



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Kilder og variasjoner i jern langs et borealt vassdrag i Sørøst-Norge under en tørkeperiode

Sources and variations in iron along a boreal watercourse in South-Eastern Norway during a drought period

Sigrid Hårstad Pålsrud

Master i Miljø og naturressurser, Limnologi og vannressurser

Forord

Takk for disse to årene på dette svært interessante og lærerike masterprogrammet Miljø og naturressurser ved NMBU. Selv om årene ble noe uvanlig med tanke på den globale pandemien. Vil gjerne gi en stor takk til hovedveileder Gunnhild Riise for god tilrettelegging, veiledning og oppfølging gjennom masterstudiet. Gjennom to år har jeg lært mye av deg og jeg anser deg som en stor inspirasjon til å fortsette innen limnologifaget. Jeg vil også takke biveileder Kristian Moseby for god tilrettelegging av feltarbeidet, og biveilederne Ståle Leif Haaland, Terje Wivestad og Stein Ivar Johnsen for god oppfølging gjennom masteroppgaven. Jeg vil også gjerne takke Eivind og Lill Katrin for det gode samarbeidet ute i felt og på lab og en takk til Therese Merethe for samarbeidet under skriveprosessen. Det har vært utrolig gøy og lærerikt å ha dere med på laget.

Sammendrag

Jern (Fe) har i de senere årene fått økt oppmerksomhet på grunn av den stadig økende konsentrasjonen i boreale vassdrag og hvordan det påvirker dette kjemiske og biologiske miljøet i ferskvannsystemene. I dette studiet ble kilder og variasjoner av Fe i et borealt nedbørsfelt, Ulverudåa, i Sørøst-Norge undersøkt, der vær og hydrologiske forhold og faktorer som bidrar til mobilisering av Fe ble koblet opp mot fordeling og variasjon av Fe. Da vekstsesongen var preget av lite nedbør og tørkeperioder, var de hydrologiske strømningsmønstrene og kontakttid med berggrunn og løsmasser en viktig årsak til variasjoner i Fe. Som tidligere observert i boreale vassdrag bl.a. i Skandinavia, var Fe-konsentrasjonen i Ulverudåa lavere i de skogsdominerte nedbørsfeltene enn i skog/våtmarksdominerte nedbørsfelt. I de skogsdominerte lokalitetene var det, på grunn av lite nedbør og lav strømningshastighet i nedbørsfeltet, liten variasjon i Fe-konsentrasjonen gjennom vekstsesongen, hvor pH og naturlig organisk materiale (NOM) var styrende faktorer for distribusjonen av $Fe_{Løst}$ og Fe_{Part} . I nedbørsfeltet med skog/våtmark var Fe-konsentrasjonen og fordeling styrt av reduserende forhold med lav pH og høye konsentrasjoner av løst organisk materiale (DOM). Samtidig kan utilstrekkelig mengde svovel i redusert form, som potensielt kunne danne svovelforbindelser med Fe (FeS), vært årsak til økt mobiliseringen av Fe. Videre kan store variasjoner i Fe-konsentrasjonen gjennom vekstsesongen, ha hatt sammenheng med nedbørsmønsteret, hvor økt vannføring kan ha ført til en fortynningseffekt. Det ble også registrert økte konsentrasjoner av næringsstoffer (fosfor og nitrogen), i forbindelse med skogsgjødsling og en påfølgende nedbørsperiode. Til tross for økte Fe-konsentrasjoner i samme periode, er det vanskelig å bekrefte om gjødslingen er en pådriver for Fe-mobilisering på grunn av andre Fe mobiliserende faktorer som kan ha virket samtidig, f.eks. reduserte forhold og lav pH. I skog/landbruksdominerende nedbørsfelt var trolig hovedkilden til Fe, Fe-rike marine sedimenter (silt og leire) som var hydrologisk koblet til vassdraget ved tilstrekkelig avrenning. Innsjøen (Vindlandstjernet) tilbakeholdt mye av Fe-DOM-kompleksene for vassdraget nedstrøms Vindlandstjernet. Fe-konsentrasjonen økte derimot nedover vassdraget på grunn av høyere grad av grunnvannstrømning med økt kontakttid i berggrunn og løsmasser. Samtidig bidro trolig også landbrukspraksis til økt mobilisering av Fe, der bearbeiding av jordsmonn medførte økt erosjon og avrenning under nedbørsperioder. Økt pH og saltholdighet kan også være drivere for andelen av Fe som er på løst- og partikulær form ($Fe_{Løst}$ og Fe_{Part}), der økt pH og økt saltholdighet vil føre til økt $Fe(oksy)hydroksider$ og avtagende Fe-NOM-komplekser.

Summary

Iron (Fe) has had an increased focus in recent years due to the ever-increasing concentration in boreal watercourses and how it affects the chemical and biological environment in freshwater systems. In this study, sources, and variations of Fe in a boreal river catchment Ulverudåa, South-Eastern Norway, were investigated. Weather and hydrological conditions and factors that contribute to the mobilization of Fe were linked to distribution and variation of Fe. As the growing season was characterized by periods of drought, the hydrological flow patterns and contact period with bedrock and gobbing were important causes for variations in Fe. As previously observed in boreal watercourses in Scandinavia among others, the Fe concentration in Ulverudåa was lower in the forest-dominated catchment areas than in the forest/wetland-dominated area. In the forest-dominated areas, due to low precipitation and low flow rate in the precipitation area, there was little variation in the Fe concentration during the growing season, where pH and natural organic matter (NOM) were governing factors for the distribution of dissolute and particulate Fe. In the catchment area containing forest/wetland, the Fe concentration and distribution were controlled by anaerobic conditions with low pH and high concentrations of dissolved organic material (DOM). Insufficient amount of sulfur in reduced form, which could potentially form sulfur compounds with Fe (FeS), might also have been the reason for the increased mobilization of Fe. Furthermore, large variations in the Fe concentration throughout the growing season may have been related to the precipitation pattern, where increased water flow may have led to a diluent effect. Increased concentrations of phosphorus and nitrogen were also registered in connection with forest fertilization and a subsequent rainfall period. Despite increased Fe concentrations in the same period, it is difficult to confirm whether fertilization is a driving force for Fe mobilization due to other Fe mobilizing factors that may have acted concurrent, e.g., reduced condition and low pH. In forest/ agricultural-dominant precipitation area, the main source of Fe was probably Fe-rich marine sediments (silt and clay) that were hydrologically connected to the watercourse by sufficient runoff. The lake (Vindlandstjernet) retained much of Fe-DOM-complexes from the watercourse downstream Vindlandstjernet. The Fe concentration, on the other hand, increased down the watercourse due to a higher degree of groundwater flow with increased contact time with bedrock and gobbing. Agricultural practice most likely contributed to increased mobilization of Fe, where cultivation of soil led to increased erosion and runoff during periods of precipitation. Increased pH and salinity could potentially have been drivers for the distribution of Fe, where increased pH and salinity will lead to increased Fe(oxy)hydroxides and decreasing Fe-NOM complexes.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	1
1.1	<i>Jern i ferskvannssystemet</i>	1
1.2	<i>Jern i boreale nedbørsfelt</i>	3
1.3	<i>Formål og problemstilling</i>	4
2	Metode	6
2.1	<i>Studieområde</i>	6
2.2	<i>Feltarbeid</i>	8
2.3	<i>Laboratorieanalyser</i>	8
2.4	<i>Vær- og klimadata</i>	10
2.5	<i>Behandling av data</i>	10
3	Resultater	11
3.1	<i>Vær og hydrologiske forhold</i>	11
3.1.1	<i>Lufttemperatur og nedbør</i>	11
3.1.2	<i>Temperatur i bekk</i>	12
3.1.3	<i>Vannstand</i>	12
3.1.4	<i>Konduktivitet - prokxy for hydrologisk strømningsmønster og kontaktid med berggrunn/løsmasser</i>	13
3.1.5	<i>Næringsstoffer</i>	14
3.2	<i>Faktorer som bidrar til mobilisering av jern (Fe)</i>	16
3.2.1	<i>pH og alkalitet</i>	16
3.2.2	<i>Løst organisk karbon (DOC) og farge</i>	16
3.2.3	<i>Sulfat</i>	17
3.3	<i>Distribusjon av jern (Fe) under en vekstsesong</i>	18
3.4	<i>Statistiske analyser</i>	20
4	Diskusjon	23
4.1	<i>Trender i Fe-konsentrasjon gjennom en vekstsesong, styrt av vær og hydrologiske forhold</i>	23
4.1.1	<i>Skogsdominerte lokaliteter</i>	23
4.1.2	<i>Skogs- og våtmarksdominert lokalitet</i>	24
4.1.3	<i>Skogs- og landbruksdominerte lokaliteter</i>	25
4.2	<i>Faktorer som bidrar til mobilisering av jern (Fe) i vassdraget</i>	28
4.2.1	<i>Skogsdominerte lokaliteter</i>	28
4.2.2	<i>Skogs- og våtmarksdominert lokalitet</i>	28
4.2.3	<i>Skogs- og landbruksdominerte lokaliteter</i>	30
5	Konklusjon	32
6	Litteratur	33
7	Vedlegg	37

1 Innledning

Jern (Fe) er det fjerde mest vanligste grunnstoffet i jordskorpa (Fossen, 2008) og er et viktig mikronæringsstoff som påvirker de biologiske prosessene i ferskvannsøkosystemet både direkte og indirekte (Björnerås, 2019; Heikkinen et al., 2022; Vuori, 1995; Wetzel, R. G. , 2001). Samtidig er Fe også essensielt i den biokjemiske syklusen for andre viktige elementer i ferskvannssystemet, som karbon (C), fosfor (P) og nitrogen (N) (Björnerås et al., 2017; Ekström et al., 2016). Fe har fått økt oppmerksomhet i de senere årene på grunn av stadig økende konsentrasjoner i vassdrag og metallens kopling til økende vannfarge (brunifisering) i overflatevann i sammenheng med løst organisk materiale (DOM) (Björnerås, 2019; Kritzberg & Ekström, 2012; Roulet & Morre, 2006; Sarkkola et al., 2013; Weyhenmeyer et al., 2014; Xiao et al., 2015; Xiao & Riise, 2021). Den økende konsentrasjonen av Fe i ferskvann kan være et resultat av øktende transport fra nedbørsfeltet og endringer i det biokjemiske kretsløpet (Björnerås et al., 2017). Den økende Fe-konsentrasjonen har sammenheng med hyppigere og mer intense nedbørsperioder som fremmer Fe-transporten fra jordsmonnet, og samtidig bidrar til reduserende forhold og økt løselighet av Fe. Videre kan avtagende svovelavsetninger føre til økt mobiliseringen av DOM og Fe-DOM komplekser (Björnerås et al., 2017; Heikkinen et al., 2022; Riise et al., 2018). Endringer i arealbruk har også ført til økt erosjon og avrenning ut til vassdrag som direkte kan påvirke transporten av Fe (Vuori, 1995).

1.1 Jern i ferskvannssystemet

Jern (Fe) i overflatevann forekommer som toverdig (Fe^{2+}) eller treverdig (Fe^{3+}), men den vanligste formen er den oksiderte formen Fe^{3+} . I hvilken form Fe foreligger i ferskvann er avhengig av pH, redokspotensialet (Eh) og temperatur (Wetzel, R. G. , 2001). Til tross for at jordskorpa er rikt på Fe, er det generelt svært lave konsentrasjoner i ferskvann, noe som skyldes den lave løseligheten av Fe^{3+} under aerobe forhold med høy pH (Björnerås, 2019; Heikkinen et al., 2022; Herzog et al., 2017). Metallet forekommer sjeldent i fri form, men er ofte bundet til hydroksider ($\text{Fe}(\text{OH})_2$), karbonater (FeCO_3) eller sulfider (FeS) (Wetzel, R. G. , 2001). I elver er det to dominerende Fe-faser hvor transport av Fe i stor grad påvirkes av assosiasjonen til naturlig organisk materiale (NOM) og hydroksider, i dannelsen av Fe-DOM komplekser og Fe-hydroksider ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) (Herzog et al., 2017; Lyvén et al., 2003; Neubauer et al., 2013; Sundman et al., 2013). Oksygenrikt vann inneholder svært lite Fe^{2+} , men kan foreligge som kolloidalt og i partikulær form, og kan også finnes i organiske komplekser i boreale vassdrag (Herzog et al.,

2017; Sundman et al., 2014). Fe^{2+} bundet til svovel (S) kan påvirke mobiliseringen av Fe, da jernsulfid (FeS) har lav løselighet (Wetzel, R. G. , 2001).

Størrelsene på Fe-partikler og komplekser i boreale vann kan endres langs et vassdrag, fra områder rikt på naturlig organisk materiale (NOM) og sure forhold til områder med økende pH hvor stabiliteten av Fe-DOM-kompleksene er lavere og felles. Samtidig vil en økning i pH også bidra til økt størrelse (aggregering) på jern(oksy)hydroksider (Neubauer et al., 2013). Tidligere «dynamic light scattering» målinger (DLS) har identifisert tre ulike størrelsesfraksjoner av Fe. De minste partiklene, 10-40 nm, ble foreslått å bestå i hovedsak av Fe(oksy)hydroksider-nanopartikler og var positivt ladde. Partikler på 100-200 nm (en mellomstørrelsesfordeling) hadde en negativ overflateladning, der det var antatt en dominans av organisk materiale (OM) som dannet komplekser med Fe. De største partiklene var 300-900 nm og angivelig dominert av Fe(oksy)hydroksider og koblet opp mot kromoforisk DOM (cDOM), som er de fraksjonene av molekyler som gir farge (Herzog et al., 2020). Studiet viste også at den minste fraksjonen avtok med økt saltholdighet (Herzog et al., 2020), samtidig har også tidligere studier vist at med økt pH vil det være en økning i konsentrasjonen av Fe(oksy)hydroksider (Herzog et al., 2017).

I ferskvannsystemer er Fe er et viktig nøkkelement på grunn av den høye reaktiviteten. Det er et viktig mikronæringsstoff for levende organismer hvor Fe fungerer som en katalysator for biologiske prosesser som respirasjon og fotosyntese (Beard et al., 1996; Wetzel, R. G. , 2001). Selv om Fe er viktig for økosystemet kan også høye konsentrasjoner gi en negativ effekt og påvirke både direkte og indirekte økosystemet i vann (Vuori, 1995). Fe^{2+} som stort sett foreligger løst vil kunne ha en giftig effekt for enkelte organismer i vann som er rikt på Fe (Vuori, 1995), men i størst grad vil Fe kunne påvirke indirekte da Fe^{3+} er den vanligste formen i ferskvannsystem under aerobe forhold.

de siste årene har det blitt større oppmerksomhet rundt jern i forbindelse med brunifisering av overflatevann, hvor Fe^{3+} sin lysabsorberende evne bidrar til økende vannfarge (Björnerås, 2019; Kritzberg & Ekström, 2012; Sarkkola et al., 2013; Xiao et al., 2015; Xiao & Riise, 2021). Økt vannfarge kan dermed påvirke artssammensetningen i ferskvann og hemme primærproduksjonen på grunn av mindre lysgjennomtrengning (Björnerås, 2019). Andre indirekte negative effekter av økt Fe på økosystemet i ferskvann er bl.a. kolloidal transport av spormetaller og forurensning (Herzog et al., 2020). Det er store variasjoner i størrelse fra molekyler til kolloidal- og partikkelform. Kolloidene har gjerne en stor spesifikk flate og høy

tetthet av bindingssteder hvor Fe- og organisk karbon (OC)-rike faser er viktige bærere for andre grunnstoffer og forbindelser (Herzog et al., 2020; Lyvén et al., 2003). Tidligere undersøkelser viser at store Fe-rike fraksjoner som i hovedsak består av Fe(oksy)hydroksider (Hirst et al., 2017; Neubauer et al., 2013), kan være bærere for bl.a. fosfor (P) og aluminium (Al) og bly (Pb). Kolloider rikt på organisk karbon (OC) kan derimot være bærere for bl.a. mangan (Mn), nikkel (Ni), sink (Zn) og kobber (Cu) (Herzog et al., 2020; Ingri et al., 2000; Lyvén et al., 2003; Pokrovsky & Schott, 2002). Da løste organiske Fe-kolloider bidrar til transport av fosfat (PO_4) (Heikkinen et al., 2022), kan det hemme primærproduksjonen i vann ved at fosfat kan absorberes til løst organisk Fe og vil dermed være utilgjengelig for organismer (Bjørnerås, 2019; Wetzel, R. G. , 2001). Dette er midlertidig ikke en negativ effekt da det kan forhindre eutrofiering.

1.2 Jern i boreale nedbørsfelt

Høyere Fe-konsentrasjoner er ofte knyttet til boreale vassdrag, og tidligere forskning viser at de viktigste nøkkelfaktorene for økte Fe-konsentrasjoner er et resultat av endringer i klima, reduksjon i atmosfæriske avsetninger av sulfat og arealbruk (Bjørnerås, 2019; Heikkinen et al., 2022; Xiao & Riise, 2021). Det er store sesongmessige variasjoner i Fe-transport, som gjerne er knyttet til hydrologiske og biokjemiske prosesser i det boreale nedbørsfeltet. I boreale områder er det registrert økende Fe-konsentrasjoner i vassdrag med økt nedbørsmengde, da økt mobilisering av organisk materiale spiller en vesentlig rolle i transport, akkumulering og utvasking av Fe. Mobiliteten til Fe er gjerne høyere i boreale nedbørsfelt, spesielt i torvmarker, da det er et høyere innhold av DOM som danner komplekser med Fe (Bjørnerås, 2019; Heikkinen et al., 2022). Videre kan de klimatiske endringene påvirke hydrologien og redoksforholdene i nedbørsfeltet. Økte nedbørsmengder kan medføre en heving av grunnvannsspeilet og øke kontakten med sjikt som er anrikt på organisk materiale og Fe. Påfølgende avrenningsepisoder kan deretter transportere Fe i form av Fe-DOM-komplekser (Ekström et al., 2016; Heikkinen et al., 2022). Samtidig vil variasjon i grunnvannsspeil kunne kontrollere mobiliseringen av Fe på grunn av variasjon av redoksforhold, som varierer med tid og dyp (Schuth et al., 2015).

I tillegg til endringer i nedbørmønsteret og avrenning, har reduserte avsetninger av sulfat SO_4^{2-} , på grunn av redusert sur nedbør (Schöpp et al., 2003), ført til økte konsentrasjoner av DOM i boreale vassdrag. En reduksjon av SO_4^{2-} har ført til redusert ionestyrke, som igjen har øket

overflateladningen av CDOM-forbindelser (colored dissolved organic matter). En økning i elektrostatisk frastøtning mellom negativt ladede kolloider vil dermed føre til mindre flokkulering, koagulering og utfelling av CDOM-forbindelsene som fører til økt mobilisering av DOM. Tidligere har SO_4^{2-} vært det dominerende anionet i boreale skogsjøer på Østlandet, som sammen med Fe og Al har bidratt til å flokkulering av DOM. Når de menneskeskapt sulfatavsetningene opphører, vil hovedpådrivere for økt Fe-DOM avsetninger være klima og arealbruk (Hogve et al., 2011; Riise et al., 2018).

Fe-konsentrasjonen i skogsdominerte nedbørsfelt er sterk knyttet til transport av DOM og andre kolloidale/partikulære forbindelser, og konsentrasjonen er ofte høy under perioder med stor avrenning som snøsmelting. Nedbørsfelt med dominans av torvamarker har ofte større konsentrasjoner av Fe enn i skogsdominerte nedbørsfelt, avhengig om torvmarka fungerer som en sinker eller kilde til Fe (Heikkinen et al., 2022). Ifølge flere undersøkelser er konsentrasjonene av løst organisk Fe og total Fe i torvmarks-dominerte områder høyest om vinteren, før snøsmeltingen på våren (Björkvald et al., 2008). Samtidig er det også registrert en økning av Fe-konsentrasjonen fra grunnvann som drenerer ut til elveleiene, og som ikke direkte er påvirket av nedbør. Kildene til Fe-konsentrasjonen er her fra de dypere lagene i torvmarka som er anrikt på Fe, der det gjerne er anaerobe forhold (Heikkinen et al., 2022). Kontaktsonene ved elvebredden kan også spille en stor rolle for vannkjemiske forhold, hvor soner nær elvebredden gjerne er anrikt på DOC. Ved vannoverføring fra jordsmonn til elvebredden vil betingelsene for Fe endres fra anoksiske forhold til oksiske. Tidligere undersøkelser viser at kantsonene ved elvebredden spiller en stor rolle i vannkvalitet i bekk da konsentrasjonen av elementer med høy affinitet for organisk materiale, som Fe, gjerne er flere ganger høyere ved kantsonene enn i mineraljord lenger opp i nedbørsfeltet (Ingri et al., 2018; Lidman et al., 2017). Aktiviteter i nedbørsfeltet kan også bidra til økte Fe-konsentrasjoner i vassdrag. Tidligere funn viser at økende landbruksaktivitet kan endre redokspotensialet i jorda og øker mobilisering av Fe-DOM (Heikkinen et al., 2022).

1.3 Formål og problemstilling

Målet med denne masteroppgaven er å undersøke variasjoner i konsentrasjoner av Fe og drivere for økt avrenning av Fe langs et borealt vassdrag, og prosesser som regulerer avrenning av Fe gjennom en vekstsesong (april-september). Oppgaven vil gi et grunnlag for videre arbeid med undersøkelse av edelkreps og mulige effekter av Fe på biota (kreps) som undersøkes i interreg.prosjektet Sverige-Norge (Svensk-Norsk innsats for edelkreps/flodkräftor), da Fe kan

ha en mulig påvirkning på de biologiske forholdene i vassdraget gjennom endrede optiske forhold og løselighet/fellingsreaksjoner. Vassdraget Ulverudåa (290300 E, 6638600 N) ligger i Lillestrøm kommune og delvis i Aurskog-Høland kommune. Med lite aktiviteter i nedbørfeltet som kan påvirke forholdene, er det et egnet område for å undersøke forekomster av jern og for å lokalisere «hotspots» for høye Fe-konsentrasjoner under naturlige forhold med sine innløpsbekker og utløpsbekk fra Vindlandstjernet. Tidligere prøvetakinger har også vist høye Fe-konsentrasjoner ved ulike lokaliteter i Ulverudåa (Sandem, 2020), og hensikten med denne oppgaven er å lokalisere kilder og variasjoner av Fe gjennom hele vassdraget. Problemstillingen for oppgaven er:

«Hvordan varierer Fe-konsentrasjonen i et vassdrag over en vekstsesong og hva er koblingen mellom variasjon og drivere?»

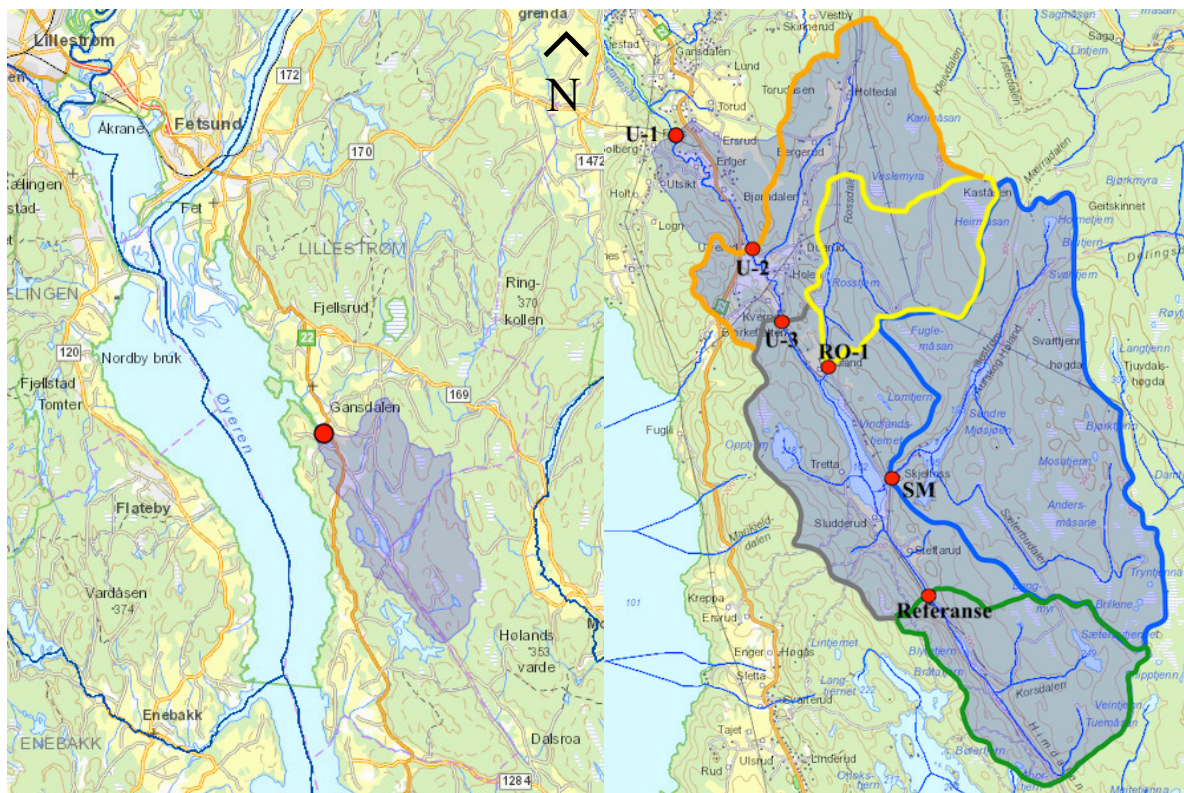
Oppgaven skal analysere innløpsbekker og utløpsbekker til en innsjø. På grunnlag av mer fullstendig omsetning- og fellingsprosesser i stillestående sammenlignet med rennende vann, er det antatt at det er større variasjoner i Fe-konsentrasjonene oppstrøms enn nedstrøms innsjøen. Hypotesen for masteroppgaven er:

«Variasjoner i Fe-konsentrasjon er større i lokaliteter oppstrøms sammenlignet med nedstrøms lokaliteter.»

2 Metode

2.1 Studieområde

Vassdraget Ulverudåa har utløp ut til Øyeren i Lillestrøm kommune og er klassifisert som middels, kalkfattig, humøs (nasjonal vanntype; R106) (*Ulverudåa*, u.a.). Ulverudåa er et borealt vassdrag, hvor nedbørsfeltet i stor grad består av skogsområder med lite aktivitet i nedbørsfeltet. I vassdraget ble det etablert til sammen 6 prøvestasjoner med 3 oppstrøms (Referanse, SM og RO-1) og 3 nedstrøms (U-3, U-2 og U-1) Vindlandstjernet vist i figur 2.1 med nedbørsfelt for hver enkelt prøvestasjon. Det ble også utført prøvetakinger i Vindlandstjernet som analyseres i en masteroppgave av Therese Merete Børseth, som ser på tilbakeholdelse og omsetning av Fe i innsjø. Tabell 2.1 viser lokasjon for prøvestasjonene i bekk.



Figur 2.1 Kart over prøvepunktene i Vassdraget Ulverudåa (NEVINA) med utløpt til Øyeren i Lillestrøm kommune.

Tabell 2.1 Lokasjoner for prøvestasjoner i vassdraget Ulverudåa.

Prøvestasjoner	Lokasjoner
Referanse	291594 E, 6636166 N
SM	291268 E, 6637169 N
RO-1	290653 E, 6638398 N
U-3	290167 E, 6638800 N
U-2	289869 E, 6639531 N
U-1	289097 E, 6640720 N

Innløp til Vindlandstjernet

Innløpsbekkene til Vindlandstjernet består av prøvestasjonene med navnene Referanse, SM RO-1 (figur 2.1). Prøvestasjon Referanse (168 moh.) ligger øverst i vassdraget og fungerer som en referanse for de andre bekkeprøvene der nedbørsfeltet på 3,4 km² består av 96% skog og 3% myr (*NEVINA*), med lite aktivitet som kan påvirke resultatene. Maks høyde i nedbørsfeltet er 306 moh. Prøvestasjon SM (167 moh.) ligger nedstrøms Søndre Mjøsjoen med et nedbørsfeltet på 7,1 km². Nedbørsfeltet har flere likhetstrekk med Referanse, med 92% skog og 5% myr (*NEVINA*). Maks høyde i nedbørsfeltet er 329 moh. Prøvestasjon RO-1 (173 moh.) ligger nedstrøms Rosstjern med et nedbørsfelt på 2,3 km² (høyde_{max} 327 moh.) bestående også av 95% skog og 4% myr. Nedbørsfeltet består også av 9% leire (*NEVINA*). Området rundt prøvestasjonen består av torv/våtmark og benyttes som beiteområdet.

Utløp til Vindlandstjernet

Prøvestasjonene U-3, U-2 og U-1 (figur 2.1) ligger nedstrøms Vindlandstjernet med utløp til Øyeren. Prøvestasjonen U-3 (160 moh.) representerer den nærmeste utløps-stasjonen til Vindlandstjernet med et nedbørsfelt på 16,7 km² (høyde_{max} 329 moh.) og består av 92% skog, 3% myr, 1% dyrket mark og 8% leire (*NEVINA*). Nedbørsfeltet mottar dreinsvann fra nedbørsfeltene til Referanse, SM og RO-1 sammen med området på vestsiden av Vindlandstjernet med vanntilførsel fra Opptjern. Prøvestasjon U-2 (141 moh.) ligger nedstrøms Vindlandstjernet (mellom stasjon U-1 og U-3) og ligger langs Vinlandsveien. Nedbørsfeltet på 20,2 km² består av 90% skog, 3% myr, 3% dyrket mark og 13% leire (*NEVINA*). Prøvestasjon U-1 (113 moh.) ligger nederst i vassdraget med et nedbørsfelt på 21,4 km² bestående av 90% skog, 3% myr, 3% dyrket mark og 16% leire (*NEVINA*). Fetveien (Rv 22) ligger på oversiden av U-1.

Berggrunn og løsmasser

Nedbørsfeltet til vassdraget Ulverudåa består i hovedsak av glimmergneis, men amfibolitt ligger også som en stripe fra øverst i nedbørsfeltet, gjennom Vindlandstjernet og videre nedover vassdraget ned mot utløpet til Øyeren (*Berggrunn - Nasjonal berggrunnsdatabase* u.a.). Vassdraget i Ulverudåa (vedlegg 6, figur 7.19) ligger under marin grense med elve- og bekkeavsetninger og hav- og fjordavsetninger, bestående av finkornet, marine avsetninger i form av silt og leire. Nedbørsfeltet oppstrøms Vindlandstjern har et tynt dekke av morenemateriale med fjellblotninger. Prøvestasjon RO-1 ligger innenfor et område med tykke

hav- og fjordavsetninger i forsøkninger. Prøvestasjonene nedstrøms Vindlandstjernet ligger i områder med tykke hav- og fjordavsetninger, samt elv og bekkeavsetninger.

2.2 Feltarbeid

Det ble tatt vannprøver ca. hver 14 dag fra april til september i Ulverudåa, med totalt 9-10 prøvetakinger ved hver prøvestasjon. Dato for prøvetaking; 16.04.21, 05.05.21, 19.05.21, 02.06.21, 16.06.21, 30.06.21, 14.07.21, 28.07.21, 11.08.21 og 01.09.21. Det ble ikke tatt vannprøver ved stasjon U-1 og SM 16.04.21 da disse prøvestasjonene ble inkludert i prøveprogrammet først i 2. prøverunde.

Vannprøver ble fylt i 500 mL flaske og i 50 mL rør for fysiske og kjemiske analyser. Det ble satt ut temperaturloggere, HOBO MX2202, på hver prøvestasjon og avlest med appen HOBObconnect. Logger for konduktivitet (HOBO) og trykk (HOBO) ble plassert nederst i vassdraget (U-1). Konduktivitetmåler ble korrigert for temperatur, hvor konduktivitet øker eksponentielt med 2% per °C med referansetemperatur på 25 °C (Digernes, 2004).

2.3 Laboratorieanalyser

Vannprøvene ble transportert direkte til Jordfagbygningen ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) i Ås for videre analyser i henhold til norsk standard (NS). Konduktivitet, pH, alkalitet, turbiditet, farge (410 nm) og absorpsjons 254 nm ble målt samme dag som prøvetakingen. Løst organisk karbon (DOC), næringsstoffer, sulfat (SO₄-S) og metaller ble analysert i september og oktober.

Konduktivitet ble målt i henhold til norsk standard (NS-ISO 7888), med en 914 pH/Conductometer fra ufiltrerte og romtempererte prøver. Verdiene oppgis i µS/cm (mål på transport av ladede ioner i vannet). pH ble målt i henhold til norsk standard (NS 4720) fra ufiltrerte og romtemperte prøver med en pH elektrode tilkoblet 914 pH/Conductometer. Før målinger av vannprøvene, ble pH-meter kalibrert med kjente standarder med en pH på 7 og 4. pH ble målt med omrøring av en magnet. Alkalitet ble målt i henhold til norsk standard (NS-EN ISO 9963-1), der ufiltrerte vannprøver ble titrert med 0,02 M HCl, med 665 Dosimat Methrom, til endepunkt på pH 4,5 målt med pH elektrode tilkoblet 914 pH/Conductometer. Den totale alkaliteten ble kalkulert ut fra ligningen:

$$c_{ALK} = \frac{c_{HCl} \times V_{HCl} \times 1000}{V_{vannprøve}}$$

c_{ALK} er totale konsentrasjonen av alkalitet i mmol/l, c_{HCl} er 0,02 M HCl, V_{HCl} er volum av HCl (ml) titrert til nådd pH 4,5, $V_{vannprøve}$ er volum av vannprøve (ml). Prøver med verdier mindre enn 0,300 mmol/L måtte korrigeres for overtitrering:

$$c_{ALK.korr} = (c_{ALK} - 32) + 0,646 \times \sqrt{(c_{ALK} - 32)}$$

$C_{ALK.Korr}$ er korrigert alkalitet, 32 er antall $\mu\text{mol H}^+$ mellom 7.0 og 4,5 (Digernes, 2004).

Ufiltrerte prøver ble analysert for turbiditet samme dag som prøvetakingen i henhold til norsk standard (NS-ISO 7027) med et turbidimeter 2100AN IS, der uoppløste partikler i vannprøven måles ved en nefelometrisk metode som er partiklens evne til å spre hvit lys (860nm). Verdiene angis i Formazin Nephelometric Units (FNU). Filtrerte prøver (porediameter 0,45 μm) ble analysert for farge og absorbans ved 254 nm, med spektrofotometer (Shimadzu UV-1201) i henhold til norsk standard (NS-EN ISO 7887). Farge ble målt ved bølgelengde 410 nm med 5 cm kyvette. Fargetallet angis i vannfargeenhet mg Pt/L⁻¹. Formel for utregning av fargetall:

$$Fargetall = \frac{C_{Pt-standard}}{mABS_{Pt-standard} - mABS_{blank}} \times mABS_{vannprøve}$$

mABS = milliabsorbans, mABS_{blank} = gjennomsnittet av tre blanker. mABS_{Pt-standard} = kjent standard, målt ved 410 nm. Absorbans ved 254 nm ble målt ved bruk av 1 cm kyvette. Løst organisk karbon (DOC) ble analysert i henhold til norsk standard (NS-EN 1484) med en Shimadzu organisk karbon katalysator (ASI-V og TOC-VCPN) og er andelen av løst organisk materiale (DOM) som kan passere et 0,45 μm membranfilter. Prøven ble analysert av kvalifisert personell ved laboratoriet for jord- og vannfag ved MINA, NMBU.

Total fosfor (Tot-P) og fosfat (PO₄-P) ble analysert i henhold til norsk standard (NS-EN 1189). Tot-P ble analysert fra ufiltrerte vannprøver tilsatt oksidasjonsmiddelet peroxodisulfat og autoklavert ved 1 atm på 121 °C i 30 minutter, for å omgjøre fosfor til ortofosfat. PO₄-P ble analysert fra filtrert prøver (porediameter 0,45 μm). Fosfatet ble tilsatt ascorbinsyre og molybdat vil danne et antimon-fosformolybdat-kompleks i redusert form som gir en blåfarge. Deretter ble prøvene målt med et spektrofotometer (HITACHI UH5300) ved 880 nm i en 2 cm kyvette. Standardkurve med kjente konsentrasjoner ble brukt for omregning av $\mu\text{g/L}$ Tot-P og PO₄-P. Total nitrogen (Tot-N) ble analysert i henhold til norsk standard (NS 4743) av ufiltrerte vannprøver tilsatt oksidasjonsmiddelet kaliumperoksodi-sulfat og autoklavert ved 1 atm på 121 °C i 30 minutter. Nitrat ble analysert med et ionekromatografi (XYZ AutoSampler ASX – 500 Series, Zellweger analytics IC 5000) av kvalifisert personell ved laboratoriet for jord- og

vannfag ved MINA, NMBU. Ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) ble analysert i henhold til Norsk Standard (NS 4746 modifisert) fra filtrerte prøver (porediameter 0,45 μm). Prøve ble tilsatt hypoklorit og salicylat og målt med et spektrofotometer ved 655 nm i 2 cm kyvette. Standardkurve med kjente konsentrasjoner ble brukt for omregning av $\mu\text{g NH}_4\text{-N/L}$.

Anionene Klorid (Cl^-), nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) og sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$) ble analysert i henhold til Norsk Standard (NS-EN ISO 10304-1) med ionekromatografi (XYZ AutoSampler ASX – 500 Series, Zellweger analytics IC 5000) av membranfiltrerte prøver (porediameter 0,45 μm). Både filtrerte (porediameter 0,45 μm) og ufiltrerte prøver ble analysert for metallene aluminium (Al), kalsium (Ca), jern (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn) og natrium (Na), samt svovel (S) og silisium (Si), i henhold til norsk standard (NS-EN ISO 11885:2009) med Agilent 5110 ICP-OES (induktiv koblet plasma-optisk emisjonsspektroskopi) instrument. Analysene av anioner og metaller ble analysert av kvalifisert personell ved laboratoriet for jord- og vannfag ved MINA, NMBU.

2.4 Vær- og klimadata

Nedbørdata og lufttemperatur ble hentet fra Norsk Klimaservicesenter og senorge.no, værstasjon Fv169 Åserud. Nedbørsdata med nedbør i forhold til normalen 1991-2020 ble hentet fra stasjonen Enebakk – Barbøl (SN4040) (*Observasjoner og værstatistikk*, u.a.; *Senorge.no*, u.a.), da nærmeste værstasjon til Ulverudåa (Fv169 Åserud) ikke hadde data fra normalperioden 1991-2020. Trykklogger, fra feltarbeid, ble korrigert med lufttrykk for mål av vannstand. Referanse for lufttrykkmåling er værstasjon «Kjeller» som eies av Meteorologisk institutt og ligger i Lillestrøm kommune (*Observasjoner og værstatistikk*, u.a.).

2.5 Behandling av data

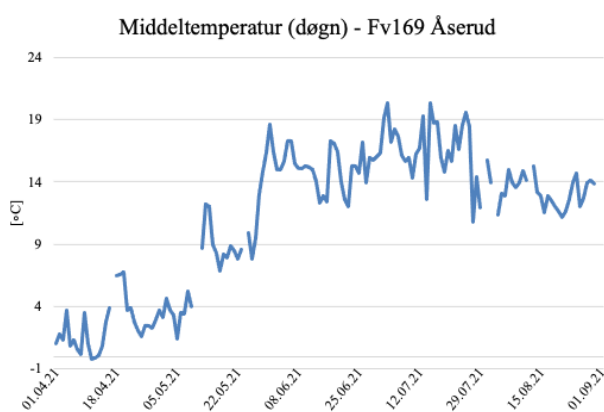
Rådata fra feltarbeid og analysene av vannprøvene ble samlet i Microsoft Office Excel (versjon 16.56). RStudio (Desktop 2021.09.1 Build 372) med «stats»-pakke ble benyttet for å utføre Principal Component Analysis (PCA), statistisk analyse, der dimensjonen på et større datasett reduseres, men fortsatt holder på det meste av informasjonen. Dataene ble standardisert med «prcomp»-funksjonen til «stats»-pakken i RStudio, og målinger under deteksjonsgrense ble halvert for å få en verdi i Rstudio. RStudio med «graphics»-pakke ble benyttet til å utføre Scatterplot Matrices, som er et spredningsdiagram med en korrelasjonskoeffisient, Pearson r.

3 Resultater

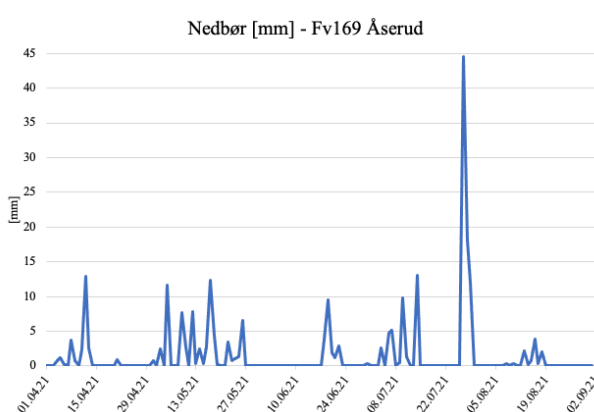
3.1 Vær og hydrologiske forhold

3.1.1 Lufttemperatur og nedbør

I perioden fra midten av mars og begynnelsen av april lå middeltemperaturen (figur 3.1) under 5 °C og økte gradvis utover sommersesongen. På midten av sommersesongen varierte middeltemperaturen mellom 12 og 20 °C. I startfasen av prøvetakingsperioden var det jevnt med nedbør (figur 3.2), mens det utover sommeren ble registrert lite nedbør i området. Mellom 27. – 28. juli var det en intens nedbørsperiode. Gjennom store deler av sesongen 2021 var det lite nedbør i forhold til normalperioden 1991-2020 (tabell 3.1). I mai og juli var nedbørsmengden over normalen, men mye av nedbøren i juli var forårsaket av en intens nedbørsperiode. August var desidert den tørreste måneden, hvor nedbørsmengden var 15,1% av normalen 1991-2020.



Figur 3.1 Middeltemperatur fra nærmeste klimastasjon fra Ulverudåa, stasjon Fv169 Åserud (Observasjoner og værstatistikk, u.a.).



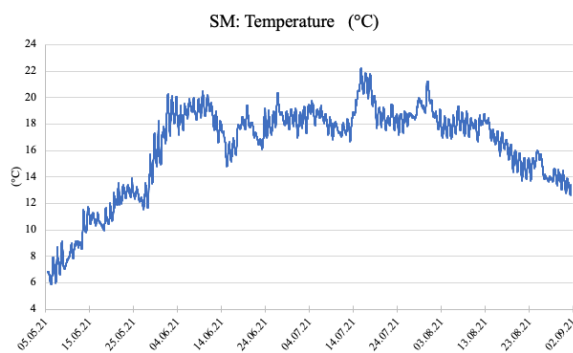
Figur 3.2 Nedbør i perioden 01.04.21 - 01.09.21 ved stasjon Fv169 Åserud (Observasjoner og værstatistikk, u.a.)

Tabell 3.1 Nedbør i forhold til normalen 1991-2020 (mnd) og nedbør registrert i perioden april – september 2021, med avvik i %. Stasjon Enebakk – Barbøl (Observasjoner og værstatistikk, u.a.).

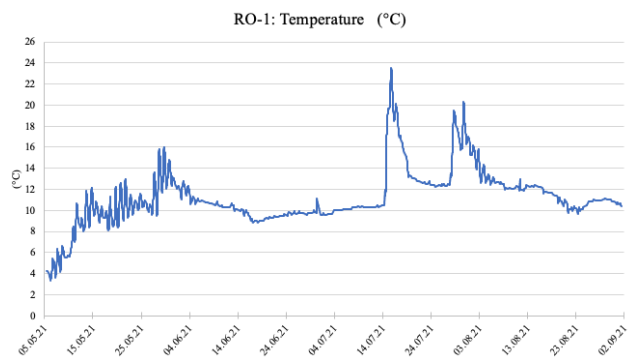
Måned	Normalen 1991-2020 [mm]	Nedbør 2021 [mm]	Nedbør i forhold til normalen 1991-2020 [%]
apr.21	52,2	17,8	34,1
mai.21	63,6	94,0	147,8
jun.21	82,8	40,0	48,3
jul.21	84,0	110,1	131,1
aug.21	96,7	14,6	15,1
sep.21	87,5	83,3	95,2

3.1.2 Temperatur i bekk

Det var store variasjoner i temperaturen mellom de ulike prøvestasjonene oppstrøms Vindlandstjernet. Temperaturen ved prøvestasjon nedstrøms Søndre Mjøsjoen (SM) (figur 3.3) fulgte samme trend som lufttemperaturen. Temperaturen ved prøvestasjonen nedstrøms Rosstjern (RO-1) (figur 3.4) med utløp til Vindlandstjernet lå i starten av prøvetakingsperioden på rundt 4 °C, med minimumsverdi på 3,34 °C. Temperaturen økte gradvis utover vekstsesongen, men avtok i starten av juni og lå på rundt 10 °C frem til midten av juli. Fra 14. til 15. juli steg temperaturen kraftig opp til 23,55 °C som er den høyeste registrerte temperaturen ved prøvestasjonen. Det ble også en topp mellom 29. og 30. juli, hvoretter temperaturen igjen avtok. Prøvestasjonen som ligger øverst i vassdraget (Referanse) var sannsynligvis påvirket av direkte sollys, som man også ser på resultatene da temperaturen går svært opp og ned ut fra dag og natt (vedlegg 2, figur 7.1). Samtidig var det i perioder hvor logger lå over vann eller rett under vannoverflaten.



Figur 3.3 Temperatur målt nedstrøms Søndre Mjøsjoen (SM) med utløp til Vindlandstjernet i perioden 05.05.21 – 01.09.21.



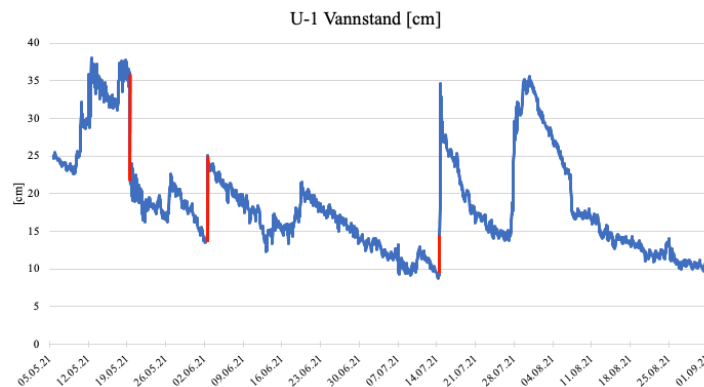
Figur 3.4 Temperatur målt nedstrøms Rosstjern (RO-1) med utløp til Vindlandstjernet i perioden 05.05.21 – 01.09.21.

Det var svært like temperaturforhold i prøvetakingsstasjonene nedstrøms Vindlandstjern (U-3, U-2 og U-1) (vedlegg 2 figur 7.2-4) med SM, og fulgte samme trend som lufttemperaturen. På starten av vekstsesongen var temperaturen lavest hvor minimumsverdien lå på mellom 5-6 °C. Utover vekstsesongen økte temperaturen gradvis hvor juni og juli var månedene med høyest temperatur. Registrert makstemperatur lå mellom 21-23 °C.

3.1.3 Vannstand

Gjennom hele prøvetakingsperioden var vannstanden i bekkene svært lav som en konsekvens av lite nedbør. Vannstanden ved U-1 (figur 3.5) lå på sitt høyeste på 37 cm, i begynnelsen av prøvetakingsperioden, i slutten av en smelteperiode med nedbør. Utover sommeren var det svært lite nedbør, noe som også påvirket vannstanden i bekken, og som var på sitt laveste med

rundt 9 cm 14. juli. Enkelte perioder (19. mai, 02. juni og 14. juli) der loggere ble tatt opp er markert i rødt, da det førte til tydelige endringer i målt vannstand.



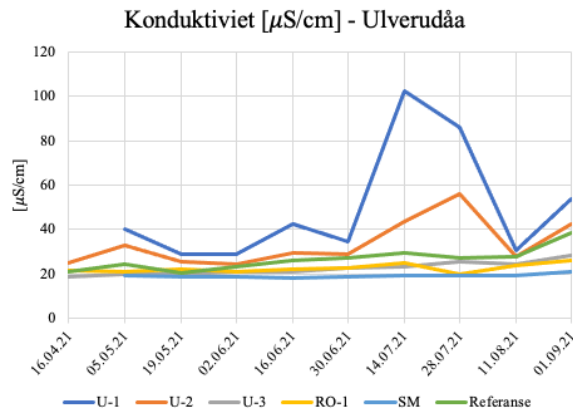
Figur 3.5 Vannstanden nedstrøms vassdraget i Ulverudåa i perioden 05.05.21 – 01.09.21 (prøvestasjon U-1). Endringer i målt vannstand ved opptak og ny plassering av logger er markert med rødt.

Som U-1 var det høyest vannstand både oppstrøms og nedstrøms Vindlandstjernet i begynnelsen av vekstsesongen og under en intens nedbørsperiode 27-28. juli. Prøvestasjon Referanse var mest utsatt for tørke og hadde i perioder svært lite vann, noe som også påvirket temperaturlogger, da den under de tørrste periodene lå over eller rett under vannoverflaten. RO-1 hadde gjennom hele vekstsesongen høy vannstand. Under feltarbeidet ble det observert vannmetning i jordsmonnet rundt prøvestasjonen, med høyt innhold av organisk materiale (OM). Vedlegg 5 figur 7.13-18 viser et utvalg av bilder over vannstanden gjennom vekstsesongen 2021.

3.1.4 Konduktivit - prokxy for hydrologisk strømningsmønster og kontaktid med berggrunn/løsmasser

Oppstrøms Vindlandstjernet (Referanse, SM og RO-1) var konduktiviteten (leningsevnen) (figur 3.6) svært jevn gjennom hele vekstsesongen, med gjennmsnitt på 27, 19 og 24 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Prøvestasjonene nedstrøms (U-3, U-2 og U-1), hadde et gjennomsnitt på 22, 34 og 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Det ble registrert en markant økning i konduktivitet ved U-2 og U-1 fra midten til slutten av juli.

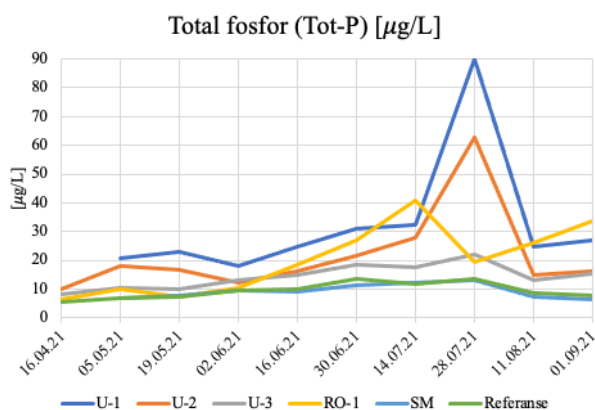
Konduktivitet målt ute i felt (U-1) var høyest under tørkeperioder og under nedbørsperioder, før økt vannføring. Forholdet mellom vannstand og konduktivitet er vist i vedlegg 2, figur 7.5. Høyeste registrerte verdi var i juli med 80-90 $\mu\text{S}/\text{cm}$, under periode med intens nedbør. Verdiene målt ute i felt var noe lavere enn det som ble målt på laboratoriet ved NMBU.



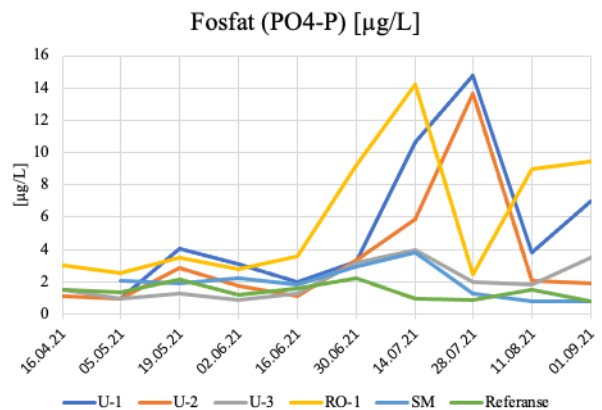
Figur 3.6 Konduktivitet for prøvestasjoner oppstrøms og nedstrøms Vindlandstjernet i perioden 16.04.21 – 01.09.21.

3.1.5 Næringsstoffer

De laveste verdiene for total fosfor (Tot-P) (figur 3. 7) ble registrert oppstrøms Vindlandstjernet ved prøvestasjonene Referanse og SM med et gjennomsnitt på 9,5 og 9,3 µg/L. Prøvestasjonene nedstrøms Rosstjern (RO-1) med utløp til Vindlandstjernet hadde noe høyere konsentrasjoner av Tot-P som økte 14.juli. Konsentrasjonen av Tot-P økte nedstrøms Vindlandstjernet fra U-3, U-2 til U-1 med et gjennomsnitt på 14, 22 og 32 µg/L. U-1 og U-2 hadde en liten økning gjennom prøvetakingen, med en tydelig økning 28.juli. Fosfat (PO_4 -P) (figur 3.8) følger den samme trenden som Tot-P, med en økning av PO_4 nedover vassdraget. Gjennomsnittet for Referanse og SM (oppstrøms Vindlandstjernet) på 1,4 og 2,0 µg/L, nedstrøms Vindlanstjernet (U-3, U-2 og U-1) lå gjennomsnittet på 2, 4 og 6 µg/L. U1- og U-2 hadde en tydelig økning i konsentrasjon av PO_4 den 28. juli. RO-1 hadde et gjennomsnitt på 6,0 µg/L under prøvetakingsperioden, med en tydelig økning 14. juli på 14,2 µg/L. Laveste verdi på 2,5 µg/L den 28. juli, mens det igjen økte på de siste prøvetakingene.

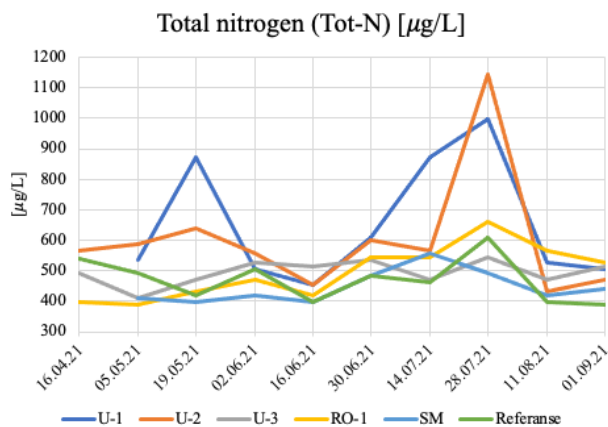


Figur 3.7 Total fosfor (Tot-P) i vassdraget Ulverudåa i perioden 16.04.21 – 01.09.21.

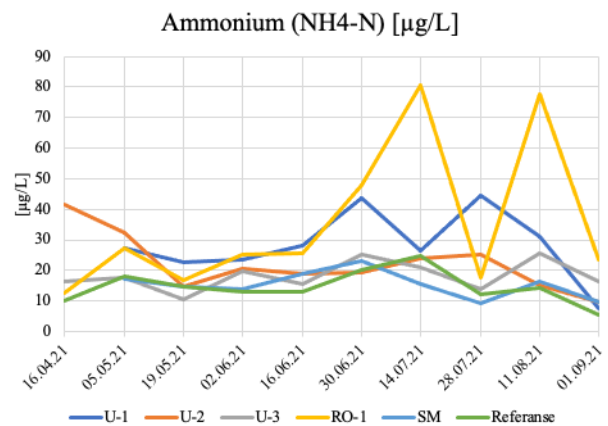


Figur 3.8 Fosfat (PO_4 -P) i vassdraget Ulverudåa i perioden 16.04.21 – 01.09.21.

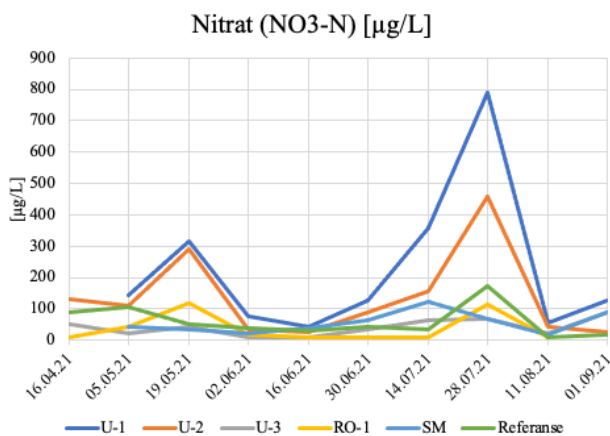
Konsentrasjonen av total nitrogen (Tot-N) (figur 3.9) var lavest ved oppstrøms Vindlandstjernet (Referanse, SM og RO-1) hvor gjennomsnittet lå på 447-496 µg/L. Konsentrasjonen nedstrøms Vindlandstjernet økte nedover i vassdraget med lavest gjennomsnitt ved U-3 på 496 µg/L, U-2 hadde et gjennomsnitt på 602 µg/L, mens U-1 hadde høyest gjennomsnitt på 652 µg/L. Det var en kraftig økning av Tot-N ved U-2 28.juli (intens nedbørsperiode) med en konsentrasjon på 1145 µg/L. Ved U-1 var det en tydelig økning i Tot-N 19.mai (872 µg/L) og 14.juni og 28.juli (872 og 998 µg/L). For ammonium (NH₄-N) (figur 3.10) lå gjennomsnittet for Referanse og SM rundt 15 µg/L. RO-1 hadde høyest gjennomsnittskonsentrasjon på 35,5 µg/L, med en kraftig økning 14.juni og 28.juli (81 og 78 µg/L). Nedstrøms Vindlandstjernet var det en gradvis økning i gjennomsnittskonsentrasjonen fra U3, U-2 til U-1 (18, 22 og 28 µg/L). Gjennom veksts sesongen var konsentrasjonene av nitrat (NO₃-N) (figur 3.11) lav i lokaliteter oppstrøms sammenlignet med nedstrøms lokaliteter (U-2 og U-1). Høyeste målte konsentrasjon var ved U-1 på 788 µg/L, 28.juli. Høyeste målte verdi ved U-2 lå på 457 µg/L, samme prøvetakingsdato som høyest målte verdi for U-1.



Figur 3.9 Total nitrogen (Tot-N) i vassdraget Ulverudåa i perioden 16.04.21 – 01.09.21.



Figur 3.10 Ammonium (NH₄-N) i vassdraget Ulverudåa i perioden 16.04.21 – 01.09.21.

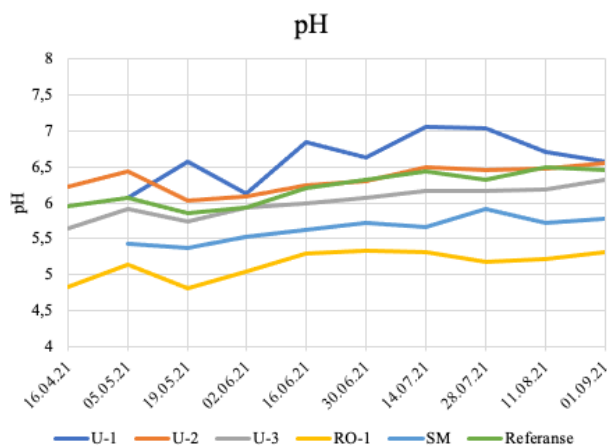


Figur 3.11 Nitrat (NO₃-N) i vassdraget Ulverudåa i perioden 16.04.21 – 01.09.21.

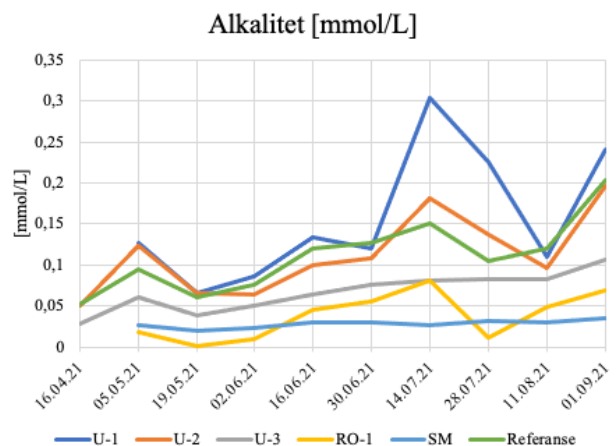
3.2 Faktorer som bidrar til mobilisering av jern (Fe)

3.2.1 pH og alkalitet

Gjennom vekstsesongen var det en svak økning i pH (figur 3.12) og alkalitet (figur 3.13) både oppstrøms og nedstrøms Vindlandstjernet. Oppstrøms Vindlandstjernet var pH høyest ved Referanse med et gjennomsnitt på 6,2 og alkaliteten hadde et gjennomsnitt på 0,111 mmol/L. SM og RO-1 hadde gjennomsnittlig pH på 5,6 og 5,2, og gjennomsnittlig alkaliteten på 0,028 og 0,038 mmol/L. RO-1 hadde pH-målinger ned mot 4,8 i begynnelsen av vekstsesongen, med alkalitet på 0,002 mmol/L, med økning under tørkeperioder. 28. juli sank alkaliteten ved RO-1 ned mot 0,012 mmol/L og økte igjen på slutten av vekstsesongen. Nedstrøms Vindlandstjernet hadde U-3 og U-2 et gjennomsnitt på 6,0 og 6,3. U-1 hadde noe variasjoner gjennom vekstsesongen med et gjennomsnitt på 6,6. Nedstrøms Vindlandstjernet hadde U-3 lavest alkalitet med et gjennomsnitt på 0,067 mmol/L. U-2 og U-1 hadde høyest gjennomsnitt på 0,112 og 0,157 mmol/L. Alkaliteten økte kraftig ved U-1 28. juli. Det er noe usikkerhet rundt pH da analysene ble tatt på lab og under omrøring med lang stabiliseringstid.



Figur 3.12 Analyse av pH i vassdraget Ulverudåa i perioden 16.04.21 – 01.09.21.

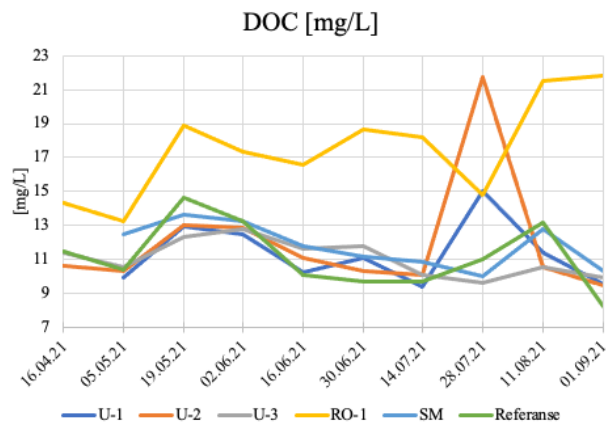


Figur 3.13 Analyse av alkalitet i vassdraget Ulverudåa i perioden 16.04.21 – 01.09.21.

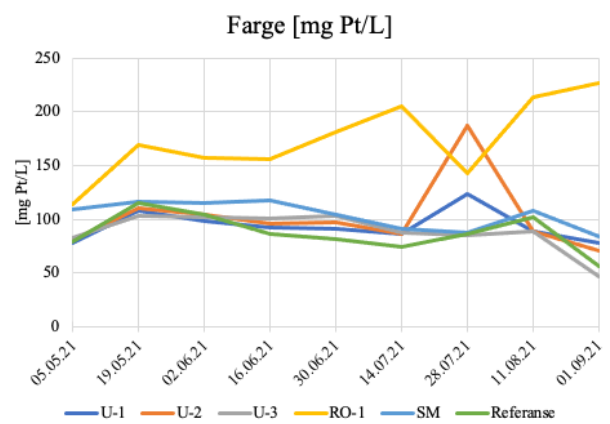
3.2.2 Løst organisk karbon (DOC) og farge

Det var liten variasjon i DOC-konsentrasjon (figur 3.14) gjennom vekstsesongen for de fleste prøvestasjonene, der gjennomsnittet lå mellom 11-12 mg/L, med unntak av RO-1. RO-1 hadde høyere DOC-verdier med et gjennomsnitt på 17,5 mg/L. Lavest konsentrasjon av DOC ble målt på begynnelsen av vekstsesongen og 28. juli. U-2 og U-1 hadde en tydelig økning 28. juli, med 15 og 22 mg/L. Med unntak av prøvestasjon nedstrøms Rosstjern (RO-1) var fargetallet (figur 3.15) for prøvestasjonene oppstrøms og nedstrøms Vindlandstjernet svært lik gjennom

vekstsesonen, med et gjennomsnitt på 87-104 mg Pt/L. RO-1 hadde høyest gjennomsnittlig fargetall på 174 mg Pt/L, med en økning utover sesongen og en reduksjon 28. juli. Derimot økte fargetallet nedstrøms (U-2 og U-1) med 188 og 124 mg Pt/L, i samme periode.



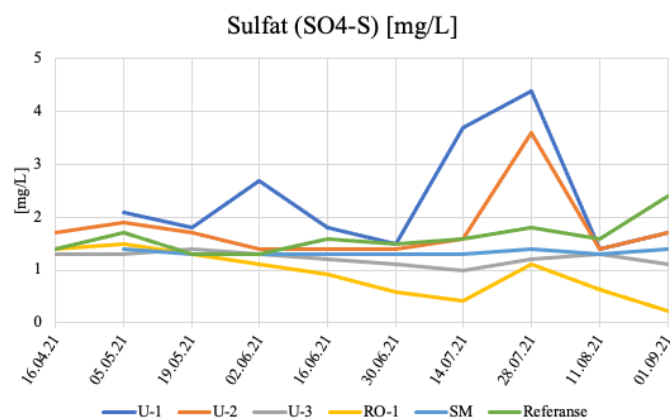
Figur 3.14 løst organisk karbon (DOC) [mg/L] i vassdraget Ulverudåa i perioden 16.04.21 – 01.09.21.



Figur 3.15 Farge [mg Pt/L] i vassdraget Ulverudåa i perioden 05.05.21 – 01.09.21.

3.2.3 Sulfat

Oppstrøms Vindlandstjernet var det lite variasjon i konsentrasjonen av sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$) (figur 3.16) hvor gjennomsnittet lå på 1-2 mg/L. Laveste konsentrasjon ble analysert ved nedstrøms Rosstjern (RO-1) (gjennomsnitt 0,92 mg/L), da konsentrasjonen avtok under tørkeperioder, med lavest registrerte verdi på 0,26 mg/L (01.sept.). Nedstrøms Vindlandstjernet (U-3, U-2 og U-1) var det større variasjoner i konsentrasjonen SO_4 mellom stasjonene og gjennom vekstsesonen. U-3 hadde lavest gjennomsnittlig konsentrasjon (1,22 mg/L), som også var lavere enn Referanse. U-1 hadde høyest konsentrasjon SO_4 gjennom vekstsesonen, med et gjennomsnitt på 2,34 mg/L. Det var en kraftig økning av SO_4 14. og 28. juli ved U-1. Det var også en kraftig økning 28. juli ved U-2.



Figur 3.16 Analyse av Sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$) i vassdraget Ulverudåa i perioden 16.04.21 – 01.09.21.

3.3 Distribusjon av jern (Fe) under en vekstsesong

Fe-konsentrasjonene er delt inn i $Fe_{L\text{ost}}$ (= filtrert) og $Fe_{P\text{art}}$ (= ufiltrert – filtrert), da Fe^{3+} og Fe^{2+} kan foreligge både som løst og partikkelbundet. Tabell 3.2 og figur 3.17 viser konsentrasjonen av $Fe_{L\text{ost}}$ med standardavvik (variasjon gjennom en vekstsesong), og tabell 3.3 og figur 3.18 viser konsentrasjonen av $Fe_{P\text{art}}$ med standardavvik. Tabell 3.4 viser gjennomsnittet av total Fe (ufiltrert) og gjennomsnittet av løst og partikulært Fe, med standardavvik.

Ved Referanse, oppstrøms, var det lite variasjoner i konsentrasjonen av $Fe_{L\text{ost}}$, med 33 % variasjon gjennom vekstsesongen. For $Fe_{P\text{art}}$ var det større variasjoner gjennom sesongen, på 303%, men det er noe usikkerheter rundt prøvetakingen 16. juni, hvor større uønskede partikler kan ha blitt med i prøven. Gjennomsnittet lå på 221 $\mu\text{g/L}$ $Fe_{L\text{ost}}$ og 230 $\mu\text{g/L}$ $Fe_{P\text{art}}$. Prøvestasjonen nedstrøms Søndre Mjøsjøen var forholdsvis lik Referanse, men hadde større andel løste fraksjoner med gjennomsnitt på 264 $\mu\text{g/L}$ $Fe_{L\text{ost}}$ og 192 $\mu\text{g/L}$ $Fe_{P\text{art}}$. Prøvestasjonen nedstrøms Rosstjern (RO-1) hadde størst variasjon av Fe-konsentrasjonen løst og partikulært gjennom vekstsesongen, med en variasjon på 657 % $Fe_{L\text{ost}}$ og 1011 % $Fe_{P\text{art}}$. Gjennomsnitt på 1043 $\mu\text{g/L}$ $Fe_{L\text{ost}}$ og 975 $\mu\text{g/L}$ $Fe_{P\text{art}}$. Fe-konsentrasjonen var lavest i begynnelsen av vekstsesongen, som økte kraftig i tørkeperiodene. Fe-konsentrasjonen avtok under en intens nedbørsperiode 28. juli, og økte igjen på slutten av vekstsesongen.

Fe-konsentrasjonen nedstrøms Vindlandstjernet hadde en gradvis økning fra prøvestasjon U-3, U-2 og U-1. Ved prøvestasjon U-3 var det en jevn økning av Fe-konsentrasjonen gjennom vekstsesongen, med et standardavvik på 160 % $Fe_{L\text{ost}}$ og $Fe_{P\text{art}}$. Det var en liten avtagende trend i Fe-konsentrasjonen under en intens nedbørsperiode 28.juli, som RO-1. For U-2 var gjennomsnittet for $Fe_{L\text{ost}}$ og $Fe_{P\text{art}}$ svært like, med en konsentrasjon på 440 og 475 $\mu\text{g/L}$. Det var derimot størst variasjon i $Fe_{P\text{art}}$ 366 %, da konsentrasjonene økte kraftig under en intens nedbørsperiode 28.juli, med 1470 $\mu\text{g/L}$ $Fe_{P\text{art}}$. Konsentrasjonen av $Fe_{L\text{ost}}$ økte også under samme periode, men variasjonen gjennom vekstsesongen var lavere enn $Fe_{P\text{art}}$ på 163%. Ved prøvestasjon U-1 lå gjennomsnittskonsentrasjonen $Fe_{L\text{ost}}$ på 463 $\mu\text{g/L}$ og $Fe_{P\text{art}}$ på 880 $\mu\text{g/L}$, mens variasjonen gjennom sesongen lå på 225 % $Fe_{L\text{ost}}$ og 763 % $Fe_{P\text{art}}$. Den høyeste konsentrasjonen av $Fe_{L\text{ost}}$ ble målt 14. juli etter en lang tørkeperiode (850 $\mu\text{g/L}$), som avtok under intens nedbørsperiode 28. juli. Konsentrasjonen av $Fe_{P\text{art}}$ var derimot høyest under den intense nedbørsperioden og lå på 2860 $\mu\text{g/L}$. Det var også en høy konsentrasjon av $Fe_{P\text{art}}$ (1020 $\mu\text{g/L}$) 30. juni. Partikulært materiale i bekk er påvirket av vær og vind, samtidig kan det også være noe usikkerheter rundt prøvetakingen hvor større partikler kan bli med i prøven.

Tabell 3.2 Fe-konsentrasjon - løst (filtrerte prøver) i perioden 16.04.21 til 01.09.21 for 6 prøvestasjoner. Det ble ikke analysert for Fe ved U-1 og SM 16.04.21.

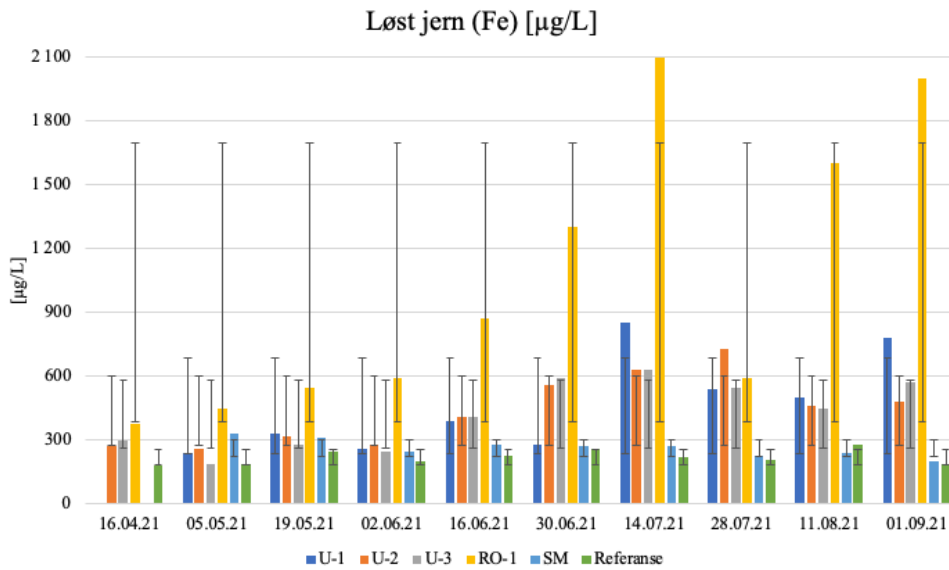
Dato	U-1	U-2	U-3	RO-1	SM	Referanse
	Fe _{Løst}	Fe _{Løst}	Fe _{Løst}	Fe _{Løst}	Fe _{Løst}	Fe _{Løst}
2021	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
16. apr.	-	270	300	380	-	180
5. mai.	240	260	190	450	330	190
19. mai.	330	320	280	550	310	250
2. jun.	260	280	250	590	250	200
16. jun.	390	410	410	870	280	230
30. jun.	280	560	590	1300	270	260
14. jul.	850	630	630	2100	270	220
28. jul.	540	730	550	590	230	210
11. aug.	500	460	450	1600	240	280
1. sep.	780	480	570	2000	200	190

Tabell 3.3 Fe-konsentrasjon - partikulært (= ufiltrert – filtrert) i perioden 16.04.21 til 01.09.21 for 6 prøvestasjoner. Det ble ikke analysert for Fe ved U-1 og SM 16.04.21.

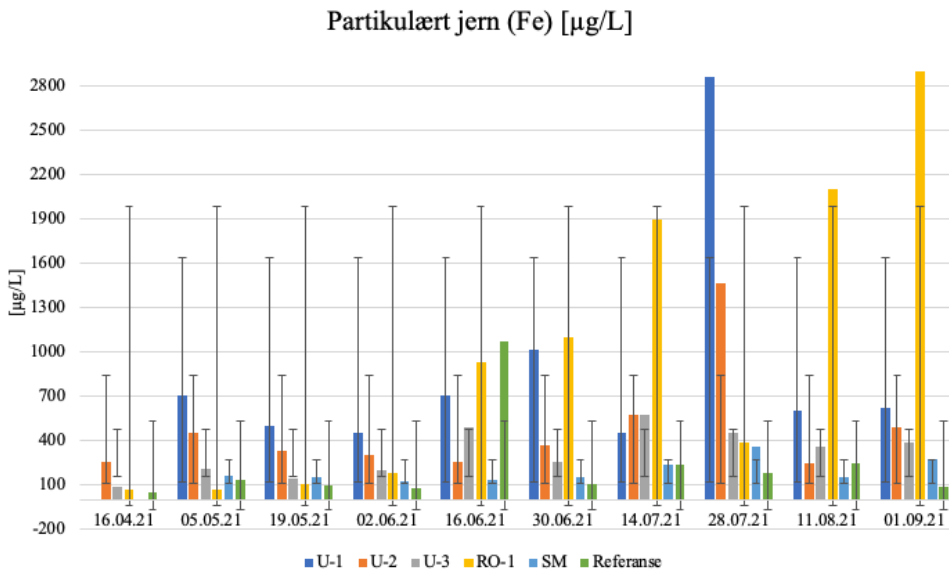
Dato	U-1	U-2	U-3	RO-1	SM	Referanse
	Fe _{Part}	Fe _{Part}	Fe _{Part}	Fe _{Part}	Fe _{Part}	Fe _{Part}
2021	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
16. apr.	-	260	90	70	-	50
5. mai.	710	450	210	70	160	130
19. mai.	500	330	140	110	150	100
2. jun.	450	300	200	180	120	80
16. jun.	710	260	490	930	130	1070
30. jun.	1020	370	260	1100	150	110
14. jul.	450	570	570	1900	240	240
28. jul.	2860	1470	450	390	360	180
11. aug.	600	250	360	2100	150	250
1. sep.	620	490	390	2900	270	90

Tabell 3.4 Gjennomsnitt og standardavvik i løst og partikulært jern (Fe) gjennom en vekstsesong (16.04.21 - 01.09.21) for prøvestasjoner oppstrøms og nedstrøms Vindlandstjernet.

Stasjoner	Gjennomsnitt Fe _{Total} [µg/L]	Gjennomsnitt Fe _{Løst} [µg/L]	Standardavvik Fe _{Løst} [%]	Gjennomsnitt Fe _{Part} [µg/L]	Standardavvik Fe _{Part} [%]
Referanse	451	221	33	230	303
SM	457	264	40	192	81
RO-1	2018	1043	657	975	1011
U-3	738	422	160	316	160
U-2	915	440	163	475	366
U-1	1343	463	225	880	763



Figur 3.17 Konsentrasjon av løst jern (Fe) og standardavvik gjennom en vekstsesong (16.04.21 - 01.09.21).



Figur 3.18 Konsentrasjon av partikulært jern (Fe) og standardavvik gjennom en vekstsesong (16.04.21 - 01.09.21).

3.4 Statistiske analyser

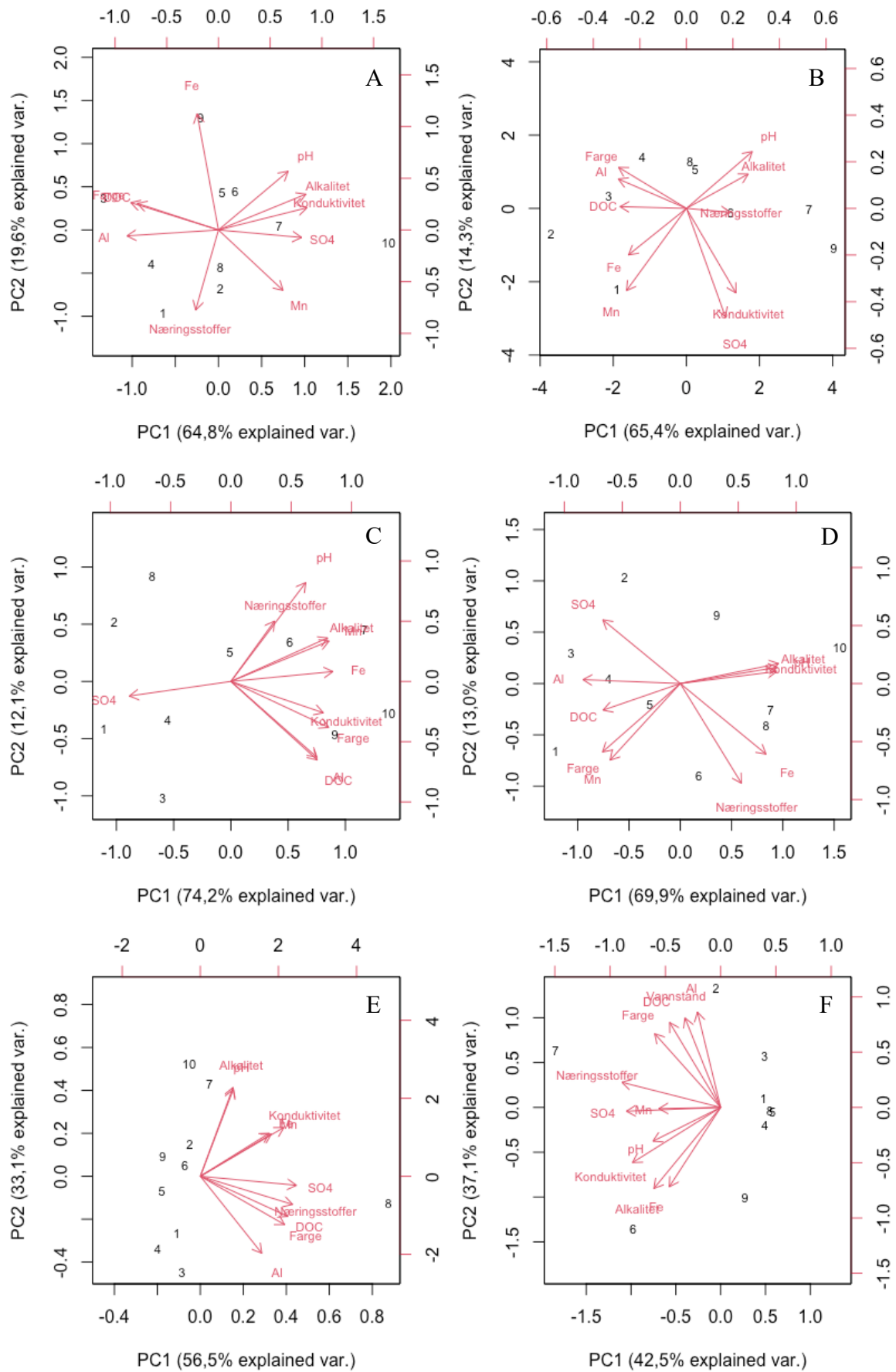
Figur 3.19 viser PCA-analysene utvalg av parametere som påvirker Fe eller potensielt samvarierer med Fe; Mn, Al, SO₄, farge, DOC, pH, konduktivitet, alkalitet og næringsstoffer, samt vannstand (U-1). Scatterplots (vedlegg 4) ble også benyttet for å analysere korrelasjonene (Pearson) mellom de ulike parametere med R-verdi fra plot(x,y).

PCA-analysen for prøvestasjon Referanse (figur 3.19 A) og Scatterplots (vedlegg 4 figur 7.7) viste ingen sterke korrelasjoner med Fe mellom de utvalgte parametere, men Fe hadde en svak

korrelasjon med farge ($r = 0,39$), DOC ($r = 0,35$) og pH ($r = 0,32$). Det var derimot en negativ korrelasjon mellom Fe og Mn ($r = -0,64$), samt negativ korrelasjon mellom Fe og næringsstoffer. Ifølge PCA-analysene for prøvestasjon SM (figur 3.19 B) og Scatterplots (vedlegg 4, figur 7.8), hadde Fe en sterk korrelasjon med Mn ($r = 0,83$), Al ($r = 0,72$), og en svakere korrelasjon med farge ($r = 0,64$) og DOC ($r = 0,56$). Det var derimot en sterk negativ korrelasjon mellom Fe og pH. I PCA-analysene for prøvestasjon RO-1 (Figur 3.19 C) og Scatterplots (vedlegg 4, figur 7.9) hadde Fe en sterk positiv korrelasjon med alle parametere, med unntak av SO_4 ($r = -0,95$) og en svak korrelasjon med Næringsstoffer. Ifølge PCA-analysene (figur 3.19 D) og Scatterplots (vedlegg 4 figur 7.10) ved prøvestasjon U-3, viste Fe en positiv korrelasjon med konduktivitet ($r = 0,74$), pH ($r = 0,77$) og alkalitet ($r = 0,77$), samt en korrelasjon med næringsstoffer. Fe hadde derimot en negativ korrelasjon med Al, Mn, DOC, farge og SO_4 . PCA-analysene (figur 3.19 E) og Scatterplots (vedlegg 4 figur 7.11) for prøvestasjon U-2 viste en sterk korrelasjon mellom Fe og konduktivitet ($r = 0,8$), og Fe hadde en svak positiv korrelasjon med Mn, pH, alkaliet, SO_4 , DOC, farge og næringsstoffer. PCA-analysene ved prøvestasjon U-1 (figur 3.19 F) ble vannstanden også inkludert. PCA-analysene og scatterplots (vedlegg 4, figur 7.12) viser at Fe hadde en sterk korrelasjon med alkalitet ($r = 0,89$) og konduktivitet ($r = 0,75$), og en korrelasjon med pH ($r = 0,64$). Fe hadde en svak negativ korrelasjon med Al, DOC ($r = -0,31$) og farge ($r = -0,17$). Fe hadde også en negativ korrelasjon med vannstanden.

PCA-analyser for partikulært materiale, turbiditet og næringsstoffer er lagt til som vedlegg (vedlegg 3 figur 7.6), da partikulært materiale er styrt av andre prosesser enn selve vannkjemien som bl.a. vær, vind, avrenning og prøvetaking. I PCA-analysene hadde Fe_{Part} sterkeste korrelasjoner med partikulært Al og Mn, samt Si og K på de fleste lokalitetene lite signifikante endringer i vassdraget. Fe_{Part} ved RO-1 U-2 og U-3 hadde sterkere korrelasjon med næringsstoffer og turbiditet.

Korrelasjonstest ble også utført mellom absorbans ved 410 nm og 254 nm, der absorbans ved 410 nm er et mål på farge i det synlige lys, mens absorbans ved 254 nm i hovedsak er et mål på humuspartikler i vannprøvene. Det var en sterk korrelasjon mellom alle prøvestasjonene og ingen signifikante forskjeller.



Figur 3.19 PCA-analyse for løst materiale oppstrøms og nedstrøms Vindlandstjernet med prøvestasjoner Referanse (A), SM (B), RO-1 (C), U-3 (D), U-2 (E) og U-1 (F).

4 Diskusjon

4.1 Trender i Fe-konsentrasjon gjennom en vekstsesong, styrt av vær og hydrologiske forhold

4.1.1 Skogsdominerte lokaliteter

Ved bekkene i de skogsdominerte nedbørsfeltene (Referanse og SM), oppstrøms Vindlands-tjernet, forholdt Fe-konsentrasjonene seg relativt lavt gjennom hele vekstsesongen, med et gjennomsnitt på 221 og 264 $\mu\text{g/L}$ $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og 230 og 192 $\mu\text{g/L}$ Fe_{Part} . Standardavviket viste også lite variasjoner i konsentrasjonen $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ (33-40 %) gjennom sesongen. Det var større variasjoner i Fe_{Part} (81-303 %), men opptak av større uønskede partikler kan være en feilkilde. Selv om PCA-analysene viste en svak positiv korrelasjon med $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og DOC og farge, var det ingen stor økning, til tross for høy vannføring under nedbørsperioder i begynnelsen av vekstsesongen og under en intens nedbørsperiode 27.-28. juli.

Konduktiviteten ved Referanse var noe høyere enn SM, med et gjennomsnitt på 27 $\mu\text{S/cm}$, der de hydrologiske strømningsmønstrene har lengre kontakttid med berggrunn og løsmasser som oftest er rikt på mineraler (Stumm & Morgan, 1996d), og hvor det var relativt lav avrenningshastighet i nedbørsfeltet (3,4 km^2), med lite vanntilførsel fra nedbør. PCA-analysen (Referanse) viste en positiv korrelasjon mellom konduktiviteten, sulfat (SO_4) og mangan (Mn), noe som tyder på at berggrunn og løsmasser er kilder til disse. Tidligere studier har vist at bartrær er effektive til å fange opp tørravsetninger av SO_4 (Palviainen et al., 2015), men på grunn av avtagende trend i atmosfæriske svovelavsetninger (Schöpp et al., 2003) samt negativ korrelasjon med DOC og Fe vil kildene til SO_4 i hovedsak være fra berggrunn og løsmasser rikt på SO_4 (Wetzel, R. G., 2001). Derimot hadde både Fe og Al en svak til sterk negativ korrelasjon med konduktiviteten, Mn og SO_4 , med en svak til sterk positiv korrelasjon med DOC og farge, som indikerer at Fe i større grad er kilder til podsoljord. Tidligere studier i boreale nedbørsfelt viser at konsentrasjonen av Fe og Al ofte er høyest i den nedre jordprofilen (Bjørnerås et al., 2017; Giesler et al., 2000; Riise et al., 2000), mens konsentrasjonen av Mn derimot har en avtagende trend. Årsaken er at Mn raskere tas opp av vegetasjon og andre organismer enn bl.a. Fe og Al (Riise et al., 2000), som kan forklare den negative korrelasjonen mellom Fe og Mn.

Prøvestasjonene nedstrøms Søndre Mjøsjøen (SM) hadde flere likhetstrekk med Referanse, men gjennomsnittlig konduktivitet ($19 \mu\text{S}/\text{cm}$) var noe lavere enn Referanse. Ifølge PCA-analysene hadde Fe en sterkere korrelasjon med DOC, farge og Al, hvor hydrologiske strømningsmønster gjennom podsoljord i sterkere grad er drivere for variasjonen av Fe. Temperaturen ved SM (Figur 3.3) forholdt seg også svært likt lufttemperaturen, noe som tyder på lav avrenningshastighet og lite endringer hydrologiske veier. Konsentrasjonene av Fe_{Part} (tabell 3.3) varierte gjennom vekstsesongen, men hadde en svak økning under nedbørsperioder som kommer fra utvasking og mobilisering av Fe-DOM-komplekser i det boreale nedbørsfeltet. Konsentrasjonene var midlertidig ikke så høye i forhold til et relativt større nedbørsfelt ($7,1 \text{ km}^2$) enn Referanse, som kan tyde på en tilbakeholdelse av Fe i Søndre Mjøsjøen. Innsjøer kan være en viktig faktor for lasting av Fe og organisk materiale (OM) fra nedbørsfeltet, avhengig av retensjonstiden i innsjøen (Kothawala et al., 2013) da det var en avtagende trend i DOC (figur 3.14), men dette kan også være en effekt av lite nedbør og utvasking gjennom vekstsesongen.

4.1.2 Skogs- og våtmarksdominert lokalitet

Prøvestasjonene nedstrøms Rosstjern (RO-1) skilte seg ut fra de andre prøvestasjonene oppstrøms Vindlandstjernet (Referanse og SM) med høyere vannstand og lav temperatur i tørkeperioder, rundt $10 \text{ }^\circ\text{C}$. Lav temperatur kan være en indikator på direkte grunnvannspåvirkning, da grunnvann ofte holder en lavere temperatur enn overflatevann (Rautio et al., 2015). Derimot var gjennomsnittlig konduktivitet på $22 \mu\text{S}/\text{cm}$, som er generelt lav. Samtidig lå gjennomsnittlig pH og alkalitet på 5,2 og $0,038 \text{ mmol}/\text{L}$, som kan skyldes at bekken ligger i et tidligere myrområde (torv/våtmark), hvor det også var høye konsentrasjoner av DOC (gjennomsnitt $17,5 \text{ mg}/\text{L}$) i bekkeprøvene.

I henhold til den høye vannstanden ble det også under feltarbeidet registrert at jorda rundt prøvestasjonen var mettet med vann, som kan ha en innvirkning på vannkvaliteten i bekken. Selv om tidligere studier har vist at våtmarksjord hovedsakelig består av nedbrutt organisk materiale fattig på mineraler (Björkvald et al., 2008; Neubauer et al., 2013), var konsentrasjonene av Fe svært høy med gjennomsnitt på $1043 \mu\text{g}/\text{L}$ $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og $973 \mu\text{g}/\text{L}$ Fe_{Part} . Årsaken kan være at bekken ligger i et område med marine sedimenter, med silt og leire, som er rikt på Fe (Schwartz & Zhang, 2003) og som felles ut under anaerobe forhold med lav pH. Tidligere studier fra bl.a. Sverige og Finland har også vist at høyt innhold av organisk materiale og anaerobe forhold i nedbørsfeltet fører til økte transporten av Fe (Ekström et al.,

2016; Palviainen et al., 2015), noe som kan være tilfellet for bekken nedstrøms Rosstjern. Fe-konsentrasjonene var lavest i periodene med nedbør i begynnelsen av vekstsesongen og under en intens nedbørsperiode 28.juli, hvor også temperaturen økte i samme periode (maks 23 °C) da nedbør kan tilføre vannavrenning med en annen temperatur (Wetzel, R. G., 2001). Det antas en fortykningseffekt av Fe under nedbørsperiodene med endringer i de hydrologiske strømningsmønstrene nedbørsfeltet. I samme periode med nedbør og økt vannføring ble det også registrert lave pH-verdier (min 4,8) og alkalitet (min. 0,002 mmol/L), som indikerer forsurende prosesser lenger opp i nedbørsfeltet som ble synlig ved økt vannføring. Tidligere har det også vært registrert svært lave pH-verdier i Rosstjern (*Vannlokalitet: Rosstjern utløp*).

Under vannanalyser nedstrøms Rosstjern (RO-1) ble det fra 14. juli registrert en kraftig økning av total fosfor (Tot-P), fosfat (PO₄), ammonium (NH₄-N) (figur 3.7-8 og 10). Årsaken til økte konsentrasjoner av næringsstoffene kan være gjødning av skog utført 07. juli 2021 (Vedlegg 6, figur 7.20) (*Kilden*), da norsk skog ofte er N-begrenset (Hanssen & Bergsaker, 2017) og gjødning kan øke veksten og karbonlagring (Schlesinger & Bernhardt, 2020a). Det som underbygger denne påstanden, er at jordbruksområdene rundt bakkestasjonen ikke ble gjødslet i vekstsesongen 2021 (Moseby, 2022). I utgangspunktet gjødsles ikke skogen med fosfor, men det har vært et unntak for ung granskog, da fosfor og kalium (K) kan gi en tilleggseffekt i yngre granskog (Hanssen & Bergsaker, 2017; Haugland et al., 2014; NIBIO, u.a.), samtidig som det kalkes for å unngå forsuring fra nitrogen. I etterkant av gjødslingen var det derimot en nedbørsperiode, som forårsaket utvasking av næringsstoffer og påvirker vannkvaliteten i bekken. I samme periode var også Fe-konsentrasjonen høyest både løst og partikulært, men de økte konsentrasjonene kan være et resultat av reduserte forholdene i våtmarksområdet med lav pH.

4.1.3 Skogs- og landbruksdominerte lokaliteter

Nedstrøms Vindlanstjernet (U-3, U-2 og U1) forholdt temperaturen seg også svært lik gjennom vekstsesongen, og i likhet med oppstrøms-lokalitetene var det lav vannføring på grunn av lite nedbør. Det var derimot store variasjoner av Fe-konsentrasjonen nedstrøms, med lavest konsentrasjon nærmest Vindlandstjernet (U-3) og med høyest konsentrasjon nederst i vassdraget (U-1), på grunn av endringer i de hydrologiske strømningsmønstrene i nedbørsfeltet.

Innsjøer i nedbørsfeltet en viktig faktor for tilbakeholdelse av Fe og DOM fra nedbørsfeltet (Kothawala et al., 2013), hvor økt oppholdstid i innsjø resulterte til lavere konsentrasjoner av

Fe sammenlignet med bekker (Weyhenmeyer et al., 2014). Derimot vil en grunn innsjø ha kortere oppholdstid for vann og prosessene i innsjøen vil være relativt lik bekker og elver (Weyhenmeyer et al., 2012). Siden Vindlandstjernets dybde er lav (maks dybde på ca. 4 m) vil oppholdstiden være relativt kort, og det vil være mindre tilbakeholdelse av Fe-DOM-komplekser. Det var likevel lavere Fe-konsentrasjonen nedstrøms Vindlandstjernet (U-3) (gjennomsnitt 442 $\mu\text{g/L}$ $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og 316 $\mu\text{g/L}$ Fe_{Part}) enn den samlede Fe-konsentrasjonen oppstrøms (1528 $\mu\text{g/L}$ $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og 1397 $\mu\text{g/L}$ Fe_{Part}), som kan tyde på en tilbakeholdelse. Samtidig var det heller ingen store variasjoner i $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og Fe_{Part} (160%) gjennom vekstsesongen i motsetning til RO-1 oppstrøms (657% $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og 1011% Fe_{Part}), men variasjonen var høyere enn Referanse. Det bør tas i betraktning at 2021 var et år med lite nedbør og lite vanntilførsel fra innløpsbekkene, og at økt nedbør med økt avrenning fra nedbørsfeltet ville ført til lavere oppholdstid for vann i innsjø og økt avrenning av Fe (Xiao & Riise, 2021). PCA-analysen ved U-3 hadde også noen likhetstrekk med prøvestasjonene nedstrøms Rosstjern (RO-1) da det var en sterk negativ korrelasjon med $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og SO_4 , som antyder at prøvestasjon U-3 er påvirket av reduserende forhold oppstrøms med økning i Fe-konsentrasjonen. Prøvestasjonene RO-1 har også utløp nederst i Vindlandstjernet og ligger svært nære U-3, som gjør det sannsynlig at stasjonen nedstrøms er påvirket av prosessene ved RO-1. Til tross for lav vannføring i bekken var det likevel en svak økning i konsentrasjonen av $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ (tabell 3.2) og PCA-analysene viste en positiv korrelasjon med konduktivitet, der de hydrologiske strømningsmønstrene bidrar til økte Fe-konsentrasjoner fra berggrunn og løsmasser.

Det var en gradvis økning i Fe-konsentrasjon nedover i vassdraget, hvor også variasjonen gjennom vekstsesongen ble større. Konsentrasjonen i enden av vassdraget hadde et gjennomsnitt på 465 $\mu\text{g/L}$ $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og 880 $\mu\text{g/L}$ Fe_{Part} , hvor variasjonen var på 225% $\text{Fe}_{\text{Løst}}$ og 763% Fe_{Part} . Store deler av vassdraget ligger under marin grense, hvor nedbørsfeltene nedstrøms Vindlandstjernet (U-2 og U-1) består av en del tykke hav- og sjøavsetninger med silt og leire. Det er totalt 16% leire i hele nedbørsfeltet på 21,4 km^2 . I marine sedimenter er det ofte rikelig med jern, hvor det akkumuleres i havbunnsedimenter som Fe^{3+} og hvor det under anaerobe forhold kan reduseres til Fe^{2+} av bakterier, hvor jern i redusert form kan bindes med redusert sulfat og danner jernsulfid (FeS) (Taylor & Macquaker, 2011). Tidligere undersøkelser i Finland viser at Fe har en sterk korrelasjon med leire, da Fe fester seg til overflaten til finkornede leirpartikler (Sippola, 1974) og hvor det er en sterk korrelasjon mellom Fe og den totale transporten av suspendert stoff (TSS) drevet av hydrologiske forhold (Palviainen et al., 2015; Saari et al., 2020). Spesielt i jordbruksområder i lavlandet består av leirjord. Ifølge PCA-

analysene var det også en sterk positiv korrelasjon med Fe og konduktivitet for både U-2 og U-1. Gjennomsnittlig konduktiviteten lå på 34 og 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (lab analyser) store deler av vekstsesongen. Det kan tyde på at Fe stammer fra de hydrologiske strømmingene i kontakt med berggrunn og løsmasser (leire) anriket med Fe. PCA-analysene viste heller ingen signifikant korrelasjon mellom løst Fe og Mn, da Mn i mindre grad fester seg til leirpartikler (Sippola, 1974). Konduktiviteten målt ute i felt (vedlegg 2 figur 7.5) nederst i vassdraget varierte gjennom vekstsesongen, med et gjennomsnitt 24,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, som var noe lavere enn det som ble målt på laboratoriet. Ifølge PCA-analysene var det ingen korrelasjon mellom konduktivitet og vannstand, det var derimot en økning i konduktivitet gjennom tørkeperioder og rett før økt vannføring. Det kan tyde på at nedbørsperioder bidrar til utskiftning av grunnvann slik at ledningsevnen i bekken økte. PCA-analysene ved U-2 viste også en svak korrelasjon mellom Fe, DOC og farge som kan tyde på at de hydrologiske vannstrømmene er i kontakt med de dypere jordprofilene rikt på Fe (Riise et al., 2000).

De naturlige tidsmessige variasjonene av Fe-transport er i hovedsak knyttet til de hydrologiske og biokjemiske prosessene i det boreale nedbørsfeltet, men aktiviteter i nedbørsfeltet i form av landbrukspraksis kan også påvirke mobilisering og transport av Fe koblet til erosjonsprosesser (Heikkinen et al., 2022; Palviainen et al., 2015; Saari et al., 2020). Da nedstrøm Vindlandstjernet (U-2 og U-1) hadde arealer med dyrket mark, ble det også registrert høyere konsentrasjoner av Tot-P (figur 3.7) og $\text{PO}_4\text{-P}$ (figur 3.8) enn oppstrøms lokalitetene med et gjennomsnitt på 22 og 32 $\mu\text{g}/\text{L}$. Det var en jevn økning gjennom vekstsesongen, men en tydelig topp 28. juli under en intens nedbørsperiode med økt erosjon og utvasking. I samme periode økte turbiditet (vedlegg 1, tabell 5-6), fargetall (figur 3.15) og DOC (figur 3.14). Det var også en tydelig økning i Tot-N (figur 3.9), NH_4 (figur 3.10) og NO_3 (figur 3.11) gjennom sesongen. De økte konsentrasjonene av næringsstoffer er høyst sannsynlig ikke tilknyttet gjødslingen av skogen oppstrøms RO-1, da det ble målt lave konsentrasjoner ved U-3 (oppstrøms U-2 og U-1). Derimot er det større sannsynlighet at vannkvaliteten i bekkene er påvirket av gjødsling på jordbruksarealer i nedbørsfeltet, da det var også en signifikant økning i konduktivitet (figur 3.7), pH (figur 3.12) og alkalitet (figur 3.13) 14. juli, som kan tyde på kalking i forbindelse med gjødsling. Under samme prøvetaking økte konsentrasjonen løst Ca og Mg (vedlegg 1, tabell 7.5-6), samt en økning i Ca_{Part} og Mg_{Part} 28.juli på grunn av økt erosjon og utvasking under en nedbørsperiode. PCA-analysene for partikulært materiale (vedlegg 3 figur 7.6) viste også en sterk korrelasjon mellom Fe_{Part} , næringsstoffer og turbiditet, som tyder på en sammenheng mellom økte konsentrasjoner av Fe_{Part} og erosjon og utvasking fra jordbruksarealene.

4.2 Faktorer som bidrar til mobilisering av jern (Fe) i vassdraget

4.2.1 Skogsdominerte lokaliteter

Da vekstsesongen var preget av lite nedbør som ellers kunne forårsake reduserende forhold i nedbørsfeltet og økt transport av Fe-DOM-komplekser (Ekström et al., 2016; Johnston et al., 2014), ble Fe kontrollerte av pH og totale konsentrasjonen av NOM. De kjemiske egenskapene til NOM kan spille en vesentlig rolle i distribusjonen av Fe (Sundman et al., 2014) uten at dette kan presiseres ut fra analysene i dette studiet. PCA-analysene oppstrøms Vindlandstjernet viste en svak positiv korrelasjon mellom $Fe_{Løst}$ og DOC, da forhold mellom Referanse og SM (nedstrøms Søndre Mjøsjøen), som har relativt like nedbørsfelt, har dominans av skogsområder. Det var derimot forskjeller i pH-verdi som påvirket distribusjon av Fe og DOC. pH-verdiene var mye lavere ved SM (gjennomsnitt 5,6) enn Referanse (gjennomsnitt 6,2), der SM hadde en sterkere korrelasjon mellom Fe og DOC, da lavere pH gir økt stabilitet mellom Fe-DOM-komplekser (Neubauer et al., 2013). Det antas en dominans av Fe(oksy)hydroksider koblet opp mot cDOM, som er de fraksjonene av molekyler som gir farge (Herzog et al., 2020), da PCA-analysene viste en positiv korrelasjon mellom $Fe_{Løst}$, DOC og farge, der farge hadde et gjennomsnitt på 104 mg Pt/L. Det var en økning av pH-verdiene gjennom vekstsesongen da det er antatt økt kontakttid med berggrunn og løsmasser konsentrasjoner av bl.a. Ca^{2+} (vedlegg 1, tabell 7.1-2), som bidrar til økt bufferkapasitet (Stumm & Morgan, 1996a). Det er midlertid lite som tilsier at dette påvirket Fe-DOM-komplekser i stor grad, da det var lite endringer i Fe-konsentrasjonen gjennom vekstsesongen.

I de skogsdominerte lokalitetene var det små variasjoner i SO_4 -konsentrasjon med gjennomsnittlig SO_4 -konsentrasjon på 1-2 mg/L. Det var en svak økning gjennom vekstsesongen ved Referanse, hvor PCA-analysene viste en negativ korrelasjon av SO_4 med DOC og farge, da SO_4 kan bidra til stabilisering av OM (Hogve et al., 2011; Monteith et al., 2007; Riise et al., 2018; Xiao & Riise, 2021) og mindre utvasking av Fe-DOM-komplekser. Det er i dette tilfellet mye som tilsier at SO_4 i hovedsak kommer fra berggrunn og løsmasser da det var en korrelasjon med konduktiviteten, med lite endringer i de hydrologiske strømningsmønstrene som følge av lite nedbør. Dermed også mindre utvasking av DOM.

4.2.2 Skogs- og våtmarksdominert lokalitet

Prøvestasjon nedstrøms Rosstjern (RO-1) skilte seg ut fra andre lokasjoner oppstrøms Vindladstjernet med svært høye Fe-konsentrasjoner med gjennomsnitt på 1043 $\mu\text{g/L}$ løst og

975 µg/L partikulært. Vannkvaliteten i bekken var tydelig påvirket av torv/våtmarksområder med svært lav pH (4,8-5,3) som styrer fordelingen av løst og partikulært Fe, samt konsentrasjonen av DOM. Det var også høye konsentrasjoner av Al (vedlegg 1, tabell 7.3), da Al også er styr at pH (Stumm & Morgan, 1996b). Det var også tydelige tegn på reduserende forhold i nedbørsfeltet som bidrar til økte konsentrasjoner av Fe i bekken. Det samme gjelder for Mn, da distribusjonen av Fe og Mn i ferskvannssystem er svært like og er styrt av pH og redokspotensialet (Stumm & Morgan, 1996c; Wetzel, R. G. , 2001). Kantsonene ved elvebredden kan også spille en vesentlig rolle i konsentrasjonene av løst og partikulært Fe, fra anoksiske til oksiske forhold, da tidligere undersøkelser viser at Fe-konsentrasjoner langs kantsonene beriket med organisk karbon ofte er mye høyere enn i mineraljorda lenger opp i nedbørsfeltet (Ingri et al., 2018; Lidman et al., 2017). Dette kan også være tilfellet ved RO-1 ut fra høyt fargetall og høy DOC-konsentrasjoner i bekken, med et gjennomsnitt på 174,1 mg Pt/L og 17,5 mg/L. PCA-analysene viste også en sterk korrelasjon mellom Fe, DOC og farge, som indikerer at Fe bidrar til farge på vannet, som også tidligere har blitt bekreftet i undersøkelser av boreale vassdrag (Xiao & Riise, 2021). I de skogsdominerte nedbørsfeltene har DOC en høyere ladningstetthet enn våtmarks lokaliteter, hvor torv- og våtmarksjord består av nedbrutt organisk materiale fattig på mineraler og lave Fe-konsentrasjoner (Neubauer et al., 2013). RO-1 hadde midlertid høye Fe-konsentrasjoner, da nedbørsfeltet også består av skogsområder, samt marine sedimenter beriket på Fe.

Ved prøvestasjonen med dominans av skog- og våtmark var det lavere konsentrasjoner av SO_4 enn i de skogsdominerte nedbørsfeltene. Tidligere studier har vist at skog utvasker mer SO_4 enn torvmark, da bartrær er effektive til å fange opp tørravsetninger av SO_4 (Palviainen et al., 2015). Da nedbørsfeltet også har en dominans av skog, vil reduserende forhold i våtmarksområdet være en styrende faktor for SO_4 -konsentrasjonen og økt mobilisering av Fe. Som nevnt vil Fe under reduserte forhold foreligge som Fe^{2+} kunne binde seg til S^{2-} og danne jernsulfater (FeS) under biologiske prosesser, da SO_4^{2-} fungerer som en elektronakseptor for planter og mikroorganismer i jorda under anaerobe forhold (Bjørnerås et al., 2017; Stumm & Morgan, 1996d; Wetzel, R. G. , 2001). En reduksjon av SO_4^{2-} kan midlertid føre til at det er utilstrekkelig med S^{2-} som kan bindes med Fe^{2+} , i dannelsen av FeS (Johnston et al., 2014; Xiao & Riise, 2021). Utilstrekkelig med S^{2-} sammen med lav pH (gjennomsnitt 5,2) og høye konsentrasjoner av DOC (gjennomsnitt 17,5 mg/L), vil mobiliteten til overflødig Fe kunne øke, som også tidligere observert bl.a. i Finland (Palviainen et al., 2015). Selv om en reduksjon av sulfat har ført til

nøytralisering av surhet i jord og jordvann, kan fremtidig tørke og oksidasjon føre til oksidasjon av svovel i torvjord (Johnston et al., 2014).

Som nevnt ble det registrert en økning i konsentrasjon av næringsstoffer nedstrøms Rosstjern på grunn av skogsgjødsling. Det ble også registrert høyest Fe-konsentrasjon i samme periode, men det er lite studert hvordan gjødsling av skog påvirker Fe-mobilisering. Tidligere studier viser derimot at Fe kapsler inn fosfor og danner Fe-P-kolloider (Heikkinen et al., 2022; Schlesinger & Bernhardt, 2020b), og hvor Fe bidrar til økt tilførsel av fosfat i vassdraget. I samme periode var det også en svak økning av alkaliteten (figur 3.13) da det i forbindelse med gjødsling av skog også kalkes med basiske kalsium- og magnesiumforbindelser (Hanssen & Bergsaker, 2017) for å motvirke forsuring fra nitrogengjødsel (NIBIO, u.a.). Dersom pH i nedbørsfeltet øker vil det kunne påvirke ionestyrken i jordvann og binding av Fe-DOM-komplekser. Det er derimot vanskelig å bekrefte om kalking i nedbørsfeltet påvirker kompleksdannelse av Fe-DOM, da reduserte forhold, lav pH og høyt innhold av DOM i våtmarksområdet bidro til høye konsentrasjoner av både $Fe_{Løst}$ og Fe_{Part} . Samtidig var det tydelig en forsuringssprosess i nedbørsfeltet, da det under nedbørsperioder var en avtagende trend i pH-verdier og alkaliet. Rosstjern som ligger oppstrøms prøvestasjon RO-1 har vært under kontinuerlig overvåking av Statsforvalteren i Oslo og Viken, da det i tjernet har blitt målt svært lave pH-verdier frem til 2017 (siste prøvetaking med pH 4,59) (*Vannlokalitet: Rosstjern utløp*).

4.2.3 Skogs- og landbruksdominerte lokaliteter

PCA-analysene nedstrøms Vindlandstjernet (U-3, U-2 og U-1) varierte i korrelasjonen mellom Fe og DOC, da Fe i hovedsak kommer fra berggrunn og løsmasser, fra marine sedimenter med silt og leire. Alle prøvestasjonene hadde en avtagende trend i DOC-konsentrasjonen (figur 3.14) under tørkeperioder med lite utvasking av DOM. Som nevnt vil Vindlandstjernet tilbakeholde mye av Fe-konsentrasjonen, da gjennomsnittlig Fe løst og partikulært nedstrøms Vindlandstjernet, U-3, lå på 422 $\mu\text{g/L}$ og 315 $\mu\text{g/L}$, som er lavere enn den totale mengden fra innløpsbekkene. Det var også en svak økning gjennom vekstsesongen. Prøvestasjon U-3 hadde en svak negativ korrelasjon mellom $Fe_{Løst}$ og DOC, da det gjennom vekstsesongen var en økning i $Fe_{Løst}$ (tabell 3.2) med en avtagende trend i DOC. Til tross for antatt påvirkning fra hydrologiske strømningsmønstre gjennom berggrunn og løsmasser, kan den avtagende trenden i DOC skyldes fjerning av større kolloidale Fe-komplekser på grunn av tørkeperioden med lav vannføring. Tidligere undersøkelser i boreale innsjøer har vist at forholdet mellom Fe-TOC er høyere under våtere år enn tørrere (Xiao & Riise, 2021). Samtidig vil økt pH føre til mindre

stabile Fe-DOM-komplekser (Neubauer et al., 2013). Til tross for økte Fe-konsentrasjoner, var det derimot en avtagende trend i konsentrasjonen av løst Al og Mn (vedlegg 1, tabell 7.4) og PCA-analysene viste også en sterk til svak negativ korrelasjon av løst Fe med Al og Mn. Som nevnt er konsentrasjonen av Al styrt av pH i bekk og DOC (Cory et al., 2006). Da pH-verdien ved U-3 økte gjennom veksts sesongen fra 5,7 til 6,3, vil dette kunne påvirke distribusjonen av Al i bekk. Som Fe er Mn styrt av pH og redokspotensialet (Wetzel, R. G. , 2001), men Mn^{2+} oksideres ikke like rask som Fe^{2+} (Stumm & Morgan, 1996c) og tas raskere opp av vegetasjon og andre organismer enn Fe og Al (Riise et al., 2000). Under observasjoner i felt ble det også observert økt gjengroing med vannplanter, noe som kan bidra til å påvirke distribusjonen av Mn i bekk. Som nevnt økte gjennomsnittlig sulfat-konsentrasjon nedstrøms Vindlandstjernet fra U-3 til U-1, hvor det i hovedsak er kilder til hydrologiske gjennomstrømninger i berggrunn og løsmasser. I motsetning til U-2 og U-1 hadde U-3 derimot en svak avtagende trend av SO_4 (figur 3.16) gjennom veksts sesongen, hvor PCA-analysen viste en sterk negativ korrelasjon mellom Fe og SO_4 . I likhetstrekk med RO-1, kan reduserende forhold oppstrøms U-3 bidra til reduksjon av SO_4 , som igjen vil kunne øke mobiliseringen av Fe dersom det er utilstrekkelig med S^{2-} . Derimot var det en svak økning i pH, som påvirker distribusjonen av Fe løst og partikulært.

Ved prøvestasjon U-2 var det en svak positiv korrelasjon mellom $Fe_{Løst}$ og DOC, da jordbruksarealer ligger tett på bekken. Tidligere undersøkelser har viser at kantsonene ved elvebredden kan spille en vesentlig rolle i vannkvalitet i bekk, og konsentrasjonen av elementer med høy affinitet for organisk materiale, som Fe, gjerne er flere ganger høyere ved kantsonene enn i mineraljord lenger opp i nedbørsfeltet (Ingri et al., 2018; Lidman et al., 2017). Samtidig som Fe-konsentrasjonen økte gjennom veksts sesongen, var det også en økning i bl.a. Ca som bidro til økt bufferkapasitet og dermed økt pH. Nedbrytning av organisk materiale bidrar til å øke CO_2 -presset i grunnvann og har en tendens til å øke alkaliteten og økt utfelling av Ca^{2+} og andre elementer (Stumm & Morgan, 1996a). Det var en overvekt av gjennomsnittlig Fe_{Part} på 880 $\mu g/L$, som er noe motstridene i forhold til de høye pH-verdiene. Det ville være forventet mer løste fraksjoner, men Fe_{Part} er også styrt av bl.a nedbør med økt utvasking, samt prøvetaking. Det var også en økning i $Fe_{Løst}$ gjennom veksts sesongen som kan tyde på en påvirkning av økt saltholdighet, da vannanalysene viste en økning i Ca, Na, Mn og K, samt SO_4^{2-} og Cl^- gjennom sesongen. Tidligere studier viser at det Fe(oksy)hydroksider øker med økt saltholdighet (Herzog et al., 2017), som kan være tilfellet ved prøvestasjonene nedstrøms Vindlandstjernet.

5 Konklusjon

De samlede resultatene i dette studiet viser at Fe-konsentrasjonene er svært varierende ovenfor de utvalgte bekkene, med ulike landskapstyper i det undersøkte boreale vassdraget. Vekstsesongen var preget av lite nedbør og lengre tørkeperioder og de hydrologiske forholdene i nedbørsfeltet er en viktig driver for Fe i vassdraget. Samtidig vil pH, redokspotensialet og de kjemiske egenskapene til NOM spille en vesentlig rolle i Fe-konsentrasjon og distribusjon.

Med hypotesen lagt i grunn, «Variasjoner i Fe-konsentrasjon er større i lokaliteter oppstrøms sammenlignet med nedstrøms lokaliteter», var det store variasjoner i Fe-konsentrasjonen både oppstrøms og nedstrøms Vindlandstjern. Oppstrøms lokaliteter med dominans av skog hadde lavest Fe-konsentrasjon, da lite nedbør og lav avrenningshastighet i nedbørsfeltet spilte en vesentlig rolle i distribusjonen av Fe ut til vassdrag. Størst variasjon av Fe-konsentrasjonen var i bekken med dominans av skog- og våtmarksområder (nedstrøms Rosstjern), der reduserte forhold i jordvann, lav pH og høyt innhold av DOC bidro til økt mobilisering av Fe. Til tross for at Vindlandstjernet er relativt grunn og vil ha relativt kort oppholdstid, tilbakeholdt innsjøen store deler av Fe-konsentrasjonen fra innløpsbekkene, da konsentrasjonen og variasjonen av Fe ved nærmeste prøvestasjon nedstrøms Vindlandstjernet var lavere enn oppstrøms. Variasjonene var relativt lave er det tydelig at Vindlandstjernet holder tilbake mye av Fe-konsentrasjonene, til tross for at innsjøen er grunn. Det må midlertidig tas i betraktning at vekstsesongen var preget av lite nedbør, noe som også medfører lav vannføring som bidrar til sedimenteringen av Fe. Nedstrøms lokaliteter hadde en dominans av skog- og landbruksfelt med påvirkning fra leire, med høyt innhold av mineralisert Fe. Lav avrenningshastighet med lengre kontakttid med berggrunn og løsmasser er en stor driver for Fe-konsentrasjoner i bekk, og som økte nedover vassdraget. Fe-konsentrasjonen økte også markant under intens nedbørsperiode med økt erosjon og avrenning fra jordbruksarealene. Økt pH og saltholdighet vil også kunne være drivere for fordelingen av $Fe_{Løst}$ og Fe_{Part} , der økning av disse vil føre til økt Fe(oksy)hydroksider og avtagende Fe-NOM-komplekser. Hypotesen «Variasjoner i Fe-konsentrasjon er større i lokaliteter oppstrøms sammenlignet med nedstrøms lokaliteter» kan dermed avkreftes.

6 Litteratur

- Beard, J. L., Dawson, H. & Pinero, D. J. (1996). Iron metabolism: A comprehensive review. *Nutrition Reviews*, 54 (10): 295-317. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1753-4887.1996.tb03794.x>.
- Berggrunn - Nasjonal berggrunnsdatabase* (u.a.). Norges geologiske undersøkelse Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/ (lest 11.03.22)
- Björkvald, L., Buffam, I., Laudon, H. & Mörth, C.-M. (2008). Hydrogeochemistry of Fe and Mn in small boreal streams: The role of seasonality, landscape type and scale. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72 (12): 2789-2804. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.03.024>.
- Björnerås, C., Weyhenmeyer, G. A., Evans, C. D., Gessner, M. O., Grossart, H.-P., Kangur, K., Kokorite, I., Kortelainen, P., Laudon, H., Lehtoranta, J., et al. (2017). Widespread Increases in Iron Concentration in European and North American Freshwaters. *Global Biogeochemical Cycles*, 31 (10): 1488-1500. doi: <https://doi.org/10.1002/2017GB005749>.
- Björnerås, C. (2019). *Drivers of increasing iron concentrations in freshwaters*: Department of biology. Faculty of science. Lund university Tilgjengelig fra: https://lup.lub.lu.se/search/files/71244002/Caroline_Bjo_rnera_s_thesis_web.pdf
- Cory, N., Buffam, I., Laudon, H., Köhler, S. J. & Bishop, K. (2006). Landscape Control of Stream Water Aluminum in a Boreal Catchment during Spring Flood. *Environ. Sci. Technol.*, 40 (11): 3494-3500. doi: <https://doi.org/10.1021/es0523183>.
- Digernes, I. (2004). *Kjemiske og Fysikalske metoder for målinger i vann*. Norges miljø- og biovitenskapelig universitet, Ås.
- Ekström, S. M., Regnell, O., Reader, H. E., Nilsson, P. A., Löfgren, S. & Kritzberg, E. S. (2016). Increasing concentrations of iron in surface waters as a consequence of reducing conditions in the catchment area. *Biogeosciences*, 121 (2): 479-493. doi: <https://doi.org/10.1002/2015JG003141>.
- Fossen, H. (2008). Mineraler. I: *Geologi. Stein, mineraler, fossiler og olje* s. 27-32. Bergen: Fagbokforlaget Vigmostad & Bjørke AS.
- Giesler, R., Ilvesniemi, H., Nyberg, L., van Hees, P., Starr, M., Bishop, K., Kareinen, T. & Lundström, U. S. (2000). Distribution and mobilization of Al, Fe og Si in three podzolic soil profiles in relation to the humus layer. *Geoderma* 94 (2-4): 249-263. doi: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(99\)00057-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00057-9).
- Hanssen, K. H. & Bergsaker, E. (2017). *Gjødsling av skog*. NIBIO BOK. VOL. 3 NR 11. Ås.
- Haugland, H., Backer, E. B., Løbersli, E. M., Selboe, O.-K., Gunnarsdottir, H., Granhus, A., Søgaard, G., Hanssen, K. H., Terum, T., Lileng, J., et al. (2014). *Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak - egnede arealer og miljøkriterier*. M174/2014: Miljødirektoratet Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M174/M174.pdf>
- Heikkinen, K., Saari, M., Heino, J., Ronkanen, A.-K., Kortelainen, P., Joensuu, S., Vilmi, A., Karjalainen, S.-M., Hellsten, S., Visuri, M., et al. (2022). Iron in boreal river catchments: Biogeochemical, ecological and management implications *Science of The Total Environment*, 805, 150256. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150256>.
- Herzog, S. D., Persson, P. & Kritzberg, E. S. (2017). Salinity Effects on Iron Speciation in Boreal River Waters. *Environ. Sci. Technol.*, 51 (17): 9747-9755. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02309>.
- Herzog, S. D., Gentile, L., Olsson, U., Persson, P. & Kritzberg, E. S. (2020). Characterization of Iron and Organic Carbon Colloids in boreal Rivers and Their Fate at high Salinity. *Biogeosciences* 125 (4). doi: <https://doi.org/10.1029/2019JG005517>.

- Hirst, C., Andersson, P. S., Shaw, S., Burke, I. T., Kutscher, L., Murphy, M. J., Maximov, T., Pokrovsky, O. S., Mörrth, C.-M. & Porcelli, D. (2017). Characterisation of Fe-bearing particles and colloids in the Lena River basin, NE Russia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 213: 553-573. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2017.07.012>.
- Hogve, D., Haaland, S., Riise, G. & Fauskrud, S. (2011). *Årsaker til økende farge på vann i overflatevannkilder* Tilgjengelig fra: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2011_840762.pdf
- Ingri, J., Widerlund, A., Land, M., Gustafsson, Ö., Andersson, P. S. & Öhlander, B. (2000). Temporal variations in the fractionation of the rare earth elements in a boreal river; the role of colloidal particles. *Chemical Geology*, 166 (1-2): 23-45. doi: [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(99\)00178-3](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(99)00178-3).
- Ingri, J., Conrad, S., Lidman, F., Nordblad, F., Engström, E., Rodushkin, I. & Porcelli, D. (2018). Iron isotope pathways in the boreal landscape: Role of the riparian zone. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 239: 49-60. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.07.030>.
- Johnston, S. G., Burton, E. D., Aaso, T. & Tuckerman, G. (2014). Sulfur, iron and carbon cycling following hydrological restoration of acidic freshwater wetlands. *Chemical Geology*, 371: 9-26. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.02.001>.
- Kilden*. NIBIO. Tilgjengelig fra: https://kilden.nibio.no/?topic=skogportal&X=6638680.57&Y=290675.52&zoom=10.840663501285018&lang=nb&bgLayer=graatone_cache&layers_opacity=0.75,0.75,0.75,0.75,0.75&catalogNodes=792.806&layers=gjodselsfelt_2017,gjodselsfelt_2018,gjodselsfelt_2019,gjodselsfelt_2020,gjodselsfelt_2021 (lest 30.03.22)
- Kothawala, D. N., Stedmon, C. A., Müller, R. A., Weyhenmeyer, G. A., Köhler, S. J. & Tranvik, L. J. (2013). Controls of dissolved organic matter quality: evidence from a large-scale boreal lake survey. *Global Change Biology*, 20 (4): 1101-1114. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12488>.
- Kritzberg, E. S. & Ekström, S. M. (2012). Increasing iron concentrations in surface waters - a factor behind brownification? *Biogeosciences*, 9: 1465-1478. doi: <https://doi.org/10.5194/bg-9-1465-2012>.
- Lidman, F., Boily, Å., Laudon, H. & Köhler, S. J. (2017). From soil water to surface water - how the riparian zone controls element transport from a boreal forest to a stream *Biogeosciences* 14 (12): 3001-2014. doi: <https://doi.org/10.5194/bg-14-3001-2017>.
- Lyvén, B., Hassellöv, M., Turner, D. R., Haraldsson, C. & Andersson, K. (2003). Competition between iron- and carbon-based colloidal carriers for trace metals in a freshwater assessed using flow field-flow fractionation coupled to ICPMS. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67 (20): 3791-3801. doi: [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(03\)00087-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(03)00087-5).
- Løsmasser - Nasjonal løsmassedatabase*. (u.a.). Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/ (lest 11.03.22)
- Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., de Wit, H. A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B. L., Jeffries, D. S., Vuorenmaa, J., et al. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450: 537-540. doi: <https://doi.org/10.1038/nature06316>.
- Moseby, K. (2022). *Mail fra daglig leder Kristian Moseby ved Vannområde Øyeren* (10.01.22).
- Neubauer, E., Köhler, S. J., von der Kammer, F., Laudon, H. & Hofmann, T. (2013). Effect of pH and Stream Order on Iron and Arsenic Speciation in Boreal Catchments. *Environ. Sci. Technol.*, 47 (12): 7120-7128. doi: <https://doi.org/10.1021/es401193j>.

- NEVINA. Kartverket, Geovekst, kommuner - Geodata AS: NVE. Tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no> (lest 30.03.22)
- NIBIO. (u.a.). *Gjødsling av skog* Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/skog/skogbehandling-og-skogskjotsel/gjodsling-av-skog> (lest 20.01.22)
- Observasjoner og værstatistikk*. (u.a.). Norsk klimaerVICESenter. Tilgjengelig fra: <https://seklima.met.no/observations/> (lest 14.03.22)
- Palviainen, M., Lehtoranta, J., Ekholm, P., Ruoho-Airola, T. & Kortelainen, P. (2015). Land Cover Controls the Export of Terminal Electron Acceptors from Boreal Catchments. *Ecosystems* 18: 343-358. doi: 10.1007/s10021-014-9832-y.
- Pokrovsky, O. S. & Schott, J. (2002). Iron colloids/organic matter associated transport of major and trace elements in small boreal rivers and their estuaries (NW Russia). *Chemical Geology*, 190 (1-4): 141-179. doi: [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(02\)00115-8](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(02)00115-8).
- Rautio, A., Kivimäki, A.-L., Korkka-Niemi, K., Nygård, M., Salonen, V.-P., Lahti, K. & Vahtera, H. (2015). Vulnerability of groundwater resources to interaction with river water in a boreal catchment. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19 (7): 3015-3032. doi: <https://doi.org/10.5194/hess-19-3015-2015>.
- Riise, G., van Hees, P., Lundström, U. S. & Strand, L. T. (2000). Mobility of different size fractions of organic carbon, Al, Fe, Mn and Si in podzols. *Geoderma*, 94: 237-247. doi: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(99\)00044-0](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00044-0).
- Riise, G., Müller, R. A., Haaland, S. & Weyhenmeyer, G. A. (2018). Acid rain — a strong external driver that has suppressed water colour variability between lakes. *Boreal environment research*, 23: 69-81.
- Roulet, N. & Morre, T. R. (2006). Browning the waters. *Nature*, 444: 283-384. doi: <https://doi.org/10.1038/444283a>.
- Sandem, K. (2020). *Tiltaksrettet overvåkning av edelkreps i vannområde Øyeren*. Oppdragsnr.: 5206306: Norconsult
- Sarkkola, S., Nieminen, M., Koivusalo, H., Laurén, A., Kortelainen, P., Mattsson, T., Palviainen, M., Piirainen, S., Starr, M. & Finér, L. (2013). Iron concentrations are increasing in surface waters from forested headwater catchments in eastern Finland. *Science of The Total Environment*, 463-464: 683-689. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.072>.
- Schlesinger, W. H. & Bernhardt, E. S. (2020a). Biogeochemical Cycling on Land. I: b. 4 *Biogeochemistry. An Analysis of Global Change* s. 183-248: Academic Press an imprint of Elsevier
- Schlesinger, W. H. & Bernhardt, E. S. (2020b). Inland Waters I: b. 4 *Biogeochemistry. An Analysis of Global Change* s. 293-360: Academic Press an imprint of Elsevier
- Schuth, S., Hurraß, J., Münker, C. & Mansfeldt, T. (2015). Redox-dependent fractionation of iron isotopes in suspensions of a groundwater-influenced soil *Chemical Geology*, 392: 74-86. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.11.007>.
- Schwartz, F. W. & Zhang, H. (2003). Key Reactions Influencing Ground-Water Chemistry. I: *Fundamentals of Ground Water*, s. 411-442. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S. & Johansson, M. (2003). Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 7 (4): 436-446. doi: <https://doi.org/10.5194/hess-7-436-2003>.
- Senorge.no*. (u.a.). Norges vassdrag- og energidirektorat (NVE). Tilgjengelig fra: <http://retro.senorge.no> (lest 01.04.22)
- Sippola, J. (1974). Mineral composition and its relation to texture and to some chemical properties in Finnish subsoils. *Ann. Agric. Fenniae*, 13 (4): 169-234.

- Stumm, W. & Morgan, J. J. (1996a). Dissolved Carbon Dioxide. I: *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, s. 148-205. Canada: John Wiley & Sons, Inc.
- Stumm, W. & Morgan, J. J. (1996b). Metal Ions in Aqueous Solution: Aspects of Coordination Chemistry. I: *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*, s. 252-348. Canada: John Wiley & Sons, Inc.
- Stumm, W. & Morgan, J. J. (1996c). Oxidation and Reduction; Equilibria and Microbial Mediation. I: *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*, s. 425-515. Canada: John Wiley & Sons, Inc.
- Stumm, W. & Morgan, J. J. (1996d). Regulation of the chemical composition of natural waters. I: *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*, s. 872-934. Canada John Wiley & Sons, Inc.
- Sundman, A., Karlsson, T. & Persson, P. (2013). An Experimental Protocol for Structural Characterization of Fe in Dilute Natural Waters. *Environ. Sci. Technol.*, 47 (15): 8557-8564. doi: <https://doi.org/10.1021/es304630a>.
- Sundman, A., Karlsson, T., Laudon, H. & Persson, P. (2014). XAS study of iron speciation in soils and waters from a boreal catchment. *Chemical Geology*, 364: 93-102. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.11.023>.
- Saari, M., Rossi, P. M., Postila, H. & Marttila, H. (2020). Predicting iron transport in boreal agriculture-dominated catchments under a changing climate. *Science of The Total Environment*, 714. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136743>.
- Taylor, K. G. & Macquaker, J. H. S. (2011). Iron Minerals in Marine Sediments Record Chemical Environments. *Elements*, 7 (2): 113-118. doi: <https://doi.org/10.2113/gselements.7.2.113>.
- Ulverudåa. (u.a.). Vann-Nett: Miljøforvaltningen og NVE. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/002-3656-R> (lest 01.06.22)
- Vannlokalitet: Rosstjern utløp. Vannmiljø: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/39493?datofra=1959-01-01&datotil=2022-03-28> (lest 28.03.22)
- Vuori, K.-M. (1995). Direct and indirect effects of iron on river ecosystems *Annales Zoologici Fennici*, 32 (3): 317-329.
- Wetzel, R. G. (2001). Fate of Heat I: *Limnology. Lake and River Ecosystems*, s. 71-91: Gulf Professional Publishing
- Wetzel, R. G. (2001). Iron, Sulfur, and Silica Cycles I: *Limnology. Lake and River Ecosystems* s. 289-330: Gulf Professional Publishing
- Weyhenmeyer, G. A., Kortelainen, P., Sobek, S., Müller, R. A. & Rantakari, M. (2012). Carbon Dioxide in Boreal Surface Waters: A Comparison of Lakes and Streams. *Ecosystems*, 15: 1295-1307. doi: <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9585-4>.
- Weyhenmeyer, G. A., Prairie, Y. T. & Tranvik, L. J. (2014). Browning of Boreal Freshwaters Coupled to Carbon-Iron Interactions along the Aquatic Continuum. *PLoS ONE*, 9 (8). doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088104>.
- Xiao, Y., Räike, A., Hartikainen, H. & Vähätalo, A. V. (2015). Iron as a source of colour in river waters. *Science of The Total Environment*, 536: 914-923. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.092>.
- Xiao, Y. & Riise, G. (2021). Coupling between increased lake colour and iron in boreal lakes *Science of The Total Environment*, 767. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145104>.

7 Vedlegg

Vedlegg 1 – Samletabeller

Tabell 7.1 Samletabell over prøvestasjon Referanse (oppstrøms Vindlandstjernet).

Referanse – Samletabell

Dato	Temp. °C	Konduktivitet [µS/cm]	pH	Alk korr. [mmol/L]	Turbiditet [FNU]	OD254 (1 cm)	OD410 (5 cm)	Farge [mg Pt/L]	DOC [mg/L]	Tot-P [µg/L]
16.04.21	5,0	20,9	5,96	0,052	0,5	0,485	0,247	-	11,5	5,7
05.05.21	4,1	24,6	6,07	0,095	1,5	0,419	0,211	79,3	10,4	6,9
19.05.21	8,7	20,4	5,85	0,060	1,5	0,599	0,308	115,7	14,6	7,4
02.06.21	16,8	23,0	5,93	0,076	1,2	0,524	0,273	104,2	13,3	9,7
16.06.21	18,9	26,2	6,21	0,121	1,5	0,438	0,221	86,7	10,1	10,0
30.06.21	18,7	27,3	6,33	0,127	1,6	0,425	0,217	81,6	9,7	13,6
14.07.21	20,3	29,3	6,44	0,151	3,5	0,397	0,198	73,9	9,7	11,7
28.07.21	17,2	26,9	6,32	0,106	2,7	0,473	0,230	86,5	11,0	13,4
11.08.21	15,7	27,5	6,50	0,121	1,4	0,561	0,277	102,6	13,2	8,7
01.09.21	13,2	38,6	6,45	0,203	0,9	0,319	0,151	56,3	8,2	7,7

PO4-P [µg/L]	Tot-N [µg/L]	NH4-N [µg/L]	NO3-N [µg/L]	Cl- [mg/L]	SO4 [mg/L]	Al (filltret) [µg/L]	Al (ufiltr.) [µg/L]	Ca (filltret) [mg/L]	Ca (ufiltr.) [mg/L]	Fe (filltret) [µg/L]
1,5	540	10,2	88	1,5	1,4	370	420	1,8	1,8	180
1,3	494	18,0	107	1,7	1,7	300	410	2,1	2,1	190
2,1	420	14,9	51	1,4	1,3	420	560	1,9	2,2	250
1,2	504	13,0	38	1,1	1,3	370	440	2,0	2,1	200
1,6	399	13,0	30	1,6	1,6	280	760	2,3	3,1	230
2,2	483	20,1	41	1,6	1,5	280	320	2,4	2,4	260
1,0	462	24,8	36	1,6	1,6	230	400	2,8	2,8	220
0,8	609	12,2	175	1,4	1,8	300	510	2,7	3,1	210
1,5	399	14,3	<20	1,6	1,6	320	780	2,8	4,0	280
0,8	389	5,6	19	1,9	2,4	140	200	3,6	3,6	190

Fe (ufiltr.) [µg/L]	K (filltret) [mg/L]	K (ufiltr.) [mg/L]	Mg (filltret) [mg/L]	Mg (ufiltr.) [mg/L]	Mn (filltret) [µg/L]	Mn (ufiltr.) [µg/L]	Na (filltret) [mg/L]	Na (ufiltr.) [mg/L]	S (filltret) [mg/L]	S (ufiltr.) [mg/L]
230	0,21	0,31	0,43	0,44	14	14	1,6	1,7	0,58	0,62
320	0,21	0,35	0,53	0,54	13	14	1,8	1,8	0,64	0,64
350	0,19	0,33	0,44	0,52	9,9	11	1,6	2,0	0,53	0,62
280	0,18	0,31	0,47	0,50	13	15	1,8	1,9	0,56	0,6
1300	0,21	0,71	0,61	0,80	9,6	24	2,0	2,4	0,64	0,94
370	0,19	0,31	0,62	0,59	12	17	2,0	2,0	0,62	0,63
460	0,19	0,34	0,69	0,67	15	22	2,1	2,1	0,64	0,65
390	0,26	0,52	0,62	0,72	11	19	2,0	2,2	0,72	0,83
530	0,18	0,40	0,63	0,87	10	18	2,1	2,9	0,65	0,85
280	0,29	0,48	0,90	0,92	18	21	2,6	2,7	0,87	0,92

Si (filltret) [mg/L]	Si (ufiltr.) [mg/L]
1,8	2,0
1,8	2,2
1,6	2,1
1,3	1,6
1,0	1,5
0,96	1,2
0,53	0,95
1,3	1,8
0,54	1,4
<0,26	0,26

Tabell 7.2 Samletabell over prøvestasjon SM (oppstrøms Vindlandstjernet).

SM - Samletabell

Dato	Temp. °C	Konduktivitet [µS/cm]	pH	Alk korr. [mmol/L]	Turbiditet [FNU]	OD254 (1 cm)	OD410 (5 cm)	Farge [mg Pt/L]	DOC [mg/L]	Tot-P [µg/L]
16.04.21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
05.05.21	6,2	19,3	5,44	0,026	0,7	0,548	0,292	109,8	12,5	6,7
19.05.21	10,7	18,4	5,37	0,020	1,5	0,580	0,311	116,8	13,7	7,6
02.06.21	18,4	18,5	5,52	0,024	1,2	0,559	0,303	115,7	13,3	9,4
16.06.21	16,0	18,0	5,63	0,030	1,1	0,543	0,301	118,0	11,8	9,1
30.06.21	17,9	18,5	5,72	0,030	1,0	0,507	0,278	104,5	11,2	11,4
14.07.21	19,1	19,1	5,67	0,026	1,7	0,463	0,245	91,2	10,8	12,4
28.07.21	19,2	19,0	5,92	0,032	4,0	0,454	0,234	88,0	10,0	13,2
11.08.21	17,4	19,0	5,73	0,031	1,1	0,571	0,293	108,5	12,8	7,4
01.09.21	13,4	21,0	5,78	0,035	0,5	0,439	0,224	83,6	10,3	6,4

PO4-P [µg/L]	Tot-N [µg/L]	NH4-N [µg/L]	NO3-N [µg/L]	Cl- [mg/L]	SO4 [mg/L]	Al (filltret) [µg/L]	Al (ufiltr.) [µg/L]	Ca (filltret) [mg/L]	Ca (ufiltr.) [mg/L]	Fe (filltret) [µg/L]
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,1	410	17,5	42	1,9	1,4	370	440	1,3	1,4	330
1,9	399	14,9	34	1,7	1,3	380	460	1,2	1,2	310
2,3	420	13,8	20	1,6	1,3	370	450	1,2	1,3	250
1,9	399	18,7	37	1,7	1,3	380	470	1,3	1,4	280
3,0	483	23,2	63	1,7	1,3	360	450	1,3	1,3	270
3,8	557	15,7	122	1,9	1,3	310	460	1,3	1,4	270
1,3	494	9,1	70	1,7	1,4	290	650	1,4	1,7	230
0,8	420	16,2	18	1,7	1,3	350	480	1,4	1,6	240
0,8	441	9,6	88	1,9	1,4	290	480	1,4	1,7	200

Fe (ufiltr.) [µg/L]	K (filltret) [mg/L]	K (ufiltr.) [mg/L]	Mg (filltret) [mg/L]	Mg (ufiltr.) [mg/L]	Mn (filltret) [µg/L]	Mn (ufiltr.) [µg/L]	Na (filltret) [mg/L]	Na (ufiltr.) [mg/L]	S (filltret) [mg/L]	S (ufiltr.) [mg/L]
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
490	0,097	0,15	0,34	0,38	21	24	1,7	1,9	0,57	0,64
460	0,097	0,14	0,32	0,35	21	23	1,6	1,8	0,53	0,58
370	0,086	0,14	0,32	0,36	17	20	1,6	1,9	0,54	0,58
410	0,11	0,15	0,33	0,37	11	17	1,7	1,9	0,55	0,61
420	0,097	0,19	0,33	0,34	11	21	1,7	1,8	0,53	0,55
510	0,11	0,16	0,33	0,36	13	27	2,1	1,9	0,55	0,58
590	0,13	0,26	0,35	0,46	8,1	25	1,9	2,1	0,58	0,65
390	0,11	0,13	0,36	0,42	8,3	12	1,8	2,0	0,56	0,66
470	0,14	0,15	0,37	0,46	7,7	21	1,9	2,2	0,56	0,67

Si (filltret) [mg/L]	Si (ufiltr.) [mg/L]
-	-
1,7	2,0
1,6	2,0
1,5	1,8
1,3	1,8
1,3	1,6
1,2	2,2
1,2	1,9
1,2	1,5
0,91	1,4

Tabell 7.3 Samletabell over prøvestasjon RO-1 (oppstrøms Vindlandstjernet).

RO-1 - Samletabell

Dato	Temp. °C	Konduktivitet [µS/cm]	pH	Alk korr. [mmol/L]	Turbiditet [FNU]	OD254 (1 cm)	OD410 (5 cm)	Farge [mg Pt/L]	DOC [mg/L]	Tot-P [µg/L]
16.04.21	3,8	21,5	4,83	-	0,6	0,630	0,336	-	14,4	6,6
05.05.21	3,7	21,1	5,15	0,018	0,7	0,568	0,303	113,9	13,3	10,0
19.05.21	8,7	21,9	4,81	0,002	1,2	0,834	0,452	169,8	18,9	7,5
02.06.21	18,3	20,7	5,05	0,009	1,1	0,761	0,412	157,3	17,3	10,4
16.06.21	9,6	22,0	5,3	0,046	1,0	0,728	0,397	155,7	16,6	18,3
30.06.21	9,8	22,4	5,34	0,056	3,6	0,839	0,481	180,8	18,7	27,2
14.07.21	10,5	25,2	5,31	0,081	3,4	0,950	0,550	205,2	18,2	41,0
28.07.21	16,6	19,8	5,17	0,012	2,8	0,690	0,380	142,9	14,8	19,4
11.08.21	12,0	23,5	5,22	0,049	1,6	1,029	0,578	214,1	21,5	25,9
01.09.21	10,4	26,2	5,32	0,069	2,5	1,021	0,608	226,9	21,8	33,8

PO4-P [µg/L]	Tot-N [µg/L]	NH4-N [µg/L]	NO3-N [µg/L]	Cl- [mg/L]	SO4 [mg/L]	Al (filltret) [µg/L]	Al (ufiltr.) [µg/L]	Ca (filltret) [mg/L]	Ca (ufiltr.) [mg/L]	Fe (filltret) [µg/L]
3,0	399	12,8	<20	1,6	1,4	430	500	0,7	0,7	380
2,5	389	27,4	45	1,9	1,5	390	430	1,0	1,0	450
3,5	431	16,8	120	1,7	1,3	540	660	0,8	0,8	550
2,8	473	25,2	19	1,6	1,1	520	580	0,9	0,9	590
3,6	420	25,6	<20	2,1	0,92	540	660	1,1	1,1	870
9,2	546	47,9	<20	2,2	0,58	560	940	1,2	1,2	1300
14,2	546	80,7	<20	2,3	0,41	570	750	1,3	1,3	2100
2,5	662	17,6	114	1,8	1,1	380	560	1,0	1,0	590
9,0	567	77,6	<20	2,0	0,63	680	1200	1,2	1,6	1600
9,5	525	23,5	-	2,4	0,23	610	940	1,3	1,3	2000

Fe (ufiltr.) [µg/L]	K (filltret) [mg/L]	K (ufiltr.) [mg/L]	Mg (filltret) [mg/L]	Mg (ufiltr.) [mg/L]	Mn (filltret) [µg/L]	Mn (ufiltr.) [µg/L]	Na (filltret) [mg/L]	Na (ufiltr.) [mg/L]	S (filltret) [mg/L]	S (ufiltr.) [mg/L]
450	0,16	0,24	0,30	0,32	17	17	1,6	1,8	0,59	0,69
520	0,15	0,22	0,38	0,39	23	23	1,9	2,0	0,62	0,68
660	0,16	0,16	0,31	0,34	15	16	2,2	1,9	0,57	0,63
770	0,12	0,14	0,36	0,38	21	22	1,9	2,1	0,5	0,55
1800	0,18	0,29	0,46	0,48	38	40	2,2	2,5	0,47	0,54
2400	0,18	0,29	0,49	0,55	40	44	2,5	2,6	0,37	0,42
4000	0,24	0,25	0,61	0,58	54	54	2,6	2,4	0,32	0,38
980	0,29	0,46	0,37	0,4	22	23	2,0	2,0	0,52	0,6
3700	0,21	0,27	0,51	0,69	41	57	2,6	3,3	0,41	0,54
4900	0,24	0,28	0,62	0,66	50	58	2,9	2,8	0,30	0,38

Si (filltret) [mg/L]	Si (ufiltr.) [mg/L]
1,9	2,3
1,4	1,6
1,8	2,2
1,1	1,3
2,9	3,4
3,1	4,0
4,1	4,5
1,3	1,8
3,4	4,6
4,6	5,5

Tabell 7.4 Samletabell over prøvestasjon U-3 (nedstrøms Vindlandstjernet).

U-3 – Samletabell

Dato	Temp. °C	Konduktivitet [µS/cm]	pH	Alk korr. [mmol/L]	Turbiditet [FNU]	OD254 (1 cm)	OD410 (5 cm)	Farge [mg Pt/L]	DOC [mg/L]	Tot-P [µg/L]
16.04.21	5,7	18,4	5,65	0,029	1,6	0,477	0,255	-	11,4	8,1
05.05.21	7,0	19,9	5,92	0,060	2,9	0,421	0,220	82,7	10,5	10,5
19.05.21	11,3	19,7	5,74	0,039	2,3	0,517	0,274	102,9	12,3	9,9
02.06.21	11,1	21,1	5,93	0,051	2,1	0,494	0,266	101,5	12,8	13,2
16.06.21	15,7	20,9	5,99	0,065	2,1	0,474	0,257	100,8	11,7	15,1
30.06.21	17,9	22,4	6,08	0,076	1,9	0,491	0,276	103,8	11,8	18,3
14.07.21	19,1	23,3	6,16	0,081	1,6	0,434	0,236	88,1	10,1	17,5
28.07.21	19,3	25,4	6,17	0,083	4,5	0,429	0,228	85,7	9,6	22,1
11.08.21	17,0	24,2	6,18	0,083	2,6	0,460	0,240	88,9	10,6	13,3
01.09.21	12,4	28,3	6,32	0,106	1,3	0,408	0,125	46,6	9,9	15,5

PO4-P [µg/L]	Tot-N [µg/L]	NH4-N [µg/L]	NO3-N [µg/L]	Cl- [mg/L]	SO4 [mg/L]	Al (filltret) [µg/L]	Al (ufiltr.) [µg/L]	Ca (filltret) [mg/L]	Ca (ufiltr.) [mg/L]	Fe (filltret) [µg/L]
1,5	494	16,5	51	1,6	1,3	330	350	1,2	1,2	300
1,0	410	17,5	24	1,8	1,3	280	460	1,5	1,6	190
1,3	473	10,5	45	2,0	1,4	350	490	1,5	1,6	280
0,9	525	19,8	<20	1,8	1,3	310	430	1,6	1,7	250
1,3	515	15,5	<20	1,9	1,2	280	560	1,6	2,2	410
3,2	536	25,3	33	1,5	1,1	260	380	1,8	1,7	590
3,9	473	21,0	63	2,1	1,0	180	300	2,0	2,1	630
2,0	546	13,9	68	2,4	1,2	170	410	2,1	2	550
1,8	473	25,8	20	2,1	1,3	230	450	2,0	2,3	450
3,5	515	16,5	91	2,3	1,1	180	300	2,3	2,6	570

Fe (ufiltr.) [µg/L]	K (filltret) [mg/L]	K (ufiltr.) [mg/L]	Mg (filltret) [mg/L]	Mg (ufiltr.) [mg/L]	Mn (filltret) [µg/L]	Mn (ufiltr.) [µg/L]	Na (filltret) [mg/L]	Na (ufiltr.) [mg/L]	S (filltret) [mg/L]	S (ufiltr.) [mg/L]
390	0,18	0,23	0,36	0,36	27	26	1,6	1,6	0,52	0,55
400	0,16	0,29	0,41	0,47	16	19	1,7	1,9	0,55	0,6
420	0,17	0,27	0,41	0,45	14	15	2,1	1,9	0,56	0,61
450	0,17	0,26	0,43	0,45	15	18	1,7	1,9	0,53	0,58
900	0,14	0,33	0,45	0,64	17	30	1,7	2,5	0,53	0,69
850	0,18	0,24	0,49	0,48	17	19	2,0	1,9	0,52	0,54
1200	0,17	0,26	0,55	0,57	9,8	14	2,0	2,0	0,47	0,49
1000	0,24	0,39	0,58	0,59	16	26	2,1	2,0	0,53	0,56
810	0,17	0,38	0,51	0,62	10	15	2,1	2,4	0,52	0,64
960	0,21	0,33	0,61	0,71	8,4	14	2,3	2,6	0,48	0,57

Si (filltret) [mg/L]	Si (ufiltr.) [mg/L]
1,5	1,6
0,96	1,5
1,3	1,7
0,8	1,2
0,29	0,81
0,38	0,67
<0,26	0,48
0,37	0,88
0,49	0,93
0,37	0,64

Tabell 7.5 Samletabell over prøvestasjon U-2 (nedstrøms Vindlandstjernet).

U-2 – Samletabell

Dato	Temp. °C	Konduktivitet [µS/cm]	pH	Alk korr. [mmol/L]	Turbiditet [FNU]	OD254 (1 cm)	OD410 (5 cm)	Farge [mg Pt/L]	DOC [mg/L]	Tot-P [µg/L]
16.04.21	3,5	24,9	6,22	0,051	5,0	0,492	0,257	-	10,6	10,2
05.05.21	5,9	32,8	6,44	0,123	5,9	0,406	0,213	80,1	10,3	17,9
19.05.21	10,3	25,6	6,03	0,066	6,4	0,538	0,294	110,5	13,0	16,6
02.06.21	17,8	24,1	6,10	0,065	2,8	0,515	0,274	104,6	12,9	12,1
16.06.21	14,3	29,4	6,24	0,100	2,4	0,456	0,246	96,5	11,1	16,3
30.06.21	16,7	28,8	6,30	0,108	3,0	0,471	0,260	97,7	10,3	21,5
14.07.21	17,8	43,8	6,50	0,181	4,6	0,436	0,233	86,9	10,1	28,1
28.07.21	16,5	56,0	6,45	0,138	25,9	0,903	0,499	187,6	21,7	62,6
11.08.21	15,7	27,5	6,48	0,096	3,1	0,461	0,241	89,3	10,6	15,1
01.09.21	11,9	42,7	6,55	0,196	2,6	0,350	0,191	71,3	9,5	16,4

PO4-P [µg/L]	Tot-N [µg/L]	NH4-N [µg/L]	NO3-N [µg/L]	Cl- [mg/L]	SO4 [mg/L]	Al (filltret) [µg/L]	Al (ufiltr.) [µg/L]	Ca (filltret) [mg/L]	Ca (ufiltr.) [mg/L]	Fe (filltret) [µg/L]
1,1	567	41,6	130	2,7	1,7	320	580	1,8	1,7	270
1,0	588	32,2	109	3,0	1,9	230	690	2,5	2,8	260
2,9	641	14,6	292	3,5	1,7	370	860	2,0	2,1	320
1,8	557	20,7	36	2,1	1,4	300	560	1,9	2,2	280
1,1	452	19,1	25	2,8	1,4	250	390	2,2	2,3	410
3,3	599	19,2	88	2,7	1,4	240	430	2,2	2,4	560
5,9	567	24,2	155	4,5	1,6	160	400	3,6	3,7	630
13,7	1145	25,1	457	6,1	3,6	480	2600	5,0	4,9	730
2,1	431	15,2	41	2,4	1,4	210	370	2,3	2,3	460
1,9	473	9,8	26	3,8	1,7	120	320	3,5	4,1	480

Fe (ufiltr.) [µg/L]	K (filltret) [mg/L]	K (ufiltr.) [mg/L]	Mg (filltret) [mg/L]	Mg (ufiltr.) [mg/L]	Mn (filltret) [µg/L]	Mn (ufiltr.) [µg/L]	Na (filltret) [mg/L]	Na (ufiltr.) [mg/L]	S (filltret) [mg/L]	S (ufiltr.) [mg/L]
530	0,24	0,42	0,55	0,57	36	36	2,1	2,1	0,67	0,67
710	0,29	0,58	0,80	0,95	49	60	2,5	2,9	0,74	0,82
650	0,25	0,52	0,61	0,69	18	22	2,4	2,2	0,65	0,71
580	0,19	0,36	0,51	0,63	20	26	1,9	2,4	0,58	0,67
670	0,21	0,33	0,65	0,68	22	24	2,2	2,4	0,59	0,64
930	0,22	0,34	0,66	0,70	36	42	2,5	2,5	0,58	0,64
1200	0,35	0,57	1,00	1,10	37	43	3,3	3,5	0,66	0,71
2200	0,90	1,90	1,40	1,80	56	75	4,1	4,2	1,40	1,40
710	0,20	0,31	0,62	0,65	25	28	2,3	2,4	0,58	0,63
970	0,29	0,59	0,95	1,20	40	54	3,3	3,8	0,65	0,75

Si (filltret) [mg/L]	Si (ufiltr.) [mg/L]
1,80	2,30
1,30	2,30
1,60	2,60
0,89	1,50
0,45	1,20
0,49	0,82
0,68	1,60
2,60	6,40
0,56	0,90
0,36	0,76

Tabell 7.6 Samletabell over prøvestasjon U-1 (nedstrøms Vindlandstjernet).

U-1 – Samletabell

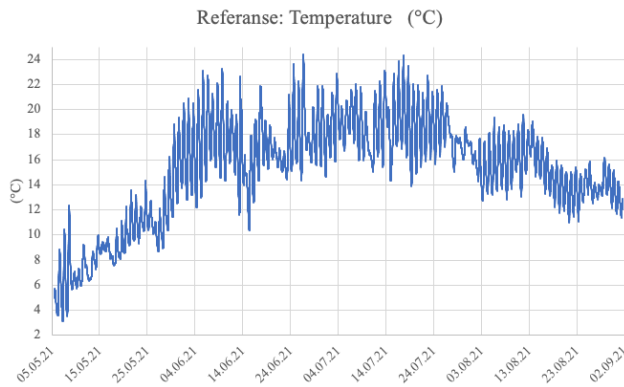
Dato	Temp. °C	Konduktivitet [µS/cm]	pH	Alk korr. [mmol/L]	Turbiditet [FNU]	OD254 (1 cm)	OD410 (5 cm)	Farge [mg Pt/L]	DOC [mg/L]	Tot-P [µg/L]
16.04.21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
05.05.21	5,7	40,4	6,07	0,128	13,0	0,390	0,206	77,4	10,0	20,9
19.05.21	10,7	28,9	6,58	0,066	11,3	0,542	0,289	108,6	13,0	22,9
02.06.21	17,3	29,0	6,13	0,086	5,4	0,478	0,258	98,5	12,5	18,1
16.06.21	15,8	42,7	6,84	0,134	7,4	0,446	0,235	92,2	10,2	24,8
30.06.21	17,4	34,6	6,63	0,121	6,7	0,455	0,242	91,0	11,1	30,9
14.07.21	18,7	102,4	7,05	0,304	6,4	0,439	0,231	86,2	9,4	32,2
28.07.21	16,4	86,2	7,04	0,226	53,9	0,602	0,330	124,1	15,1	89,9
11.08.21	16,0	30,6	6,72	0,111	7,1	0,461	0,240	88,9	11,4	24,7
01.09.21	11,0	53,6	6,58	0,241	3,7	0,337	0,208	77,6	9,6	26,8

PO4-P [µg/L]	Tot-N [µg/L]	NH4-N [µg/L]	NO3-N [µg/L]	Cl- [mg/L]	SO4 [mg/L]	Al (filltret) [µg/L]	Al (ufiltr.) [µg/L]	Ca (filltret) [mg/L]	Ca (ufiltr.) [mg/L]	Fe (filltret) [µg/L]
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0,9	536	27,4	142	5,2	2,1	190	1100	2,8	2,8	240
4,1	872	22,9	314	3,2	1,8	380	1200	2,1	2,2	330
3,1	504	23,6	78	3,4	2,7	260	710	2,6	2,3	260
2,0	452	28,2	41	5,0	1,8	180	740	2,9	3,3	390
3,3	609	43,5	126	3,0	1,5	140	750	2,6	2,9	280
10,6	872	26,4	356	15,2	3,7	140	410	6,6	6,6	850
14,8	998	44,6	788	10,7	4,4	270	4300	6,4	6,8	540
3,8	525	31,0	56	2,8	1,4	190	630	2,5	2,6	500
7,0	504	7,5	125	5,0	1,7	140	390	4,5	5,1	780

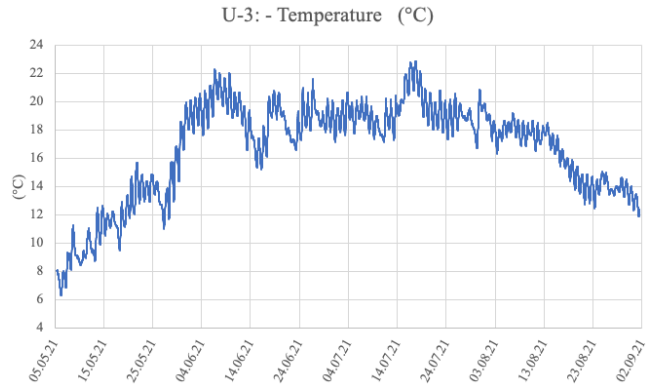
Fe (ufiltr.) [µg/L]	K (filltret) [mg/L]	K (ufiltr.) [mg/L]	Mg (filltret) [mg/L]	Mg (ufiltr.) [mg/L]	Mn (filltret) [µg/L]	Mn (ufiltr.) [µg/L]	Na (filltret) [mg/L]	Na (ufiltr.) [mg/L]	S (filltret) [mg/L]	S (ufiltr.) [mg/L]
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
950	0,34	0,74	0,90	1,00	39	48	3,5	3,7	0,81	0,83
830	0,29	0,64	0,67	0,78	19	25	2,7	2,5	0,69	0,71
710	0,29	0,44	0,66	0,69	19	28	3,0	2,6	1,00	0,66
1100	0,36	0,66	0,88	0,99	11	25	3,2	3,8	0,69	0,77
1300	0,27	0,54	0,78	0,88	15	31	2,8	3,1	0,62	0,65
1300	0,96	1,40	2,00	2,00	29	37	9,4	9,7	1,40	1,40
3400	1,40	3,40	1,90	2,60	36	88	6,7	7,4	1,60	1,70
1100	0,24	0,48	0,69	0,76	14	19	2,5	2,6	0,59	0,64
1400	0,46	0,88	1,20	1,50	21	31	3,8	4,5	0,67	0,77

Si (filltret) [mg/L]	Si (ufiltr.) [mg/L]
-	-
1,40	3,2
1,70	3,3
0,99	1,8
0,69	1,7
0,62	1,7
1,70	2,3
2,70	10,0
0,66	1,5
0,74	1,3

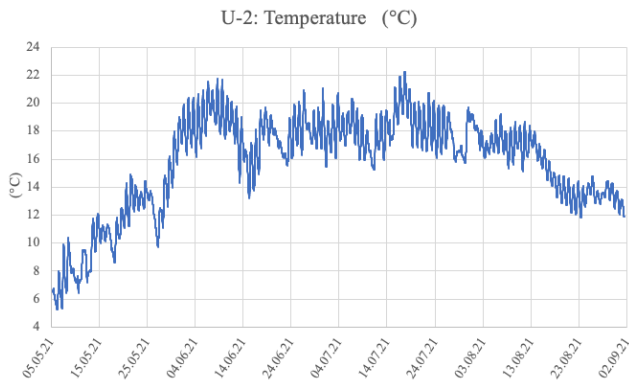
Vedlegg 2 – Temperatur i bekk (HOBO MX2202) og vannstand/konduktivitet



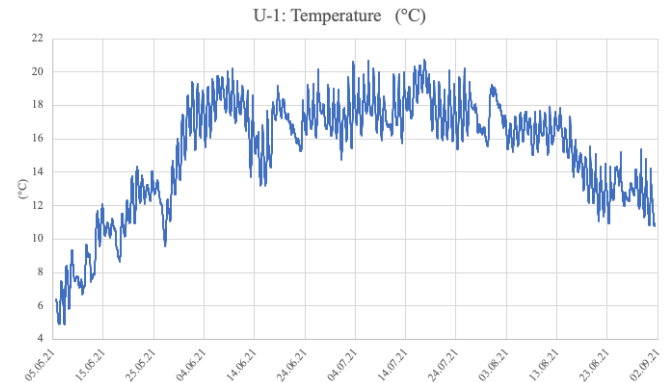
Figur 7.1 Temperatur ved Referanse gjennom en vekstsesong (05.05.21 - 01.09.21)



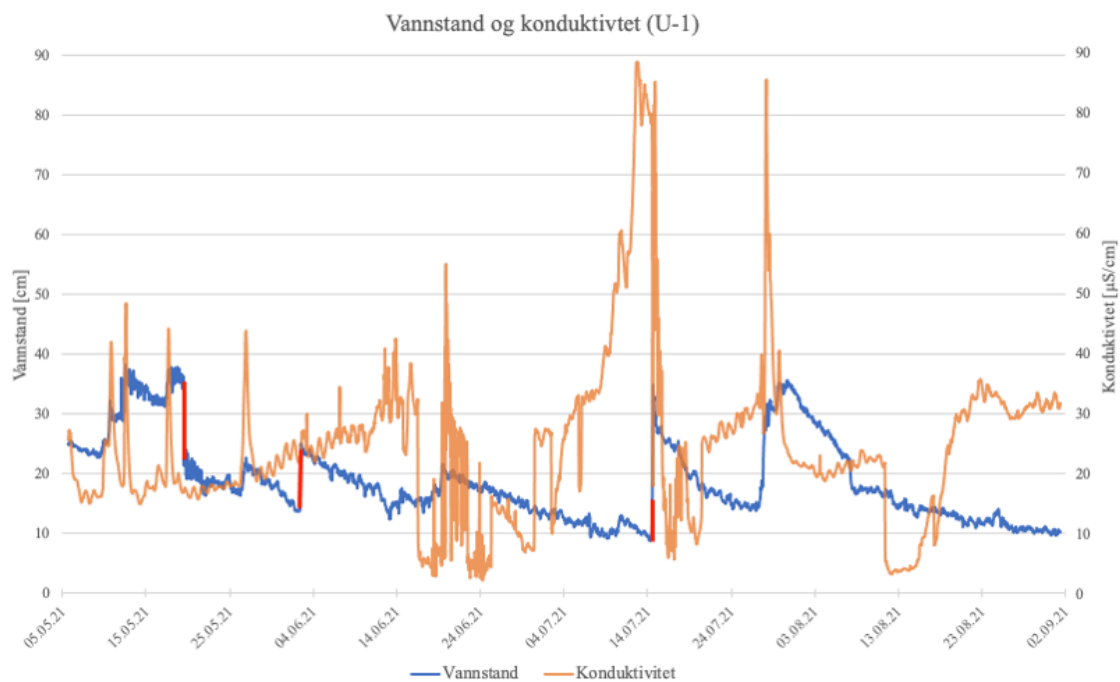
Figur 7.2 Temperatur nedstrøms Vinlandstjernet (U-3) i perioden 05.05.21 - 01.09.21.



Figur 7.3 Temperatur nedstrøms Vinlandstjernet (U-2) i perioden 05.05.21 - 01.09.21.

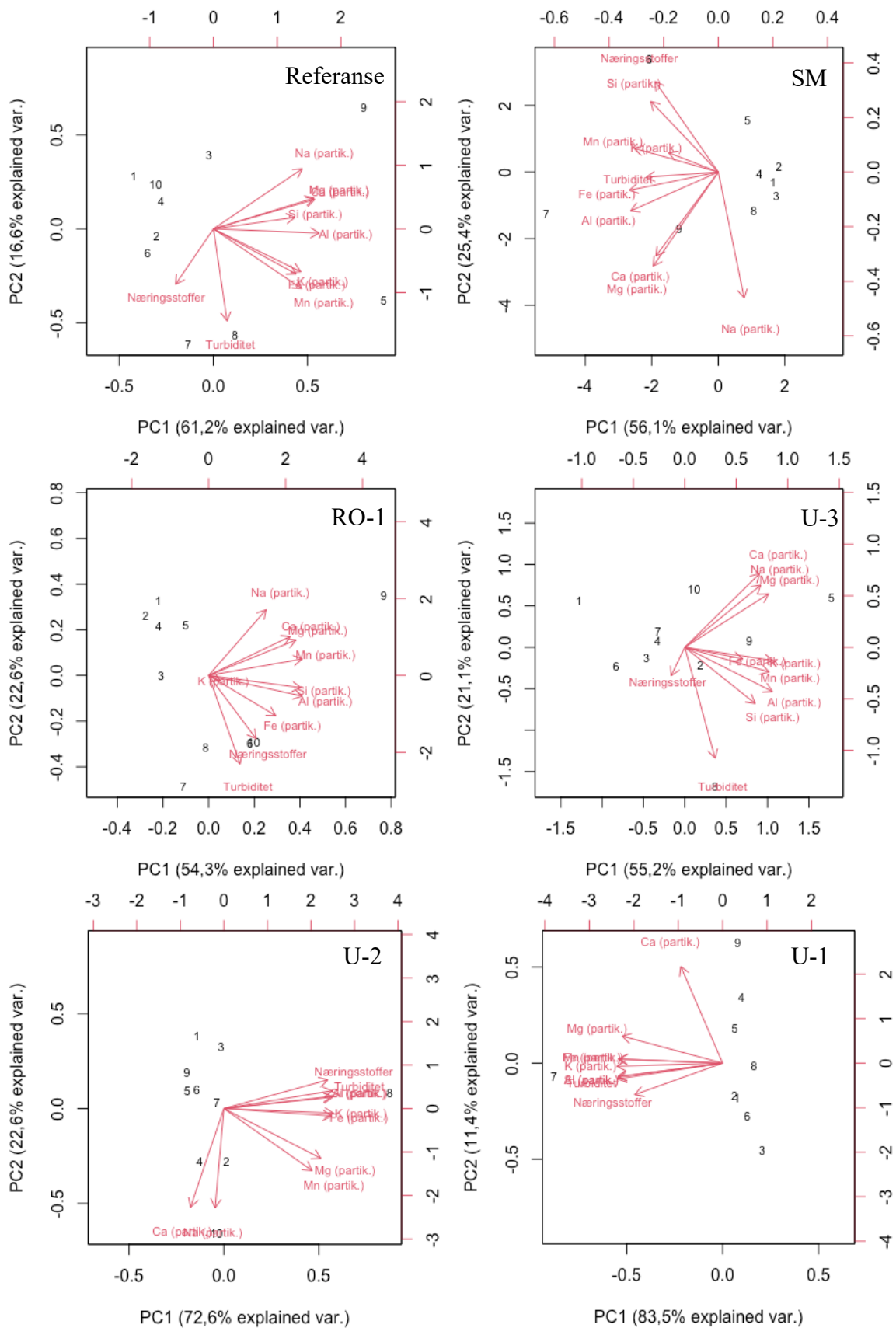


Figur 7.4 Temperatur nedstrøms Vinlandstjernet (U-1) i perioden 05.05.21 - 01.09.21.



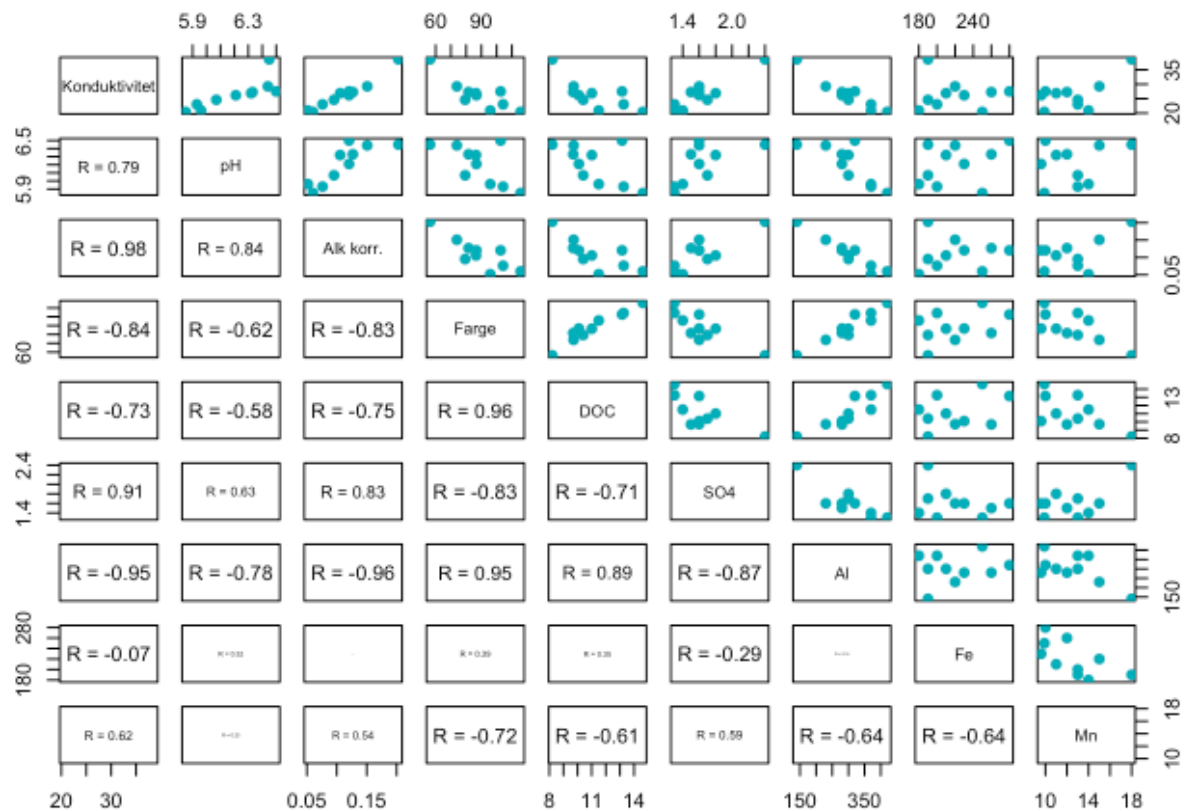
Figur 7.5 Vannstand [cm](blå) og konduktivitet [$\mu\text{S}/\text{cm}$] (oransje) målt ved U-1 i perioden 05.05.21-01.09.21.

Vedlegg 3 – PCA-analyser (partikulært)

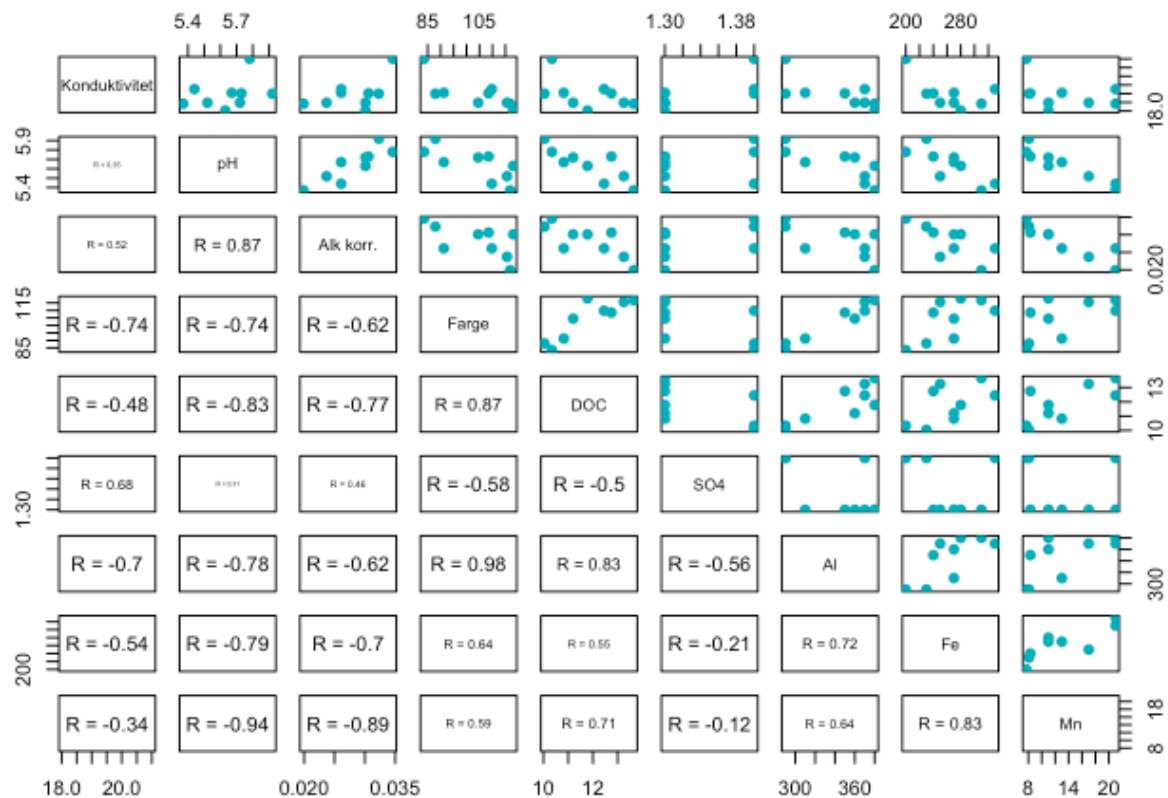


Figur 7.6 PCA-analyser av partikulært materiale og turbiditet oppstrøms (Referanse, SM og RO-1) og nedstrøms Vindlanstjernet (U-3, U-2 og U-1)

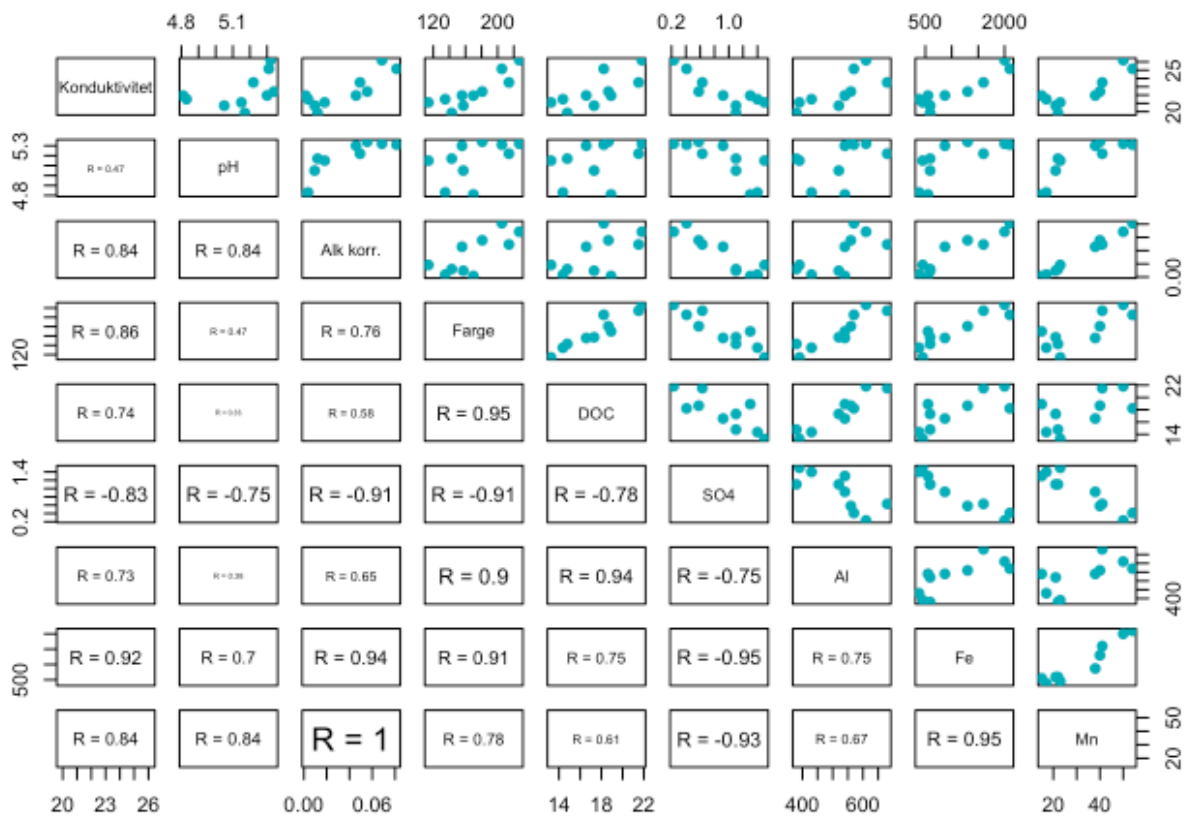
Vedlegg 4 – Scatterplots



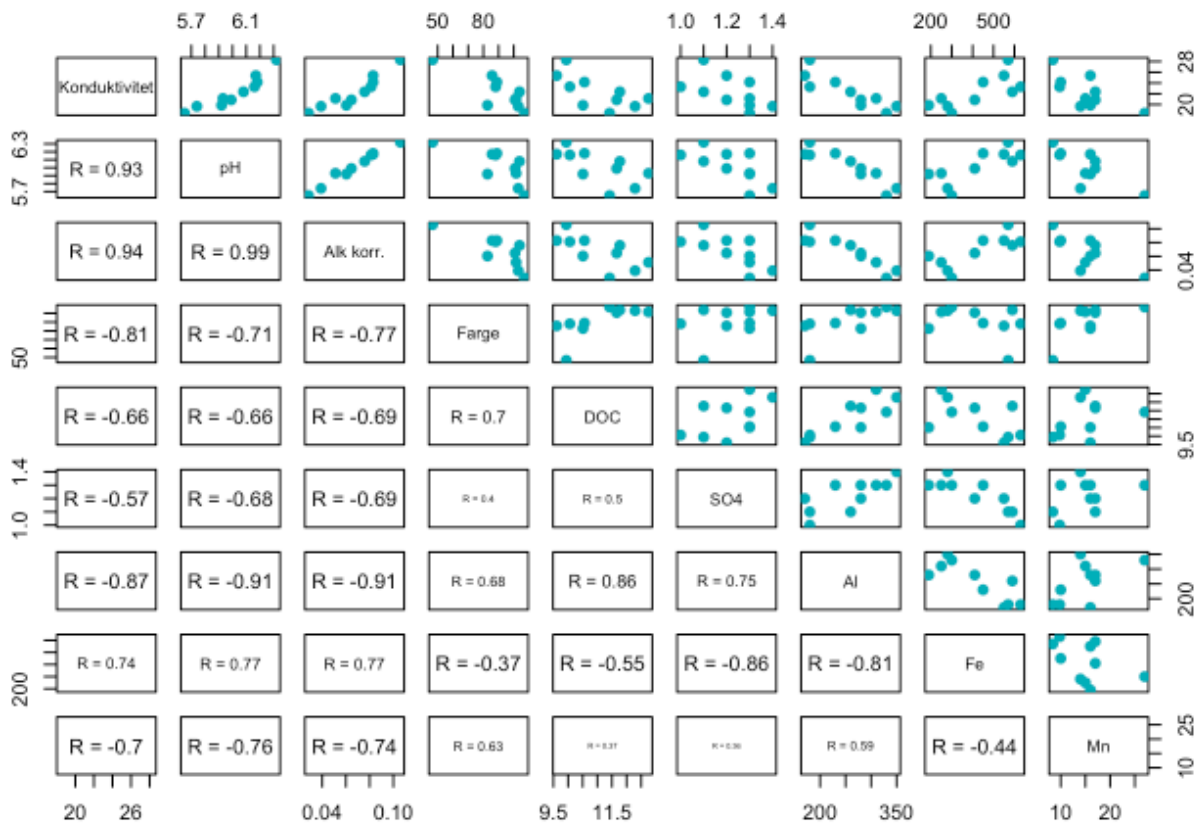
Figur 7.7 Scatterplots – Oppstrøms Vindlandstjernet (Referanse). Korrelasjonstest mellom konduktivitet, pH, alkalitet, farge, løst organisk karbon (DOC), sulfat (SO₄), aluminium (Al), jern (Fe) og mangan (Mn).



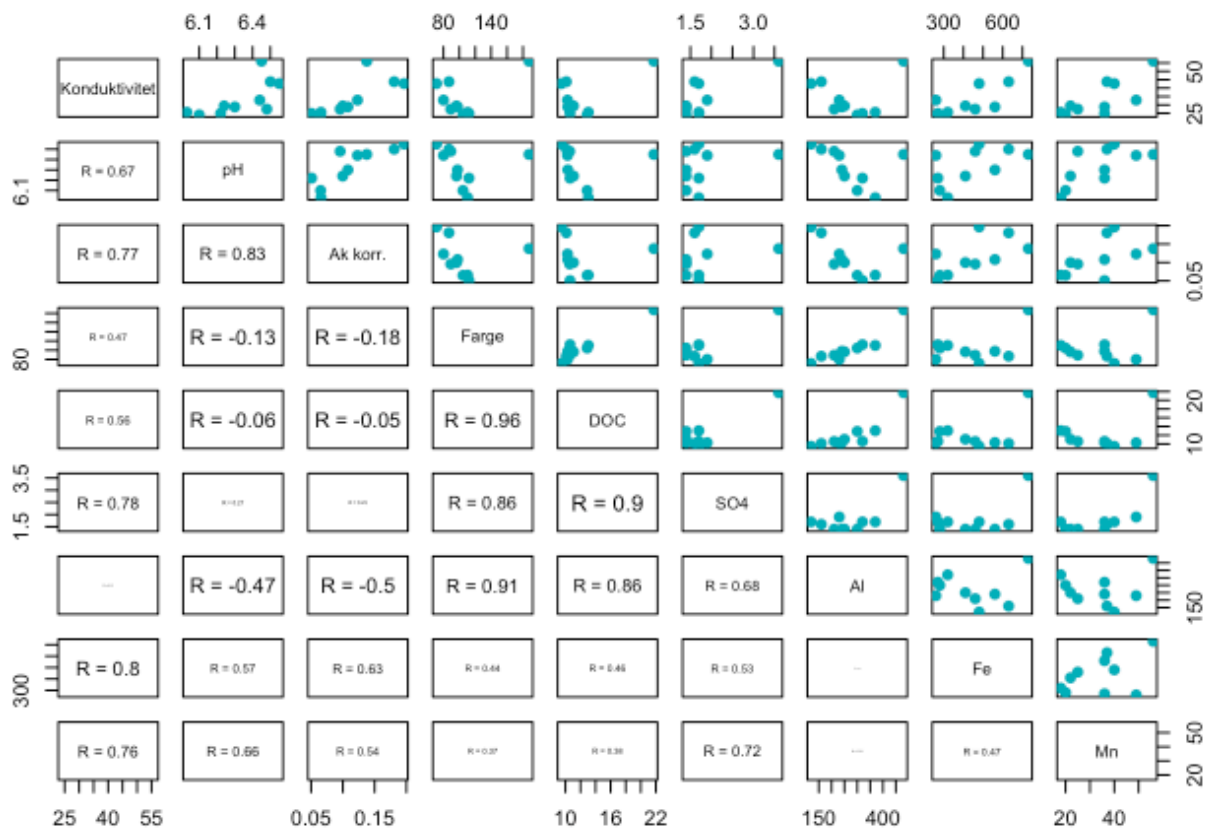
Figur 7.8 Scatterplots – nedstrøms Søndre Mjøsjøen (SM). Korrelasjonstest mellom konduktivitet, pH, alkalitet, farge, løst organisk karbon (DOC), sulfat (SO₄), aluminium (Al), jern (Fe) og mangan (Mn).



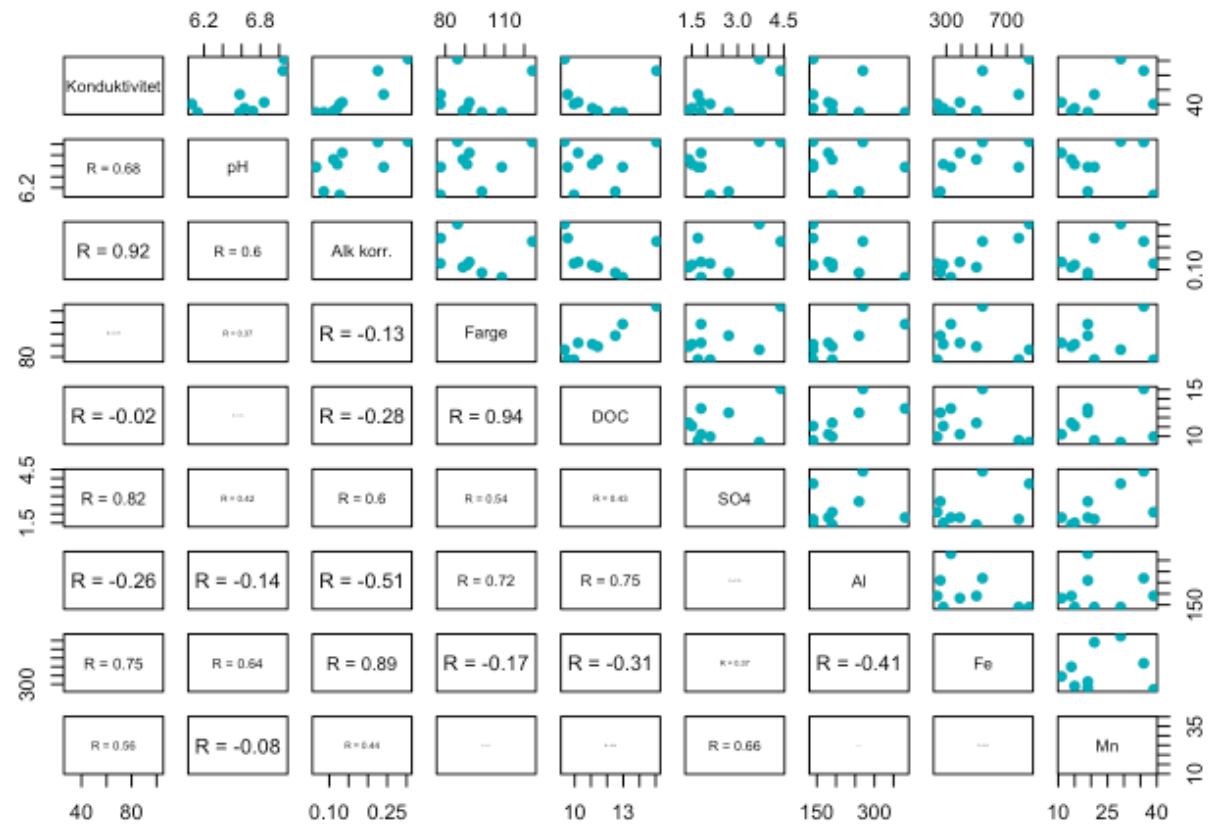
Figur 7.9 Scatterplots - nedstrøms Rosstjern (RO-1). Korrelasjonstest mellom konduktivitet, pH, alkalitet, farge, løst organisk karbon (DOC), sulfat (SO₄), aluminium (Al), jern (Fe) og mangan (Mn).



Figur 7.10 Scatterplots – nedstrøms Vindlandstjernet (U-3). Korrelasjonstest mellom konduktivitet, pH, alkalitet, farge, løst organisk karbon (DOC), sulfat (SO₄), aluminium (Al), jern (Fe) og mangan (Mn).



Figur 7.11 Scatterplots – nedstrøms Vindlandstjernet (U-2). Korrelasjonstest mellom konduktivitet, pH, alkalitet, farge, løst organisk karbon (DOC), sulfat (SO₄), aluminium (Al), jern (Fe) og mangan (Mn).



Figur 7.12 Scatterplots – nedstrøms Vindlandstjernet (U-1). Korrelasjonstest mellom konduktivitet, pH, alkalitet, farge, løst organisk karbon (DOC), sulfat (SO₄), aluminium (Al), jern (Fe) og mangan (Mn).

Vedlegg 5 – bilder fra feltarbeid



Figur 7.13 Bilder fra feltarbeid ved Referanse 30.juni (A), 14.juli (B), 28.juli (C) og 11.august (D) 2021.



Figur 7.14 Bilder fra feltarbeid nedstrøms Søndre Mjøsjøen (SM) 02.juni (A), 30.juni (B), 14.juli (C), 28.jul (D)i, 11.august (E), 01.september (F).



Figur 7.15 Bilder fra feltarbeid nedstrøms Rosstjern (RO-1) 14.juli (A), 28.juli (B), 11.august (C) og 01.september (D).



Figur 7.16 Bilder fra feltarbeid Nedstrøms Vindlandstjernet (U-3) 05.mai (A), 30.juni (B), 14.juli (C), 28.juli (D), 11.august (E) og 01.september (F).

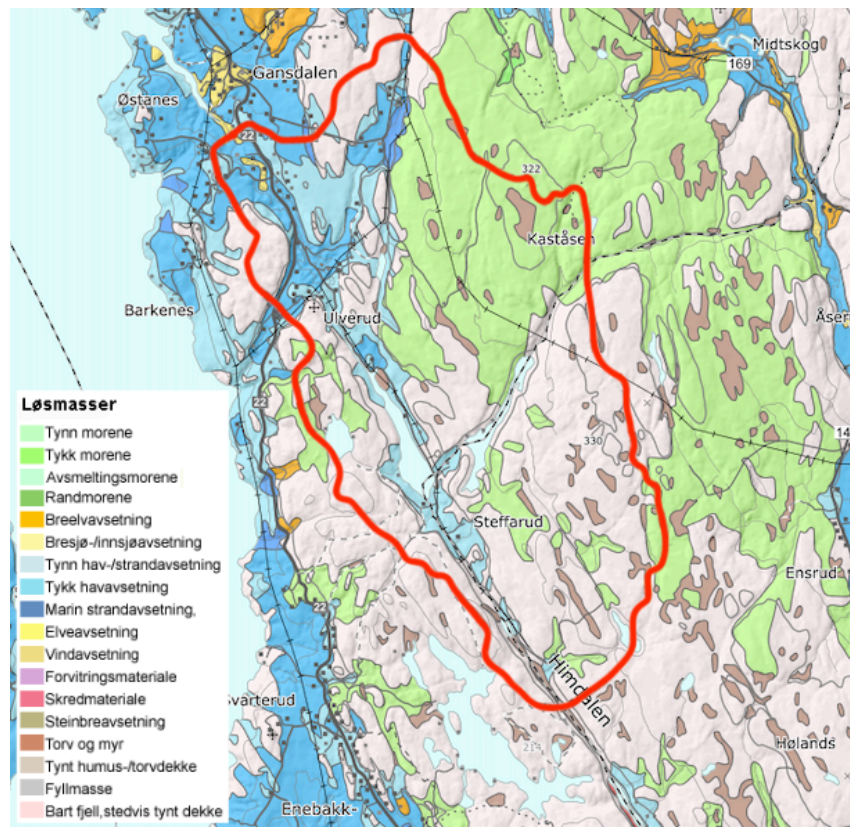


Figur 7.17 Bilder fra feltarbeid nedstrøms Vindlandstjernet (U-2) 30.juni, (A), 14.juli (B), 28.juli (C), 11.august (D) og 01.september (E).

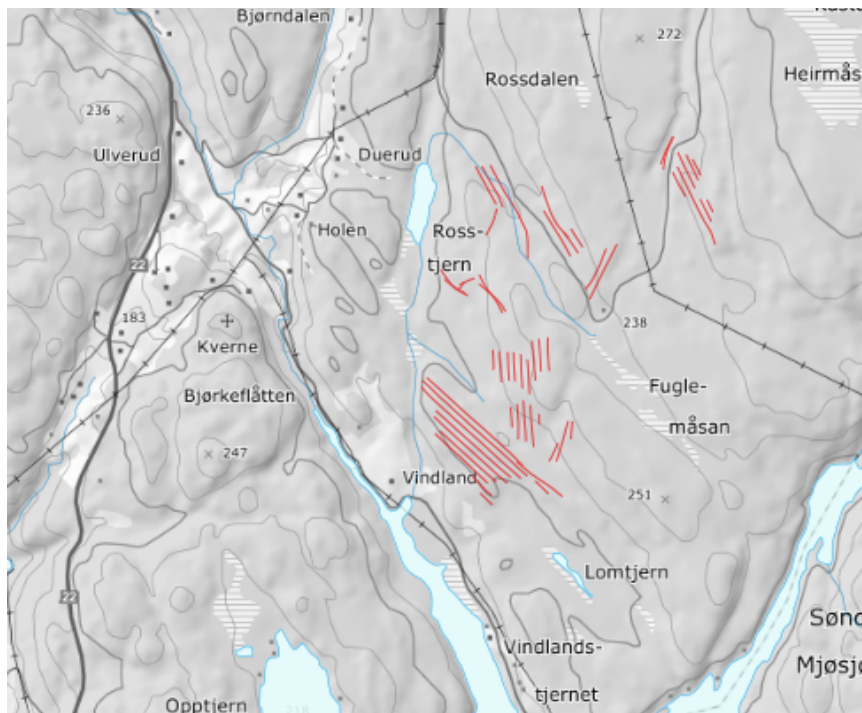


Figur 7.18 Bilder fra feltarbeid nedstrøms Vindlandstjernet (U-1) 05.mai (A), 14.juli (B), 28.juli (C) og 01.september (D).

Vedlegg 6 – Kart



Figur 7.19 Løsmassekart over Ulverudåa (Løsmasser - Nasjonal løsmassedatabase, u.a.)



Figur 7.20 Kart over gjødselsfelt i skog (gjødslet 07.07.21) (Kilden).



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway