



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Løselighet og biotilgjengelighet av fosfor bundet til brepartikler i Gudbrandsdalslågens nedbørsfelt, og mulig betydning for algevekst i Mjøsa

Solubility and bioavailability of phosphorus bound to glacier particles in Gudbrandsdalslågens catchment, and possible significance for algae growth in Mjøsa

Simen Gustu Johansen

Master i Miljø og Naturressurser, Limnologi og vannressurser

Forord

Denne masteroppgaven er et resultat av ett år med hardt arbeid. Oppgaven er siste del av min mastergrad ved NMBU og Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA). Studieretning miljø og naturressurser, med hovedretning innenfor Limnologi og vannressurser. I løpet av dette året har jeg planlagt felt- og laboratoriearbeid med mine veiledere og professorer, samt å gjennomføre dette stort sett på egenhånd med noe hjelp fra medstudenter. Dermed vil jeg takke de som har hjulpet meg underveis.

Takk til mine to veiledere Thomas Rohrlack og Jan-Erik Thrane, som har hjulpet meg med planlegging av laboratorie- og feltarbeid, samt veiledning underveis med gode tilbakemeldinger. Jeg vil takke Tore Krogstad for hjelp til oppsett av søyleforsøk og faglige diskusjoner. Jeg vil takke Gry Helen Tveit Olsen for hjelp til analyse av prøver for de dagene hvor jeg ikke har hatt mulighet til å gjennomføre dette selv. Til slutt vil jeg takke min samboer, Ane Mathilde Runge Christensen for hjelp til feltarbeid og bilder, og alle gode medstudenter på lesesalen for faglige samtaler, samt støtte og oppmuntring underveis.

Sammendrag

Mjøsa er en viktig ferskvannsressurs, både mht. biodiversitet, rekreasjon og som råvannskilde til ca. 250 000 innbyggere. Vannkvaliteten i Mjøsa er sterk påvirket av Gudbrandsdalslågen, som innehar det største delnedbørsfeltet. I dette delnedbørsfeltet er det flere isbreer, hvor de fleste er lokalisert rundt Jotunheimen. Fra isbreene kommer det store mengder partikler, og disse inneholder fosfor. Fosfor blir sett på som det begrensende næringsstoffet i Mjøsa, noe som er tilfelle for de fleste innsjøer, dermed kan fosfor som er assosiert med brepartikler påvirke primærproduksjonen. Løseligheten og tilgjengeligheten av partikkelbundet fosfor i dette delnedbørsfeltet er det lite kunnskap om. Det er viktig med et kunnskapsgrunnlag om dette for å sikre en bærekraftig forvaltning av vannforekomster i brepåvirkede områder.

Mastergradsoppgaven ser nærmere på løseligheten og biotilgjengeligheten til fosforet som forbindes med brepartikler i Gudbrandsdalslågens nedbørsfelt. Oppgaven omfatter undersøkelser av sedimenter og brepartikler i vannsøylen i nedbørsfeltet. Dette ble gjennomført ved hjelp av Induktivt Koblet Plasma Optisk Emisjon Spektroskopi (ICP-OES) analyse, søyleforsøk (utlekking fra sedimenter), analyse av vannprøver, og ved analyser av annen relevant data innhentet fra databaser. Oppgaven besvarer fire hovedspørsmål: Lekker det ut fosfat fra brepartikler i vannsøylen og fra sedimentene? Hvordan varierer konsentrasjon og utlekking av fosfat fra brepartikler og sedimenter nedover i Lågens nedbørsfelt, samt i Mjøsa? Påvirker brepartikler Mjøsa sin primærproduksjon? Hvordan vil det se ut i fremtiden?

Resultatene viser en høy konsentrasjon fosfor i sedimentene nærmest Jotunheimen (Gjende, nedre- og øvre Sjudalsvann). Den relative utlekkingen var <2% etter 9 dager utlekking, noe som tyder på at fosforet i disse områdene er sterk bundet til sedimentene, noe som trolig kommer av de høye jern- og aluminiums konsentrasjonene. Nedover i Lågen er det en høyere relativ utlekking, men disse områdene har trolig mindre mengder brepartikler i sedimentene, da det ser ut til at disse sedimenterer lengre oppe i nedbørsfeltet. I Mjøsa er det en høyere relativ utlekking nærmere utløpet til Lågen, noe som trolig kommer av en noe grovere kornstørrelse sammenlignet med prøvene lengre ut fra Lågen. De grovere partiklene vil ikke holde like lett på fosfat grunnet færre bindingssteder. Det er spesielt i flomperioder Mjøsa kan bli mer påvirket av partikler fra Lågen, da flom vil resuspendere partikler. I fremtiden vil trolig mindre isbreer og mindre brearmer bli veldig små, eller forsvinne helt. En høyere temperatur og mer nedbør som følge av klimaendringer vil trolig føre til mer tilførsel av brepartikler. Dette kan føre til en økt tilgang på løst reaktivt fosfor i vannmassene, samtidig som det kan føre til økt turbiditet, med effekter på lystilgang for Mjøsas primærprodusenter.

Abstract

Mjøsa is an important freshwater resource, in terms of biodiversity, recreation and as a source of raw water for approx. 250,000 inhabitants. The water quality in Mjøsa is strongly influenced by Gudbrandsdalslågen, which holds the largest sub catchment area for Mjøsa. In this sub catchment area there are several glaciers, most of which are located around Jotunheimen. Large quantities of particles come from the glaciers, and these contain phosphorus. Phosphorus is seen as the limiting nutrient in Mjøsa, which is the case for most lakes, thus phosphorus that is associated with glacier particles can affect primary production. Little is known about the solubility and availability of particle-bound phosphorus in this part of the sub catchment. It is important to have a knowledge base on this to ensure the sustainable management of water bodies in areas affected by glaciers.

The Master thesis takes a closer look at the solubility and bioavailability of the phosphorus associated with glacier particles in Gudbrandsdalslågen's catchment. The assignment includes investigations of sediments and glacial particles in the water column in the catchment. This was carried out using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES) analysis, column tests (leaching from sediments), analysis of water samples, and by analyzing other relevant data obtained from databases. The assignment answers four main questions: Does phosphate leach out from glacier particles in the water column and from the sediments? How does the concentration and leaching of phosphate from glacier particles and sediments vary downward in Lågen's catchment, as well as in Mjøsa? Do glacier particles affect Mjøsa's primary production? What will it look like in the future?

The results show a high concentration of phosphorus in the sediments closest to Jotunheimen (Gjende, lower and upper Sjødalsvann). The relative leaching was <2‰ after 9 days of leaching, which suggests that the phosphorus in these areas is strongly bound to the sediments, which probably comes from the high iron and aluminum concentrations. Down in Lågen, there is a higher relative leakage. Though these areas probably have smaller amounts of glacier particles in the sediments, as it seems that these sediments settle further up in the catchment. In Mjøsa, there is a higher relative leaching closer to the outlet to Lågen, which probably comes from a somewhat coarser grain size compared to the samples further out from Lågen. The coarser particles will not hold phosphate as easily due to fewer binding sites. It is especially during flood periods that Mjøsa can be more affected by particles from Lågen, as floods will resuspend particles. In the future, smaller glaciers and smaller glacier arms will probably become very small or disappear altogether. A higher temperature and more precipitation because of climate

change will probably lead to a higher supply of glacier particles. This can lead to an increased supply of dissolved reactive phosphorus, while at the same time it can lead to increased turbidity, with effects on light access for Mjøsa's primary producers.

Innhold

1	Introduksjon.....	1
1.1	Lågen og Mjøsa.....	1
1.2	Fosfor som vekstfaktor.....	2
1.3	Isbreparkler og transport.....	5
1.4	Gudbrandsdalslågen og klimaforandringer.....	7
2	Metode.....	10
2.1	Områdebeskrivelse.....	10
2.2	Feltarbeid.....	12
2.3	Dataanalyse.....	16
2.3.1	Qgis (versjon: 3.16.11).....	16
2.3.2	RStudio (versjon: 2021.09.0 build: 351).....	16
2.4	Laboratoriearbeid.....	17
3	Resultater.....	20
3.1	Sammenheng mellom fosfor og andre vannkjemiske parametere i Gjende.....	20
3.2	Variasjon i vannkvalitet i vassdraget fra Gjende til Mjøsa.....	21
3.3	Analyse (ICP-OES) av sedimentenes sammensetning.....	25
3.4	Relativ utlekking av fosfat sammenlignet med ICP-OES TP.....	28
3.5	Glødetap av sedimentprøver.....	31
4	Diskusjon.....	33
4.1	Lekker det ut fosfat fra brepartikler i vannsøylen og fra sedimentene?.....	33
4.2	Lekker det ut fosfat fra brepartikler nedover i nedbørsfeltet?.....	35
4.3	Påvirker brepartikler Mjøsa sin primærproduksjon?.....	37
4.4	Hvordan vil overnevnte punkter se ut i fremtiden?.....	38
4.5	Feilkilder.....	39
5	Konklusjon.....	40
6	Referanseliste.....	41
7	Vedlegg.....	

1 Introduksjon

1.1 Lågen og Mjøsa

Ferskvann er en ressurs som er under mye press internasjonalt. Klimaforandringer, urbanisering, forurensning og spredning av fremmede arter er med på å danne dette presset (Hanssen-Bauer et al., 2015; Havel et al., 2015; Strokal & Kroeze, 2020). I tillegg fører avrenning fra jordbruk og bruken av gjødsel til en økt eutrofiering i mange innsjøer over hele verden. Norge er intet unntak, og en rekke innsjøer i jordbruksintensive områder sliter fortsatt med forhøyede konsentrasjoner av næringssalter, algevekst og cyanobakterier (Solheim et al., 2022). Oppblomstringene av cyanobakterier som har oppstått i Mjøsa de siste årene (Solheim et al., 2020; Thrane et al., 2022) ansees at også kan være en respons på næringsstofftilførsel i kombinasjon med varmere vann som følge av klimaforandringer.

Norges største innsjø Mjøsa, er en viktig ferskvannsressurs for regionen. Den blir brukt som råvannskilde, men også til rekreasjonsformål som fiske og bading. Den er per i dag råvannskilde for ca. 250.000 innbyggere, da inkludert Vormo og nedre del av Glomma (Stuen, 2023). Mjøsa har en rik artsdiversitet med 20 registrerte fiskearter, noen av disse er mer utbredt i deler av Mjøsa hvor det er spesielle habitat, som for eksempel Åkersvika (Solheim et al., 2019). Dette gjør at disse vannressursene er av stor verdi, og å opprettholde god vannkvalitet blir dermed sett på som viktig for regionale og nasjonale myndigheter (Drikkevannsforskriften, 2016; Forurensningsforskriften, 2004). Den økologiske statusen i Mjøsa med hensyn til eutrofiering er i de fleste år god, men de siste årene har det oppstått cyanobakterieoppblomstringer (i 2019 og 2021). I tillegg har algebiomassen tid- og stedvis overskredet grenseverdier for god økologisk tilstand mht. Vannforskriften (Thrane et al., 2022). Dette kan tyde på at innsjøens økologiske status er i endring. En økning i eutrofiering kan skyldes økt tilførsel av næringssalter (Schindler, 1974). Slik næringstilførsel kommer ofte fra tilløpende vassdrag. I Mjøsa blir fosfor sett på som det mest begrensende næringssaltet for planteplankton, det vil si at en forandring i tilførsel av fosfor vil kunne være med på å påvirke planteplanktonets vekst og biomasse. Derfor er det viktig å kunne forstå hvilke kilder fosfor kommer fra, både antropogene og naturlige.

Mjøsa sin største tilløpselv Gudbrandsdalslågen (Lågen) renner inn i nordenden av Mjøsa og har et nedbørsfelt som strekker seg helt opp til Møre og Romsdal. Lågen har lave fosforkonsentrasjoner, men på grunn av den store vannføringen (middelvannføring på 252 m³/s ved Losna i 2022 (Sildre, 2023)) er den samlede tilførselen av næringsstoffer stor sammenlignet med de andre elvene som renner inn i Mjøsa. I perioden 2010-2019 sto Lågen for rundt 61%

(medianen for perioden) av transporten av totalt fosfor (TP) til Mjøsa sammenlignet med de seks største tilløpselvene (Bechmann et al., 2021).

1.2 Fosfor som vekstfaktor

Fosfor er et essensielt grunnstoff for det akvatiske miljøet, da primærprodusentene er avhengig av dette for å kunne drive syntese av viktige enzymer, proteiner og molekyler som f.eks. ATP og DNA. En fraksjon av løst reaktivt fosfor (LRP) er ortofosfat. Dette er svært biotilgjengelig og tas effektivt opp av primærprodusenter for å syntetisere de viktige molekylene. Fosfor kan også være bundet til forskjellige stoffer, som til f.eks. Fe, Al, Ca, leire osv. (Wetzel, 2001b). Partikkelbundet fosfor kan deles opp i organisk fosfor og uorganisk fosfor. Både løst og partikkelbundet fosfor kan være tilgjengelig og utilgjengelig for primærprodusenter. Fordelingen av disse fraksjonene varierer ut ifra hvilke forhold som er i miljøet, som pH, temperatur, konsentrasjon i medium, bindingsstyrke til partikler, opphavsmateriale osv.

Tabell 1 Oversikt over fosforfraksjoner etter molybdatmetoden. Tabell tar utgangspunkt i det som blir beskrevet i Strickland og Parsons (1972).

Fosforfraksjoner etter molybdatmetode	
Totalt fosfor (TP)	Alt fosfor, partikkelbundet og løst.
Løst reaktivt fosfor (LRP)	Løst uorganisk- eller organisk fosfor. Store deler av uorganisk fosfor (ortofosfat) kan tas opp av primærprodusenter.
Løst ikke reaktivt fosfor (LIRP)	Dette er fosfor som er løst i vannmassen, men som gjerne er bundet til visse stoffer som gjør det ureaktivt. Denne fraksjonen er utilgjengelig for primærprodusentene.
Partikkelbundet reaktiv fosfor (PP)	Fosfor som er bundet til organiske og uorganiske partikler hvor fosfatet er tilgjengelig for primærprodusenter
Partikkelbundet ureaktiv fosfor	Fosfor som er bundet til organiske og uorganiske partikler hvor fosfatet er utilgjengelig for primærprodusenter.

Partikler vil sedimentere. I de fleste innsjøer er det en netto transport av fosfor til sedimentene, dette fører til at sedimenter som regel har flere ganger høyere konsentrasjoner av fosfor enn vannfasen (Wetzel, 2001b). I hvilken grad fosforet kan lekke ut i vannfasen igjen avhenger av

både, fysiske, kjemiske og biologiske faktorer (Wetzel, 2001b). I sedimentene avhenger utlekking av fosfat av mekanismer som ionebytte, redoksreaksjoner, sorpsjons prosesser, men også andre prosesser som er mer styrt av biotaaktivitet, som f.eks. bioturbasjon (fisk, bakterier, alger osv.) (Boström et al., 1988a; Boström et al., 1988b; Wetzel, 2001b).

Sedimentenes utlekkingspotensial har en tendens til å være styrt av diffusjonsprosesser. I vannsøylen vil partiklene gjennomgå kjemiske og fysiske sorpsjonsreaksjoner som går raskere sammenlignet med diffusjonsprosesser i sedimentene (House et al., 1998). Sedimenter er også påvirket av tilstedeværelsen av uorganiske elementer som akkumuleres over tid. For uorganisk fosfor er jern- og aluminium hydroksider, samt kalsium komponenter, de største bestanddelene der hvor marin leire ikke er tilstede (Danen-Louwerse et al., 1993). Jern- og aluminiums mengde i sedimenter er viktig for fosforbegrensning hos primærprodusenter, da det kan binde opp fosfor (Klotz, 1985). Det er også blitt gjort observasjoner som tyder på at kalsium (Ca) er mindre viktig for innholdet av fosfor i sedimenter, sammenlignet med jern (Fe) (Olila & Reddy, 1993).

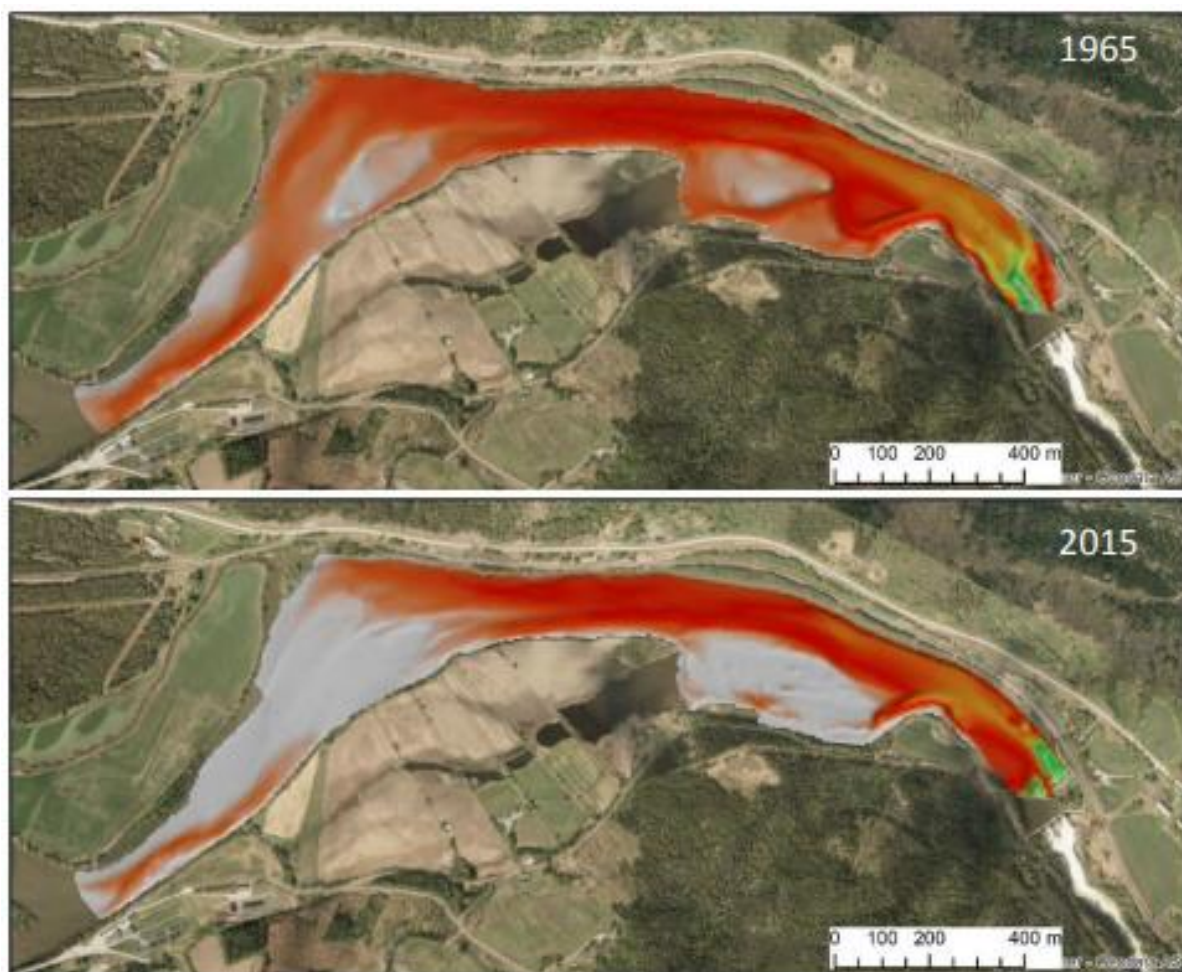
Ved lave oksygenverdier i bunnsedimentene, f.eks. ved sommerstagnasjon i en innsjø, kan det oppstå forhold som promoterer interngjødsling. Interngjødsling oppstår når nedbrytningen av organisk materiale under stratifisering medfører at hypolimnion får så lave oksygenverdier (<1-2 mg/liter) at fosfat begynner å diffundere ut i vannsøylen (Mortimer, 1971). Diffusjonsprosessen tar lang tid, noe som gjør at total mengde utlekt fosfat øker ved lengre perioder med oksygenfattig hypolimnion. Når oksygen er til stede vil fosfat danne komplekser med treverdige jern, og kompleksene vil sedimentere tilbake. Når det er anoksiske forhold i hypolimnion vil det ikke bli dannet treverdige jern og komplekset med jern og fosfat vil ikke dannes, dermed vil fosfat kunne diffundere ut i vannsøylen og bli værende der frem til en periode med sirkulasjon (Mortimer, 1971; Roden & Edmonds, 1997). En slik sirkulasjonsperiode vil i etterkant føre til at fosforet blandes inn i hele vannsøylen og blir tilgjengelig for primærprodusentene. Dette kan også være med på å påvirke elver som har utløp fra slike innsjøer.

Fosfor i elver er viktig for primærprodusenter, da spesielt for makrofytter og bentiske alger. Disse livnærer seg enten av fosforet som er løst i vannsøylen, eller i sedimentene. Dette gjør at suspendert fosfor i en elv kan bli nyttiggjort og tatt ut fra vannsøylen og inn i sedimenter. Dette kan også føre til at fosfor blir tatt ut fra sedimentene og ført ut i vannsøylen igjen (Wetzel, 1990). I forskjellige elver kan sedimenter være en kilde, et sluk eller i likevekt med vannfasen

for fosfor (Haggard et al., 2004). Fordelingen av fosfor i vannsøylen kan også bli påvirket av organisk materiale.

Organisk materiale har en overflateladning med egenskapene til å binde opp ioner (Mulholland et al., 1983). I lavereliggende deler av et nedbørsfelt, hvor skog og organisk jord er mer fremtredende, vil det bli tilført mer alloktont materiale til vannforekomsten sammenlignet med en vannforekomst over tregrensen. En økning i organisk materiale vil forekomme om høsten i områder som er dominert av løvtrær, dette oppstår fordi løvtrær mister blader om høsten, noe som kan føre til økt PP når bladene blir brutt ned (Benfield, 1997). Organisk- eller uorganisk fosfor som er bundet til partikler vil sedimentere hvis riktig forhold er til stede. Graden av sedimentering øker med vannforekomstens oppholdstid, turbulens og partikkelstørrelse (Stokes lov).

Sedimentasjon av partikler kan også bli påvirket av hydromorfologiske inngrep som demninger. Demninger er med på å holde ureaktivt, partikkelbundet fosfor tilbake ved at det akkumulerer i reservoarene, mens reaktivt fosfor blir eksportert videre nedstrøms (Maavara et al., 2015). Tilbakeholdelsen av fosfor øker også med reservoarets oppholdstid. I en sammenlikning mellom to ulike reservoarer holdt et reservoar med lengre retensjonstid tilbake så mye som ca. 80% av det totale fosforet per måned, mens den med kortere retensjonstid holdt tilbake ca. 27% per måned (Salvia-Castellvi et al., 2001). Ved Harpefossmagasinet i *figur 1* kan en se en lavere vannstand over en periode på 50 år, dette tyder på en sedimentasjon av partikler i områder hvor det er lavere hastighet på vannmassene.



Figur 1 Dybdefordelingen og sedimentering i harpefossmagasinet i nedbørsfeltet til Gudbrandsdalslågen (Bogen et al., 2016). Fargefordelingen er delt inn i fargepalett fra grått, til rødt, til gult, til grønt, hvor grått er veldig grunt, og grønt er det dypeste området.

1.3 Isbepartikler og transport

Innholdet av fosfat er generelt lavt i innsjøer i fjellområder, mye grunnet krystalline bergarter som er harde og som denuderer langsomt (Wetzel, 2001b). Det er vist at elver og innsjøer i fjellområder med isbreer kan ha høye konsentrasjoner av fosfor sammenlignet med de uten (Hodson et al., 2004). Det er kjent at isbreer har mikrobefunn på overflaten, hvor veksten av disse er fosforbegrenset (Stibal et al., 2008). Cook et al. (2020) viser at isbreer er med på å øke erosjonsraten av berggrunnen. Artikkelen viser at gliding fra isbreer er signifikant positivt korrelert med erosjon. Dette i tillegg til at tempererte isbreer med høy gjennomsnittsnedbør er med på å gi en raskere glidning (Cook et al., 2020). Det blir også poengtert at erosjonsraten under isbreer er avhengig av egenskapene til berggrunnen, som f.eks. harde krystalline bergarter har lavere erosjonsrate sammenlignet med andre myke bergarter. I tillegg til dette viser de til at det er en sterk korrelasjon mellom erosjonsrate og nedbør. Det samme resultatet gjelder Jostedalsbreen. Her er det flomperioder i form av nedbør under ablasjonsperioden som gir

høyest transport av suspenderte sedimenter (Bogen, 1989), og dette står for ca. 80% av det suspenderte materialet i proglasiale elver (Orwin & Smart, 2004).

Chillrud (1994) viser til subglasiale elver (under isbreen) som transporterer oppmalt berggrunn fra erosjonssoner under isbreen og ut i proglasiale elver. Det blir også omtalt hvordan subglasialt vann blander seg med supraglasialt vann (overflatesmelting og transportelver inne i isbreen) og at dette kan føre til at brepartiklene blir diasosiert, og at ioner diffunderer ut i vannmassene (Chillrud et al., 1994). Mellom 50-80% av alt vannet som kommer med isbreene kommer fra det supraglasiale smeltevannet i sommerperioden (Collins, 1979). Mesteparten av det suspenderte materiale kommer fra de subglasiale elvene (Lister, 1981).

Fordeling av kornstørrelse hos brepartikler varierer stort, noe som kan avhenge av berggrunnstypen (Lister, 1981). Suspenderte sedimenter fra isbreer tyder på å være dominert av størrelsesfraksjonene silt og sand (Haritashya et al., 2010; Kumar et al., 2016). Det kan også være betydelige mengder suspendert reaktivt fint sediment i glasiale elver igjennom smelteperioden om sommeren, hvor mengden fosfor øker ved mindre størrelsesfraksjoner (Hodson et al., 2004; Meng et al., 2014; Stone & Mudroch, 1989). Stone & Mudroch's (1989) resultater tyder på at gruppen medium sand til grov silt adsorberer minst fosfat, medium silt adsorberer det dobbelte av dette, og mindre partikler enn medium silt har mulighet til å adsorbere mest. Konsentrasjonen i mediet og sammensetningen til partiklene har mye å si i denne sammenheng, mineraler som kvarts, amfibol og feltspat adsorberer fosfat dårligere sammenlignet med leirpartikler (kornstørrelse mindre enn <0.002 mm) og jernoksider (Stone & Mudroch, 1989).

En elv fra isbreer har som regel mye suspenderte sedimenter, dette er noe som kan føre til en mulig fosfor begrensning siden løst reaktivt fosfor kan ha en sterk adsorpsjonsaffinitet til suspenderte sedimentoverflater (House et al., 1998). Videre så viser Hodson (2004) til utregninger som kan tyde på at suspenderte sedimenter i isbrevann har høyere konsentrasjon av TP sammenlignet med andre store elver i verden, men at biotilgjengelig P i sedimentene er ganske lave (Hodson et al., 2004).

For suspenderte sedimenter styres interaksjonen med løst reaktivt fosfor (LRP) hovedsakelig av to sorpsjonsprosesser. Først er det adsorpsjon og desorpsjon til overflaten til partiklene. Når fosfor er bundet til utsiden av partikler som er i suspensjon vil desorpsjon oppstå når konsentrasjonen i mediet er mindre enn hos overflaten til partikkelen (Fox, 1989; Froelich, 1988). Partikkelen vil derimot adsorbere LRP når det er en høy konsentrasjon LRP i miljøet

rundt partikkelen, gitt at partikkeloverflaten ikke er mettet. Slike reaksjoner skjer over kort tid; minutter til timer (Froelich, 1988). Denne raske reaksjonen kan føre til at suspenderte partikler kan påvirke konsentrasjonen i vannfasen før de sedimenterer. Den andre prosessen er fast fase diffusjon, fosfor som er bundet til utsiden av partiklene vil diffunderer lengre inn i partikkelen (eller ut fra partikkelen) (Froelich, 1988). Disse to sorpsjonsprosessene avhenger av den kjemiske og fysiske tilstanden i miljøet, og egenskapene til opphavsmaterialet. Hvis ionestyrken i løsningen øker, så øker sorpsjonen, med mindre det er andre anioner i løsningen som konkurrerer med LRP, men dette er en problemstilling som er vanligere i blandingssoner med saltvann (Froelich, 1988).

Ved høyere pH vil Ca være en viktigere komponent for fosfat, men ved lavere pH vil Fe og Al være viktige bindingssteder for fosfat (VanLoon & Duffy, 2017b). Fosfat vil være ved mest løselig når pH er på den litt sure siden, ved en pH mellom ca. 4.3-7 (VanLoon & Duffy, 2017b). Videre er sammenhengen mellom pH og redoksforhold avgjørende for hvordan fosfat binder seg til forskjellige partikler og hvilken form for fosfor vi har løst i vannsøylen. Ved en pH på 7 og et redokspotensial på 0.5 vil fordelingen av fosfor være delt relativt likt mellom $H_2PO_4^-$ og HPO_4^{2-} (VanLoon & Duffy, 2017a). Ved et lavt redokspotensial og lav pH kan fosfat være i større grad løst i vannsøylen, spesielt på grunn av de forholdene som har blitt beskrevet rundt interngjødsling og jern (Mortimer, 1971; VanLoon & Duffy, 2017b). I tillegg til dette vil adsorpsjons- og desorpsjons prosesser gå raskere ved en høyere temperatur (Froelich, 1988).

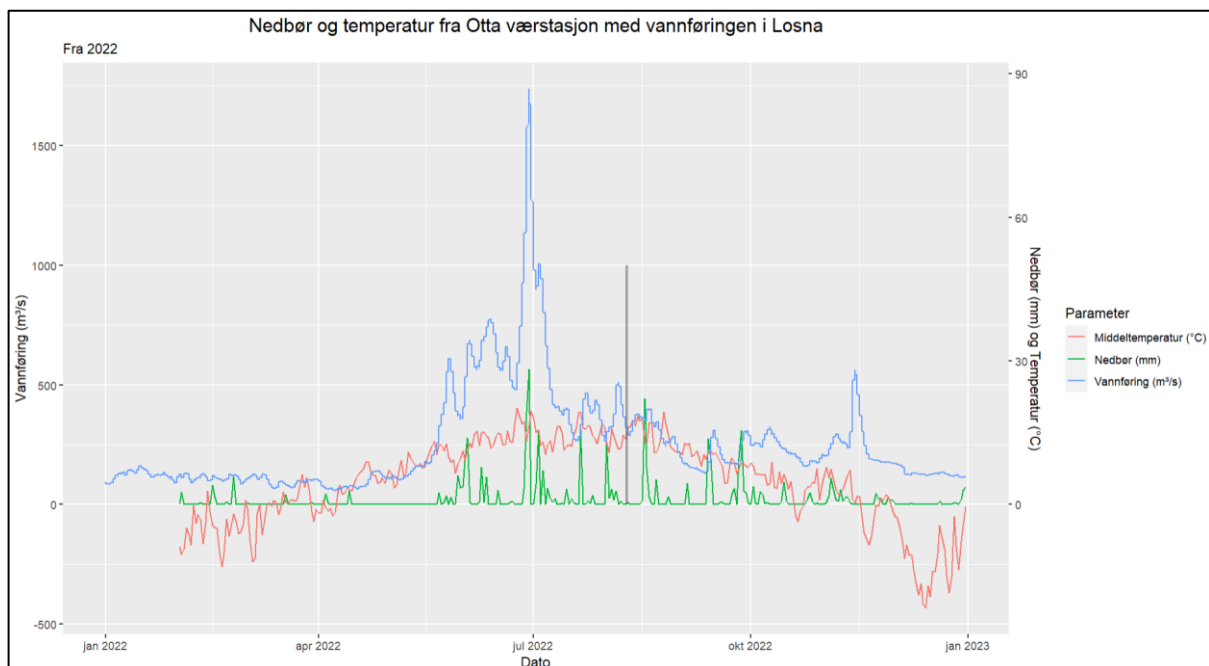
1.4 Gudbrandsdalslågen og klimaforandringer

Lågen klassifiseres som en elv med god til svært god økologisk tilstand, for TP, men også for begroingsalger og bunndyr (prøver fra nedre del av Lågen, nord og sør for Losna) (Thrane et al., 2022).

Fosforkilder i nedbørsfeltet til Lågen varierer mellom antropogene og naturlige kilder. Det er indikasjoner på avrenning fra husdyrgjødsel og spredt avløp grunnet periodevise økninger av fekale indikatorbakterier *E.coli* (Bechmann et al., 2021). Dette gjelder trolig områdene med mye husdyrhold hvor husdyrgjødsel brukes. I tillegg til dette er det spredt bebyggelse hvor hus ikke er tilkoblet det lokale avløpsnett og hvor renseløsninger ikke lengere har ønsket effekt. Dette kan være med på å gi økt utslipp av fosfor, som igjen være med på å redusere sedimentenes bufferkapasitet til fosfor da sedimentene vil bli mer mettet (Haggard et al., 2004)

En rapport om nedbørsfeltet til Gudbrandsdalslågen fra 2021 viser til at det har vært en økning i fosfortransport fra 2010 til 2019 sammenlignet med det foregående tiåret. Det vises til i denne

rapporten at dette har med flomårene 2011, 2013 og 2014 å gjøre (Bechmann et al., 2021). Kraftige flommer er med på å øke erosjonen i nedbørsfeltet, noe som igjen fører til større mengder partikulært materiale i vannsøylen. Hvert år er det en vårflokk i Lågen, hvor noen er mer kraftige enn andre. I 2022 var vårflokkmen relativt lik som andre år, dette er fremstilt i figur 2. En slik topp kan være med på å resuspendere sedimenter i elven (Phillips et al., 2019), flomtopper som i 2011, 2013 og 2014 er forventet å oppstå hyppigere i fremtiden (Hanssen-Bauer et al., 2015).



Figur 2 Værdata for nedbørsfeltet i 2022 (Otta værstation) (Norsk klima service senter, 2023; Sildre, 2023), sammen med vannføring. Prøvetakingsdato for innsamling av sedimentprøver (utenom Gjende og Mjøsa) er markert med grått felt (09-10.08.2022).

I tempererte områder som Norge er det modeller som tyder på at det vil komme mer regn over kortere nedbørsperioder, i tillegg til lengre perioder med lite nedbør og høyere temperaturer (Hanssen-Bauer et al., 2015). På Østlandet viser modeller en økning i nedbør mellom 5% og 8% innen 2045 og mellom 8% og 18% innen 2085 (Hanssen-Bauer et al., 2015). Klimaendringenes påvirkninger på isbreer er usikre, dette kommer av at isbreer sin vekst eller tilbakegang avhenger mye av temperatur og nedbør i de forskjellige årstidene. En økning i nedbør på vinterstid kan være med på å gjøre at breene vokser, men samtidig så vil en økning i temperatur føre til en tilbakegang grunnet økt smelting i kombinasjon med nedbør om sommeren. Vinternedbør vil måtte øke med 100% for å kunne holde tritt med den økte temperaturen, noe som lite trolig vil skje (Hanssen-Bauer et al., 2015). Derfor vil det trolig være en netto tilbakegang av isbreene. De minste breene og de mindre brearmene vil bli sterkere påvirket, dette kan føre til at de blir helt borte, noe som avhenger av hvor mange grader

gjennomsnittstemperaturen øker med (Hanssen-Bauer et al., 2015; Rounce et al., 2023). Samtidig så vil en økning i temperatur og nedbør kunne øke erosjonen av berggrunnen under isbreer, dermed en økt mengde suspendert materiale i de proglasiale elvene, men dette avhenger igjen av størrelsen på breene (Hanssen-Bauer et al., 2015). Hvilke egenskaper disse partiklene har avhenger mye av opphavsmaterialet.

Egenskapene til brepartikler som kommer fra nedbørsfeltet til Gudbrandsdalslågen og Mjøsa er lite undersøkt, da spesielt med tanke på interaksjonene disse har med fosfor. Det er f.eks. observert høyere konsentrasjoner av TP i Gjende enn i andre fjellsjøer uten brepåvirkning, men hvordan dette påvirker og interagerer med vannmassene, sedimentene og økologiske prosesser er lite kjent. Det er av interesse å finne ut hvordan disse partiklene påvirker fosforkonsentrasjon, da dette kan bidra til bedre forståelse av fosfortilførsel og variasjon i primærproduksjon i brepåvirkede vassdrag. Dette er igjen essensielt for en bærekraftig forvaltning av brepåvirkede vannforekomster.

Med utgangspunkt i dette blir følgende undersøkt i denne oppgaven:

- 1:** Lekker det ut fosfat fra brepartikler i vannsøylen og fra sedimentene?
- 2:** Hvordan varierer konsentrasjon og utlekking av fosfat fra brepartikler og sedimenter nedover i Lågens nedbørsfelt, samt i Mjøsa?
- 3:** Påvirker brepartikler Mjøsa sin primærproduksjon?
- 4:** Hvordan vil overnevnte punkter se ut i fremtiden?

2 Metode

2.1 Områdebeskrivelse

Nedbørsfeltet til Gudbrandsdalslågen (inkludert Gausa og Mesna) har et areal på 12528 km² (NEVINA, 2022), og er dominert av snaufjell (51%) og skog (29.8%), med innslag av dyrket mark, breområder og myr (tabell 2).

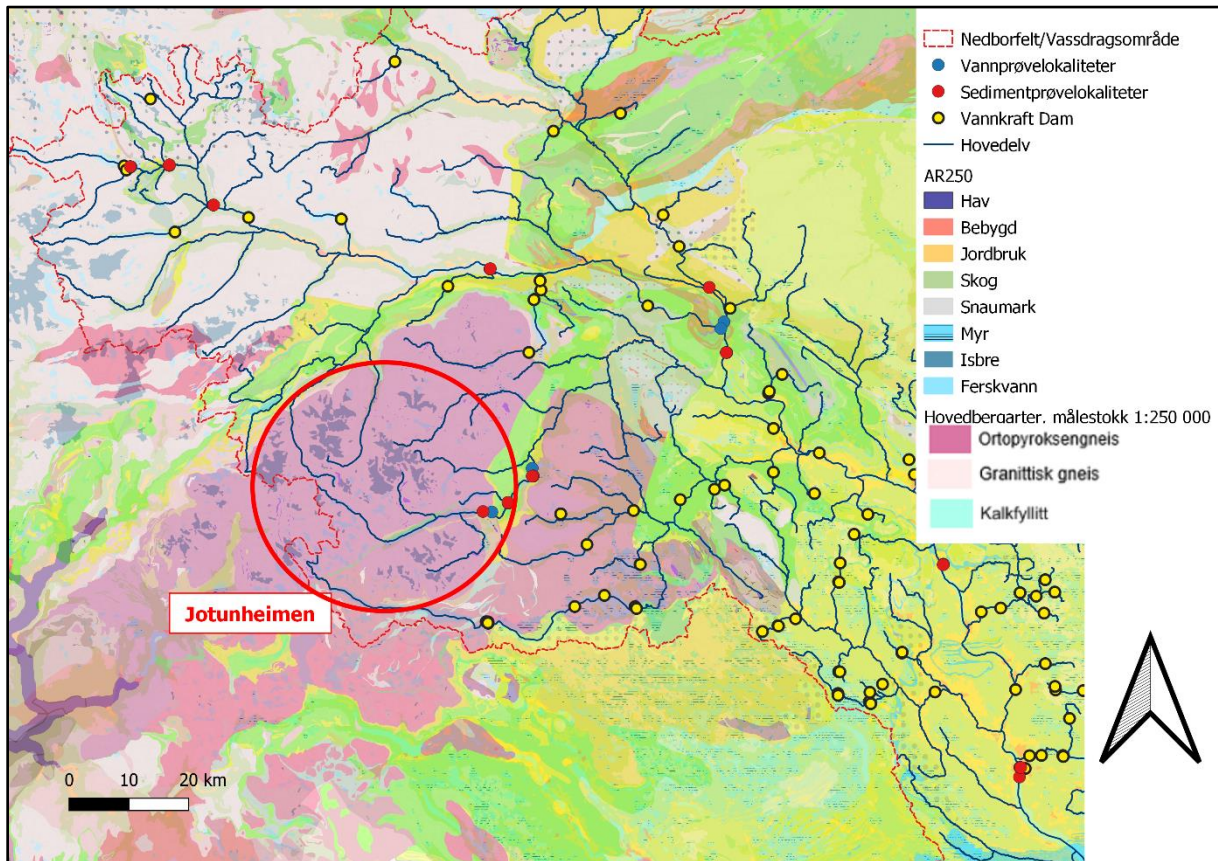
Det høyeste punktet i nedbørsfeltet til Lågen er Galdhøpiggen som har en høyde på 2469 moh., og er en del av den kaledonske fjellkjeden. Deler av den Kaledonske fjellkjeden og Galdhøpiggen ligger i Jotunheimen nasjonalpark hvor store deler av isbreene i nedbørsfeltet finner sted (ca.145 km² totalt isbreareal, fordelt på mange mindre isbreer). Gjende ligger på nesten 1000 moh., mens Mjøsa ligger på 122 moh. (Solheim et al., 2021). Det vil si at det er en høydeforskjell på nesten 900 meter over med en distanse på ca. 140 km (Gule sider, 2023). Fra Mjøsa og ut i havet ved Fredrikstad er det et fall på ca. 122 m over en

distanse på ca. 260 km (Vingnes som utgangspunkt). Dette viser at fallhøyden på elven ovenfor Mjøsa er større sammenlignet med helningsgraden nedenfor. I Jotunheimen er det ortopyroksengneis som er hovedbergart, gabbro er tilleggsbergart (Geonorge, 2022b; NGU, 2022). Pyroksen er et silikatmineral som inneholder mye silisium (Si), jern (Fe) og Magnesium (Mg) (Fossen, 2008; Schou Jensen et al., 2011). Gneis er en magmatisk bergart i Norge som oftest forekommer i granittiske og amfibolittiske lag. Amfibolittiske lag inneholder igjen mye Fe og Mg, mens granittiske lag inneholder mye kvarts og feltspat, litt mindre biotitt og amfibol. Kvarts er et hardt mineral som inneholder SiO₂, mens innholdet i feltspat varierer noe. Det vanligste innholdet til feltspat er Al og Si, men resterende deler av mineralet er enten kalium (K), natrium (Na) eller kalsium (Ca) (Fossen, 2008). Gabbro er en annen vanlig dypbergart, den inneholder kalsiumsrik plagioklasfeltspat og mørkt pyroksen og/eller amfibol (Fossen, 2008; Schou Jensen et al., 2011). Median fosforinnhold i forskjellige gabbroprøver viser 524 ppm fosfor, mens gjennomsnittet for samme bergart ligger på 962 ppm (Porder & Ramachandran, 2013). Dette tyder på at det er store variasjoner i prøvene for gabbro. Til sammenligning så har de jernfattige bergartene som granitt en median på 436 ppm fosfor, og gjennomsnittlig fosformengde på 568 ppm. Porder & Ramachandran

Tabell 2 Inndelingen av forskjellige arealklasser i nedbørsfeltet til Gudbrandsdalslågen (startpunkt Lågendeltaet) (NEVINA, 2022).

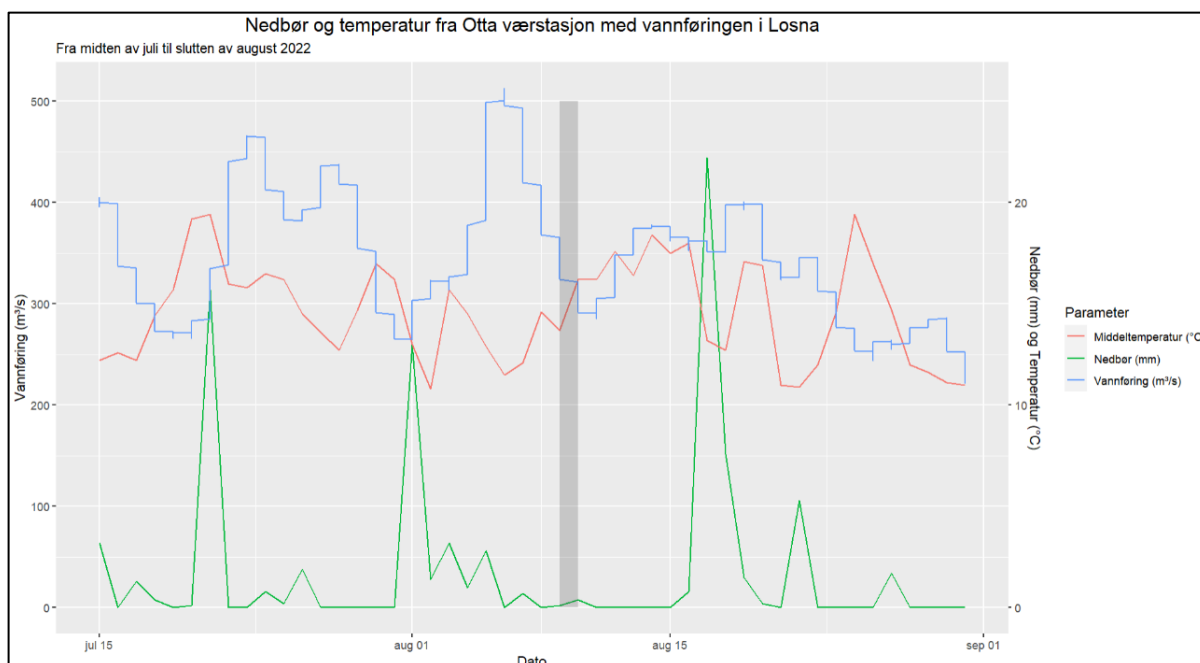
Arealklasse	Andel i prosent	Areal i km ²
Bre	2,3 %	288,1
Dyrket mark	3.1 %	388,4
Myr	4.6 %	576,3
Leire	0 %	0
Skog	29.8 %	3733,3
Sjø	4.3 %	538,7
Snaufjell	51 %	6389,3
Urban	0.1 %	12,5
Uklassifisert	4.8 %	601,3

(2013) viser også at det er en større mengde fosfat i vanlige jern-rike bergarter, mens det er lavere konsentrasjoner i vanlige silisiums-rike bergarter. Nord-vest for Jotunheimen nasjonalpark finner vi andre bergarter, disse områdene er mer gneis- og granitt preget (Geonorge, 2022b; NGU, 2022). Den nordligste delen av nedbørsfeltet har et innslag av kalkfyllitt (se figur 3).



Figur 3 Oversiktskart over nedbørsfeltet til Gudbrandsdalslågen med arealinformasjon (AR250) som grunnkartlag med et overliggende berggrunnskartlag (Geonorge, 2022a; Geonorge, 2022b; Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022). I tillegg til dette viser kartet prøvetakingslokaliteter og rød sirkel for å vise Jotunheimområdet.

Dyrket mark ligger i hovedsak i bunnen av dalene i nærheten av elveløpet hvor geografien er relativt flat og hvor det er avsetninger som danner grunnlaget for jordbruk som en kan se på figur 5. I disse områdene er det også mer bebyggelse. Flere steder i nedbørsfeltet er det utbygd demninger/vannkraftverk, dette vises på figur 3. Skog utgjør store deler av nedbørsfeltet, og hvor tregrensa ligger mellom 1050 moh. (*Pinus sylvestris*) og 1200 moh. (*Betula pubescens*) (Bjune, 2006). I de høytliggende områdene er nedbørsfeltet mest preget av en blanding mellom løvtrær og furu, mens i de mer lavtliggende dalene og lengre ned i nedbørsfeltet domineres av gran (Kilden NIBIO, 2023).



Figur 4 Værdata for perioden rundt prøvetaking i nedbørsfeltet, sammen med vannføring (Norsk klima service senter, 2023; Sildre, 2023). Prøvetakingsdato for innsamling av sedimentprøver (utenom Gjende og Mjøsa) er markert med grått felt (09-10.08.2022).

Den økte vegetasjon nedover i nedbørsfeltet kan være med på å påvirke mengden organisk materiale i elveløpet (alloktont materiale) (Zah & Uehlinger, 2001). Dette vil komme av økt produksjon av planter og nedbrytning av organisk materiale som følge av høyere temperaturer og gjødsling av nitrogen fra atmosfæren (Blanchet et al., 2022; Kim et al., 2021; Worrall et al., 2004). Det kan være med å binde opp kationmetaller i nedbørsfeltet, som Fe, Al og Ca (Alvarez-Puebla et al., 2004).

2.2 Feltarbeid

Lokalitetene for sedimentprøver vises i *figur 6* og *figur 7*, og lokalitetene for vannprøvetaking vises i *figur 8*.

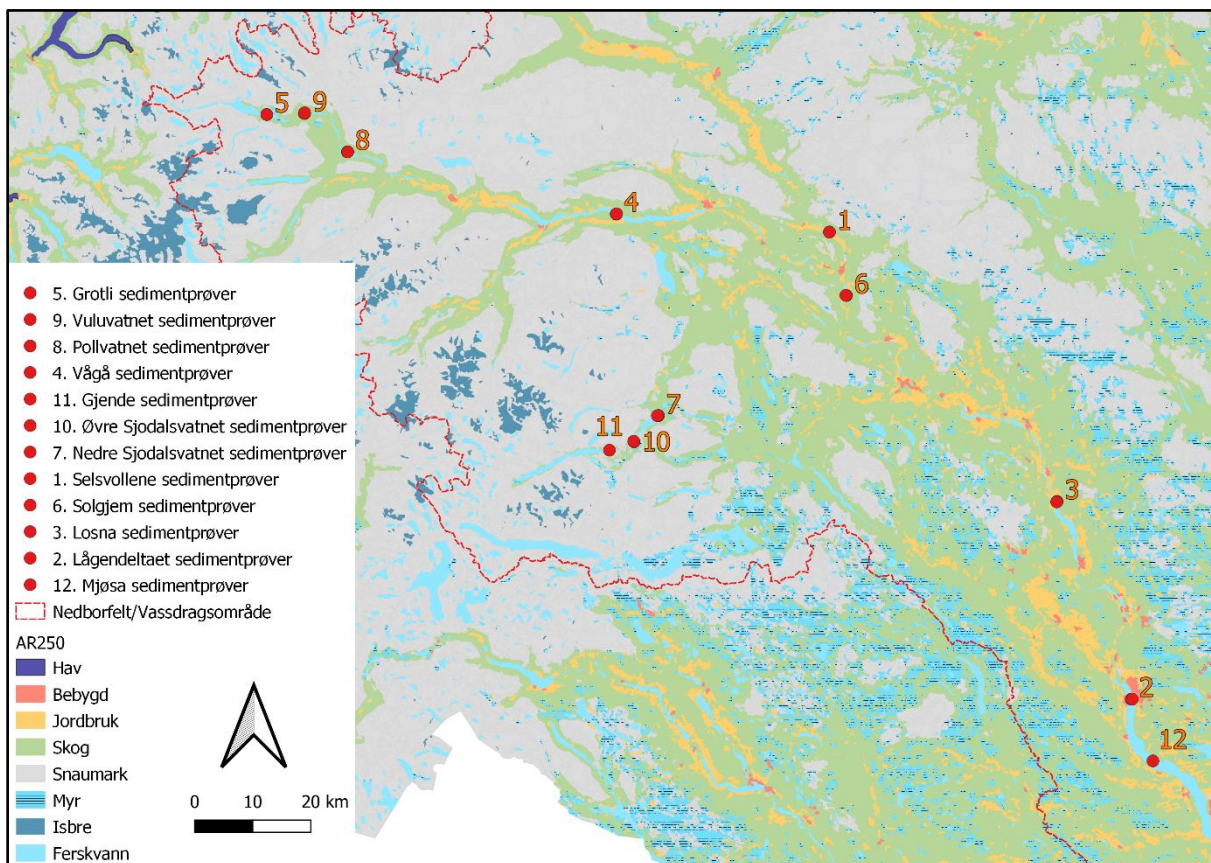
Valg av lokaliteter for prøvetaking ble valgt ut i samråd med NIVA (Jan-Erik Thrane, som er prosjektleder for det tiltaksrettede vannovervåkningsprogrammet i vannområde Mjøsa). Det ble valgt lokaliteter i de to mest brepåvirkede sidevassdragene (Otta- og Sjoavassdraget), samt i Lågen opp og nedstrøms for samløpet med Otta. I tillegg ble det lagt stasjoner i nordre del av Mjøsa (se *figur 7*). Det var viktig å velge lokaliteter hvor det var mulig å hente ut sedimenter, dvs. områder hvor partikler har mulighet til å sedimentere. I vassdragene ble dermed stasjonene lagt i innsjøer eller områder hvor hastigheten på vannmassene var relativt lave. Dette gjorde det

også mulig å benytte seg av gummibåt med årer for å komme seg ut til områder for innsamling av sedimenter.



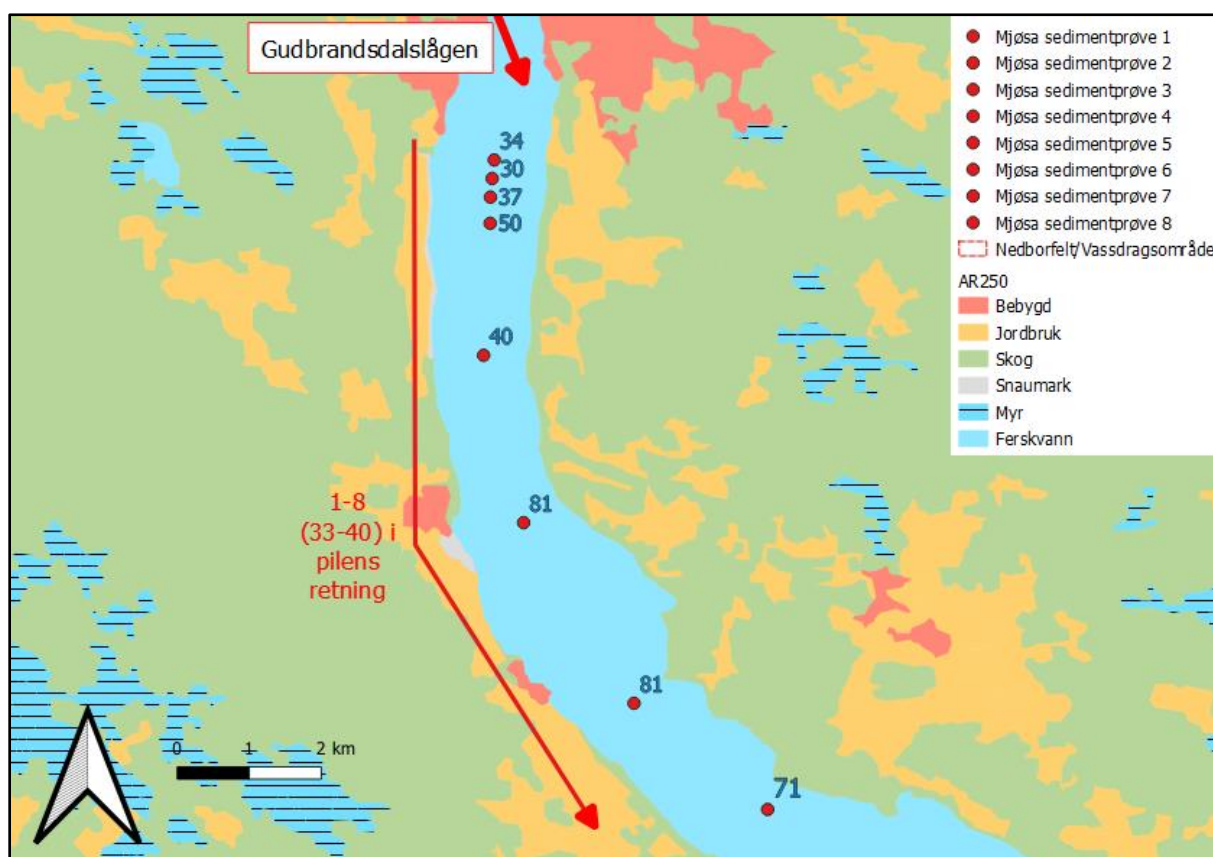
Figur 5 Bilde ved lokalitetene Vuluvannet (til venstre oppe), Selsvollene (til høyre) og Øvre Sjødalsvann (nede til venstre) som viser hvordan vegetasjonen varierer i områdene hvor prøvetaking foregikk.

For de første 29 sedimentprøvene ble det brukt gummibåt for å komme ut på relevante dybder. På lokaliteten ble det forsøkt å sette ut dregg for å holde båten på plass. De stedene hvor det var for dypt ble prøvene hentet opp mens båten flyttet på seg med strømmen eller vinden. Det ble så forsøkt å bruke sedimentkjernehenter, men utstyret var defekt, så det ble bestemt på stedet å gjennomføre sedimenthenting med bruk av en Van veen grabb (grabben). Grabben ble brukt til å hente ut en prøve fra ca. 10 øverste centimeterne av sedimentet. Prøven ble så lagt forsiktig i glidelåsposer hvor ID ble påført. Det var viktig å unngå forurensning/kontaminering fra hender når sedimentene ble lagt i poser. Dette ble så lagt i kjølebag med kjøleelementer for å unngå forringelse av prøvene på grunn av biologisk aktivitet. Innhenting av sedimenter foregikk over en periode på to dager. Laboratorieforsøket ble så satt opp på dag tre. Dette ble gjort raskest mulig for å unngå forringelse av prøvene.



Figur 6 Oversiktskart med prøvetakingslokaliteter for sedimentprøver i nedbørsfeltet til Lågen og nordligere deler av Mjøsa (Geonorge, 2022a; Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022).

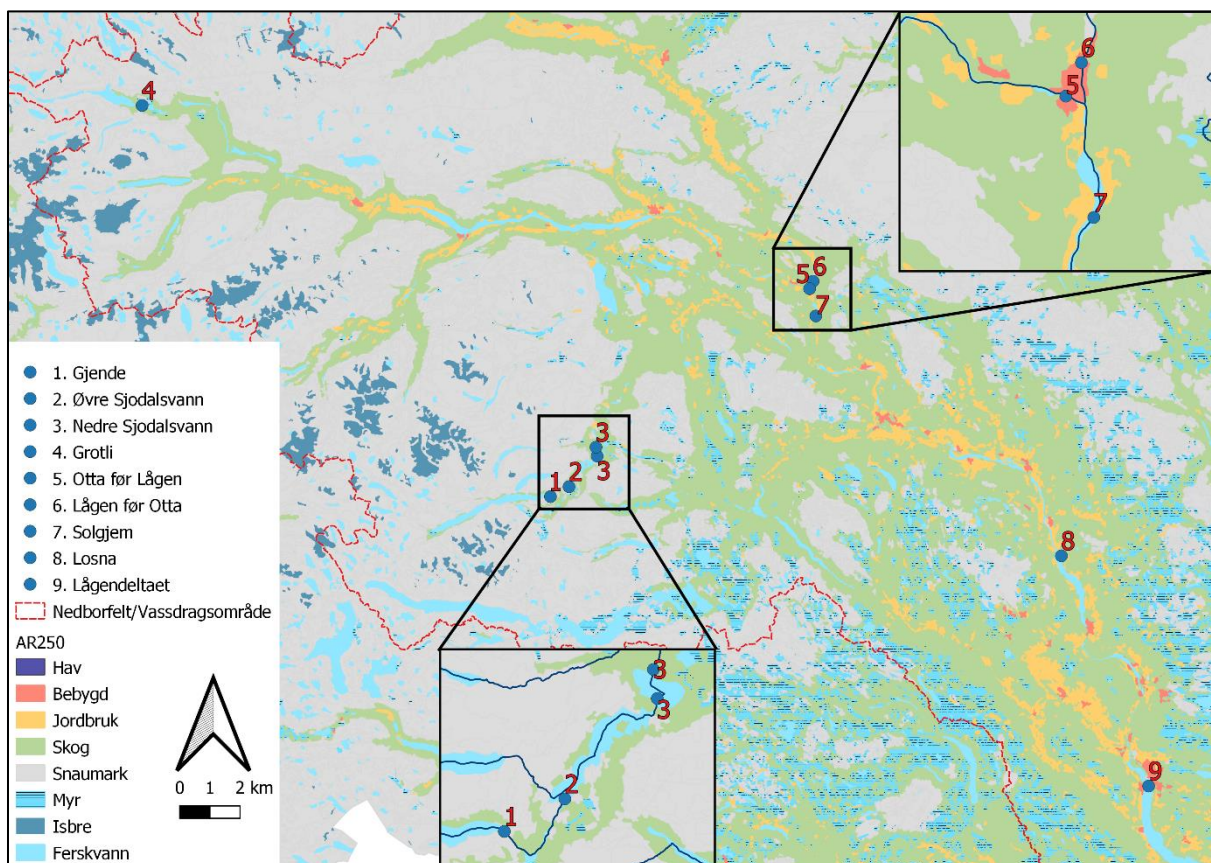
Sedimentprøver fra Mjøsa (8 lokaliteter) ble innhentet ved hjelp av NIVAs forskningsbåt. NIVA anskaffet båt og sedimentkjernehefter. Lokalitetene for disse prøvene var en gradient fra utløpet til Gudbrandsdalslågen og sørover i Mjøsa som vist i figur 7.



Figur 7 Lokalteter for sedimentprøver i Mjøsa med dybdemåling. Prøver tatt: 22.08.2022 (Geonorge, 2022a).

Innhenting av sedimentprøver fra Gjende (tre replikater; to av øverste 10 cm og en av det dypere laget) ble gjennomført av NIVA 15. august 2022 i forbindelse med den pågående overvåkningen i det nasjonale overvåkingsprogrammet ØKOSTOR, som ledes av NIVA på oppdrag fra Miljødirektoratet.

Det ble også samlet inn vannprøver for analyse hos NIVA (09-10.08.2022). Det var nedbør i perioden før prøvetakingen og under den første dagen, i tillegg til en del vind. Den andre dagen var det fint vær med opphold, vind og sol. Totalt ble det tatt 10 vannprøver i nedbørsfeltet (se figur 8). Dette ble gjort ved å skylle flaskene tre ganger før prøvebeholderne ble fylt opp. Noen ble hentet ved bruk av gummibåt og ved å stikke flasken under vannoverflaten. Andre ganger ble det nødvendig å bruke teleskopstang med en plastbeholder på enden for å hente vann fra land. Disse prøvene ble så lagt i kjøleboks for å unngå forringelse av prøvene. Disse prøvene ble levert tidlig på morgenen den tredje dagen på NIVA sitt kontor i Oslo (se vedlegg 5 for data).



Figur 8 Prøvetakingslokaliteter for vannprøver (analysert av NIVA) i nedbørsfeltet (Geonorge, 2022a; Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022).

2.3 Dataanalyse

2.3.1 Qgis (versjon: 3.16.11)

Qgis ble brukt som fremstillingsverktøy for nedbørsfeltinformasjon som for eksempel til berggrunnskart. Det ble brukt for å fremstille prøvetakingspunkter i nedbørsfelt ved hjelp av koordinater og grunnkart. Usikkerheten ved disse punktene er ca. 10 meter i radius. For å kunne fremstille kart ble følgende kilder brukt: Lokaliteter for demninger (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022). Oversikt over nedbørsfelt/vassdrag (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022). Geologisk informasjon om berggrunnen (Geonorge, 2022b). Arealressurskart AR250 (Geonorge, 2022a). Grunnkart med informasjon om nedbørsfeltet. Arealressurskart AR5 (lastet ned 08.11.2022). For tilgang på AR5 var det nødvendig med konsultasjon med universitetet grunnet begrenset tilgang. Tilsendt kartlag fra Gunnar Tenge (senioringeniør, LANDSAM).

2.3.2 RStudio (versjon: 2021.09.0 build: 351)

RStudio ble brukt som fremstillingsverktøy av resultater og annen data hentet fra databaser. Hovedsakelig ble pakken ggplot2 brukt for å fremstille resultatene grafisk. Det ble også

gjennomført Spearmans korrelasjonstest i RStudio. Dette ble så fremstilt i word med fargekoder.

Data for innsjøen Gjende ble innsamlet av NIVA i forbindelse med overvåkningsprogrammet ØKOSTOR i perioden xxx. Vannkjemiske parametere ble analysert i blandingsprøver fra 0-10 meter (øverste delen av vannsøylen) og 20-130 meter (nederste delen av vannsøylen) -på NIVAs akkrediterte laboratorium (se vedlegg 7 for data).

Data hentet fra databaser:

Vannføringsdata (Sildre, 2023)

Vær i Otta (3 år) (Norsk klima service senter, 2023)

RStudio script er ikke lagt inn som vedlegg. Tilgang til kjørbare HTML filer gis ved forespørsel.

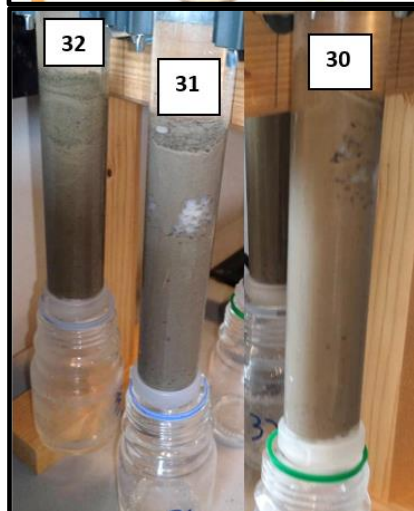
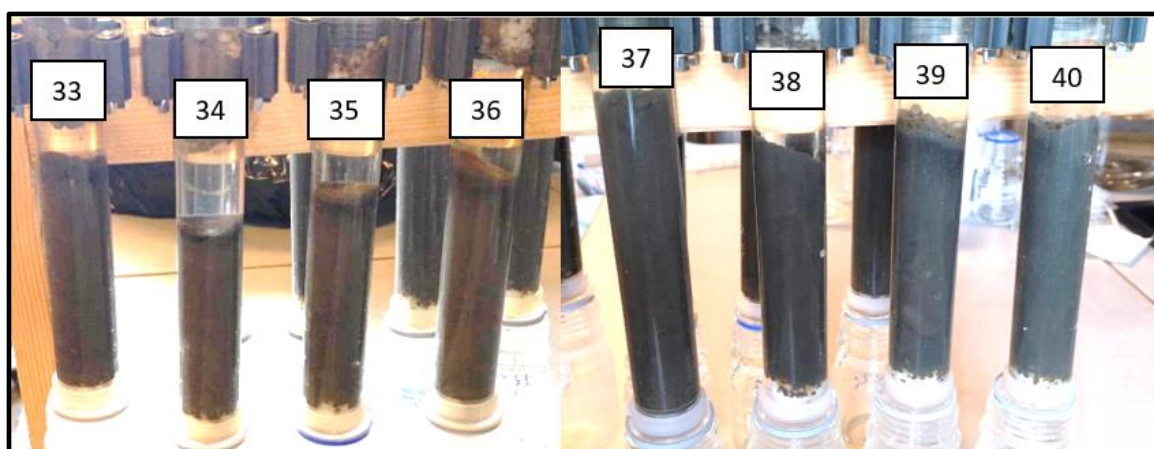
2.4 Laboratoriearbeid

Oppsettet til utlekkingsforsøket tok utgangspunkt i et tidligere forsøk gjennomført for jordprøver i Krogstad og Rakić (2016).

Sedimentprøvene fra de forskjellige lokalitetene ble satt opp i søyler og nummerert etter lokalitet. Nummerering på lokalitetene vises på *figur 6* og *figur 7*. Søylene ble satt opp med en trakt i bunn som ble skrudd på sammen med et plastfilter. Over plastfilteret ble det lagt inn plastkuler for å holde sedimentene på plass og for å unngå at trakten skulle tette seg. Deretter ble sedimentert ført over til søylen ved hjelp av skje av stål. Søylene ble veid før og etter det siste steget for å kunne regne ut sedimentmengden i søylen (se vedlegg 4 for data). Deretter ble søylene satt opp på et stativ for å holde søylene vertikale. Under søylene ble det satt opp glassbeholdere (ca. 130 ml og syrevasket) for å samle opp det utlekkede vannet.

Det ble satt opp en pumpe med en hastighet på ca. 115-120 ml. i døgnet (dette ble justert ned når det fortsatte å renne over i noen prøveglass). Til pumpen ble det koblet opp slanger fra et kar med deionisert vann inn til hver enkelt av søylene. På toppen av søylene ble det satt på en plastfilm for å hindre evaporasjon. Vann trakk seg dermed igjennom søylen ved hjelp av gravitasjon, dette ble så samlet opp vann i glassbeholderne på undersiden. Dette ble så veid og analysert for fosfat (se vedlegg 1 og vedlegg 2 for data). Metoden for analyse av fosfat tok utgangspunkt i Standard Norge (2004). Dette ble gjort hver dag i en tidsperiode på 9 dager for de første 29 sedimentprøvene. Det ble gjennomført utlekkingsforsøk på de resterende 11 prøvene for Mjøsa og Gjende, men disse sedimentprøvene var veldig finkornede. Dette førte til at det deioniserte vannet brukte lengre tid på å lekke igjennom. For alle prøvene (prøve 30, 31

og 32) fra Gjende og de fire første (prøve 33, 34, 35 og 36) fra Mjøsa ble prøvene analysert annenhver dag. For prøve 37, 38 og 40 fra Mjøsa tok det 4 til 8 dager før det var nok prøvemateriale for analyse. For prøve 39 fra Mjøsa tok det opp til 11 dager før det var nok prøvemateriale for analyse. *Figur 9* viser sedimentprøvene fra Mjøsa og Gjende i søyle under forsøk. Grunnet noen problemer med pumpen ble også noen prøveglass overfylt (fortynnet). Dette ble rettet opp med å bruke andre slanger. Det ble også lagt svart søppelpose over sedimentprøvene når det ikke var behov for å undersøke prøvene på noen måte. Dette ble gjort for å hindre sollys i å treffe prøvematerialet da dette kan øke temperaturen til vannsøylen og promotere algevekst.



Figur 9 Søyleoppsett for sedimentprøvene i Gjende (30-32) og Mjøsa (33-40).

Prøvene fra utlekking skulle så måles for fosfat. Prøvene ble først filtrert ved bruk av sprøyte og filter med en porestørrelse på $0.45\mu\text{m}$, det så ble målt opp 7,5 ml med prøvemateriale. Deretter ble det tilsatt 3 ml med askobinsyre for så å tilsette 3 ml molybdat. Her var det viktig å riste mellom hver tilsetning. Det ble også laget standard for fosfat med en konsentrasjon på $10\ \mu\text{g/l}$, disse standardprøvene (to stk.) gjennomgikk den samme metoden. Det samme for de blanke prøvene (to stk.) som inneholdt deionisert vann. Både deionisert vann og standardprøvene ble målt på nytt hver dag sammen med de nye prøvene. 20 minutter etter siste omrøring ble prøvene målt ved hjelp av et spektrofotometer med en bølgelengde på 880 nm, som er bølgelengden der fosfatkomplekset har høyest absorpsjon (Standard Norge, 2004). Resultatet fra målingen ble oppgitt i måleenheten absorpsjon (ABS).

Den gitte ABS verdien ble så brukt for å regne ut den faktiske konsentrasjonen i vannprøvene ved hjelp av å bruke et diagram hvor konsentrasjonen og absorpsjonen til standardene ble brukt

for å danne en trendlinje (standardkurve). Standardkurven ble brukt for å finne ut y verdien (konsentrasjonen) til prøvene med ukjent konsentrasjon basert på absorbansen til de samme prøvene.

Konsentrasjon = (absorbans – krysningspunkt) / helningsgradient

For å finne ut tørrstoffmengden som var i søylene ble det tørket en mengde vått sediment over tre dager på 80°C i tørkeskap. Dette ble så veid på nytt for å finne mengde tørrstoff i prøvene. 19 av de tørre prøvene ble knust i en agarmorter over tre minutter for å gjøre de klare til Induktivt Koblet Plasma Optisk Emisjon Spektroskopi (ICP-OES) analyse. Mellom hver prøve ble agarmorten støvsugd og tørket med nytt papir.

ICP-OES analyse ble gjennomført av NMBU laboratoriet. ICP-OES er et induktivt koblet plasma emisjonsspektrometer, og det måler sammensetningen av prøvematerialene ved å eksitere atomer. Dette fører til at fotoner blir sendt ut med en gitt bølgelengde. Denne bølgelengden blir så analysert og den beskriver hvilken sammensetning prøven har (se vedlegg 6 for data).

Det ble også gjennomført glødetap på alle prøver. Dette ble gjennomført ved å veie keramikkskåler før og etter de ble fylt opp med tørket prøvemateriale (80°C over 3 dager i tørkeskap). Deretter ble skålene satt i en glødeovn. Prøvene ble stående i ovnen i fire timer ved en temp på 550 °C. Prøvene ble tatt ut fra ovnen og veid dagen etter (se vedlegg 3 for data). Metoden for dette tok utgangspunkt i Norsk Standard NS-EN 15935:2021 (Standard Norge, 2021), og feilkilder for denne metoden kan en også finne her.

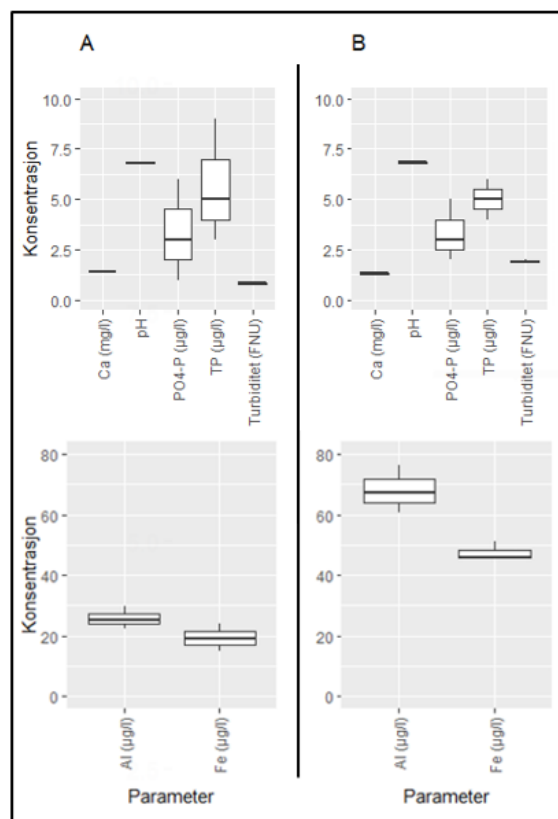
3 Resultater

3.1 Sammenheng mellom fosfor og andre vannkjemiske parametere i Gjende

Konsentrasjonen av TP i Gjende (gjennomsnitt for det nederste sjiktet: 5.7 µg/l med en variasjonsbredde på 6, og gjennomsnitt for det øverste sjiktet: 5 µg/l med en variasjonsbredde på 3) indikerer god økologisk tilstand under de periodene med mye nedbør, og svært god økologisk tilstand ved mindre til ingen nedbør (Direktoratsgruppen Vanddirektivet, 2018). Resultatene for Gjende viser en høyere konsentrasjon av Fe og Al i det øverste sjiktet, det samme gjelder også turbiditet. Forskjellen på de andre parametere er relativt små (se figur 10).

Det er en veldig sterk korrelasjon mellom turbiditet og jern/aluminium i det øverste sjiktet som vist i tabell 3. Dette henger sammen med den sterke korrelasjonen mellom jern og aluminium.

Det er en moderat negativ korrelasjon mellom kalsium og fosfat, men for aluminium er det en sterk korrelasjon (se tabell 3). Den negative korrelasjonen mellom Ca og PO4P kan tyde på at Ca er en viktig komponent for adsorpsjon og immobilisering av PO4P i det øverste sjiktet. Mengden fosfat i det øverste sjiktet korrelerer sterkt med turbiditet, men for det nederste sjiktet måtte spearman korrelasjonstest forkastes, noe som gjelder de aller fleste parametere i det nederste sjiktet. I det nederste sjiktet var det bare to korrelasjoner; aluminium med turbiditet og TP med fosfat (se tabell 4).



Figur 10 Parametere av blandingsprøver for det A: nederste sjiktet (20-130m) og B: øverste sjiktet (0-10m) for Gjende ved kontinuerlig prøvetaking gjennomført av NIVA i sommerhalvåret 2022.

Tabell 3 Resultater fra spearman korrelasjonstest for forskjellige parametere i det øverste sjiktet i innsjøen Gjende.

Øverste sjiktet	Al	Ca	Turbiditet	PO4P	TP	
Fe	0.812	0.03	1	0.219	0.294	
Al		-0.414	0.779	0.715	0.255	
Ca			-0.208	-0.557	-0.406	
Turbiditet				0.607	0.326	
PO4P					0.558	

■ P-verdi > 0.05

■ Veldig sterk positiv korrelasjon

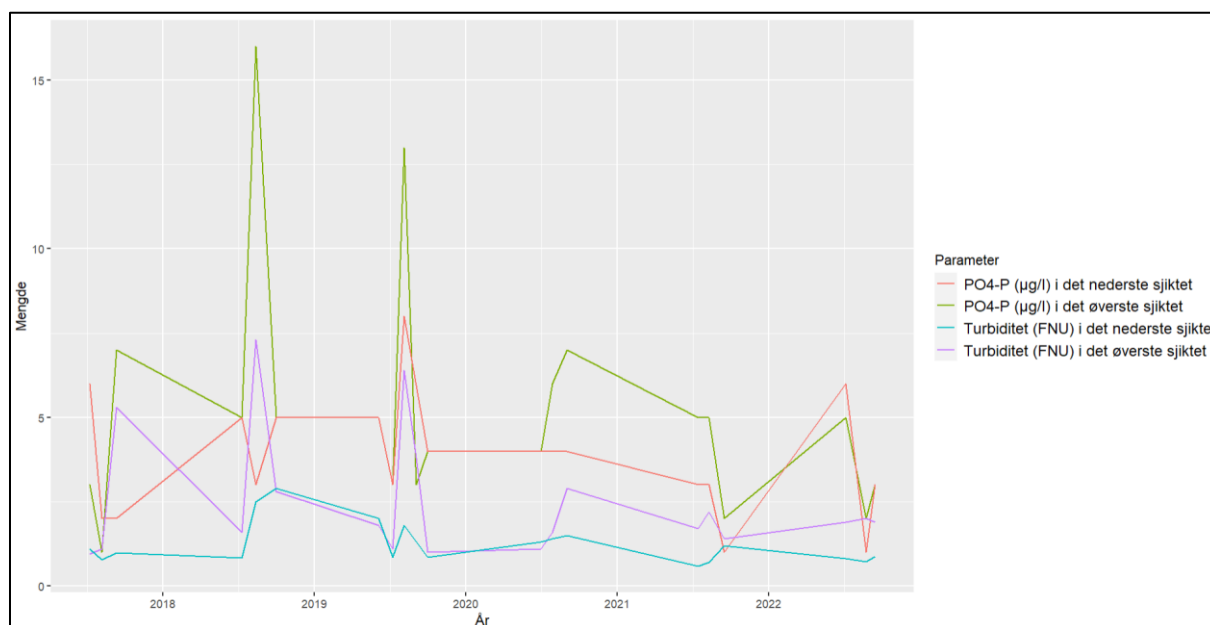
■ Sterk positiv korrelasjon

■ Moderat positiv korrelasjon

■ Moderat negativ korrelasjon

Tabell 4 Resultater fra spearman korrelasjonstest for forskjellige parameter i det nederste sjiktet i innsjøen Gjende.

Nederste sjiktet	Al	Ca	Turbiditet	PO4P	TP	
Fe	0.771	-0.463	0.6	-0.062	0.319	P-verdi > 0.05
Al		-0.1	0.885	0.26	-0.008	Veldig sterk positiv korrelasjon
Ca			-0.09	-0.112	-0.255	Sterk positiv korrelasjon
Turbiditet				0.388	0.132	Moderat positiv korrelasjon
PO4P					0.666	Moderat negativ korrelasjon



Figur 11 Variasjoner for de forskjellige parameterne i Gjende ved de forskjellige sommerhalvårene fra 2017 til 2023.

Variasjonen i Gjende igjennom sesongen varierer betydelig som vist i figur 11. Grafen kan tyde på at en økning i fosfat henger sammen med mengden turbiditet i vannsøylen.

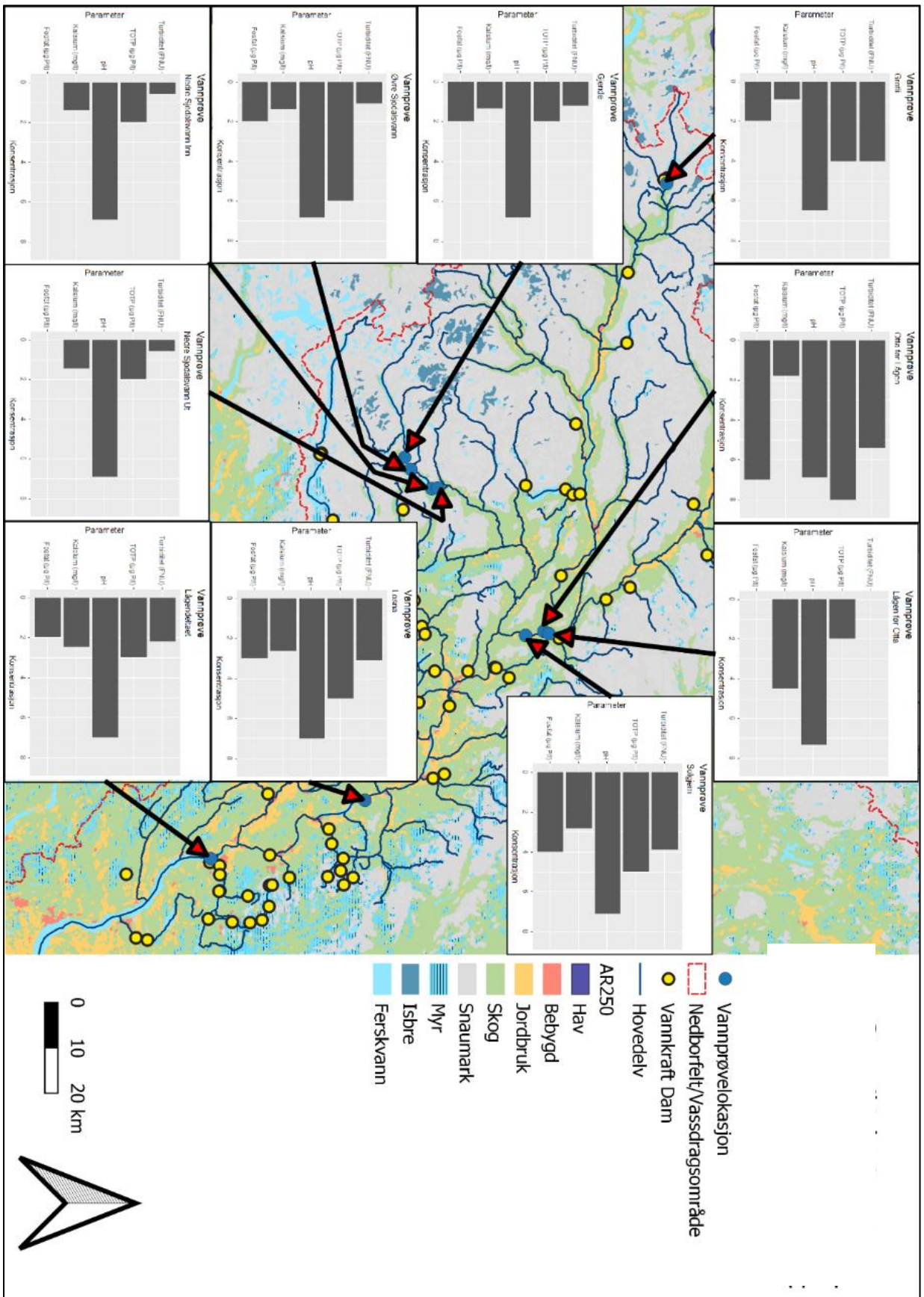
3.2 Variasjon i vannkvalitet i vassdraget fra Gjende til Mjøsa

Det er viktig å påpeke at vannprøver som er tatt enkeltvis fra nedbørsfeltet bare er et mål på hvordan vannkvaliteten er akkurat der og da. Resultatene fra enkeltprøver har en betydelig usikkerhet, men gir allikevel et bilde av variasjonen i vannkvalitet nedover i vassdraget, ettersom alle prøvene er tatt i samme tidsrom.

Vannprøvene viser relativt lave verdier av alle parametere for alle vannprøver (unntak av TP i Øvre Sjudalsvann) tatt nærmest Jotunheimen (figur 12). Lågen før Otta vannprøven viser forholdsvis lave verdier for alle parametere utenom Ca og pH. Ved denne lokaliteten er pH høyest sammenlignet med de andre lokalitetene, noe som trolig kommer fra geologien (kalkfyllitt) som vist i figur 3. Otta før Lågen prøven har de høyeste fosfat og TP verdiene av alle prøvene. Solgjems verdier bærer preg av å ligge i blandingssonen etter samløpet mellom Lågen og Otta.

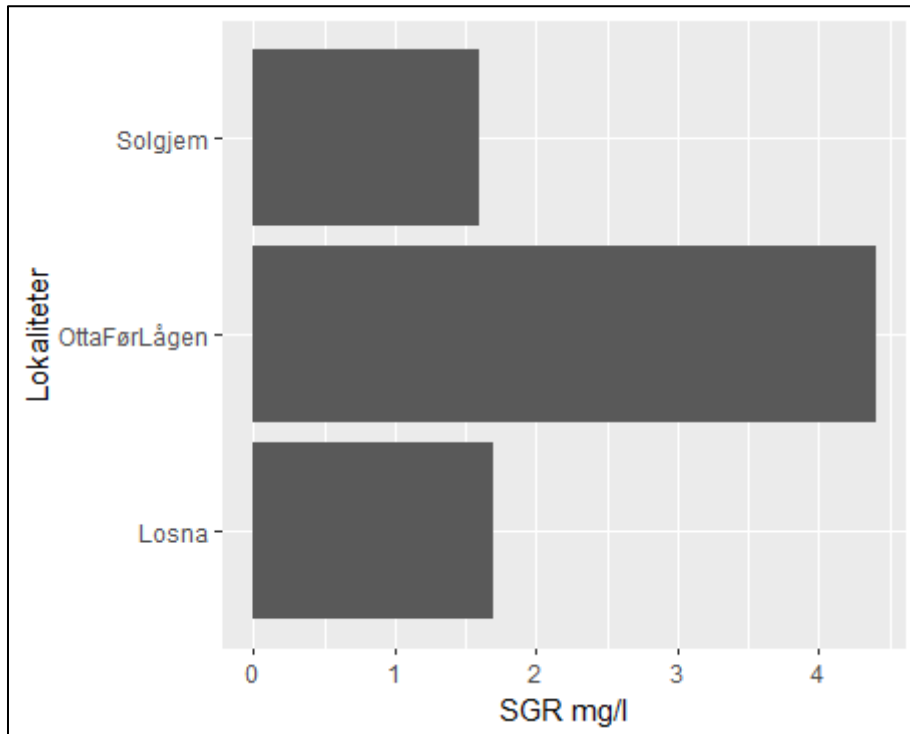
Vannprøvene fra nedbørsfeltet viser lave fosfatkonsentrasjoner for de lokalitetene som ligger høyt oppe i nedbørsfeltet (Grotli, Gjende, øvre- og nedre Sjudalsvann). Lengre ned i nedbørsfeltet er det en økning i fosfatkonsentrasjonene.

Prøvetakingslokaliteten Lågen før Otta plasserer elven i en kalkrik og klar elv, men for de andre lokalitetene er ikke kalsiumverdiene høye nok til dette (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018). Den høye kalsiumverdien er med på å øke pH og har en betydelig påvirkning på pH nedover i nedbørsfeltet. Alle prøver med unntak av Gjende, øvre- og nedre Sjudalsvann har en turbiditetsverdi som plasserer elven i kategorien turbid elv (>2 FNU)(Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018). Lokaliteten Otta før Lågen og øvre Sjudalsvann har en TP verdi som plasserer delnedbørsfeltene mellom god og svært god økologisk tilstand, de resterende lokalitetene havner innenfor svært god økologisk tilstand (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018). Grotli har den laveste pH-verdien, og Gjende har en ganske lav pH, den øker noe nedover nedbørsfeltet som vist i lokalitetene øvre- og nedre Sjudalsvann. Etter blandingssonen til Otta og Lågen så holder pH seg ved 7 eller over.



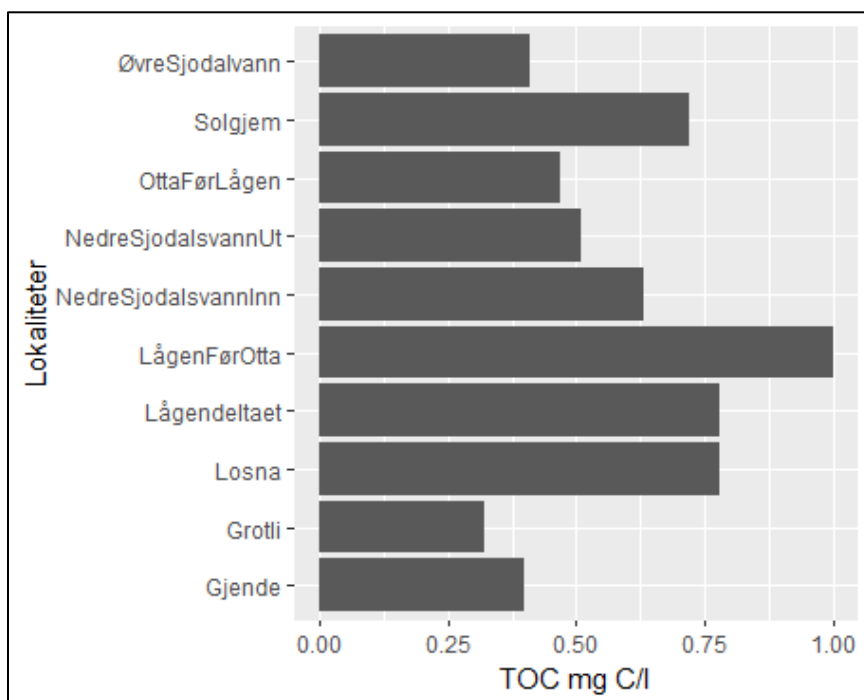
Figur 12 Vannkjemiske resultater fra vannprøvene innhentet 09-10.08.2022. For hver lokalitet er det satt opp figur i kart med henvisning til plassering av lokalitet (se pil og blå markering) (Geonorge, 2022a; Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022).

Suspendert gløderest (SGR) verdiene er under deteksjonsgrense for nesten alle lokalitetene som vist i *figur 13*. Otta før Lågen har en relativt høy verdi for SGR, Losna og Solgjem ligger litt over deteksjonsgrensen (1.3 mg/l). Dette tyder på at det er en betydelig mengde uorganisk materiale ved prøvetakingslokaliteten Otta før Lågen.



Figur 13 SGR verdier for de lokalitetene som er over deteksjonsgrensen på 1.3 mg/l.

TOC (totalt organisk karbon) øker fra Gjende og ned til Nedre Sjudalsvann (se *figur 14*). Mengden TOC øker også med distansen til Gjende og Grotli. Dette tyder på økt tilførsel organisk materiale fra nedbørsfeltet ettersom vegetasjon øker nedover i Lågen. Selv om det er en økning i TOC så er verdiene relativt lave (≤ 1 mg/l, noe som tilsvarer «svært klar» vanntype iht. veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018)).



Figur 14 Måling av TOC for de forskjellige lokalitetene i nedbørsfeltet til Lågen.

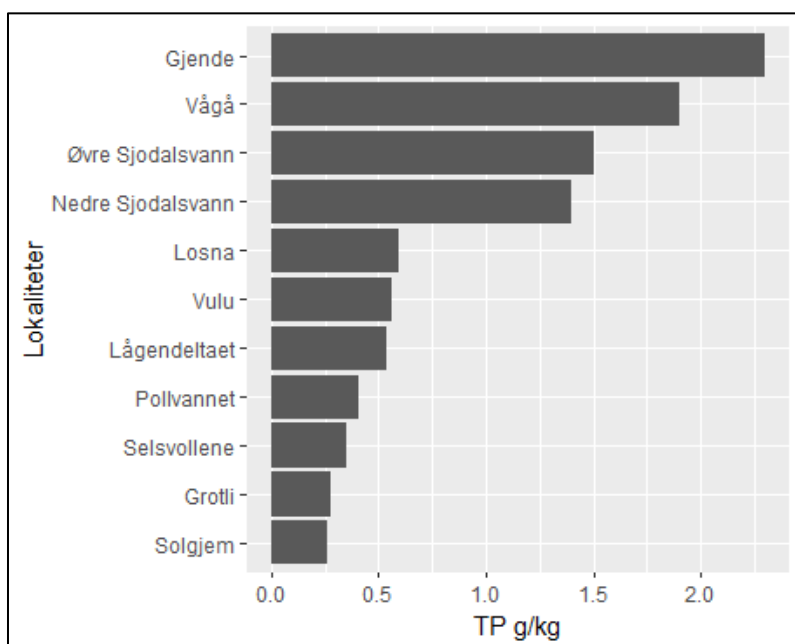
3.3 Analyse (ICP-OES) av sedimentenes sammensetning

På sørsiden av Jotunheimen hvor vi finner Gjende. På grunn av oppholdstiden (teoretisk oppholdstid 2.07 år (Solheim et al., 2021)) vil trolig store mengder brepartikler sedimenteres her, samtidig så vil også større mengder suspenderte sedimenter i denne innsjøen bli fraktet videre i og med at innsjøen er sterkt vindpåvirket. Denne vindpåvirkningen avtar først ved nedre Sjodalvann, noe som gjør at større mengder suspenderte sedimenter kan igjen sedimenteres her. Dermed vil det kunne sedimentere mest i Gjende, så i øvre Sjodalvann, før det så sedimenteres i nedre Sjodalvann. Dette gjenspeiles også på TP konsentrasjonene i sedimentene for disse tre innsjøene (figur 15).

I lokaliteten Vågå, som ligger på nordsiden av Jotunheimen, er TP konsentrasjonen i sedimentene ikke så langt unna de vi finner i Gjende (figur 15). Dette kommer nok trolig av at elven Bøvra renner inn i Ottaelven ikke så langt unna prøvetakingslokaliteten. Nedbørsfeltet til Bøvra er påvirket av breene i Jotunheimen, dermed kommer det trolig større mengder brepartikler til Vågåvatten. Mellom breene i Jotunheimen og Vågåvatten er det ingen innsjøer eller demninger hvor partiklene kan sedimentere, noe som vil si at resuspensjon i elven og transport av betydelige mengder suspenderte sedimenter til Vågå er sannsynlig. Resterende lokaliteter (utenom Mjøsa) viser relativt lave TP verdier (0.26-0.59 g/kg) i sedimentene sammenlignet med Gjende (2.3 g/kg).

Tabell 5 Usikkerheten ved ICP-OES analyse gjennomført ved laboratoriet på NMBU.

Usikkerhet for ICP-analyse				
Prøve	Al	Ca	Fe	P
LOD	0.001888772	0.00050747	0.0025002	0.00132759
LOQ	0.006295907	0.001691567	0.0083339	0.0044253



Figur 15 TP mengde i sedimentene (g TP/kg sediment) for de forskjellige lokalitetene, utenom verdiene for Mjøsa (se figur 17).

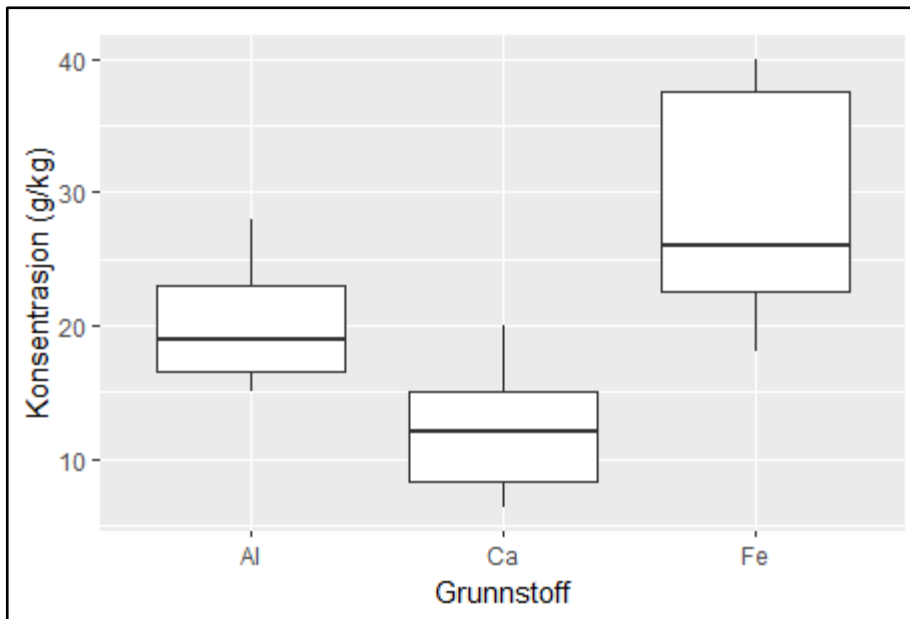
Alle metallene som ble undersøkt korrelerer moderat til sterkt med mengden TP i sedimentene fra ICP-analysene (tabell 6). Det er også en høyere konsentrasjon av Fe i sedimentene enn det er Al og Ca (figur 16), samtidig som Fe korrelerer sterkest med fosfor. For Mjøsa så er det relativt liten forskjell på prøvene, men de viser tendenser til økning av Fe, Al og TP jo lengre ut i Mjøsa en kommer og noe lavere Ca verdier. Konsentrasjonene for Mjøsa er en del høyere enn de fleste verdiene i nedbørsfeltet som vist i figur 17.

Tabell 6 Spearman korrelasjonstest for parametere analysert ved ICP-OES analyse.

ICP-OES	Al	Ca	P
Fe	0.93	-0.123	0.707
Al		-0.0467	0.595
Ca			0.47

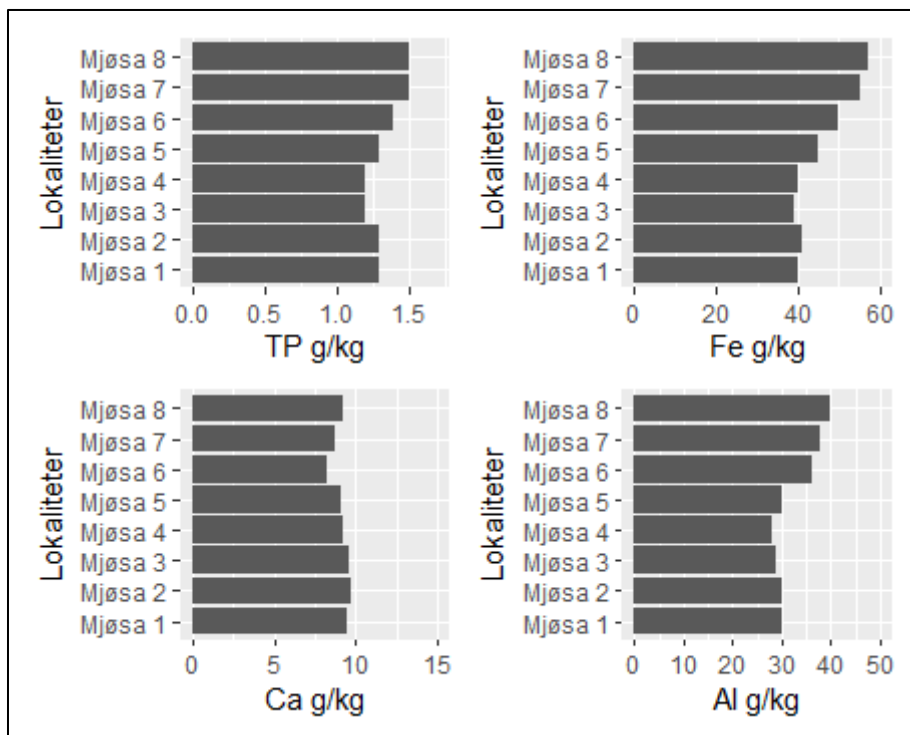
- P-verdi > 0.05
- Veldig sterk positiv korrelasjon
- Sterk positiv korrelasjon
- Moderat positiv korrelasjon
- Moderat negativ korrelasjon

Prøvene som er nord for Breheimen (Grotli, Vulu og Poll) viser en betydelig lavere verdi for TP, noe som tyder på at det er lave fosforverdier i det suspenderte materialet fra breene som renner inn i disse områdene. Dette kommer trolig av at det er andre bergarter som dominerer i disse områdene, i tillegg til at arealet av disse isbreene er mindre. Vulu og Poll har også en høyere TP konsentrasjon sammenlignet med Grotli. Dette kommer trolig av kornstørrelsen på sedimentene, da Grotli har mye større kornstørrelse (vedlegg 8).



Figur 16 Mengden av de forskjellige grunnstoffene i sedimentene analysert ved ICP-OES analyse for alle lokaliteter.

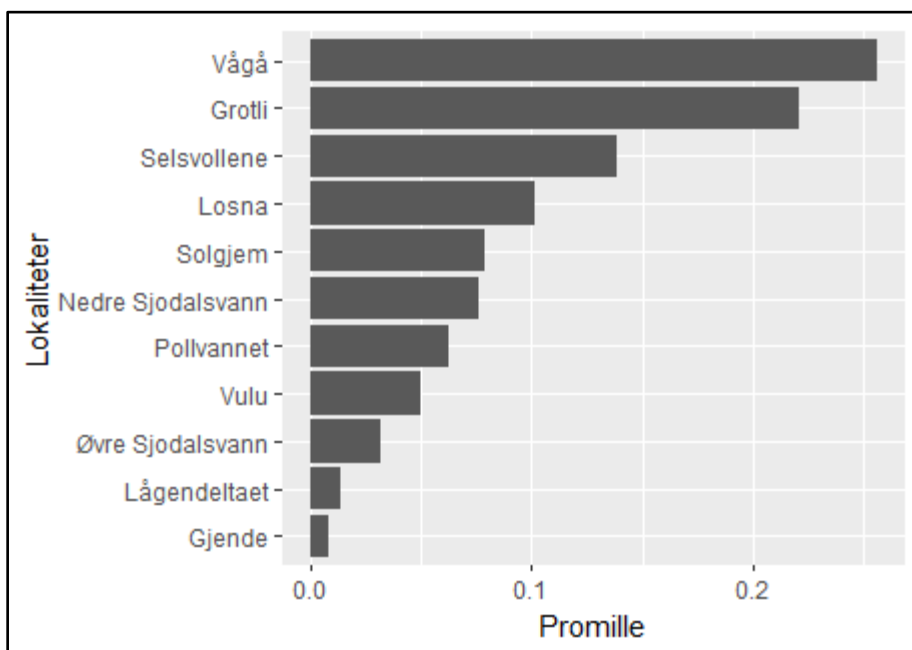
I Mjøsa øker mengden TP, Fe og Al med distansen til Lågen og med dybden prøvene er tatt ved. Dette har trolig med størrelsesfraksjonen på sedimentene, da det finpartikulære materiale vil bli fraktet lengre og sedimentere senere. I tillegg vil større mengder fosfor binde seg til finere partikler.



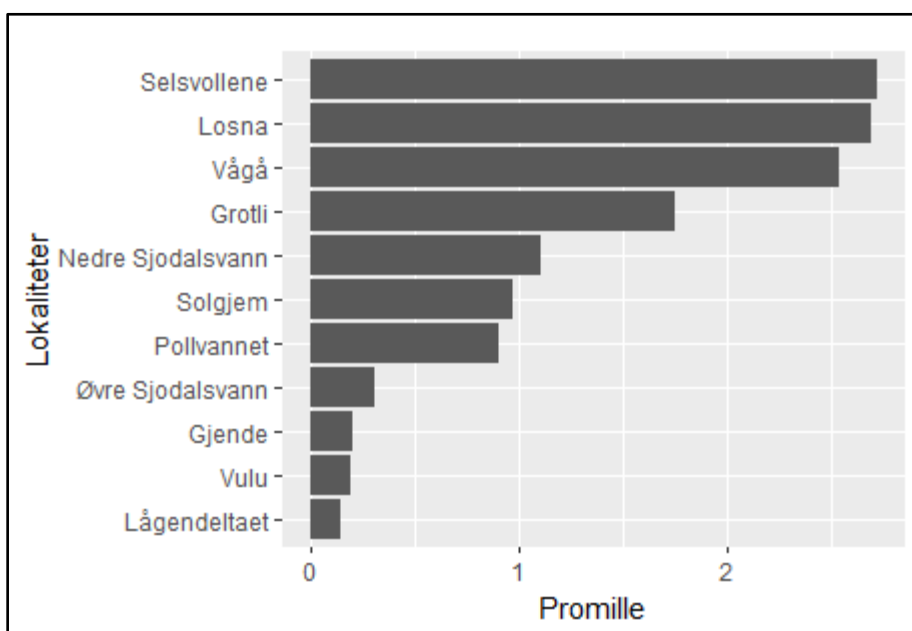
Figur 17 ICP-OES resultater for de forskjellige metallene og TP konsentrasjonene fra Mjøsa.

3.4 Relativ utlekking av fosfat sammenlignet med ICP-OES TP

Totalt lekker det ut relativt små mengder fosfat fra sedimentene som vist i figur 18, figur 19, figur 20 og figur 21. Vågå viser mye større relativ mengde utlekt fosfat sammenlignet med Gjende og Sjødalsvanna, både etter tre dager, og etter ni dager. Selsvollene, Grotli og Losna viser større mengder relativt utlekt fosfat, på samme nivå som Vågå for tre dager, og ni dager utlekking. Gjende med høyest TP verdier har lavest relativ utlekking etter tre dager, og en lav relativ verdi etter ni dager som vist i figur 18 og figur 19. Dette viser en liten andel fosfat vil lekke ut fra det totale fosforet i sedimentene. Spesielt for to av lokalitetene nærme Jotunheimen, Gjende og øvre Sjødalsvann.



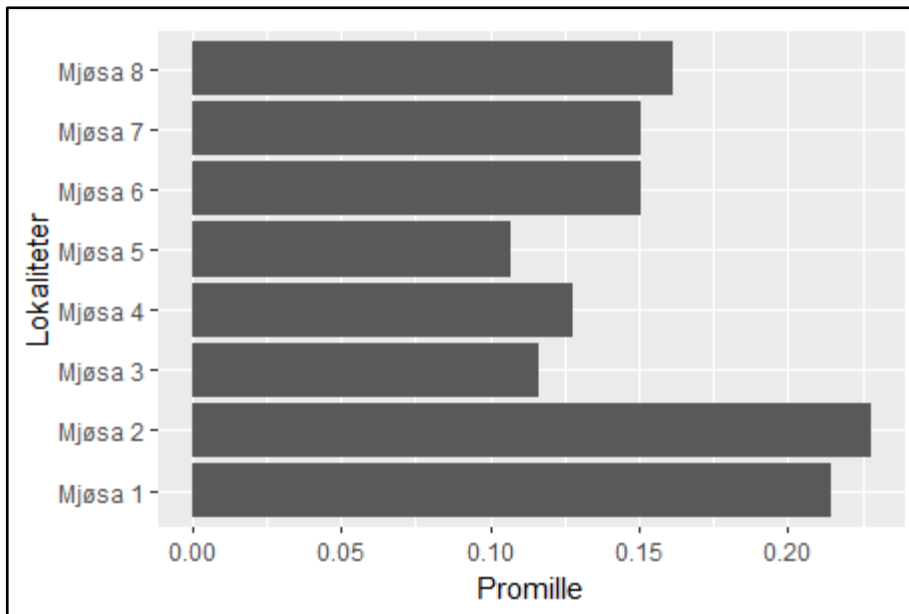
Figur 18 Relativ utlekking av fosfat fra ICP-OES TP konsentrasjoner etter tre dager utlekking for alle lokaliteter med unntak av Mjøsa.



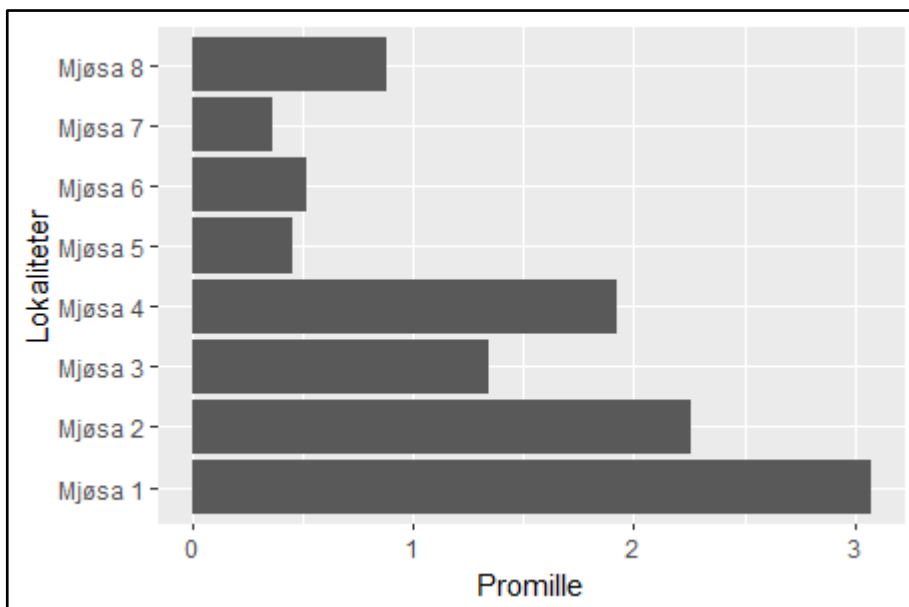
Figur 19 Relativ utlekking av fosfat fra ICP-OES TP konsentrasjoner etter ni dager utlekking for alle lokaliteter med unntak av Mjøsa.

I nedre og øvre Sjødalsvann er mengden organisk materiale relativt høy sammenlignet med andre lokaliteter. Dette sammenfaller med de høye fosfatverdiene som observeres i utlekkingsforsøket (se vedlegg 1), men selv om det er høye fosfatverdier fra utlekking så er det fortsatt relativt lavt sammenlignet med mengden fosfor som er i sedimentene. De større mengdene organisk materiale i Sjødalsvanna kan tyde på at primærproduksjonen i innsjøen er noe høy.

Den relative utlekkingen i Mjøsa ser ut til å bli lavere jo lengre ut i innsjøen en kommer. Dette kan tyde på at mer løslig fosfor sedimenterer nærmere utløpet til Lågen (*figur 20* og *figur 21*). Hvis vi sammenligner *figur 20* og *figur 21* så kan en se at de prøvene med høyest prosentandel utlekt fosfat etter 9 dager også er de prøvene som er tatt på de grunneste områdene. De fire prøvene lengst ut fra Lågen var de prøvene med finest partikler, tatt i betraktning utlekkingshastighet.



Figur 20 Relativ utlekking av fosfat fra ICP-OES TP konsentrasjoner etter tre dager utlekking for lokaliteten Mjøsa.



Figur 21 Relativ utlekking av fosfat fra ICP-OES TP konsentrasjoner etter ni dager utlekking for lokaliteten Mjøsa.

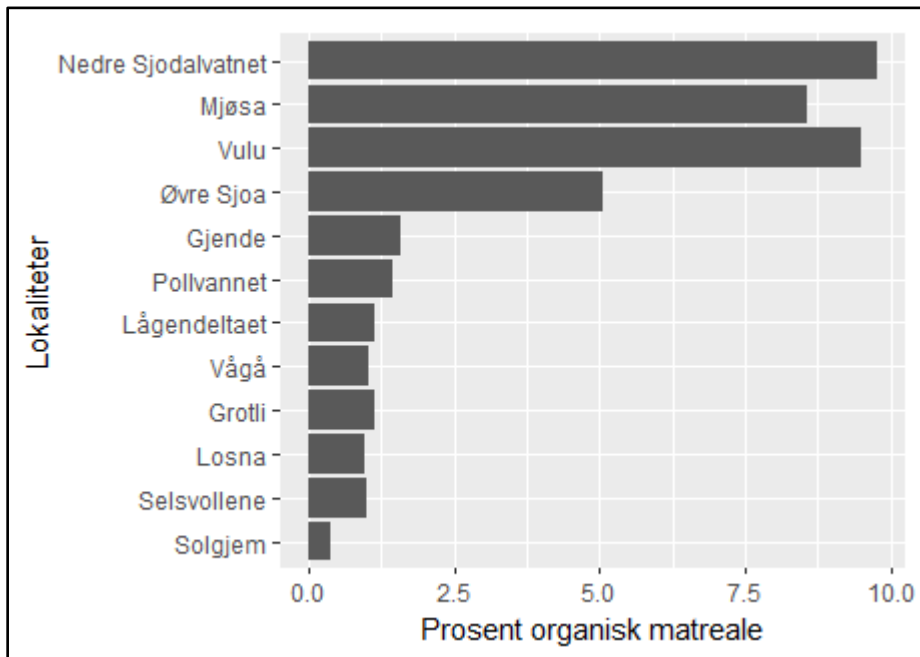
3.5 Glødetap av sedimentprøver

Mengden organisk materiale i Sjudalsvanna kan tyde på en høyere primærproduksjon enn i Gjende (figur 22). I Gjende og Vågå er mengden organisk materiale såpass lave at det vil ha en begrenset påvirkning på utlekkingen av fosfat (ca. 1%). Nedre- og øvre Sjudalsvann, Vuluvannet og Mjøsa har en større mengder organisk materiale i sedimentene sammenlignet med de andre lokalitetene. Mjøsa som er resipient for ett stor nedbørsfelt vil ha stor tilførsel av næringsstoffer og organisk materiale. Det er også en betydelig planktonisk primærproduksjon. Øvre- og nedre Sjudalsvann har en betydelig mengde organisk materiale i sedimentene, dette kan tyde på en høyere biologisk aktivitet som følge av økt tilgang på LRP og bedre lysforhold. Korrelasjon mellom glødetap og mengde utlekt fosfat viser en sterk korrelasjon etter 3 dager (tabell 7). Dette er en korrelasjon som blir lavere hvis vi utelukker lokalitetene til Mjøsa. En sterk korrelasjon mellom utlekt fosfat og glødetap tyder på at organisk materiale har en påvirkning på mengde utlekt fosfat.

Tabell 7 Spearman korrelasjonstest mellom mengde organisk materiale i sedimentene og utlekking fra sedimentene med TP analyse fra ICP-OES.

Organisk matreale	PO4P 3 dager	PO4P 9 dager	ICP TP	PO4P 3 dager uten Mjøsa	PO4P 9 dager uten Mjøsa	ICP TP uten Mjøsa
Glødetap	0.667	0.585	0.5	0.451	0.497	0.536

■	P-verdi > 0.05
■	Veldig sterk positiv korrelasjon
■	Sterk positiv korrelasjon
■	Moderat positiv korrelasjon
■	Moderat negativ korrelasjon



Figur 22 Gjennomsnitt av mengde organisk materiale i sedimentene for hver lokalitet.

4 Diskusjon

4.1 Lekker det ut fosfat fra brepartikler i vannsøylen og fra sedimentene?

Resultatene fra forsøkene gjennomført i denne oppgaven kan tyde på at fosfat kan desorberer fra brepartikler i en begrenset mengde. Fosforverdiene i sedimentene fra ICP-OES analyse fra Gjende, øvre- og nedre Sjødalsvann og Vågå (nærmest Jotunheimen) viser høye totalt-fosfor verdier (*figur 15*). Dette tyder på at fosfor i sedimentene er assosiert med brepartikler som sedimenterer, dette sammenfaller med annen litteratur som beskriver observasjoner hvor brepartikler tilfører uorganisk fosfor til bremarginale vann i betydelige mengder (Chillrud et al., 1994; Hodson et al., 2004). De samme artiklene beskriver også at biotilgjengeligheten er lav, noe som sammenfaller med resultatene til den prosentvise utlekkingen i Gjende, nedre og øvre Sjødalsvann. I tillegg til dette er pH mellom ca. 6 og 7 i hele nedbørsfeltet. Det er i dette sjiktet (og litt lavere) hvor fosfat er mest løselig fra jern- og aluminiums hydroksider og kalsiumskomponenter (VanLoon & Duffy, 2017b). Fosfat sin tilgjengelighet ved en slik pH kan også støttes opp under av målinger av Gjende for klorofyllfluorescens gjort gjennom ØKOSTOR i perioden 2016-2020. Overvåkning av planteplankton i Gjende viser at algebiomassen i årene 2019-2020 var relativt høy og tidvis dominert av relativt næringskrevende kiselalger. (Solheim et al., 2017; Solheim et al., 2018; Solheim et al., 2019; Solheim et al., 2021; Solhjem et al., 2020). Dette er en indikasjon på at det er en del løst fosfor tilgjengelig.

Fosfor i sedimenter er ofte forbundet med jern- og aluminiums hydroksider, dermed er tilstedeværelsen av disse to metallene i sedimentene som forventet, også dette samsvarer med annen litteratur (Danen-Louwerse et al., 1993; Klotz, 1985; Olila & Reddy, 1993). Dermed er også korrelasjonen mellom Fe/Al og fosfor i sedimentene som forventet (*tabell 6*). At jern korrelerer sterkest støttes av annen litteratur som viser til at jern er det viktigste metallet for å binde opp fosfor i sedimenter (Boström et al., 1988a; Fox, 1989; Olila & Reddy, 1993). Dette er også observasjoner som er tydelig i Mjøsa sine sedimenter, som vist i *figur 17*.

Korrelasjonen turbiditet i Gjende har til Fe og Al tyder også på at de suspenderte partiklene inneholder mye av disse to metallhydroksidene (*tabell 3*). Hvor mye som desorberer avhenger av hvor sterkt bundet fosforet er bundet til disse metallene, noe som avgjøres av blant annet opphavsmaterialets egenskaper. Derfor vil det være fordelaktig om det undersøkes nærmere hvilken spesiering disse partiklene har. Når dette er sagt så er kornstørrelsen for de forskjellige prøvene skjevt fordelt, spesielt for de lokalitetene nærmest Jotunheimen. Dermed er kanskje ikke høye fosforverdier i sedimentene ved disse lokalitetene en overraskelse da finere

kornstørrelse har en mulighet til å binde opp mer fosfor (Hodson et al., 2004; Meng et al., 2014; Stone & Mudroch, 1989). I tillegg til dette så vil de høye fosforverdier i sedimentene trolig diffundere relativt sakte på grunn av lave temperaturer i disse områdene (Froelich, 1988).

Økningen av fosfat sammen med økningen i turbiditeten i vannsøylen i Gjende (se *figur 11*) tyder på at det lekker ut fosfat fra brepartikler i vannsøylen. Dette sammenfaller med Bogen (1989) og Orwin & Smart (2004) sine observasjoner. Korrelasjonen mellom turbiditet og fosfat i det øverste sjiktet i Gjende (0.607, p-verdi: 0.00456) for 2022 tyder også på at fosfat desorberer fra brepartikler. Dette kan være en følge av det som blir diskutert i Chillrud (1994), hvor ioner dissosierer og det kan oppstå ionebytte når de subglasiale elvene blandes med det ionefattige supraglasiale vannet. En reduksjon av fosfat i det nederste sjiktet kan tyde på mikrobiell aktivitet som tar opp fosfat. De lave fosfatverdiene i Gjende kan komme av at det er en raskere omløpshastighet av fosfor i oligotrofe vann (Wetzel, 2001b). De høyere konsentrasjonene av Fe og Al i det øverste sjiktet sammenlignet med det nederste sjiktet kommer mest sannsynlig av den høyere turbiditeten i det øverste sjiktet. Ingen forskjell på TP og fosfat kommer trolig av at hele vannsøylen som regel er i omrøring (Solheim et al., 2021). Forskjellen på det øverste sjiktet og det nederste sjiktet kan også komme av høy turbulens som oppstår av mye vind i området (Byrkjedal et al., 2019), som fører til at partiklene holder seg i suspensjon (Wetzel, 2001a). Partikler vil dermed ha en mulighet til å bli transportert videre nedover i nedbørsfeltet. Her vil trolig fast fase diffusjon spille en større rolle, da det tar lengre tid for fosfat å diffundere.

Hodson et al. (2004) viser til at sedimenter i innsjøer koblet til isbreer på den nordlige halvkule har en konsentrasjon på fosfor mellom 0.23-0.67 g/kg. Sammenlignet med ICP-resultatene (*figur 15*) hvor TP ligger mellom 0.26 og 2.3 g/kg. Dette tyder på at det er en høyere konsentrasjon av TP i Gudbrandsdalslågens sedimenter sammenlignet med innsjøene presentert i denne artikkelen, da spesielt prøvetakingslokalitetene nærmest Jotunheimen (Gjende: 2.3 g/kg, Øvre Sjødalsvann: 1.5 g/kg, Nedre Sjødalsvann: 1.4 g/kg og Vågå: 1.9 g/kg).

Den relative utlekkingen fra nedbørsfeltet tyder på at det lekker ut relativt lite fosfat fra sedimentene (se *figur 18*, *figur 19*, *figur 20* og *figur 21*). Det lekker ut på det meste tre promille, dette er under forhold som promoterer utlekking og desorpsjon fra partikler. Det er en relativt høy temperatur (rundt 22°C) og deionisert vann, hvor begge disse to faktorene promoterer desorpsjon.

ICP-OES analysen som ble brukt i denne oppgaven gir høyere konsentrasjoner av fosfor enn det en vil forvente under naturlige forhold. ICP-OES vil også trekke ut mer fosfor fra strukturen

enn det som vil bli tilgjengelig i naturen, dette er fordi agarmorter er med på å knuse større strukturer (1-2 mm i diameter) ned til fint støv. Samtidig som analysen bruker sterk syre (salpetersyre) for å løse opp prøven og for å redusere prøvematerialet for å holde metallene det i en stabil form da dette er lettere å analysere (Standard Norge, 2017). Dermed kan en lav relativ utlekking under disse forholdene være en konsekvens av at analysen gir unaturlige høye konsentrasjoner.

ICP-OES analysen ble kun gjennomført for ett av replikatene fra hver lokalitet. Det hadde vært en fordel om alle replikatene ble analysert, da dette hadde gitt et klarere bilde på forholdene ved de forskjellige lokalitetene. Finansielle begrensninger førte til at dette ikke var mulig.

4.2 Lekker det ut fosfat fra brepartikler nedover i nedbørsfeltet?

Som påpekt under forrige deloverskrift er det høye TP konsentrasjoner i sedimentene høyt oppe i nedbørsfeltet (Gjende, nedre- og øvre Sjødalsvann og Vågå (*figur 15*)). Lengre ned i nedbørsfeltet reduseres disse konsentrasjonene betraktelig, dette kan komme av en noe større kornstørrelse ved disse prøvene (vedlegg 8). Samtidig kommer dette trolig av at brepartiklene sedimenterer ved de mange innsjøer og demninger nedover i Lågen, slik som Maavara et. al. (2015) beskriver om demningers evne til å holde tilbake partikulært fosfor. Høyere fosfatverdier i vannsøylen nedover i nedbørsfeltet kommer muligens av økt jordbruk og vegetasjon, men det kan også komme fra utlekking av sedimentene. I tillegg er mengden organisk materiale i sedimentene ved øvre- og nedre Sjødalsvann (*figur 22*) et noe overraskende funn.

En slik uventet økning i mengden organisk materiale kan enten komme av tilførsel av alloktont materiale eller økt primærproduksjon som følge av økt tilgang på en begrensende faktor. Eksempler på dette kan være: økt tilgang på fosfat fra diffusjonsprosesser fra brepartikler, økt tilgang på LRP og organisk materiale fra hyttebebyggelse eller variasjoner ved prøvetaking. Det kan også komme av at øvre- og nedre Sjødalsvann er mindre vindpåvirket enn Gjende (Byrkjedal et al., 2019), noe som gjør det enklere for partikulært materiale å sedimentere. En rapport som undersøkte disse innsjøene i 2013 tyder på et noe høyere totalt algevolum sammenlignet med Gjende (Løvik & Skjelbred, 2013), noe som også kan komme av bedre lysforhold, da mye partikler vil sedimentere lengre oppe i nedbørsfeltet. Organisk materiale fra primærprodusenter i vannsøylen kan også bli brutt ned i stor grad (>99% på vei ned til sedimentene)(Wetzel, 2001c). Det vil si at mengden organisk materiale i disse sedimentene kan også komme fra alloktont materiale, men på grunn av lave TOC verdier vil det ikke bare være alloktont materiale. Trolig kommer innholdet fra en kombinasjon av disse to faktorene (Von Wachenfeldt & Tranvik, 2008). Det å bruke denne informasjonen for å bedømme hvor mye

utlekking det er i denne delen av nedbørsfeltet er ganske usikkert. Det vil derfor være fordelaktig å undersøke videre spesieringen av det organiske materiale i disse innsjøene for å kunne bedømme primærproduksjonen i innsjøen.

Som vist i resultater lekker det ut mer reaktiv fosfat fra sedimentene relativt til TP mengden for lokaliteten Vågå. Dette kan komme av at brepartikler tar opp fosfat ved blandingssonen mellom Bøvra og Otta, da det er jordbruksområder mellom Pollvannet og Vågå. Dette kan ha ført til at fosfat som kommer fra delnedbørsfeltet til Otta har bundet seg til utsiden av disse partiklene, slik som Hodson et. al. (2004) drar frem som en mulig egenskap hos brepartikler. Det vil si at brepartikler i dette nedbørsfeltet kan fungere som fosforbegrensende. I tillegg til dette så er den relativt høye utlekkingen trolig en følge av de gunstige desorpsjonsforholdene som sedimentene ble utsatt for under utlekkingsforsøket. Denne utlekkingen kan også komme fra organisk materiale i sedimentene, da mengden organisk materiale korrelerer moderat til sterkt med fosfat både etter tre og ni dager med utlekking (se *tabell 7*).

Vannprøvemålingen fra lokaliteten Otta før Lågen viser relativt høye konsentrasjoner på flere av parameterene, da spesielt fosfat og TP. Dette kan være en indikasjon på at det lekker ut fosfat fra sedimentene ved demningen ovenfor denne prøvetakingslokaliteten (se *figur 12*). Dette sammenfaller med utlekking av LRP som blir dratt frem i artikkelen Maavara et. al. (2015), hvor demninger kan holde igjen ureaktivt partikulært fosfor og transportere reaktivt fosfor videre. Igjen så er slike enkeltmålinger usikre, dermed er det sannsynlig flere årsaker til dette. Dagene før, og under første dag med prøvetaking var det nedbør (*figur 4*), noe som kan ha ført til økt avrenning fra omkringliggende områder, dette kan ha ført til en økning i fosfatkonsentrasjoner. Det er også grunn til å tro at det er en viss påvirkning fra jordbruk og punktforurensning (se *figur 8*). Mengden uorganisk materiale ved denne lokaliteten gjenspeiles ved relativt høye SGR verdier (se *figur 14*). Disse verdiene kommer trolig med tilførsel av alloktont materiale fra for eksempel jordbruk, punktforurensning, skog og snaumark. Det er også verdt å påpeke at denne prøven ble tatt i en del av elven hvor det var mye turbulens, noe som kan ha ført til en jevnere fordeling av suspenderte partikler, da turbulens er med på å hindre sedimentasjon.

Vannprøven Lågen før Otta viser de høyeste Ca verdiene, og dette er de høyeste Ca verdiene i hele nedbørsfeltet, noe som trolig kommer fra berggrunnen (kalkfyllitt) ovenfor prøvetakingslokaliteten (se *figur 3*). Dette er med på å påvirke Ca konsentrasjonen nedover i nedbørsfeltet. Dette fører også til en høyere pH nedover i Lågen som vist i *figur 12*. Dette kan

være med på å påvirke utlekkingspotensialet til de suspenderte sedimentene i den retning at de binder seg sterkere til partiklene i og med at pH er på over 7 (VanLoon & Duffy, 2017b).

4.3 Påvirker brepartikler Mjøsa sin primærproduksjon?

I perioder med lavere vannføring kan de suspenderte brepartiklene sedimentere ved lengre oppholdstid, dermed vil mengden brepartikler som transporteres ned til Mjøsa være relativt liten store deler av året. Det er en vårflom hvert år i Lågen, dette varierer i størrelse og lengde (eksempel 2022, *figur 2*). Vårflommen har som potensiale å resuspendere store mengder sedimenter nedover i nedbørsfeltet slik som Phillips et al. (2019) konkluderer med. Slike perioder kan føre til at store mengder sedimenter blir tilført Mjøsa på kort tid. Dette sammenfaller med de store flommene i 2011, 2013 og 2014, hvor store mengder sedimenter ble tilført Mjøsa (Thrane et al., 2021).

I tillegg til at en slik flomtopp kan resuspendere sedimenter så oppstår slike flomperioder ofte av en kombinasjon med større mengder nedbør og ved en temperatur over frysepunktet. Det er også under slike forhold isbreer har en tendens til å produsere større mengder breslam, da som følge av raskere glidning og økt erosjon (Bogen, 1989; Orwin & Smart, 2004). Dette kan føre til at større mengder suspenderte brepartikler holdes i suspensjon og blir transportert til Mjøsa.

Slike mengder partikler kan ha flere effekter. Det kan føre til en økning i konsentrasjon av næringsstoffer, noe som kan føre til en økt primærproduksjon. Partikler av denne typen kan også føre til en reduksjon av solinnstråling da de øker lysattenuasjonen og gir lavere siktedyp, noe som reduserer dybden på den eufotiske sonen. Dermed kan partikler som kommer til Mjøsa ha en positiv og negativ påvirkning på primærproduksjonen. En mulig lysreduksjon som følge av dette kommer frem i flere av årsrapportene fra tiltaksorientert overvåkning av Mjøsa ved prøvestasjonen Brøttum, nord i Mjøsa (Thrane et al., 2021).

Den prosentvise utlekkingen fra sedimentene i Mjøsa gir en indikasjon på at sedimentene nærmest Lågen lekker relativt ut mest fosfat. Dette kan ha med hvor forskjellige partikkelstørrelser sedimenterer, da mindre partikkelstørrelser sedimenterer lengre ut i Mjøsa. Disse partiklene er kjent for å ha sterke bindinger til fosfor, noe som blir presentert i Froelich (1988). Dette gjenspeiles på tiden det tok for utlekkingsforsøket å bli gjennomført for de fire siste prøvene for Mjøsa. Dette er også noe som kan forklare forskjellen på mengden mengden utlekt fosfat. Leirpartikler har en tendens til å holde større mengder fosfor, da også brepartikler som de konkluderer med i Hodson et. al. (2004). Fe og Al konsentrasjonen er noe høyere på de dypere områdene, noe som også kan forklare den høyere affiniteten til fosfat. I tillegg til dette

så vil påvirkningen fra andre delnedbørsfelt øke med distansen til Lågen (da også økt jordbruk som vist i *figur 8*).

4.4 Hvordan vil overnevnte punkter se ut i fremtiden?

Tilførsel av brepartikler vil trolig bli påvirket av de klimatiske forandringene som er forventet fremover. Isbreene i Jotunheimen vil bli redusert i størrelse eller så kan de helt borte som følge av et varmere klima med mer nedbør (Hanssen-Bauer et al., 2015). Mellom 60% og 100% av isbremassen kan bli borte basert på resultatene til Rounce et al. (2023), men dette avhenger av hvor mye gjennomsnittstemperaturen øker. En økt temperatur og nedbør kan også føre til økt glidning og erosjon hos breene, som igjen vil føre til en økt tilførsel av brepartikler i de innsjøene som er nærmest breene (Gjende, Øvre- og nedre Sjudalsvann og Vågå) slik som flere artikler beskriver (Bogen, 1989; Cook et al., 2020; Orwin & Smart, 2004). En økning i tilførsel av brepartikler kan føre til en høyere tilførsel av LRP, noe som kan være med på å øke primærproduksjonen. En økning av tilførsel av brepartikler kan også være med på å gi en sterkere lysattenuasjon, som kan begrense primærproduksjonen. En økt primærproduksjon kan også oppstå som følge av en forandring hos en av de andre parameterne klimaforandringer vil påvirke, som for eksempel temperatur. Det er også forventet at sommersesongen vil bli lengre, noe som igjen kan føre til en lengre sirkulasjonssesong i disse vannene (Hanssen-Bauer et al., 2015). Det vil lite trolig bli en tydelig sjiktning i disse vanna, siden flere av de er relativt kalde året rundt, selv ved en økning på flere grader.

Økt sannsynlighet for perioder med sterk nedbør og flom kan også føre til at større mengder sedimenter blir transportert nedover i nedbørsfeltet, og til slutt ende opp i Mjøsa (Hanssen-Bauer et al., 2015). Det er derfor tenkelig at det vil oppstå flommer oftere av samme karakter som de i 2011, 2013 og 2014.

En økning i temperatur kan føre til at desorpsjonsprosessene mellom fosfor, metalloksidene og kalsiumskomponentene går raskere (Froelich, 1988). Et varmere klima med flere soldager, perioder med intens nedbør, lengre perioder med tørke og så videre kan også føre til en dårligere økologisk status i Mjøsa. Slike forhold kan legge til rette for økt algevekst og gode forhold for cyanobakterier, som vokser raskt under høy temperatur og god næringstilgang. Dette kan igjen føre til lavere konsentrasjoner av oksygen i det nederste sjiktet. Dette kan promotere interngjødsling, men slike drastiske forandringer er lite sannsynlig sett i korte tidsskalaer (frem til neste århundre), da Lågen er med på å kjøle ned nordenden av Mjøsa i stor grad (Thrane & Økelsrud, 2021b).

Et tenkt scenario hvor nordenden av Mjøsa får en sterk sjiktning med anoksiske forhold i hypolimnion, så kan lagringen av finpartikulært, fosfor- og jernrikt bremateriale ha en stor påvirkning på primærproduksjonen ved interngjødsling.

4.5 Feilkilder

Felt- og laboratoriearbeid har alltid en risiko for feilkilder, noen går uoppdaget hen, mens andre er mer tydelige. I denne oppgaven ble følgende feilkilder oppdaget underveis.

Under gjennomføringen av utlekkingsforsøk oppsto det komplikasjoner som førte til at for mye vann ble ført igjennom pumpen, dette førte til at oppsamlingsplass på undersiden av søylene ble overfylt.

Noen av søylene hadde sedimenter med så fine partikler at vann ikke ville renne igjennom med normal hastighet. Dette førte til at det tok flere dager før vann hadde trukket seg igjennom sedimentene og samlet opp nok prøvemateriale til å gjennomføre analysen for fosfat.

Første dagen hvor tett søyle ble oppdaget hadde det også rent litt over søylens kant. Dette førte til at deionisert vann rant langs søylens ytterside, dette kan igjen ha gått ned i prøveglasset.

Prøvetaking av sedimentprøver ble hovedsaklig gjennomført ved innløp av innsjøer. Dette førte til at sedimentene fikk en stor variasjon på kornstørrelse, noe som kan være med på å gi et feil bilde av mengde fosfor som er i sedimentene som kan bli påvirket av omgivelsene fra ICP-analysen.

Noen sedimentprøver ble trolig tatt i fotisk sone, noe som kan ha påvirket fosforkonsentrasjonen i prøvene.

5 Konklusjon

Ved bruk av ICP-OES analyse og utlekkingsforsøk ble det observert en lav prosentvis utlekking av LRP fra sedimentene i de innsjøene nærmest Jotunheimen. Dette viser at fosforet er sterk bundet til partiklene i sedimentene, noe som trolig kommer av høye konsentrasjoner av Fe, Al og Ca. Dette forklares også av den sterke korrelasjonen metallene Fe og Al har med TP i sedimentene. Selv om fosforet i sedimentene mest trolig er sterk bundet til disse metallene så tyder primærproduksjonen i de samme innsjøene på at det er en betydelig mengde biotilgjengelig fosfor som kommer fra isbreene i Jotunheimen. Denne primærproduksjonen kommer også tydelig frem ved mengden organisk materiale i sedimentprøvene ved nedre- og øvre Sjudalsvann, da det er lite vegetasjon i dette området. Lave fosfatkonsentrasjoner i vannsøylen i disse områdene tyder på rask omløpshastighet og en mulig fosforbegrensning.

Nedover i nedbørsfeltet blir mengden TP i sedimentene redusert til 1/3-1/4 av det vi finner i Gjende som ligger nærmest Jotunheimen. Dette tyder på at fosforet som er forbundet med isbreene sedimenterer langt oppe i nedbørsfeltet, noe som trolig innsjøer og magasiner som øker oppholdstiden og graden av sedimentering. Det vil si at fosfor bundet til brepartikler, påvirker Lågen i en begrenset grad. Samtidig vil finpartikulære brepartikler kunne bli transportert langt. I flomperioder vil partikler som har sedimentert igjennom året kunne resuspendere og bli transportert ned til Mjøsa, og dermed påvirke primærproduksjonen.

Utlekkingsforsøket av sedimentene i Mjøsa tyder på at det lekker ut større mengder fosfat fra sedimenter nærmest utløpet til Lågen. Resultatene tyder på at det kan ha med partikkelstørrelse å gjøre, da utlekkingsforsøket tok betraktelig lengre tid å gjennomføre for de sedimentene lengre ut fra utløpet til Lågen.

I fremtiden vil det trolig bli en økt tilførsel av brepartikler i vassdraget, noe som kan ha en positiv og negativ påvirkning på primærproduksjonen. Enten ved økt tilgang LRP eller ved redusert solinnstråling som følge av økt turbiditet. I tillegg til dette kan de minste breene og brearmene bli delvis til helt borte innen århundreskifte, noe som kan føre til en lav tilførsel av brepartikler i det lange løp.

En grundigere undersøkelse av spesieringen til brepartiklene vil kunne gi et tydeligere bilde på bindingsegenskapene disse innehar. Da partikkelstørrelsene i breslammet, men også hvilke grunnstoff som dominerer. Dette vil igjen kunne gi en tydeligere karakterisering av påvirkningen disse partiklene kan ha på innsjøene rundt Jotunheimen, men også Lågen og Mjøsa.

6 Referanseliste

- Alvarez-Puebla, R. A., Valenzuela-Calahorra, C. & Garrido, J. J. (2004). Modeling the adsorption and precipitation processes of Cu(II) on humin. *J Colloid Interface Sci*, 277 (1): 55-61. doi: 10.1016/j.jcis.2004.04.031.
- Bechmann, M., Thrane, J.-E., Kværnø, S. & Turtumøygard, S. (2021). *Eutrofiering av Mjøsa – kartlegging av årsaksforhold og kilder til fosfor i delnedbørfelt: Gudbrandsdalslågen*. NIBIO.
- Benfield, E. F. (1997). Comparison of Litterfall Input to Streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16 (1): 104-108. doi: 10.2307/1468242.
- Bjune, A. E. (2006). Tregrenser i Sør-Norge etter siste istid. *Naturen*, 130 (4): 196-200. doi: 10.18261/ISSN1504-3118-2006-04-06.
- Blanchet, C., Arzel, C., Davranche, A., Kahilainen, K., Secondi, J., Taipale, S., Lindberg, H., Loehr, J., Manninen-Johansen, S., Sundell, J., Maanan, M. & Nummi, P. (2022). Ecology and extent of freshwater browning - What we know and what should be studied next in the context of global change. *The Science of the total environment*, 812: 152420. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152420.
- Bogen, J. (1989). Glacial Sediment Production and Development of Hydro-Electric Power in Glacierized Areas. *Annals of Glaciology*, 13: 6-11. doi: 10.3189/s0260305500007539.
- Bogen, J., Bønsnes, T. E., Moquet-Stenback, A., Xu, M. & Elster, M. C. (2016). *Gudbrandsdalslågen: sedimentkilder og sedimenttransport som bakgrunn for tiltak i forvaltningsplanen*. Norges vassdrags- og energidirektorat
- Boström, B., Andersen, J. M., Fleischer, S. & Jansson, M. (1988a). Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 170 (1): 229-244. doi: 10.1007/bf00024907.
- Boström, B., Persson, G. & Broberg, B. (1988b). Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia*, 170 (1): 133-155. doi: 10.1007/bf00024902.
- Byrkjedal, Ø., Åkervik, E. & Kjeller Vindteknikk. (2019). Vindressurser. Tilgjengelig fra: <http://gis3.nve.no/link/?link=vindressurser> (lest 10.04.2023).
- Chillrud, S. N., Pedrozo, F. L., Temporetti, P. F., Planas, H. F. & Froelich, P. N. (1994). Chemical weathering of phosphate and germanium in glacial meltwater streams: Effects of subglacial pyrite oxidation. *Limnology and Oceanography*, 39 (5): 1130-1140. doi: 10.4319/lo.1994.39.5.1130.
- Collins, D. (1979). Quantitative Determination of the Subglacial Hydrology of Two Alpine Glaciers. *Journal of Glaciology - J GLACIOLOGY*, 23: 347-362. doi: 10.1017/S0022143000029956.
- Cook, S. J., Swift, D. A., Kirkbride, M. P., Knight, P. G. & Waller, R. I. (2020). The empirical basis for modelling glacial erosion rates. *Nature communications*, 11 (1): 1-7.
- Danen-Louwse, H., Lijklema, L. & Coenraats, M. (1993). Iron content of sediment and phosphate adsorption properties. *Hydrobiologia*, 253 (1-3): 311-317. doi: 10.1007/bf00050751.
- Direktoratsgruppen Vanndirektivet. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Veileder 02:2018. Drikkevannsforskriften. (2016). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (FOR-2016-12-22-1868)*. Forurensningsforskriften. (2004). *Forskrift om begrensning av forurensning (FOR-2004-06-01-931)*.
- Fossen, H. (2008). *Geologi : stein, mineraler, fossiler og olje*. Bergen: Fagbokforlaget.
- Fox, L. E. (1989). A model for inorganic control of phosphate concentrations in river waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 53 (2): 417-428. doi: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(89\)90393-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(89)90393-1).
- Froelich, P. N. (1988). Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism1. *Limnology and Oceanography*, 33 (4part2): 649-668. doi: 10.4319/lo.1988.33.4part2.0649.
- Geonorge. (2022a). *Arealressurkart - AR250 - Arealtyper*: Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/arealressurkart-ar250-arealtyper/de72929c-b250-461a-85d8-2557a2597ab4> (lest 01.11.2022).
- Geonorge. (2022b). *Berggrunn N250*: Norges geologiske undersøkelse (NGU) Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/berggrunn-n250/7c39be66-77b6-4b74-b58d-53b6bee90067> (lest 26.09.2022).
- Gule sider. (2023). *Distanse mellom Fredrikstad, Lillehammer og Gjende*. Tilgjengelig fra: <https://kart.gulesider.no/m/iLT21> (lest 02.05.2022).

- Haggard, B., Ekka, S., Matlock, M. & Chaubey, I. (2004). Phosphate equilibrium between stream sediments and water: Potential effect of chemical amendments. *Transactions of the ASAE*, 47 (4): 1113.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. (2015). *Klima i Norge 2100 : kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015*. NCCS report, b. no. 2/2015. Oslo: Norsk klimaservicesenter.
- Haritashya, U. K., Kumar, A. & Singh, P. (2010). Particle size characteristics of suspended sediment transported in meltwater from the Gangotri Glacier, central Himalaya — An indicator of subglacial sediment evacuation. *Geomorphology*, 122 (1): 140-152. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.006>.
- Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S. & Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750 (1): 147-170. doi: 10.1007/s10750-014-2166-0.
- Hodson, A., Mumford, P. & Lister, D. (2004). Suspended sediment and phosphorus in proglacial rivers: bioavailability and potential impacts upon the P status of ice-marginal receiving waters. *Hydrological processes*, 18 (13): 2409-2422.
- House, W. A., Jickells, T. D., Edwards, A. C., Praska, K. E. & Denison, F. H. (1998). Reactions of phosphorus with sediments in fresh and marine waters. *Soil Use and Management*, 14 (s4): 139-146. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1998.tb00632.x>.
- Kilden NIBIO. (2023). I: *Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO)* (Kilden). Tilgjengelig fra: https://kilden.nibio.no/?topic=skogportal&lang=nb&X=6869419.76&Y=174505.47&zoom=3.3512824297097126&bgLayer=graatone_cache&layers=skogressurs_treslag_r&layers_opacity=0.75# (lest 15.02.2023).
- Kim, Y., Kimball, J. S., Parazoo, N. & Kirchner, P. (2021). Diagnosing Environmental Controls on Vegetation Greening and Browning Trends Over Alaska and Northwest Canada Using Complementary Satellite Observations. I, s. 583-613: Springer International Publishing.
- Klotz, R. L. (1985). Factors controlling phosphorus limitation in stream sediments1. *Limnology and Oceanography*, 30 (3): 543-553. doi: 10.4319/lo.1985.30.3.0543.
- Krogstad, T. & Rakić, V. (2016). *The use of natural zeolite (clinoptilolite) for the treatment of farm slurry and as a fertilizer carrier : monograph based on results from the HERD program for the period 2012-2015*. NMBU scientific report, b. 1. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Faculty of Environmental Sciences and Technology, Department of Environmental Sciences.
- Kumar, A., Gokhale, A. A., Shukla, T. & Dobhal, D. P. (2016). Hydroclimatic influence on particle size distribution of suspended sediments evacuated from debris-covered Chorabari Glacier, upper Mandakini catchment, central Himalaya. *Geomorphology*, 265: 45-67. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.04.019>.
- Lister, H. (1981). Particle Size, Shape, and Load in a Cold and a Temperate Valley Glacier. *Annals of Glaciology*, 2: 39-44. doi: 10.3189/172756481794352397.
- Løvik, J. & Skjelbred, B. (2013). *Overvåking av innsjøer i Sjoavassdraget og Vinstravassdraget 2013*: Norsk institutt for vannforskning.
- Meng, J., Yao, Q. & Yu, Z. (2014). Particulate phosphorus speciation and phosphate adsorption characteristics associated with sediment grain size. *Ecological Engineering*, 70: 140-145. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.05.007>.
- Mortimer, C. H. (1971). CHEMICAL EXCHANGES BETWEEN SEDIMENTS AND WATER IN THE GREAT LAKES-SPECULATIONS ON PROBABLE REGULATORY MECHANISMS1. *Limnology and Oceanography*, 16 (2): 387-404. doi: 10.4319/lo.1971.16.2.0387.
- Mulholland, P. J., Newbold, J. D., Elwood, J. W. & Hom, C. L. (1983). The Effect of Grazing Intensity on Phosphorus Spiralling in Autotrophic Streams. *Oecologia*, 58 (3): 358-366.
- Maavara, T., Parsons, C. T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Dürr, H. H., Powley, H. R. & Van Cappellen, P. (2015). Global phosphorus retention by river damming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112 (51): 15603-15608. doi: 10.1073/pnas.1511797112.

- NEVINA. (2022). Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse. Tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no/> (lest 19.09.2022).
- NGU, N. G. U. (2022). Norsk Geologisk Undersøkelse NGU. I: *Norsk Geologisk Undersøkelse NGU*. Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/ (lest 25.04.2022).
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2022). *Nedlasting av fagdata*. Data for elveløp og vassdragsområde: NVE. Tilgjengelig fra: <https://nedlasting.nve.no/gis/> (lest 19.09.2022).
- Norsk klima service senter. (2023). *Observasjoner og værstatistikk ved Otta værstasjon*. Tilgjengelig fra: <https://seklima.met.no/observations/> (lest 01.02.2023).
- Olila, O. G. & Reddy, K. R. (1993). Phosphorus sorption characteristics of sediments in shallow eutrophic lakes of Florida. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 129: 45-65.
- Orwin, J. F. & Smart, C. C. (2004). Short-term spatial and temporal patterns of suspended sediment transfer in proglacial channels, small River Glacier, Canada. *Hydrological Processes*, 18 (9): 1521-1542. doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.1402>.
- Phillips, C. B., Dallmann, J. D., Jerolmack, D. J. & Packman, A. I. (2019). Fine-Particle Deposition, Retention, and Resuspension Within a Sand-Bedded Stream Are Determined by Streambed Morphodynamics. *Water resources research*, 55 (12): 10303-10318. doi: 10.1029/2019WR025272.
- Porder, S. & Ramachandran, S. (2013). The phosphorus concentration of common rocks—a potential driver of ecosystem P status. *Plant and soil*, 367 (1): 41-55.
- Roden, E. & Edmonds, J. (1997). Phosphate Mobilization in Iron-Rich Anaerobic Sediments: Microbial Fe(III) Oxide Reduction Versus Iron-Sulfide Formation. *Archiv fur Hydrobiologie*, 139: 347-378. doi: 10.1127/archiv-hydrobiol/139/1997/347.
- Rounce, D. R., Hock, R., Maussion, F., Hugonnet, R., Kochtitzky, W., Huss, M., Berthier, E., Brinkerhoff, D., Compagno, L., Copland, L., Farinotti, D., Menounos, B. & McNabb, R. W. (2023). Global glacier change in the 21st century: Every increase in temperature matters. *Science*, 379 (6627): 78-83. doi: 10.1126/science.abo1324.
- Salvia-Castellvi, M., Dohet, A., Borghet, P. & Hoffmann, L. (2001). Control of the eutrophication of the reservoir of Esch-sur-Sûre (Luxembourg): Evaluation of the phosphorus removal by predams. *Hydrobiologia*, 459: 61-71. doi: 10.1023/A:1012548006413.
- Schindler, D. W. (1974). Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science*, 184 (4139): 897-9. doi: 10.1126/science.184.4139.897.
- Schou Jensen, E., Engen, Ø. & Sunde, B. (2011). *Bergarter og mineraler*. 2. utg. utg. Sten i farver. Oslo: Cappelen Damm faktum.
- Sildre. (2023). *Vannføring Losna*: Norges vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra: https://sildre.nve.no/station/2.145.0?2.145.0.1001_period=custom&2.145.0.1001_res=0&2.145.0.1001_to=2023-01-06&2.145.0.1001_from=2018-01-06 (lest 17.01.2023).
- Solheim, A. L., Schartau, A. K., Bongard, T., Bækkelie, K. A. E., Edvardsen, H., Moe, T. F., Jensen, T. C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O. T., Skjelbred, B. & Walseng, B. (2017). *ØKOSTOR: Økosystemovervåking av store innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften*.
- Solheim, A. L., Schartau, A. K., Bongard, T., Bækkelie, K. A. E., Dokk, J. G., Edvardsen, H., Moe, T. F., Gjelland, K. Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T. C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O. T., Skjelbred, B. & Walseng, B. (2018). *ØKOSTOR 2017: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften*.
- Solheim, A. L., Schartau, A. K., Bongard, T., Bækkelie, K. A. E., Dahl-Hansen, G., Demars, B. O. L., Dokk, J. G., Gjelland, K. Ø., Hammenstig, D., Jensen, T. C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O. T., Skjelbred, B., Jessen, M. T. S. & Walseng, B. (2019). *ØKOSTOR 2018: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften*.
- Solheim, A. L., Thrane, J. E., Skjelbred, B., Økelsrud, A., Håll, J. & Kile, M. R. (2020). *Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2019*. NIVA: Norsk institutt for vannforskning
- Solheim, A. L., Schartau, A. K., Persson, J., Bækkelie, K. A. E., Dahl-Hansen, G., Demars, B. O. L., Dokk, J. G., Gjelland, K. Ø., Hammenstig, D., Havn, T. B., Jensen, T. C., Lie, E. F., Mjelde,

- M., Skjelbred, B., Jenssen, M. T. S. & Walseng, B. (2021). *ØKOSTOR 2020: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften*: Norsk institutt for vannforskning.
- Solheim, A. L., Haande, S., Dillinger, B. N., Persson, J., Skjelbred, B. & Mjelde, M. (2022). *Eutrofiering av norske innsjøer. Tilstand og trender*: Norsk institutt for vannforskning.
- Solhjem, A. L., Schartau, A. K., Bongard, T., Bækkeli, K. A. E., Dahl-Hansen, G., Demars, B. O. L., Dokk, J. G., Sandlund, O. T., Skjelbred, B., Jenssen, M. T. S. & Walseng, B. (2020). *ØKOSTOR 2019: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften*: Norsk institutt for vannforskning.
- Standard Norge. (2004). *ISO 6878:2004 Water quality — Determination of phosphorus — Ammonium molybdate spectrometric method*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=122609> (lest 02.08.2022).
- Standard Norge. (2017). *NS-EN 16943:2017 Næringsmidler Bestemmelse av kalsium, kobber, jern, magnesium, mangan, fosfor, kalium, natrium, svovel og sink ved ICP-OES*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=928434> (lest 11.04.2023).
- Standard Norge. (2021). *NS-EN 15935:2021 Jord, avfall, behandlet organisk avfall og slam — Bestemmelse av glødetap*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=1370713> (lest 11.04.2023).
- Stibal, M., Tranter, M., Telling, J. & Benning, L. G. (2008). Speciation, phase association and potential bioavailability of phosphorus on a Svalbard glacier. *Biogeochemistry*, 90 (1): 1-13. doi: 10.1007/s10533-008-9226-3.
- Stone, M. & Mudroch, A. (1989). The effect of particle size, chemistry and mineralogy of river sediments on phosphate adsorption. *Environmental Technology Letters*, 10 (5): 501-510. doi: 10.1080/09593338909384766.
- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis*.
- Strokal, M. & Kroeze, C. (2020). Water, society and pollution in an urbanizing world: recent developments and future challenges. *Current opinion in environmental sustainability*, 46: 11-15. doi: 10.1016/j.cosust.2020.10.003.
- Stuen, O. H. (2023). *Fakta om Mjøsa*. Vassdragsforbundet. Tilgjengelig fra: <https://www.vassdragsforbundet.no/fakta-om-mjosa/> (lest 06.02.2023).
- Thrane, J. E., Økelsrud, A., Skjelbred, B., Ranneklev, S. B., Håll, J. & Kile, M. R. (2021). *Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2020*: Norsk institutt for vannforskning.
- Thrane, J. E. & Økelsrud, A. (2021b). *Miljøtilstanden i Mjøsa med tilløpselver 2020*. NIVA og Vassdragsforbundet: NIVA.
- Thrane, J. E., Økelsrud, A., Skjelbred, B., Håll, J. & Røst, M. K. (2022). *Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Hovedrapport for 2021*. NIVA: Norsk institutt for vannforskning.
- VanLoon, G. W. & Duffy, S. J. (2017a). *Environmental chemistry : a global perspective*. 4 utg. Kapittel 10. Oxford: Oxford University Press.
- VanLoon, G. W. & Duffy, S. J. (2017b). *Environmental chemistry : a global perspective*. 4 utg. Kapittel 14. Oxford: Oxford University Press.
- Von Wachenfeldt, E. & Tranvik, L. J. (2008). Sedimentation in Boreal Lakes—The Role of Flocculation of Allochthonous Dissolved Organic Matter in the Water Column. *Ecosystems*, 11 (5): 803-814. doi: 10.1007/s10021-008-9162-z.
- Wetzel, R. G. (1990). *Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators*.
- Wetzel, R. G. (2001a). *Limnology Lake and River Ecosystems. Kapittel 7, b*. Third edition Academic press.
- Wetzel, R. G. (2001b). *Limnology Lake and River Ecosystems. Kapittel 13, b*. Third edition Academic press.
- Wetzel, R. G. (2001c). *Limnology Lake and River Ecosystems. Kapittel 17, b*. Third edition Academic press.

- Worrall, F., Harriman, R., Evans, C. D., Watts, C. D., Adamson, J., Neal, C., Tipping, E., Burt, T., Grieve, I., Monteith, D., Naden, P. S., Nisbet, T., Reynolds, B. & Stevens, P. (2004). Trends in Dissolved Organic Carbon in Uk Rivers and Lakes. *Biogeochemistry*, 70 (3): 369-402.
- Zah, R. & Uehlinger, U. (2001). Particulate organic matter inputs to a glacial stream ecosystem in the Swiss Alps. *Freshwater Biology*, 46 (12): 1597-1608. doi: 10.1046/j.1365-2427.2001.00847.x.

Vedlegg 3: Glødetap

Glødetap	4 timer på 500 grader C					
Vekt i gram	Kjeramikkskål tom	Sediment før tap	Sediment etter tap	Total tap i g	Total tap i %	Total sediment uten skål (g)
1	12.9	17.93	17.91	0.02	0.4	5.0
2	12.7	17.81	17.79	0.02	0.4	5.1
3	11.0	14.10	14.07	0.03	1.0	3.1
4	11.2	15.66	15.62	0.04	0.9	4.5
5	11.0	14.74	14.70	0.04	1.1	3.7
6	11.1	14.81	14.77	0.04	1.0	3.7
7	13.0	17.27	17.24	0.03	0.6	4.2
8	11.0	15.19	15.17	0.02	0.5	4.2
9	10.9	15.14	15.10	0.04	1.0	4.2
10	13.2	16.99	16.95	0.04	1.0	3.8
11	12.0	16.15	16.11	0.04	1.0	4.2
12	11.2	15.38	15.33	0.04	1.0	4.2
13	11.2	14.93	14.89	0.04	1.1	3.8
14	11.0	16.60	16.57	0.03	0.6	5.6
15	11.5	15.89	15.84	0.05	1.1	4.4
16	13.2	18.16	18.15	0.02	0.3	4.9
17	11.0	15.13	15.12	0.02	0.4	4.1
18	11.3	16.20	16.18	0.02	0.4	4.9
19	11.0	12.80	12.62	0.17	9.8	1.8
20	12.9	14.61	14.45	0.16	9.1	1.7
21	10.4	12.83	12.63	0.20	8.1	2.4
22	13.1	16.75	16.71	0.04	1.2	3.6
23	12.6	16.38	16.32	0.05	1.5	3.8
24	13.1	16.69	16.64	0.05	1.3	3.6
25	11.5	14.30	14.12	0.18	6.4	2.8
26	11.6	14.52	14.24	0.28	9.5	2.9
27	13.2	15.88	15.71	0.17	6.3	2.6
28	12.4	15.64	15.48	0.17	5.1	3.3
29	11.7	15.16	15.01	0.15	4.2	3.5
30	10.8	14.07	14.01	0.05	1.6	3.3
31	na	na	na			
32	12.0	16.72	16.67	0.06	1.2	4.7
33	11.5	15.71	15.41	0.30	7.1	4.2
34	11.2	15.39	15.07	0.32	7.5	4.2
35	11.3	16.02	15.69	0.33	6.9	4.8
36	12.0	15.29	15.01	0.29	8.6	3.3
37	11.7	16.63	16.28	0.35	7.0	5.0
38	12.6	16.33	16.06	0.27	7.2	3.7
39	11.0	14.82	14.54	0.28	7.3	3.8
40	10.4	12.62	12.44	0.18	8.0	2.2

Vedlegg 4: Tøking av sedimentprøver og utregnet mengde i søyle.

Prøvenr.	Vått sediment uten reagensrør (g)	Tørt sediment uten reagensrør (g)	Vått/tørt ratio	Mengde tørt sediment i søyle (g)	Vått sediment i søyle (g)
1	58.8	47.5	0.8	56.4	69.9
2	64.9	54.0	0.8	79.6	95.8
3	54.3	36.8	0.7	73.9	109.0
4	56.8	46.1	0.8	61.9	76.2
5	58.6	46.8	0.8	68.5	85.6
6	68.5	54.9	0.8	68.1	85.0
7	50.3	38.2	0.8	78.0	102.6
8	42.3	40.0	0.9	84.4	89.3
9	46.5	31.8	0.7	61.6	90.0
10	52.5	36.2	0.7	69.1	100.2
11	49.8	35.7	0.7	76.1	106.1
12	60.2	42.5	0.7	58.9	83.3
13	51.2	38.1	0.7	55.9	75.2
14	57.2	47.2	0.8	71.4	86.6
15	52.6	40.1	0.8	71.0	93.2
16	57.6	44.5	0.8	58.6	75.9
17	52.6	40.3	0.8	70.3	91.7
18	52.9	39.8	0.8	74.4	98.8
19	40.3	7.1	0.2	14.2	80.8
20	41.0	7.3	0.2	12.7	71.7
21	33.6	9.5	0.3	21.9	77.4
22	50.4	34.6	0.7	60.4	87.9
23	61.2	45.7	0.7	71.4	95.7
24	53.0	34.2	0.6	55.3	85.6
25	35.0	13.3	0.4	29.9	78.8
26	34.6	10.8	0.3	24.8	79.9
27	35.8	15.4	0.4	34.4	80.0
28	29.6	13.0	0.4	32.2	73.3
29	37.8	20.6	0.5	32.0	58.6
30	42.6	20.9	0.5	36.6	74.7
31	42.6	20.9	0.5	36.4	74.4
32	33.4	19.8	0.6	45.2	76.4
33	41.2	14.7	0.4	28.7	80.2
34	45.8	14.1	0.3	24.5	79.4
35	48.2	16.8	0.3	29.0	83.5
36	48.6	18.0	0.4	32.1	86.7
37	48.0	16.0	0.3	27.5	82.8
38	42.7	12.6	0.3	24.6	83.4
39	43.7	11.8	0.3	22.9	84.8
40	42.5	9.3	0.2	18.1	83.0

Vedlegg 5: Vannprøver analysert av NIVA.

ØVEMERKIN	ANALYSE	FRAKSJON	RESULTAT	ENHETER	LOKALITET
1	Kalsium		0,92	mg/l	Grotli
1	Fosfat	Filtrert	<1	µg P/l	Grotli
1	Fosfat		2	µg P/l	Grotli
1	pH_Temp		24,5	°C	Grotli
1	pH		6,48	pH units	Grotli
1	SGR		<1,3	mg/l	Grotli
1	Total organisk karbon (TO		0,32	mg C/l	Grotli
1	Total fosfor	Partikulært	4	µg P/l	Grotli
1	Total fosfor		4,0	µg P/l	Grotli
1	Turbiditet		4,0	FNU	Grotli
2	Kalsium		1,33	mg/l	Gjende
2	Fosfat		2	µg P/l	Gjende
2	Fosfat	Filtrert	<1	µg P/l	Gjende
2	pH		6,82	pH units	Gjende
2	pH_Temp		24,5	°C	Gjende
2	SGR		<1,3	mg/l	Gjende
2	Total organisk karbon (TO		0,40	mg C/l	Gjende
2	Total fosfor		2	µg P/l	Gjende
2	Total fosfor	Partikulært	2,0	µg P/l	Gjende
2	Turbiditet		1,2	FNU	Gjende
3	Kalsium		1,37	mg/l	Øvre sjodal
3	Fosfat		2	µg P/l	Øvre sjodal
3	Fosfat	Filtrert	<1	µg P/l	Øvre sjodal
3	pH_Temp		24,6	°C	Øvre sjodal
3	pH		6,85	pH units	Øvre sjodal
3	SGR		<1,3	mg/l	Øvre sjodal
3	Total organisk karbon (TO		0,41	mg C/l	Øvre sjodal
3	Total fosfor		6	µg P/l	Øvre sjodal
3	Total fosfor	Partikulært	2,0	µg P/l	Øvre sjodal
3	Turbiditet		1,1	FNU	Øvre sjodal
4	Kalsium		1,39	mg/l	Nedre Sjodal
4	Fosfat	Filtrert	<1	µg P/l	Nedre Sjodal
4	Fosfat		<1	µg P/l	Nedre Sjodal
4	pH_Temp		24,6	°C	Nedre Sjodal
4	pH		6,91	pH units	Nedre Sjodal
4	SGR		<1,3	mg/l	Nedre Sjodal
4	Total organisk karbon (TO		0,63	mg C/l	Nedre Sjodal
4	Total fosfor	Partikulært	2,0	µg P/l	Nedre Sjodal
4	Total fosfor		2	µg P/l	Nedre Sjodal
4	Turbiditet		0,58	FNU	Nedre Sjodal
5	Kalsium		1,45	mg/l	Nedre Sjodal
5	Fosfat	Filtrert	<1	µg P/l	Nedre Sjodal
5	Fosfat		<1	µg P/l	Nedre Sjodal
5	pH		6,91	pH units	Nedre Sjodal
5	pH_Temp		24,6	°C	Nedre Sjodal
5	SGR		<1,3	mg/l	Nedre Sjodal
5	Total organisk karbon (TO		0,51	mg C/l	Nedre Sjodal
5	Total fosfor		2	µg P/l	Nedre Sjodal
5	Total fosfor	Partikulært	2,0	µg P/l	Nedre Sjodal
5	Turbiditet		0,59	FNU	Nedre Sjodal
6	Kalsium		1,80	mg/l	Otta før Låge
6	Fosfat		7	µg P/l	Otta før Låge
6	Fosfat	Filtrert	1	µg P/l	Otta før Låge
6	pH_Temp		24,7	°C	Otta før Låge
6	pH		6,87	pH units	Otta før Låge
6	SGR		4,4	mg/l	Otta før Låge
6	Total organisk karbon (TO		0,47	mg C/l	Otta før Låge
6	Total fosfor		8	µg P/l	Otta før Låge
6	Total fosfor	Partikulært	8,0	µg P/l	Otta før Låge
6	Turbiditet		5,4	FNU	Otta før Låge
7	Kalsium		4,48	mg/l	Lågen før Ott
7	Fosfat		<1	µg P/l	Lågen før Ott
7	Fosfat	Filtrert	<1	µg P/l	Lågen før Ott
7	pH_Temp		24,9	°C	Lågen før Ott
7	pH		7,33	pH units	Lågen før Ott
7	SGR		<1,4	mg/l	Lågen før Ott
7	Total organisk karbon (TO		1,0	mg C/l	Lågen før Ott
7	Total fosfor	Partikulært	2,0	µg P/l	Lågen før Ott
7	Total fosfor		2	µg P/l	Lågen før Ott
7	Turbiditet		<0,30	FNU	Lågen før Ott
8	Kalsium		2,82	mg/l	Solgjem
8	Fosfat		4	µg P/l	Solgjem
8	Fosfat	Filtrert	<1	µg P/l	Solgjem
8	pH		7,09	pH units	Solgjem
8	pH_Temp		24,9	°C	Solgjem
8	SGR		1,6	mg/l	Solgjem
8	Total organisk karbon (TO		0,72	mg C/l	Solgjem
8	Total fosfor		5	µg P/l	Solgjem
8	Total fosfor	Partikulært	5,0	µg P/l	Solgjem
8	Turbiditet		3,9	FNU	Solgjem
9	Kalsium		2,65	mg/l	Losna innløp
9	Fosfat		3	µg P/l	Losna innløp
9	Fosfat	Filtrert	<1	µg P/l	Losna innløp
9	pH_Temp		25,0	°C	Losna innløp
9	pH		7,02	pH units	Losna innløp
9	SGR		1,7	mg/l	Losna innløp
9	Total organisk karbon (TO		0,78	mg C/l	Losna innløp
9	Total fosfor		5	µg P/l	Losna innløp
9	Total fosfor	Partikulært	5,0	µg P/l	Losna innløp
9	Turbiditet		3,1	FNU	Losna innløp
10	Kalsium		2,48	mg/l	Lågendeltaet
10	Fosfat		2	µg P/l	Lågendeltaet
10	Fosfat	Filtrert	<1	µg P/l	Lågendeltaet
10	pH_Temp		25,0	°C	Lågendeltaet
10	pH		7,00	pH units	Lågendeltaet
10	SGR		<1,3	mg/l	Lågendeltaet
10	Total organisk karbon (TO		0,78	mg C/l	Lågendeltaet
10	Total fosfor		3	µg P/l	Lågendeltaet
10	Total fosfor	Partikulært	4,0	µg P/l	Lågendeltaet
10	Turbiditet		2,2	FNU	Lågendeltaet


Vedlegg 6: Resultater ICP-OES analyse.

Lokalitet	Al	Ca	Fe	TP
Selsvollene	17	13	19	0.35
Lågendeltaet	21	6.3	25	0.54
Losna	19	12	26	0.59
Vågå	19	20	38	1.9
Grotli	15	7.4	21	0.28
Solgjem	16	9.1	18	0.26
Nedre Sjodal	28	15	37	1.4
Pollvannet	16	7.2	24	0.41
Vulu	27	11	38	0.56
Øvre Sjodal	23	15	35	1.5
Gjende	23	17	40	2.3
Mjøsa	30	9.5	40	1.3
Mjøsa	30	9.7	41	1.3
Mjøsa	29	9.6	39	1.2
Mjøsa	28	9.2	40	1.2
Mjøsa	30	9.1	45	1.3
Mjøsa	36	8.3	50	1.4
Mjøsa	38	8.7	55	1.5
Mjøsa	40	9.2	57	1.5

Vedlegg 7: Gjende kontinuerlig vannprøve fra 2017 til og med 2022.

Dato	Dybde	TOTP (µg/l)	PO4-P (µg/l)	pH	Turbiditet (FNU)	Al (µg/l)	Ca (mg/l)	Fe (µg/l)
05.07.2022	20-130 m	9	6	6.77	0.82	22.4	1.4	19
24.08.2022	20-130 m	3	1	6.81	0.73	25.3	1.4	15
13.09.2022	20-130 m	5	3	6.85	0.88	29.7	1.35	24
14.07.2021	20-130 m	6	3	6.78	0.58	27.4	1.3	21.9
10.08.2021	20-130 m	4	3	6.73	0.71	25	1.3	18
15.09.2021	20-130 m	4	1	6.9	1.2	75.7	1.3	29
30.06.2020	20-130 m	5	4	6.82	1.3	68.4	1.11	
28.07.2020	20-130 m	7	4	6.74	1.4	53.5	1.07	
02.09.2020	20-130 m	5	4	6.86	1.5	58.6	1.09	
05.06.2019	20-130 m	8	5	6.8	2	73.7	1.57	
09.07.2019	20-130 m	5	3	6.9	0.86	44	1.26	
06.08.2019	20-130 m	11	8	6.72	1.8	101	1.25	
02.10.2019	20-130 m	5	4	6.7	0.86	33.6	1.43	
11.07.2018	20-130 m	13	5	6.86	0.83	26.9	1.03	
14.08.2018	20-130 m	5	3	6.86	2.5	129	1.29	
01.10.2018	20-130 m	8	5	6.75	2.9	89.8	1.4	
10.07.2017	20-130 m	8	6	6.87	1.1	40.3	1.14	
07.08.2017	20-130 m	12	2	6.81	0.77	25.4	1.23	
11.09.2017	20-130 m		2	6.76	0.98	25.9	1.27	
05.07.2022	0-10 m	6	5	6.76	1.9	60.6	1.33	46
24.08.2022	0-10 m	5	2	6.84	2	76.2	1.37	51
13.09.2022	0-10 m	4	3	6.84	1.9	67.2	1.27	46
14.07.2021	0-10 m	7	5	6.78	1.7	71.4	1.2	43.8
10.08.2021	0-10 m	8	5	6.71	2.2	113	1.2	71
15.09.2021	0-10 m	5	2	6.65	1.4	56.6	1.3	41
30.06.2020	0-10 m	4	4	6.81	1.1	54	1.09	
28.07.2020	0-10 m	8	6	6.76	1.6	67.7	1.07	
02.09.2020	0-10 m	7	7	6.87	2.9	123	1.07	
05.06.2019	0-10 m	8	5	6.71	1.8	45.8	1.42	
09.07.2019	0-10 m	9	3	6.92	1.1	38.4	1.23	
06.08.2019	0-10 m	14	13	6.76	6.4	211	1.15	
04.09.2019	0-10 m	5	3	6.71	3.8	42.1	1.33	
02.10.2019	0-10 m	5	4	6.74	1	42.5	1.47	
11.07.2018	0-10 m	38	5	6.87	1.6	47.4	0.92	
14.08.2018	0-10 m	19	16	6.88	7.3	287	0.9	
01.10.2018	0-10 m	7	5	6.8	2.8	86.6	1.42	
10.07.2017	0-10 m	5	3	6.88	0.94	24.8	1.26	
07.08.2017	0-10 m	13	1	6.76	1.1	22.4	1.34	
11.09.2017	0-10 m	24	7	6.73	5.3	80.8	1.25	

Vedlegg 8: Sedimentstruktur og størrelse. Oversikt over kornstørrelsesforskjell på sedimentprøvene for de forskjellige lokalitetene tatt 09-10.08.2022, 22.08.2022 (Mjøsa) og 15.08.2022 (Gjende).

Prøvenummer (fra høyre til venstre)		
	Nr. 1-4	Lokalitet 1 (Selsvollene): prøvenummer 1-3: 1 og 2 har ganske grov struktur, mens 3 har en litt finere struktur.
	Nr. 5-8	
	Nr. 9-12	
	Nr. 13-16	Lokalitet 2 (Lågendeltaet): prøvenummer 4-6: Grov sammensetning på alle tre prøvene.
	Nr. 17-20	
	Nr. 21-24	Lokalitet 3 (Losna): Prøvenummer 7-9: En finere struktur som tyder på en sandlignende kornstørrelse.
	Nr. 25-28	
	Nr. 29, 30 og 32 (30 og 31 er samme sedimentprøve)	Lokalitet 4 (Vågå): prøvenummer 10-12: Finere struktur, nærmere silt enn sand.
	Nr. 33-35	
	Nr. 36-38	Lokalitet 5 (Grotli): prøvenummer 13-15: 13 og 15 har en finere struktur enn 14. 13 og 15 ganske grov sand.
	Nr. 39-40	

vil være på sand, mens 14 er

Lokalitet 6 (Solhjem): prøvenummer 16-18: 16 har litt grovere sand, 17 og 18 er litt finere.

Lokalitet 7 (Nedre Sjodal):

prøvenummer 19-21: Alle har en ganske fin siltlignende struktur, men 19 og 20 har en mørkere farge, nesten litt rødbrun farge, noe 21 ikke har.

Lokalitet 8 (Pollvatnet): prøve nummer 22-24: Finere struktur, finere sand.

Lokalitet 9 (Vuluvannet): prøve nummer 25-27: Siltlignende struktur.

Lokalitet 10 (Øvre Sjodal): prøve nummer 28-29: Siltlignende struktur.

Lokalitet 11 (Gjende): prøve nummer 30-31: Fin siltlignende struktur, 30 er fra litt dypere sedimenter.

Lokalitet 12 (Mjøsa): prøve nummer 33-40: Fin siltlignende struktur.

Kornstørrelsen hos de forskjellige lokasjonene varierer stort, men for noen av lokasjonene så er strukturen relativt fin. Alle prøvene fra Mjøsa har en fin struktur.

Vedlegg 9: Utrekning og grunntall for promille utlekt fosfat fra sedimentenes TP fra ICP-OES.

Prøvenummer	Fosfat g/kg sediment	ICP-OES TP	Promille av tot p etter 3 dager	Fosfat g/kg sediment	ICP-OES TP	Promille av tot p etter 9 dager		
1	3.3E-05			0.00023				
2	4.8E-05	0.35	0.000138	0.138	0.00095	0.35	0.0027	2.72
3	8.7E-05				0.00236			
4	1.2E-05				0.00014			
5	1.3E-05				0.00035			
6	7.2E-06	0.54	0.000013	0.013	0.00008	0.54	0.0001	0.14
7	2.9E-05				0.00034			
8	2.3E-05				0.00033			
9	6.0E-05	0.59	0.000101	0.101	0.00159	0.59	0.0027	2.69
10	4.9E-04	1.9	0.000256	0.256	0.00481	1.9	0.0025	2.53
11	6.0E-05				0.00149			
12	5.5E-05				0.00131			
13	6.2E-05	0.28	0.000221	0.221	0.00049	0.28	0.0017	1.74
14	3.7E-05				0.00029			
15	4.0E-05				0.00039			
16	1.8E-05				0.00017			
17	1.7E-05				0.00017			
18	2.1E-05	0.26	0.000079	0.079	0.00025	0.26	0.0010	0.97
19	3.3E-03				0.02439			
20	1.9E-03				0.02099			
21	1.1E-04	1.4	0.000076	0.076	0.00155	1.4	0.0011	1.11
22	2.6E-05	0.41	0.000063	0.063	0.00037	0.41	0.0009	0.90
23	2.0E-05				0.00030			
24	2.7E-05				0.00047			
25	8.8E-05				0.00126			
26	8.0E-05				0.00153			
27	2.8E-05	0.56	0.000050	0.050	0.00011	0.56	0.0002	0.19
28	7.8E-05				0.00253			
29	4.8E-05	1.5	0.000032	0.032	0.00046	1.5	0.0003	0.31
30	2.0E-05	2.3	0.000009	0.009	0.00047	2.3	0.0002	0.21
31	2.2E-05				0.00054			
32	4.4E-05				0.00163			
33	2.8E-04	1.3	0.000215	0.215	0.00400	1.3	0.0031	3.08
34	3.0E-04	1.3	0.000228	0.228	0.00294	1.3	0.0023	2.26
35	1.4E-04	1.2	0.000116	0.116	0.00161	1.2	0.0013	1.34
36	1.5E-04	1.2	0.000128	0.128	0.00231	1.2	0.0019	1.92
37	1.4E-04	1.3	0.000107	0.107	0.00059	1.3	0.0005	0.45
38	2.1E-04	1.4	0.000151	0.151	0.00073	1.4	0.0005	0.52
39	2.3E-04	1.5	0.000151	0.151	0.00055	1.5	0.0004	0.37
40	2.4E-04	1.5	0.000161	0.161	0.00132	1.5	0.0009	0.88



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway