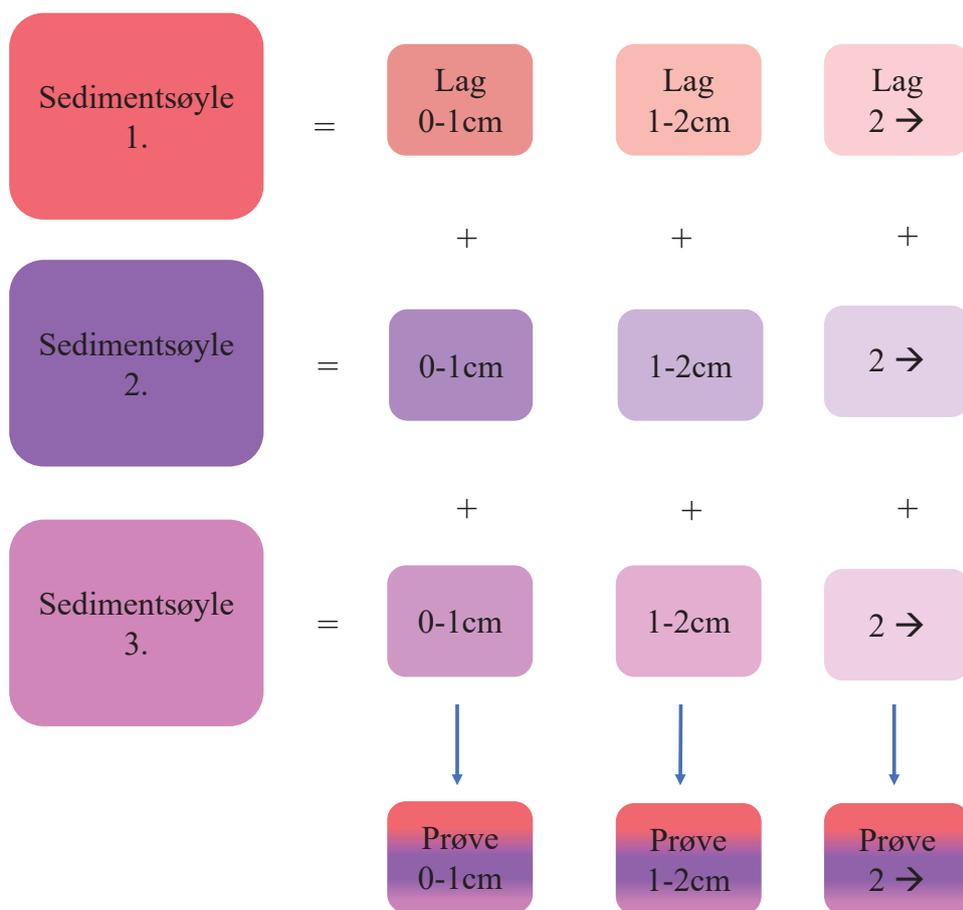
Tabell 1: Sammenligning av resultater av sedimentanalyser i Fossbekken rensedam med Miljødirektoratets grenseverdier for "moderat" forurenset sediment i miljøkvalitetsstandarden (Miljødirektoratet, 2016).

2. Visualisert sedimentkonservering

Sedimentprøvetaking 09.01.2019



Sedimentprøvetaking 22.08.2019



Figur 28: Visualisert behandlingsmetode for sedimentprøve hentet den 9. januar og den 22. august.

F. Vedlegg - rådata vannanalyser

1. Miljødirektoratets miljøkvalitetsstandard

Tabell 2: Sammenligning av resultater av vannanalyser i Fossbekken rensedam med Miljødirektoratets grenseverdier for "moderat" forurenset ferskvann og kystvann i miljøkvalitetsstandarden (Miljødirektoratet, 2016).

Substans	Enhet	Miljøkvalitetsstandard ferskvann AA-EQS	Miljøkvalitetsstandard kystvann AA-EQS	Gjennomsnittlig Målt verdi Innløpskum	Gjennomsnittlig Målt verdi Innløp dam	Gjennomsnittlig Målt verdi Utløp dam	Gjennomsnittlig Målt verdi Utløpskum
Klorid (Cl)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	4 195 0000	375 000	252 000	476 000
Nitrat (NO3)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	4 732	8 476	8 547	7 000
Sufat (SO4)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	49 0000	30 0000	28 000	33 110
Natrium (Na)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	2 587 780	229 500	155 780	285 800
Magnesium (Mg)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	12 760	8 510	7 980	10 000
Aluminium (Al)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	2 090	980	800	883
Kalsium (Ca)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	48 300	38 200	36 220	48 200
Krom (Cr)	µg/l	3,4	3,4	3,3	1,5	1,4	1,3
Mangan (Mn)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	211,8	22,5	24,5	60
Jern (Fe)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	2 910	900	800	850
Kobolt (Co)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	4,81	0,6	0,4	0,6
Nikkel (Ni)	µg/l	4	8,6	4,4	2,4	2,1	2,2
Sink (Zn)	µg/l	11	3,4	115,5	28	33	26,1
Kobber (Cu)	µg/l	7,8	2,6	22	5,2	6,1	5
Kadmium (Cd)	µg/l	0,8	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2
Bly (Pb)	µg/l	1,2	1,3	1,6	0,6	0,5	0,5

2. Vannanalyser fra felt

Tabell 3: Rådata fra vannanalyser hentet i felt. Tabellen viser resultater for konduktivitet, natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber, kadmium og bly.

Lokalitet	Dato	Dyp	Konduktivitet ved 25°C	Total Dil.	Na	Mg	Al	Ca	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Zn	Cu	Cd	Pb
	Prøver tatt	Meter	µS/cm	gange	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Innløp Kum	09.01.20 19	4,00	19968,75	10	4200	11	0,97	47	0,0017	0,29	1,0	0,0089	0,0038	0,16	0,011	0,00015	0,0006
Utløp Kum	09.01.20 19	3,10	1069,79	1	140	8,5	0,95	44	0,0014	0,064	0,86	0,0004	0,0027	0,026	0,0008	0,00001	0,0005
Utløp Dam	09.01.20 19	1,00	891,67	1	100	9,2	1,2	41	0,0018	0,016	1,1	0,0004	0,0028	0,029	0,007	0,00002	0,0007
Innløp Dam	09.01.20 19	1,00	948,96	1	110	9,9	0,98	45	0,0014	0,015	0,91	0,0004	0,0029	0,028	0,006	0,00002	0,0006
Innløp Kum	22.01.20 19	4,00	31979,17	10	6700	19	0,28	69	0,00065	0,56	4,3	0,01	0,0043	0,096	0,006	0,00016	0,0003
Utløp Kum	22.01.20 19	1,00	1086,46	1	140	8,7	0,87	46	0,0012	0,11	0,81	0,0005	0,0022	0,019	0,004	0,00001	0,0005
Utløp Dam	22.01.20 19	1,00	927,08	1	110	9,3	0,99	43	0,0014	0,022	0,92	0,0004	0,0024	0,026	0,006	0,00002	0,0005
Innløp Dam	22.01.20 19	4,00	980,21	1	110	11	0,81	49	0,0012	0,029	0,76	0,0005	0,0027	0,03	0,006	0,00002	0,0005
Innløp Kum	05.02.20 19	4,00	47500,00	20	1000	39	0,07	91	0,00052	0,76	5,2	0,012	0,003	0,097	0,007	0,00018	0,0001
Utløp Kum	05.02.20 19	3,10	1146,88	1	150	8,9	0,72	47	0,001	0,19	0,8	0,0005	0,0021	0,017	0,005	0,00002	0,0004
Utløp Dam	05.02.20 19	1,00	935,42	1	110	9,5	0,89	43	0,0013	0,024	0,82	0,0004	0,0023	0,025	0,005	0,00002	0,0005
Innløp Dam	05.02.20 19	1,00	3760,42	1	660	11	0,68	52	0,0011	0,059	0,67	0,0009	0,0025	0,034	0,006	0,00002	0,0004

Innløp Kum, 3,10m	05.02.20 19	3,10	43020,83	20	9300	37	0,2	90	0,00055	0,71	4,8	0,012	0,0032	0,094	0,006 8	0,00019	0,0002
Innløp Kum	19.02.20 19	4,00	1084,38	1	130	11	2,6	46	0,0029	0,022	2,3	0,0009	0,004	0,016	0,006 5	0,00002	0,0012
Utløp Kum	19.02.20 19	3,10	2083,33	1	310	12	1	52	0,0015	0,058	0,99	0,0008	0,0027	0,04	0,005 6	0,00002	0,0006
Utløp Dam	19.02.20 19	1,00	1434,38	1	210	9,6	0,75	43	0,0011	0,063	0,78	0,0006	0,002	0,031	0,006 8	0,00002	0,0004
Innløp Dam	19.02.20 19	1,00	1285,42	1	180	8,8	1,5	37	0,0018	0,02	1,3	0,0007	0,0025	0,02	0,004 9	0,00002	0,0007
Innløp Kum	05.03.20 19	4,00	4729,17	2	790	16	6,8	74	0,01	0,16	6,9	0,0061	0,0095	0,16	0,026	0,00007	0,0036
Utløp Kum	05.03.20 19	3,10	2468,75	1	380	12	1,1	55	0,0014	0,055	1,1	0,0007	0,0028	0,028	0,005 4	0,00002	0,0006
Innløp Dam	05.03.20 19	1,00	1712,50	1	260	5,9	1	26	0,0014	0,028	0,98	0,0007	0,0019	0,03	0,005 3	0,00002	0,0006
Innløp Kum	19.03.20 19	4,00	2029,17	1	260	16	1,9	68	0,0022	0,013	1,6	0,0006	0,0032	#VERD I!	0,004 7	0,00003	0,0009
Utløp Kum	19.03.20 19	3,10	2770,83	1	440	12	1,5	55	0,0021	0,061	1,5	0,0011	0,0029	0,044	0,005 8	0,00002	0,0008
Utløp Dam	19.03.20 19	1,00	1594,79	1	240	9,9	0,57	44	0,00078	0,04	0,54	0,0005	0,0019	0,024	0,004 2	0,00002	0,0003
Innløp Dam	19.03.20 19	1,00	2156,25	1	310	13	2,2	56	0,0029	0,03	2,0	0,0012	0,0038	0,037	0,006	0,00003	0,0011
Innløp Kum	01.04.20 19	4,00	2447,92	1	430	5,2	5,9	23	0,01	0,13	5,4	0,0049	0,0084	0,21	0,031	0,00003	0,0035
Utløp Kum	01.04.20 19	3,10	2531,25	1	400	12	0,95	54	0,0013	0,028	0,86	0,0005	0,0023	0,026	0,004 6	0,00002	0,0005

Utløp Dam	01.04.20 19	1,00	1043,75	1	150	7,5	1	32	0,0013	0,019	0,94	0,0004	0,0022	0,012	0,004	0,00002	0,0005
Innløp Dam	01.04.20 19	1,00	1236,46	1	180	7,8	1,7	33	0,002	0,023	1,6	0,0006	0,0027	0,017	0,005	0,00002	0,0008
Innløp Kum	16.04.20 19	4,00	3500,00	1	630	5,2	1,5	32	0,0027	0,12	1,4	0,0031	0,0041	0,1	0,016	0,00003	0,0010
Utløp Kum	16.04.20 19	3,10	2583,33	2	410	11	0,77	54	0,0011	0,017	0,68	0,0004	0,0018	0,02	0,004	0,00002	0,0004
Utløp Dam	16.04.20 19	1,00	1275,00	1	190	7,1	0,44	32	0,00057	0,006	0,36	0,0002	0,0013	#VERD I!	0,003	#VERD I!	0,0002
Innløp Dam	16.04.20 19	1,00	1254,17	1	190	7,1	0,44	32	0,00076	0,006	0,38	0,0002	0,0013	#VERD I!	0,003	#VERD I!	0,0002
Innløp Kum	03.05.20 19	4,00	881,25	1	150	1,2	0,46	13	0,0016	0,056	0,61	0,0013	0,0024	0,085	0,015	0,00002	0,0006
Utløp Kum	03.05.20 19	3,10	2510,42	1	390	11	0,71	55	0,0011	0,012	0,62	0,0003	0,0018	0,015	0,004	0,00001	0,0004
Utløp Dam	03.05.20 19	1,00	1352,08	1	200	6,7	0,17	32	#VERD I!	0,002	0,12	0,0001	0,0007	#VERD I!	0,003	#VERD I!	0,0001
Innløp Dam	03.05.20 19	1,00	1356,25	1	200	6,7	0,16	32	#VERD I!	0,002	0,11	0,0001	0,0008	#VERD I!	0,003	#VERD I!	#VERD I!
Innløp Kum	22.08.20 19	4,00	303,13	1	37	4	0,39	20	0,00074	0,006	0,43	0,0002	0,0013	#VERD I!	0,004	#VERD I!	0,0003
Utløp Kum	22.08.20 19	3,10	682,29	1	98	3,9	0,26	20	0,00056	0,005	0,28	0,0001	0,0009	#VERD I!	0,004	#VERD I!	0,0002
Utløp Dam	22.08.20 19	1,00	678,13	1	92	3	1,2	16	0,0031	0,027	1,6	0,0006	0,0032	0,084	0,015	0,00002	0,0011
Innløp Dam	22.08.20 19	1,00	676,04	1	95	3,9	0,28	20	0,00065	0,012	0,3	0,0001	0,0024	#VERD I!	0,004	#VERD I!	0,0002

3. Rådata av pH

Tabell 4: pH registrert i innløpskummen til Fossbekken rensedam, innløpet til Fossbekken rensedam, utløpet til Fossbekken rensedam og utløpskummen til Fossbekken rensedam i tidsrommet 9. januar 2019 til 22. august 2019.

pH- Fossbekken				
Tid	Innløpskum	Innløp dam	Utløp dam	Utløpskum
09.01.2019	7,35	7,19	7,29	7,45
22.01.2019	7,23	7,12	7,14	7,43
05.02.2019	7,21	7,11	7,10	7,46
19.02.2019	7,46	7,30	7,12	7,19
05.03.2019	7,68	7,55	*	7,18
19.03.2019	7,70	7,59	7,59	7,36
01.04.2019	7,47	8,45	8,39	7,56
16.04.2019	7,20	8,00	8,00	7,70
03.05.2019	7,19	8,10	8,25	7,98
22.08.2019	7,18	7,88	8,10	7,89

*Vannprøve fra felt uteble grunnet metrologiske forhold.

4. Rådata turbiditet

Tabell 5: Turbiditet registrert i innløpskummen til Fossbekken rensedam, innløpet til Fossbekken rensedam, utløpet til Fossbekken rensedam og utløpskummen til Fossbekken rensedam i tidsrommet 9. januar 2019 til 22. august 2019.

Turbiditet (FNU)				
Tid	Innløpskum	Innløp dam	Utløp dam	Utløpskum
09.01.2019	35,6	17,9	23,5	19,7
22.01.2019	25,0	15,4	20,0	18,6
05.02.2019	15,0	13,1	17,0	17,4
19.02.2019	59,2	39,5	18,0	29,7
05.03.2019	186,0	63,3	*	26,4
19.03.2019	34,8	46,9	14,0	36,9
01.04.2019	155,0	33,0	19,3	21,6
16.04.2019	46,0	8,5	8,6	15,4
03.05.2019	18,0	3,8	4,3	13,7
22.08.2019	34,0	7,8	4,9	5,9

5. Rådata fargetall

Tabell 6: Fargetall registrert i innløpskummen til Fossbekken rensedam, innløpet til Fossbekken rensedam, utløpet til Fossbekken rensedam og utløpskummen til Fossbekken rensedam i tidsrommet 9. januar 2019 til 22. august 2019.

Fargetall (mg/Pt/L)				
Tid	Innløpskum	Innløp dam	Utløp dam	Utløpskum
09.01.2019	8,3	16,9	15,8	12,0
22.01.2019	23,7	17,7	15,0	11,7
05.02.2019	29,7	15,8	15,4	11,3
19.02.2019	15,4	11,3	11,7	13,5
05.03.2019	14,7	11,7	*	13,5
19.03.2019	15,4	12,4	13,2	11,7
01.04.2019	30,8	11,7	9,4	11,3
16.04.2019	31,6	6,8	7,1	10,5
03.05.2019	35,0	7,5	7,9	11,3
22.08.2019	26,7	12,0	11,7	10,2

6. Rådata utregnet partikulær del

Tabell 7: Utregning av partikulær konsentrasjon av natrium, magnesium, aluminium, kalsium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, sink, kobber og kadmium fra vannanalyser i Fossbekken rensedam.

Na	Mg	Al	Ca	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Zn	Cu	Cd
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0	0	0,95	0,0	0	0,020	1,0	0,0012	0,0008	0,030	0,0035	0,000010
0	-0,1	0,94	1,0	0	0,023	0,9	0,0003	0,0015	0,008	0,0020	0,000001
0	0	1,19	0,0	0	0,009	1,1	0,0003	0,0013	0,010	0,0023	0,000000
0	0	0,97	2,0	0	0,008	0,9	0,0003	0,0012	0,007	0,0015	0,000003
0	0	0,27	0,0	0	0,060	1,5	0,0007	0,0009	0	0	0,000149
0	0	0,86	1,0	0	0,035	0,8	0,0003	0,0009	0,004	0,0002	0,000000
0	0	0,98	1,0	0	0,008	0,9	0,0003	0,0009	0,006	0,0017	0,000004
0	0	0,80	2,0	0	0,022	0,7	0,0004	0,0009	0,005	0,0005	0,000005
0	1	0,06	1,0	0	0,030	2,0	0,0010	0,0003	0	0	0,000162
0	0,2	0,71	0,0	0	0,060	0,8	0,0003	0,0009	0,007	0,0025	0,000002
0	0	0,88	1,0	0	0,002	0,8	0,0002	0,0008	0,007	0,0013	0,000002
0	0	0,67	-1,0	0	-0,041	0,7	0,0002	0,0008	0,000	0,0019	0,000001
0	2	0,19	3,0	0	0,030	3,1	0,0021	0,0000	0,085	0	0
0	0	2,58	2,0	0	0,019	2,3	0,0008	0,0027	0	0,0030	0,000008
0	1	0,99	2,0	0	0,017	1,0	0,0005	0,0013	0,019	0,0021	0,000000
0	0,8	0,74	5,0	0	0,013	0,8	0,0003	0,0007	0,011	0,0037	0,000001
0	0,1	1,49	0,0	0	0,012	1,3	0,0006	0,0014	0,011	0,0018	0,000006
0	3	6,77	5,0	0,0096	0,099	6,9	0,0044	0,0076	0,129	0,0184	0,000033
0	0	1,09	2,0	0	0,011	1,1	0,0005	0,0013	0,010	0,0017	0,000000
0	-3,2	0,98	-15,0	0	0,008	1,0	0,0003	0,0008	0,009	0,0000	0,000003
0	1	1,88	7,0	0	0,011	1,6	0,0005	0,0016	0	0,0010	0,000006
0	1	1,49	3,0	0	0,017	1,5	0,0007	0,0016	0,023	0,0022	0,000001
0	0,5	0,56	3,0	0	0,011	0,5	0,0002	0,0007	0,007	0,0007	0,000004
0	2	2,18	7,0	0	0,021	2,0	0,0009	0,0026	0,022	0,0004	0,000006
0	1,8	5,87	3,0	0,009	0,080	5,4	0,0035	0,0065	0,162	0,0170	0,000013
0	1	0,94	3,0	0	0,009	0,9	0,0003	0,0011	0,012	0,0011	0,000005
0	0,8	0,98	3,0	0	0,015	0,9	0,0004	0,0013	0	0,0011	0
0	0	1,68	0,0	0	0,019	1,6	0,0005	0,0017	0	0,0019	0

0	0,4	1,48	2,0	0	0,020	1,4	0,0011	0,0019	0,037	0,0060	0,000004
0	0	0,76	2,0	0	0,007	0,7	0,0003	0,0006	0,006	0,0011	0,000004
0	0	0,43	1,0	0	0,005	0,4	0,0001	0,0004	0	0,0005	0
0	0	0,43	1,0	0	0,005	0,4	0,0001	0,0004	0	0,0005	0
0	0,1	0,44	1,0	0,0009	0,005	0,5	0,0004	0,0005	0,023	0,0040	0,000004
0	0	0,69	3,0	0	0,007	0,6	0,0003	0,0008	0	0,0012	0,000003
0	0	0,15	1,0	0	0,002	0,1	0,0001	0,0000	0	0,0003	0
0	0,1	0,14	1,0	0	0,002	0,1	0,0001	0,0001	0	0,0003	0
					-				-	-	
0	1,3	0,37	5,0	0,00016	-0,006	0,4	0,0001	0,0002	0	0,0055	0
									-		
0	0,1	0,23	1,0	0	0,005	0,3	0,0001	0,0003	0	0,0004	0
0	-0,7	1,18	-2,0	0	0,025	1,6	0,0005	0,0023	0,068	0,0020	0
										-	
0	0	0,26	1,0	0	0,010	0,3	0,0001	0,0015	0	0,0002	0
0	0	0,00	0,0	0	0,000	0,0	0,0000	0,0000	0,000	0,0000	0,000000

G. Vedlegg – rådata sedimentanalyser

1. Utregning av gjennomsnittsverdier av blandprøver

Tabell 8. ICP resultater av blandprøve sediment i Fossbekken.

Dato	Dyp	Cr mg/kg	Ni mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Al g/kg	Ca g/kg	Fe g/kg	Mg g/kg	Mn g/kg	Na g/kg
22.08.2019	0-1cm	100	54	100	860	0,24	22	42	14	44	14	0,59	1,5
22.08.2019	1-2cm	100	59	95	770	0,21	24	46	12	46	15	0,55	1,4
22.08.2019	2 --> resten	81	51	50	280	0,13	19	44	8,3	44	14	0,54	1,1
22.08.2019	Gjennomsnitt alle 3 lagene	94	55	82	637	0	22	44	11	45	14	0,6	1,3
22.08.2019	Gjennomsnitt 2 øverste lagene	100	57	98	815	0	23	44	13	45	15	0,6	1,5
22.08.2019	Gjennomsnitt 2 nederste lagene	91	55	73	525	0	22	45	10	45	15	0,5	1,3
09.01.2019	blandingsprøve av de 3 første sedimentprøvene fra 9.1.19 (første tagning)	91	57	71	520	0,18	21	44	8,8	46	14	0,55	1,3
22.08.2019	Gjennomsnitt 2 øverste lagene	100	57	98	815	0,23	23	44	13	45	15	0,6	1,5
09.01.2019	blandprøve av de 3 første sedimentprøvene	91	57	71	520	0,18	21	44	8,8	46	14	0,6	1,3

2. Utregning våtvekt og tørrvekt

Tabell 9: Data fra blandprøve sediment i Fossbekken rensedam av sediment for utregning av våtvekt og tørrvekt av sedimentprøvene.

Felt nr.	Dato	Våtvekt	Tørrvekt	Sedimentsøyle str.
		Gram	Gram	Cm
1	09.01.2019	93,87	39,66	.
2	09.01.2019	83,91	30,30	.
3	09.01.2019	63,52	24,78	.
1	22.08.2019	38,04	13,41	0-1cm
2	22.08.2019	38,09	20,33	1-2cm
3	22.08.2019	44,01	23,16	2--> rest
4	22.08.2019	20,23	8,92	0-1cm
5	22.08.2019	31,9	13,91	1-2cm
6	22.08.2019	50,36	24,22	2--> rest
7	22.08.2019	30,77	11,79	0-1cm
8	22.08.2019	38,5	16,23	1-2cm
9	22.08.2019	58,83	28,87	2--> rest

3. Prosentvis endring av forurensinger i sedimentanalyser

Tabell 10: utregnet prosentvis forskjell av forurensninger i sedimentanalyser fra Fossbekken rensedam

Dato	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	Na
	mg/kg											
22.08.2019	100	57	98	815	0,23	23	44000	13000	45000	14500	570	1450
09.01.2019	91	57	71	520	0,18	21	44000	8800	46000	14000	550	13000
	10 %	-1 %	37 %	57 %	25 %	10 %	0 %	48 %	-2 %	4 %	4 %	-89 %

H. Vedlegg – Fossbekken

1. Miljødirektoratets miljøkvalitetsstandard

Tabell 11: Sammenligning av vannanalyser med Miljødirektoratets grenseverdier i miljøkvalitetsstandarden for "moderat" forurenset ferskvann og kystvann (Vanddirektivet, 2013).

Substans	Enhet	Miljøkvalitetsstandard ferskvann AA-EQS	Miljøkvalitetsstandard kystvann AA-EQS	Gjennomsnittlig Fossbekken
Klorid (Cl)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	1 580000
Nitrat (NO3)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	Ingen verdi
Sufat (SO4)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	Ingen verdi
Natrium (Na)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	Ingen verdi
Magnesium (Mg)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	10 200
Aluminium (Al)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	20
Kalsium (Ca)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	42 600
Krom (Cr)	µg/l	3,4	3,4	0,8
Mangan (Mn)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	80
Jern (Fe)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	200
Kobolt (Co)	µg/l	Ingen verdi	Ingen verdi	Ingen verdi
Nikkel (Ni)	µg/l	4	8,6	2
Sink (Zn)	µg/l	11	3,4	Ingen verdi
Kobber (Cu)	µg/l	7,8	2,6	5
Kadmium (Cd)	µg/l	0,8	0,2	0,02
Bly (Pb)	µg/l	1,2	1,3	0,2

2. Prosentvis endring i forurensinger i Fossbekken etter etablert rensedam

Tabell 12: Prosentvis endring i forurensninger, basert på gjennomsnittet av vannanalyser fra overflatevann i Fossbekken.

	$\mu\text{S/cm}$	FNU	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
	pH	Kond.	Turbiditet	NO3-N	Fosfat	Cl	NO3	Mg	Al	Ca	Cr	Min	Fe	Ni	Cu	Cd	Pb
Før 2016	7,0	18326,3	30,6	1,8	0,01	21,2	2,2	3,4	0,1	12,6	0,0004	0,04	0,3	0,002	0,002	0,00002	0,0001
Etter 2016	7,1	25251,1	36,8	2,3	0,01	37,0	2,6	4,4	0,2	17,3	0,0004	0,05	0,4	0,002	0,002	0,00002	0,0002
Prosent nedgang	1 %	38 %	21 %	30 %	-6 %	75 %	19 %	31 %	18 %	37 %	2 %	5 %	22 %	11 %	2 %	14 %	20 %



HOBO® U24-001 Data Logger

Fresh Water Conductivity Data Logger

This high-accuracy conductivity data logger is a cost-effective way to collect water quality data. The HOB0 U24 measures and records both conductivity and temperatures in streams, lakes, and other freshwater sources. This logger is recommended for monitoring aquifers for saltwater intrusion and road and agricultural runoff. This product's open access to its sensor simplifies cleaning and maintenance. The HOB0 U24's non-contact sensor minimizes measurement errors related to drift. In addition, the logger features software-based drift compensation.



The HOB0 U24 Conductivity data logger features a non-contact sensor with a Titanium Pentoxide coating. This coating prevents the sensor from coming in contact with the water, which in turn prevents tarnishing or corrosion associated with traditional electrode sensors. This sensor coating is also inert, enabling fouling to be easily wiped off the sensor.

Supported Measurements:

Conductivity/Salinity and Temperature

Key Advantages:

- Non-contact sensor provides long life and less measurement drift
- Provides easy access to sensor for cleaning and shedding air bubbles
- HOB0ware Pro software enables start/end-point calibration to compensate for any fouling and provides easy conversion to specific conductance and salinity
- USB optical interface provides high-speed, reliable data offload in wet environments
- Compatible with the HOB0 Waterproof Shuttle for easy and reliable data retrieval and transport

The HOB0 U24 Conductivity data logger features a non-contact sensor with a Titanium Pentoxide coating. This coating prevents the sensor from coming in contact with the water, which in turn prevents tarnishing or corrosion associated with traditional electrode sensors. This sensor coating is also inert, enabling fouling to be easily wiped off the sensor.

HOBO U24-001 Data Logger Specifications

Measurements	Actual Conductivity, Temperature, Specific Conductance at 25°C (calculated)
Conductivity Calibrated Measurement Ranges	Low Range: 0 to 1,000 µS/cm Full Range: 0 to 10,000 µS/cm
Conductivity Calibrated Range - Temperature Range	5° to 35°C (41° to 95°F)
Conductivity Extended Ranges	Low Range: 0 to 2,500 µS/cm Full Range: 0 to 15,000 µS/cm
Temperature Measurement Range	-2° to 36°C (28° to 97°F)
Specific Conductance Accuracy (In Calibrated Range)	Low Range: 3% of reading, or 5 µS/cm, and Full Range: 3% of reading, or 20 µS/cm, whichever is greater, using Conductivity Data Assistant and calibration measurements
Conductivity Resolution	1 µS/cm
Temperature Accuracy	0.1°C (0.2°F) at 25°C (77°F)
Temperature Resolution	0.01°C (0.02°F)
Conductivity Drift	Less than 3% sensor drift per year, exclusive of drift from fouling
Response Time	1 second to 90% of change (in water)
Operating Range	-2° to 36°C (28° to 97°F) - non-freezing
Memory	18,500 temperature and conductivity measurements when using one conductivity range; 11,500 sets of measurements when using both conductivity ranges (64 KB total memory)
Sample Rate	1 second to 18 hrs, fixed or multiple-rate sampling with up to 8 user-defined sampling intervals
Clock Accuracy	±1 minute per month
Battery	3.6 Volt lithium battery
Battery Life	3 years (at 1 minute logging)
Maximum Depth	70 m (225 ft)
Weight	193 g (6.82 oz), buoyancy in freshwater: -59.8 g (-2.11 oz)
Size	3.18 cm diameter x 16.5 cm, with 6.3 mm mounting hole (1.25 in. diameter x 6.5 in., 0.25 in. hole)
Wetted Housing Materials	Delrin®, epoxy, stainless steel retaining ring, polypropylene, Buna rubber O-ring, titanium pentoxide (inert coating over sensor)
Environmental Rating	IP68
CE	The CE Marking identifies this product as complying with all relevant directives in the European Union (EU).

Figur 29: HOBO Data Logger datablad (Onset Computer Corporation, 2011-2013).

J. Vedlegg – Basisinformasjon Fossbekken

1. Plankart Fossbekken rensedam



Figur 30: Plankart fra Statens vegvesen over Fossbekken rensedam, med arealinformasjon om rensedammens vannvolum, areal avrenning og beliggenhet.

The screenshot shows a web interface with a green header bar containing the text 'Basseng/Magasin' and a close button (X). Below the header, there are two buttons: 'Legg til i søket' (Add to search) and 'Zoom til objektet' (Zoom to object). The main content area displays the following information:

Vegreferanse:
0100 EV18 HP1 m4040

Bruksområde
Rensebasseng

Areal
1613 m²

Volum
2123 m³

Etableringsår
2016

Prosjektreferanse
E18

Objektid:
849860561

Figur 31: Utklipp fra vegkart.no. Områdeinformasjon for Fossbekken rensedam og vegstrekningen E18 Knapstad -Retvet (Kartverket & vegvesen, 2019).

K. Vedlegg – Rådata Fossbekken

1. Sammenligning gjennomsnitt av vannanalyser, Fossbekken og Fossbekken rensedam

Tabell 13: Sammenligning av gjennomsnittlige verdier av vannanalyser i Fossbekken med Fossbekken rensedam. Før 2016 er et gjennomsnitt av vannanalyser fra 2014 til 2015. Etter 2016 er et gjennomsnitt av vannanalyser fra 2016 til 2020. 2019 er et gjennomsnitt av vannanalyser tatt i innløpskummen, utløpskummen, innløpet og utløpet til Fossbekken rensedam.

	µS/cm	FNU	mg/l (NO ₃ -N)	mg/l (PO ₄ -P)	mg/l (Cl)	mg/l (NO ₃)	mg/l (Mg)	mg/l (Al)	mg/l (Ca)	mg/l (Cr)	mg/l (Mn)	mg/l (Fe)	mg/l (Ni)	mg/l (Cu)	mg/l (Cd)	mg/l (Pb)
Gjennomsnitt	pH	Konduktivitet	NO ₃ -N	Fosfat	Cl	NO ₃	Mg	Al	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Cd	Pb
Før 2016	7,0	18326,3	30,6	1,8	0,01	21,2	2,2	3,4	0,1	12,6	0,0004	0,04	0,3	0,002	0,0002	0,0001
Etter 2016	7,1	25251,1	36,8	2,3	0,01	37,0	2,6	4,4	0,2	17,3	0,0004	0,05	0,4	0,002	0,0002	0,0002
2019	7,5	5046,9	30,1	7,2	0,08	1580	10,2	10,2	0,02	42,6	0,0008	0,08	0,2	0,002	0,0005	0,0002

2. Vannanalyser Fossbekken 2014 til 2020

Tabell 14: Vannanalyser fra Fossbekken i tidsperioden 2014 til 2020.

Prøvetatt	Målt ved 23 +/- 2	mS/m	Konduktivitet	FNU	Fargetall	mg P/l	mg/l (NO _{3-N})	mg/l (Cl)	mg/l (SO ₄)	Filtre rt	mg/l (Na)	mg/l (Mg)	µg/l (Al)	mg/l (Ca)	µg/l (Cr)	µg/l (Mn)	µg/l (Fe)	µg/l (Ni)	µg/l (Zn)	µg/l (Cu)	µg/l (Cd)	µg/l (Pb)
9.4.2014	6,7	13,8		99			4200	17				2,9	230	9,8	0,44	27	230	2		2	0,03	0,21
5.5.2014	7,4	20,7		9,2			850	28			4,3	65	16	0,19	86	380	1,4		1,2		0,01	0,08
4.6.2014															<0,0	0,99	260	1,6		1,5	<	
3.7.2014	7,3	29,6		6,4			830	35			5	32	20	0,15	140	490	1,8		1,8		0,00	0,04
6.8.2014	7,3	33,4		11			650	40			4,3	84	20	0,39	9,1	390	2,7		3,2		0,01	0,15
9.9.2014	7	29,4		36			1000	33			4,3	110	17	0,4	9,7	330	2,5		3,3		0,01	0,16
30.9.2014	7	20,5		53			2200	20														
4	7,2	25		5,9																		
13.10.2014	6,6	9,92		39			1300	10			1,9	350	7,6	0,59	55	320	2,7		3		0,04	0,21
5.11.2014	6,7	8,31		31			720	8			1,9	350	6,2	0,56	35	340	2,4		2,3		0,03	0,2
8.12.2014	6,9	10,8		53			1700	11			2,2	280	7,9	0,55	52	350	2,1		2,1		0,01	0,23
13.1.2015	6,7	11,8		210			650	21			1,8	120	5,1	0,39	74	130	1,5		1,5		0,02	0,06
5																						8

10.10.2019	7,1	<0,1	51	64	2500	12,3	14,9	8,4	3,6	500	12	0,85	24	470	2,8	1,3	3	0,02	0,32
8.11.2019	7,1	15,8	14	48	2200	15,1	16,7	12	3,7	140	13	0,39	69	350	2,1	1,5	1,6	0,02	0,12
3.12.2019	7	14,3	17	58	2500	14,3	15,4	11	3,2	230	12	0,48	69	380	2,4	4	2,4	0,028	0,18
8.1.2020	7,1	10,2	190	50	2200	20,2	12,9	12	3,3	360	10	0,59	19	430	2	1,1	2,4	0,016	0,38

L. Vedlegg – Vannanalyse kontaminering laboratorium

Tabell 15: Vannanalyse av mulige forurensingskilder på MINA laboratorium, NMBU

Sample Name	Comment	Cu µg/L	Zn µg/L
wash		0,000	0,008
wash		0,001	0,006
cal blk		0,000	0,001
1	Kran som normalt brukes	0,71	0,71
2		0,57	0,67
3		0,58	0,68
4	Milli-Q Thomas	0,000	0,000
5		0,003	0,003
6		0,018	0,008
7	Lite brukt kran 1. etg	2,81	2,81
8		2,01	3,07
9		2,06	2,98
cal blk		0,000	-0,001
cal blank		0,001	0,006
std lav	std 1	1,98	1,98
std hoy		19,79	19,92



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway