



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Faktorer som påvirker kvikksølvkonsentrasjonen i Haldenvassdraget

Factors affecting the mercury concentration in the
Halden watercourse

Jennifer Aga Holmelid

Master i miljøvitenskap, miljøkjemi

Forord

Denne masteroppgaven er avsluttende oppgave på et femårig studie i Miljøvitenskap på Norges miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU). Oppgaven tilsvarer 60 stp. og er skrevet for Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) på seksjon for Miljøkjemi. Den handler om hvordan kvikksølvkonsentrasjon i sediment i innsjøer påvirkes av vannkvalitet og sedimentenes karakteristikk. Dette ble undersøkt ved å se på innsjøer i Haldenvassdraget som skulle ha minkende eutrofieringsgradient nedover vassdraget. Om det var forskjell i kvikksølvkonsentrasjonen i innsjøene skulle årsaken til variasjonene undersøkes. Arbeidet med oppgaven startet i august 2023, med et feltarbeid i starten av september etterfulgt av laboratoriearbeid. Oppgaven avsluttet med intensiv skriving i mai 2024.

Jeg ønsker å rette en stor takk til veilederne mine, Hans-Christian Teien (Førsteamanuensis, MINA) for all teoretisk hjelp, hjelp og planlegging av feltarbeidet og for mange konstruktive tilbakemeldinger, og takk til Thronn Oddvar Haugen (Professor, MINA) for all hjelp i feltarbeidet og ikke minst med statistiske analyser. Jeg vil også takke alle som har hjulpet meg på laboratoriet, tusentakk til Marit Nadrup Pettersen (Senioringeniør, MINA) for omvisning og opplæring på laboratoriet, og ikke minst for alt styret med natriumjodiddetektoren. Takk til Karl-Andreas Jensen (Senioringeniør, MINA) for å analysere prøvene mine og Yetneberk Ayyalew Kassaye (Senioringeniør, MINA) for hjelp til oppslutning av prøver og bruk av UltraWave. Og en takk til Mona Mirgeloybayat (Avdelingsingeniør, MINA) og Thobias Hans Østvedt (Overingeniør, MINA) for å analysere vannprøvene for organisk karbon og anioner.

Sist, men ikke minst vil jeg takke familie, kollektivet og venner for all emosjonell støtte gjennom denne tøffe perioden. Og tusentakk til Ås for en fin studietid!

Jennifer Aga Holmelid,
Sørhellinga, NMBU, 15.mai 2024

Sammendrag

Haldenvassdraget er et lavlandsvassdrag, påvirket av marine avsetninger og innsjøene er humøs og kalkfattig (L106) eller moderat kalkrik (L108). I flere studier har vassdraget blitt beskrevet som eutrof, der eutrofieringsgraden avtar nedover vassdraget. I denne masteroppgaven har vannsøylen og sedimentene til syv innsjøer i Haldenvassdraget (Bjørkelangen, Hemnessjøen, Rødenessjøen, Øymarksjøen, Aremarksjøen, Aspern og Femsjøen) blitt undersøkt for kvikksølvkonsentrasjonen. Vannkvaliteten og sedimentkarakteristikken ble analysert for å identifisere faktorer som kunne ha betydning for eventuelle forskjeller i kvikksølvkonsentrasjon nedover vassdraget. Under feltarbeidet ble parametere som temperatur, pH, oksygenkonsentrasjon og konduktivitet målt *in situ*, mens ionesammensetningen av vannet, sedimentkarakteristikk og kvikksølvkonsentrasjon ble målt på laboratoriet.

Kvikksølvkonsentrasjonen i overflatevann, bunnvann og sedimentsøylen ble bestemt ved ICP-MS. Resultater ble sammenlignet for å se om det var endringer nedover vassdraget. Sedimentene ble datert ved identifisering av ^{137}Cs , i tillegg ble det utført en kornfordeling- og glødetapanalyse. Resultatet viste at sedimentasjonshastigheten var signifikant lavere nedover vassdraget.

Temperaturmålinger av overflate- og bunnvannene viste at innsjøene var tydelig sjiktet på tidspunktet for prøvetakning. Det var høyere fosforkonsentrasjoner i bunnvannene enn overflatevannene i vassdraget, spesielt i Hemnessjøen, Bjørkelangen og Øymarksjøen som ble klassifisert til «svært dårlig» økologisk tilstand. I Hemnessjøen var det også antydninger til anoksiske bunnforhold.

Resultatene viste at konsentrasjonen av Hg varierte fra 1.0 til 10 ng/L i vannet, og det var noe høyere konsentrasjoner i bunnvannet enn overflatevannet. I overflatesedimentene varierte konsentrasjonene fra 0.049 til 0.1133 mg/kg, men de siste 40 årene har det i alle innsjøene bortsett fra Bjørkelangen og Hemnessjøen vært en signifikant avtagende trend oppover sedimentsøylen. Kvikksølvkonsentrasjonen i både vann- og sedimentsøylen var dermed lav nok til å klassifiseres som «god» eller «svært god». Videre viste resultatene at det var en sammenheng mellom totalfosfor og totalkvikksølv i bunnvannene ($R^2=0.58$, $p<2.2\text{E}-16$), samt en sammenheng mellom TOC og totalkvikksølv i bunnvannene ($R^2=0.59$, $p<2.2\text{E}-16$).

Det ble utført en analyse basert på Akaike Information Criteria (AIC), den indikerte at sedimentasjonshastigheten, kvikksølv- og fosforkonsentrasjon i bunnvannet, samt organisk materiale, dybde og prosentandel sand i sedimentene, er parameterne som best forklarer og estimerer kvikksølvkonsentrasjonen sedimentene. Basert på analysen er det høyest estimert kvikksølvkonsentrasjon i bunnsedimentene ved mye organisk materiale i sedimentene, og mest kvikksølv i overflatesedimentene ved mye totalkvikksølv i bunnvannet.

Abstract

The Halden watercourse is a lowland watercourse influenced by marine deposits, with the lakes being humic and low lime (L106) or moderately rich in lime (L108). In several studies, the watercourse has been described as eutrophic, where the degree of eutrophication decreasing downstream. In this master's thesis, mercury concentration in the water column and sediments of seven lakes in the watercourse (Bjørkelangen, Hemnessjøen, Rødenessjøen, Øymarksjøen, Aremarksjøen, Aspern og Femsjøen) have been investigated. The water quality and sediment characteristics were analyzed to identify factors that might influence differences in mercury concentration downstream. During the field work, parameters such as temperature, pH, oxygen concentration and conductivity were measured *in situ*, while the ionic composition of the water, sediment characteristics, and mercury concentration were measured in the laboratory.

The mercury concentration in surface water, bottom water, and the sediment columns was determined using ICP-MS. Results were compared to see if there were any changes downstream. The sediments were dated by identifying ^{137}Cs , and a grain size distribution and loss on ignition analysis were also conducted. The results showed that the sedimentation rate was significantly lower down the watercourse, supporting the eutrophication gradient.

Temperature measurements of the surface and bottom waters indicated that the lakes were clearly stratified at the time of the sampling. Higher phosphorus concentrations were found in the bottom waters than the in the surface waters in the watercourse, especially in Bjørkelangen, Hemnessjøen and Øymarksjøen, which were classified as having a "very poor" ecological condition. In Hemnessjøen there were also indications of anoxic bottom conditions.

The results showed that the mercury concentration ranged from 1.0 to 10 ng/L in the water, with slightly higher concentrations in the bottom waters than in the surface waters. In the surface sediments, concentrations ranged from 0.049 to 0.1133 mg/kg DS, but over the past 40 years, there has been a significant decreasing trend upwards the sediment column in all the lakes except Bjørkelangen and Hemnessjøen. The mercury concentration in both the

water column and sediment was low enough to be classified as “good” or “very good”. Furthermore, the results showed a correlation between total phosphorus and total mercury in the bottom waters ($R^2=0.58$, $p<2.2E-16$), as well as a correlation between TOC and total mercury in the bottom waters ($R^2=0.59$, $p<2.2E-16$).

An analysis based on the Akaike Information Criteria (AIC) indicated that the sedimentation rate, mercury and phosphorus concentration in the bottom waters, as well as organic matter, depth and percentage of sand in the sediments, are the parameters that best explain and estimate the mercury concentration in the sediments. Based on the analysis, the highest estimates of mercury concentration in the sediments is associated with a high amount of organic matter in the sediments, and the most mercury in surface sediments is associated with high total mercury in the bottom water.

Innhold

FORORD	I
SAMMENDRAG	II
ABSTRACT	IV
INNHold	VI
FIGUROVERSIKT	IX
TABELLOVERSIKT	XI
1. INTRODUKSJON	1
2. TEORI	3
2.1 Generelt om kvikksølv	3
2.2 Kilder til kvikksølv i innsjøer	3
2.2.1 Naturlige kilder	3
2.2.2 Antropogen tilførsel	3
2.2.3 Langtransportert forurensning	4
2.2.4 Avrenning fra nedbørfelt	5
2.3 Tilstandsformer av kvikksølv og prosesser i vann	5
2.3.1 Elementært kvikksølv	6
2.3.2 Toverdig uorganisk kvikksølv	6
2.3.3 Metylvikksølv	6
2.4 Kvikksølv i sediment	8
2.4.1 Overflatesediment	8
2.4.2 Partikkelbundet kvikksølv	8
2.5 Faktorer som kan påvirke kvikksølvkonsentrasjonen og tilstandsformene i innsjøer	8
2.5.1 Eutrofiering	8
2.5.2 Klimaendringer	9
2.6 Konsentrasjoner og grenseverdier	9
2.6.1 Grenseverdier i innsjøer	9
3. MATERIALER OG METODER	11
3.1 Beskrivelse av vassdrag og prøvepunkter	11
3.1.1 Bjørkelangen	12
3.1.2 Hemnessjøen	13
3.1.3 Rødenessjøen	14
3.1.4 Øymarksjøen	14
3.1.5 Aremarksjøen	14

3.1.6	Aspern -----	15
3.1.7	Femsjøen -----	15
3.2	Innhenting av prøver -----	15
3.3	Prøvetaking av vann -----	16
3.3.1	Innsamling av vannprøver -----	16
3.3.2	Filtrering og konservering -----	17
3.4	Karakterisering av vannet -----	18
3.4.1	pH, konduktivitet, oksygen og temperatur -----	18
3.4.2	Organisk karbon -----	19
3.4.3	Ionesammensetning -----	19
3.5	Prøvetaking av sediment -----	20
3.5.1	Innsamling av sedimentprøver -----	20
3.5.2	Datering av sedimentkjerne -----	21
3.6	Karakterisering av sediment -----	22
3.6.1	Kornfordelingsanalyse -----	22
3.6.2	Organisk materiale – Glødetap -----	25
3.7	Analyse av kvikksølv ved ICP-MS -----	27
3.7.1	Oppslutning av sedimentprøver -----	27
3.7.2	Induktivt koblet massespektrometri (ICP-MS) -----	28
3.8	Datahåndtering -----	29
3.8.1	Beregning av fordelingskoeffisient (K_d) -----	29
3.8.2	Statistiske metoder -----	30
4	RESULTATER -----	31
4.1	Vannkvalitet -----	31
4.1.1	Temperatur, oksygen og pH -----	31
4.1.2	Konduktivitet og ionesammensetning -----	34
4.1.3	Total- og løst organisk karbon -----	36
4.1.4	Total fosfor -----	37
4.2	Sedimentkarakteristikk -----	38
4.2.1	Sedimentasjonshastighet -----	38
4.2.2	Kornfordeling -----	39
4.2.3	Organisk materiale -----	40
4.3	Klassifisering av kvikksølv i vann -----	41
4.4	Sammenligning mellom kvikksølv i vann og vannkarakteristikk -----	43
4.5	Klassifisering av kvikksølv i sediment -----	43
4.5.1	Kvikksølv i overflatesediment -----	43
4.5.2	Kvikksølv nedover sedimentsøylen -----	44
4.5.3	Fordelingskoeffisienten, K_d -----	45
4.6	Modellert kvikksølvkonsentrasjon i sediment -----	46
4.6.1	Parametere som har innvirkning på kvikksølvkonsentrasjonen i sediment -----	46
5	DISKUSJON -----	52

5.1	Sjiktning-----	52
5.2	Generell vannkvalitet -----	52
5.3	Sedimentkarakteristikk -----	53
5.4	Eutrofiering -----	54
5.5	Kvikksølv i vann-----	55
5.6	Kvikksølv i sedimenter -----	57
5.7	Kvikksølv i vann og sediment -----	58
5.8	Nøkkelfaktorer som har innvirkning på kvikksølvkonsentrasjonen i sediment -----	59
6	KONKLUSJON -----	61
	REFERANSELISTE -----	62
	VEDLEGG -----	66
A.	Utstyrliste -----	66
B.	Cesiumanalyse for hver innsjø, og estimert sedimentasjonshastighet -----	67
C.	p-verdi og r ² -verdi -----	71

Figuroversikt

FIGUR 1. KVIKKSØLVSYKLUSEN SOM VISER KVIKKSØLVETS NATURLIGE SIRKULERING OG PROSESSER I ØKOSYSTEMET. UTSLIPP AV KVIKKSØLV, HVORDAN DET TRANSPORTERES TIL INNSJØEN OG HVORDAN DET AKKUMULERES I NÆRINGSKJEDEN (BUSAIRI & SYAHIR, 2018).	7
FIGUR 2. NEDBØRSFELTET TIL HALDENVASSDRAGET (NVE, U.Å.). RØDE MERKER = INNSJØENE DET BLE TATT PRØVER I.	11
FIGUR 3. DYBDEKART AV BJØRKELANGEN OG HVOR PRØVENE BLE TATT (BERGE, 2004).	13
FIGUR 4. VERTIKAL VANNHENTER (FYBIKON, 2024).	17
FIGUR 5. FILTRERING AV VANNPRØVER MED SPRØYTEFILTER PÅ 0.45 µM. FOTO: THROND ODDVAR HAUGEN. ...	17
FIGUR 6. T.V.: MULTIMETER WTW 3410 OG BUFFER KALIBRERING AV ELEKTRODEN. T.H.: EXO-2 SONDE OG EN SEDIMENTKJERNE. FOTO: THROND ODDVAR HAUGEN.	19
FIGUR 7. SYLINDRISK SEDIMENTPRØVETAKER MED SEDIMENTKJERNE (FOTO: JENNIFER HOLMELID).	21
FIGUR 8. BEGERGLASS MED SEDIMENTPRØVER PÅ SANDBAD. HER HAR PRØVENE BLITT TILSATT H ₂ O ₂ (FOTO: JENNIFER HOLMELID).	23
FIGUR 9. KORNFORDELING VED BRUK AV SIKTER. ØVRE SIKT HAR EN MASKEVIDDE PÅ 1 MM, NEDRE SIKT HAR EN MASKEVIDDE PÅ 63 µM, OG EN BUNN BRUKES TIL Å SAMLE SILT- OG LEIREFRAKSJONEN, SOM IGJEN SAMLES I EN STØRRE BEHOLDER (RUTHER, 2022).	24
FIGUR 10. FLASKER MED GJØRMEVANN SOM INNEHOLDER SILT OG LEIRE, DER SILT SEDIMENTERES ETTER VALGT TID (2, 4 ELLER 6 TIMER). PÅ BILDET ER VALGT TID 4 TIMER. VANNET SOM INNEHOLDER LEIRE, BLE PUMPET OVER I DE STØRRE BEHOLDERE I BAKGRUNNEN (FOTO: JENNIFER HOLMELID).	25
FIGUR 11. EKSIKATOR (NORSK FARMAHISTORISK MUSEUM, 2016).	26
FIGUR 12. ULTRA WAVE SINGLE REACTION CHAMBER MICROWAVE DIGESTION SYSTEM (FOTO: JENNIFER HOLMELID).	28
FIGUR 13. TEMPERATUR I BUNN- OG OVERFLATEVANN I INNSJØENE.	32
FIGUR 14. OKSYGENKONSENTRASJON I BUNN- OG OVERFLATEVANN I ALLE INNSJØENE.	33
FIGUR 15. PH I BUNN- OG OVERFLATEVANN I INNSJØENE.	33
FIGUR 16. KONDUKTIVITET I OVERFLATE- OG BUNNVANN I INNSJØENE.	34
FIGUR 17. HOVEDANIONER I BUNNVANNET OG OVERFLATEVANNET TIL INNSJØENE.	35
FIGUR 18. HOVEDKATIONER I OVERFLATE- OG BUNNVANN I INNSJØENE.	36
FIGUR 19. TOTALT- OG LØST KARBON I OVERFLATE- OG BUNNVANN I INNSJØENE.	37
FIGUR 20. TOTAL FOSFORKONSENTRASJON I BUNNVANN OG OVERFLATEVANN.	38
FIGUR 21. SEDIMENTASJONSHASTIGHETEN TIL INNSJØENE I CM/ÅR.	39

FIGUR 22. KORNFORDELING (SAND, SILT OG LEIRE) I INNSJØENE.....	40
FIGUR 23. ORGANISK MATERIALE I OVERFLATESEDIMENTENE (TOPP), MELLOMLAGET OG BUNNSEDIMENTENE (BUNN) TIL INNSJØENE.....	41
FIGUR 24. TOTAL-, LØST- OG PARTIKULÆRT KVIKKSØLV I BUNN- OG OVERFLATEVANNET TIL INNSJØENE.....	42
FIGUR 25. HISTORISK KVIKKSØLVKONSENTRASJONEN DE SISTE 40 ÅRENE.....	45
FIGUR 26. ESTIMERT TOTAL KVIKKSØLVKONSENTRASJON VED HØY TOTALFOSFOR OG MYE SAND. NEDRE X-AKSE = TOT.HG I BUNNVANN, ØVRE X-AKSE = ORGANISK MATERIALE ((LOI: 2-14%), VENSTRE Y-AKSE = SEDIMENTDYBDE OG HØYRE Y-AKSE = SEDIMENTASJONSHASTIGHET (0.2-0.6 CM/ÅR).....	48
FIGUR 27. ESTIMERT TOTAL KVIKKSØLVKONSENTRASJON VED LAV TOTALFOSFOR OG LITE SAND. NEDRE X-AKSE = TOT.HG I BUNNVANN, ØVRE X-AKSE = ORGANISK MATERIALE ((LOI: 2-14%), VENSTRE Y-AKSE = SEDIMENTDYBDE OG HØYRE Y-AKSE = SEDIMENTASJONSHASTIGHET (0.2-0.6 CM/ÅR). ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED.	
FIGUR 28. ESTIMERT TOTAL KVIKKSØLVKONSENTRASJON VED LAV TOTALFOSFOR OG MYE SAND. NEDRE X-AKSE = TOT.HG I BUNNVANN, ØVRE X-AKSE = ORGANISK MATERIALE ((LOI: 2-14%), VENSTRE Y-AKSE = SEDIMENTDYBDE OG HØYRE Y-AKSE = SEDIMENTASJONSHASTIGHET (0.2-0.6 CM/ÅR).. ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED.	
FIGUR 29. ESTIMERT TOTAL KVIKKSØLVKONSENTRASJON VED HØY TOTALFOSFOR OG LITE SAND. NEDRE X-AKSE = TOT.HG I BUNNVANN, ØVRE X-AKSE = ORGANISK MATERIALE ((LOI: 2-14%), VENSTRE Y-AKSE = SEDIMENTDYBDE OG HØYRE Y-AKSE = SEDIMENTASJONSHASTIGHET (0.2-0.6 CM/ÅR). ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED.	

Tabelloversikt

TABELL 1. ØKOLOGISK TILSTANDSKLASSIFISERING AV INNSJØTYPENE L106 OG L108 MED HENSYN PÅ TOTAL FOSFOR, OG TILSTANDSKLASSIFISERING AV FERSKVANN OG SEDIMENT MED HENSYN PÅ KVIKKSØLV(MILJØDIREKTORATET, 2016; VANNDIREKTIVET, 2018)	10
TABELL 2. OPPLYSNINGER OM INNSJØENS GEOGRAFISKE FORHOLD OG HYDROLOGISKE FORHOLD (HAANDE ET AL., 2014; NVE, U.Å.; NVE - TEMAKART, 2024; VANN-NETT, 2024).....	12
TABELL 3. KOORDINATER FOR INNHENTING AV PRØVER, DYBDE PÅ BUNNVANNETS PRØVER OG LENGDE PÅ SEDIMENTKJERNENE, VANNPRØVER FRA OVERFLATEVANNET BLE TATT 0.5 M NED I VANNSØYLEN (N=3 KJERNER).....	16
TABELL 5. SAMMENSLÅTTE LAG FOR Å OPPNÅ TILSTREKkelig MATERIALE AV SEDIMENT I TØRRVEKT FOR VÅTSIKTING ~ 8 GRAM.....	23
TABELL 6. SEDIMENTASJONSHASTIGHETEN TIL SILT.....	25
TABELL 7. SAMMENSLÅTTE LAG FOR Å OPPNÅ TILSTREKkelig SEDIMENTMATERIALE I TØRRVEKT LOI-ANALYSE – 2 GRAM.....	26
TABELL 7. KONDUKTIVITET, PH, TEMPERATUR OG OKSYGEN I BUNN- OG OVERFLATEVANN I INNSJØ.....	31
TABELL 8. SEDIMENTASJONSHASTIGHET, ORGANISK MATERIALE (LOI) OG KORNFORDELING I OVERFLATESEDIMENTENE TIL HVER AV INNSJØENE.....	38
TABELL 10. KVIKKSØLVKONSENTRASJON I BUNNVANN, OG GJENNOMSNIITTLIG KVIKKSØLVKONSENTRASJON MED STANDARDAVVIK I OVERFLATESEDIMENT, SAMT. FORDELINGSKOEFFISIENTEN (KD) TIL KVIKKSØLVKONSENTRASJONEN MELLOM SEDIMENT- OG VANNSØYLEN.	44
TABELL 11.RESULTATER FRA AIC-ANALYSEN MED ULIKE NØKKELPARAMETERE SOM FORKLARING PÅ HG INNHOLDET I SEDIMENTPRØVENE. PARAMETERE BLE TESTET I FORSKJELLIGE MODELLER.	46
TABELL 12. PARAMETERESTIMAT OG EFFEKTTEST AV MODELL 9 SOM FIKK LAVEST AIC-VERDI. (R2= 0.8436, F=63.7 ON 85 DF, P <2.2E-16.	47
TABELL 13. KLASSIFISERING AV INNSJØENE PÅ BAKGRUNN AV P-KONSENTRASJONEN OG INNSJØTYPE (TABELL 1).	55
TABELL 14. KLASSIFISERING AV INNSJØENES VANN OG SEDIMENTER PÅ BAKGRUNN AV KVIKKSØLV. GRØNN = «GOD», BLÅ = «SVÆRT GOD» (TABELL 1).....	57

1. Introduksjon

Kvikksølv forekommer naturlig i jord, luft og vann, men antropogen aktivitet har bidratt til økt kvikksølvforurensning og forhøyde konsentrasjoner av kvikksølv i miljøet (Pakhomova et al. 2018). Denne forurensningen utgjør et globalt problem. I områder der det ikke forekommer punktutslipp av kvikksølv, kan avsetning fra atmosfæren utgjøre en betydelig kilde til forurensningen. Kvikksølvforurensning er av spesiell bekymring innen ferskvannøkosystemer, da det kan akkumuleres i organismer og spesielt er det høy biomagnifisering i de akvatiske næringskjedene, noe som kan resultere i høye konsentrasjoner i predatorer og mennesker som spiser mye fisk (Marnane, 2018). Kvikksølv er en nervegift som kan passere blod-hjerne barrieren og er dermed en betydelig trussel for fiskespisende rovdyr og mennesker (Folkehelsinstituttet, 2020).

Det er flere faktorer som kan bidra til økt kvikksølvkonsentrasjon i vann og igjen økt konsentrasjon av kvikksølv i fisk. Økt avrenning fra nedbørfeltet og spesielt innhold av organisk materiale i vannet har blitt rapportert som viktige faktorer for konsentrasjonen av kvikksølv i innsjøer. I vannet gjennomgår kvikksølv komplekse reaksjoner, blant annet metylering til kvikksølv (MeHg , CH_3Hg^+), en organisk form som er mer toksisk og lettere akkumuleres i næringskjeden (Laguesen, 2014). I hvilken grad kvikksølv bioakkumulerer er også avhengig av hvilken grad kvikksølv er metylert. Metylering skjer hovedsakelig i anaerobe miljøer av sulfatreduserende bakterier (Krata, 2022; United Nations Environment, 2018). Det er kjent at eutrofiering bidrar til økt produksjon av alger i innsjøer, og økt nedbrytning av organismer bidrar til økt oksygenforbruk som igjen bidrar til anaerobe forhold i hypolimnion og sedimentene. Eutrofiering kan derfor være en viktig faktor som bidrar til å påvirke kvikksølv i innsjøer.

Verdens helseorganisasjon (WHO) har anerkjent kvikksølv som en av de ti mest giftige kjemikalier for både økosystemet og menneskers helse (Krata, 2022). Derfor har WHO og EU-kommisjonen fastsatt grenseverdier for totalt kvikksølv i større ferskvannsfisk, i vann og i sediment. Kvikksølvforgiftning kan påvirke lungene, nyrene og immun-, fordøyelses- og nervesystemet (World Health Organization, 2017).

Haldenvassdraget er et 150 km langt vassdrag bestående av mindre og større innsjøer, og betraktes som et lavlandsvassdrag med store deler av vassdraget under den marine grensen (Haande et al., 2014). Nedbørfeltet består av store deler skog, noe landbruk og spredt bebyggelse, og området har gjennom historien blitt påvirket av antropogene aktiviteter, deriblant vassdragskraftverk og tømmerfløting, jordbruk og urbanisering (Haande et al., 2014).

Det har tidligere blitt gjennomført omfattende studier av vannkvaliteten i Haldenvassdraget, men kunnskapen er relativt begrenset når det gjelder kvikksølvforurensningens omfang og virkninger i området (Haande et al., 2014). Kvikksølv er kjent for å ha høy sorpsjon til partikler og spesielt organiske partikler i vann, som over tid vil sedimentere i innsjøer (Babiarz et al., 2001). Konsentrasjon av kvikksølv i sedimenter og endringer nedover i sedimentene vil gi informasjon om nivået av kvikksølv i vannet, også historisk tilbake i tid.

Målet med denne masteroppgaven var å identifisere konsentrasjonen av kvikksølv i vann og sediment i Haldenvassdraget. Det ble så undersøkt om det var en sammenheng mellom eutrofiering og kvikksølvkonsentrasjon ved å analysere både vann og sediment for kvikksølv, samt karakterisere vann og sedimenter. Studien inkluderer syv av de større innsjøene i Haldenvassdraget som er knyttet sammen fra Bjørkelangen i nord til Femsjøen i sør, der de nordligste innsjøene er mer eutrofe enn innsjøene nedover i vassdraget

Viktige faktorer som påvirker kvikksølvkonsentrasjonen i sediment identifiseres ved å sammenligne resultater fra sedimentanalyser med vannkvalitetsmålinger fra syv innsjøer i Haldenvassdraget, inkludert vurdering av eutrofieringsnivåer og andre relevante faktorer. Ved å se på sedimentenes sammensetning og vannkvaliteten skal det undersøkes om det er en sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjonen og vannkvaliteten. Og hypotesene er som følger:

1. Det er kvikksølv i innsjøene i Haldenvassdraget.
2. Det er ingen sammenheng mellom konsentrasjonen av kvikksølvinnholdet i innsjøene og eutrofieringsnivået i Haldenvassdraget.
3. Konsentrasjonene av kvikksølv i sedimentene i Haldenvassdraget er endret de siste årene.

2 Teori

2.1 Generelt om kvikksølv

Kvikksølv er et tungmetall som er kjent for sin toksisitet og det har ingen gunstige fordeler i biologiske reaksjoner (United Nations Environment, 2018). Metallisk kvikksølv kjennetegnes ved at det er flytende ved romtemperatur og ekstremt flyktig. Denne flyktigheten gjør at det kan transporteres over betydelige avstander i atmosfæren, en prosess som er kjent som «gresshoppeeffekten». Gresshoppeeffekten beskriver hvordan metaller i et varmere klima kan bli transportert med atmosfæriske vindsystemer mot kjøligere regioner hvor de kondenseres og avsettes. Kvikksølvets lave damptrykk gjør at det kan revitalisere til atmosfæren for så å fraktes videre med vindsystemer mot polene og igjen avsettes (United Nations Environment, 2018).

2.2 Kilder til kvikksølv i innsjøer

2.2.1 Naturlige kilder

Kvikksølv eksisterer naturlig i miljøet, men i moderate mengder. Uorganisk kvikksølv frigjøres gjennom naturlige prosesser som forvitring av bergarter, vulkanutbrudd og biologiske transformasjoner, noe som bidrar til 10 % av de globale kvikksølvutslippene (United Nations Environment, 2018). Dermed blir kvikksølv en integrert del av den naturlige globale syklusen. Gjennom vann- og luftstrømmer transporteres kvikksølvet rundt jorden og avsettes i ulike miljøer. Mens disse naturlige kildene spiller en vesentlig rolle i kvikksølvets syklus, har menneskelig aktivitet i økende grad bidratt til økte nivået av kvikksølv i miljøet og bidratt til alvorlige konsekvenser for økosystemer og menneskers helse (United Nations Environment, 2018).

2.2.2 Antropogen tilførsel

Antropogen aktivitet har ført til økt utslipp av både uorganisk og organisk kvikksølv til atmosfæren, jord, vann og sedimenter (Fisher, 2003). Utslippene knyttes hovedsakelig til en rekke industrielle aktiviteter som gruvedrift, kullkraft, treforedling, småskala gullutvinning og forbrenning av organisk materiale, som er en av de fremste kildene til kvikksølvforurensning i Europa (Marnane, 2018). I tillegg anvendes kvikksølv i legemidler, tannfylling, elektronikk og kosmetikk (Fisher, 2003; World Health Organization, 2021). Disse kildene bidrar til 30 % av de globale utslippene via damp, avfall og avløpsvann, noe som resulterer i økte konsentrasjoner i terrestriske og akvatiske miljøer (United Nations Environment, 2018).

Minemata-sykdommen er et bevis på at antropogen tilførsel av kvikksølv har alvorlige konsekvenser for økosystemene og menneskers helse (Krata, 2022). Direkte utslipp av avløpsvann fra den kjemiske fabrikken Chisso som produserte acetaldehyd, resulterte i utslipp av kvikksølvoksid til Minemata Bay i perioden 1932 til 1968 (Yorifuji & Tsuda, 2014). Kvikksølvoksidet ble omdannet til metylkvikksølv og akkumulert i den akvatiske næringskjeden, som førte til kvikksølvforgiftning blant lokalpopulasjonen som konsumerte sjømat fra området. Denne katastrofen er kjent som Minemata-sykdommen og det er registrert 2265 ofre, hvorav 1784 døde som følge av forgiftningen (Tulchinsky et al., 2023).

Etter Minemata-sykdommen ble det satt et større fokus ved farene med antropogen bruk av kvikksølv. I 2013 ble Minematakonvensjonen om kvikksølv fastsatt, denne skal sikre utfasing av kvikksølv i produkter, kontrolltiltak av utslipp til miljøet og regulere sektoren for småskala gullmining, samt forby dannelse av nye kvikksølvgruver. Gjennom Minemata-konvensjonen har spesielt vestlige land økt sin bevissthet rundt de negative effektene av kvikksølv på helse og miljø (Minemata Convention on Mercury, 2013).

Til tross for nedgang i kvikksølvavsetning som følge av reduksjon i utslippene fra Europa og Nord-Amerika, opplever Norge fortsatt høye konsentrasjoner av kvikksølv i vassdragene. Dette kan delvis skyldes den akkumulerte mengden kvikksølv i jordsmonnet over flere år, samt fortsatt økende utslipp i noen deler av verden (Hammer, 2011).

2.2.3 Langtransportert forurensning

Kvikksølvets evne til å revitalisere til atmosfæren gjør at utslipp fra andre kontinent avsettes i Norge, og bidrar til forhøyde konsentrasjoner i nedbørfeltene. Ifølge FNs globale kvikksølvevaluering fra 2018 var de totale kvikksølvutslippene fra antropogene kilder i 2015 på 2 220 tonn, der 49 % av de totale utslippene stammer fra Asia, dette tilsvarer 1084 tonn og Kina er den største bidragsyteren (Dwortzan, 2020). Sør-Amerika og Afrika sør fra Sahara bidrar med 34 % av det totale utslippet, dette tilsvarer 769 tonn som i stor grad skyldes småskala gullmining (United Nations Environment, 2018).

Norge bidrar per 2018 til 8.77 % av kvikksølvkonsentrasjonen som avsettes i nedbørfeltene i Norge, de resterende 91,2 % avsettes på grunn av lufttransport fra andre land. Avsetning på overflater vil bli transportert til innsjøer og havet (Miljødirektoratet, 2022).

Sekundærutslipp er et fenomen der kvikksølv som revitaliseres til atmosfæren etter det er avsatt i miljøet, hovedsakelig fra antropogen aktivitet. Revitalisering står for omtrent 60 % av de globale kvikksølvutslippene (Minemata Convention on Mercury, 2013). Per 2018 ble det i Norge avsatt mellom 5-17 g/km² i Norge, avhengig av landsdel. På Sørlandet ble og langs vestkysten ble det avsatt mest, og i Innlandet og Nor-Norge var det mindre avsetninger (Miljødirektoratet, 2022).

2.2.4 Avrenning fra nedbørfelt

Det har blitt akkumulert betydelige mengder kvikksølv i jordsmonn og løsmasser som en konsekvens av mange år med kvikksølv i industrien. Typisk for nedbørfelt i Øst-Norge, bestående av mye skog, er at kvikksølvkonsentrasjonen i jord overstiger konsentrasjonen i atmosfæren (Braaten et al., 2015). Dette skyldes kvikksølvets sterke affinitet til organisk materiale og høy avsetning av kvikksølvforurensning fra hele verden, gjennom mange år. Det er derfor betydelige mengder kvikksølv akkumulert i jordsmonnet som kan lekke ut til vannforekomstene i lang tid (Braaten et al., 2015).

Klimaendringer, redusert sur nedbør og hogst er faktorer som bidrar til økt erosjon, som igjen øker tilførselen av humus og partikkelbundet kvikksølv til innsjøer. Som følge av tilførsel av humus vil vannforekomsten brunifiseres, noe som kan minske demetyleringen på grunn av mindre tilgang på sollys (Touchart et al., 2012).

I områder med mye hogst vil de store lagrene med kvikksølv i jordsmonnet bli løst ut og det blir større sjanse for erosjon av partikkelbundet kvikksølv mot vassdragene (Hammer, 2011). Ved hogst vil det også være mindre vegetasjon til å ta opp kvikksølv og vann, samtidig vil det bli økt fuktighet i jorden, noe som stimulerer dannelsen av metylkvikksølv, som kan gi økt utlekking av metylkvikksølv til innsjøene (Hammer, 2011).

2.3 Tilstandsformer av kvikksølv og prosesser i vann

I miljøet foreligger kvikksølv i ulike oksidasjonsstadier, hvorav elementært (Hg^0) og toverdig (Hg^{2+}) kvikksølv, med varierende fysiske og kjemiske egenskaper, er de vanligste og mest stabile formene i ferskvannsmiljøer (Ullrich et al., 2001). Enverdig kvikksølv (Hg^+) forekommer sjeldnere, da den er svært ustabil, og kun stabil som dimeret Hg_2^{2+} (Pakhomova et

al., 2018). De fleste overflatevann i innsjøer er overmettet med $\text{Hg}(0)$ i forhold til atmosfæren, spesielt om sommeren, men ved normale temperaturer vil den også lett flykte ut i atmosfæren (Ullrich et al., 2001).

2.3.1 Elementært kvikksølv

Elementært kvikksølv kan opptre som både metall og gass, det er ekstremt flyktig og har lav løselighet i vann (Fisher, 2003). Omtrent 10-30 % av løst kvikksølv i ferskvannsmiljøer antas å opptre som Hg^0 , og er vanligvis et resultat av reduksjon av toverdige uorganiske kvikksølv, Hg^{2+} av akvatiske mikroorganismer og fra avsetning av antropogene utslipp (REF) (Figur 1). Elementært kvikksølv utgjør ikke umiddelbar fare for organismer eller mennesker på grunn av relativ høy stabilitet under mildt reduserende og oksiderende forhold. Imidlertid kan det oksideres til toverdige uorganiske kvikksølv (Hg^{2+}), spesielt i nærvær av kloridioner (Fisher, 2003; Ullrich et al., 2001).

2.3.2 Toverdige uorganiske kvikksølv

Toverdige kvikksølv danner ofte komplekser med ulike uorganiske og organiske ligander, spesielt reduserte svovelgrupper, og påvirkes sterkt av redoksforhold, pH og temperatur (Lagunesen, 2014; Ullrich et al., 2001). I oksiderte miljøer dominerer organiske svovelforbindelser som sulfid, disulfid og polysulfid, mens uorganiske svovelforbindelser dominerer i reduserte miljøer (Lagunesen, 2014). Uorganiske kvikksølv er giftige og hydrofile, og organismer forgiftes gjennom inntak av mat som inneholder Hg og eksponering via luftveiene, der gjeller er dominerende opptaksvei for ferskvannsorganismer (Bradley et al., 2017; Wood et al., 2011). Toverdige uorganiske kvikksølv kan også metyleres til det nervetoksiske stoffet metylkvikksølv, en organisk tilstandsform som er betydelig mer toksisk enn uorganisk kvikksølv (Figur 1) (Bradley et al., 2017).

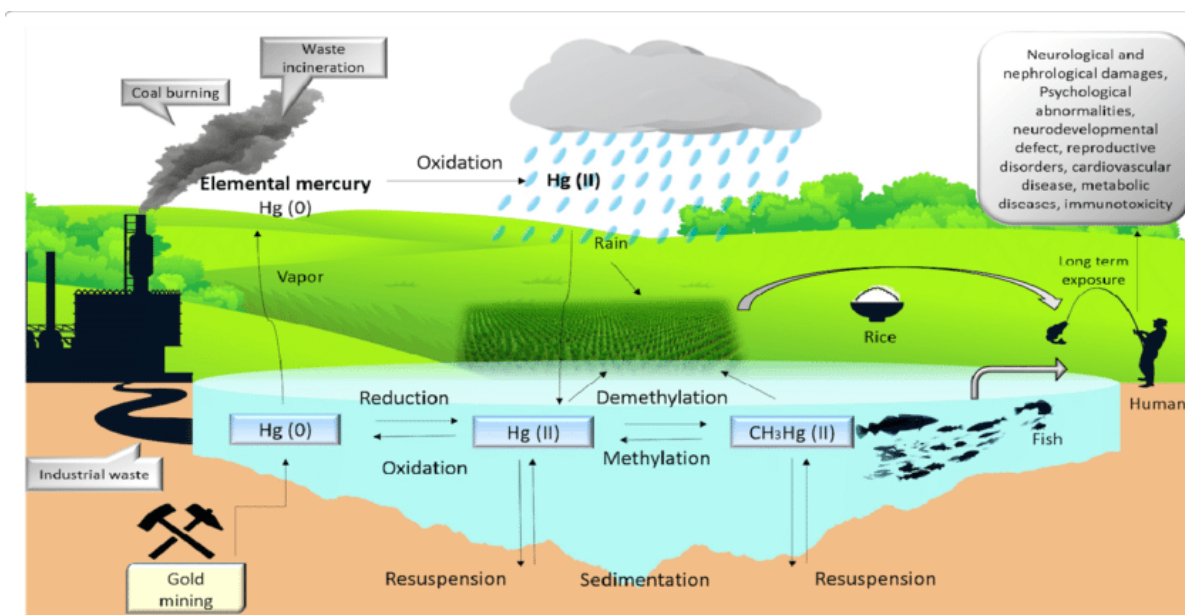
2.3.3 Metylkvikksølv

Metylkvikksølv er lipofilt og proteinbindende, og er derfor betraktelig mer biotilgjengelig og mer toksisk enn uorganisk kvikksølv, da det lettere akkumuleres i akvatiske organismer (Pakhomova et al., 2018; Ullrich et al., 2001). Metylering er en reaksjon som vanligvis forekommer i anaerobe miljøer med tilstedeværelse av en karbonkilde og anoksiske mikroorganismer som jern- og sulfatreduserende bakterier. I ferskvannsmiljøer er reaksjonen størst i grensesjiktet mellom sedimenter og vann (Figur 1). Høyere temperatur og økt organisk

materiale har vist seg å fremme metyleringsprosessen (Laguesen, 2014). På grunn av dets toksisitet og evne til å bioakkumulere i akvatiske organismer, utgjør metylkvikksølv også en trussel for mennesker. I likhet med uorganisk kvikksølv har metylkvikksølv en tendens til å danne komplekser med anioner som er klassifisert som myke i henhold til harde og myke syrer og baser (HSAB teori) (Ullrich et al., 2001).

Demytilering

På samme måte som kvikksølv kan metyleres, kan metylkvikksølv også demytileres, det innebærer at metylkvikksølv dekomponeres til elementært eller toverdigg kvikksølv (Figur 1). Denne naturlige prosessen kan både være oksidativ eller reduktiv, og kan forekomme biotisk og abiotisk. I oksiderte miljøer spaltes metylkvikksølv til karbondioksid (CO_2) og kvikksølv av frie radikaler og reaktive oksygenforbindelser (ROS). I reduktive miljøer spaltes bindingen mellom metylgruppen og kvikksølvet til metangass og kvikksølv. I innsjøer er abiotisk demetylering i oksidert miljø vanligst, denne prosessen akselereres ved UV-stråling (Laguesen, 2014).



Figur 1. Kvikksølvssyklusen som viser kvikksølvets naturlige sirkulering og prosesser i økosystemet. Utslipp av kvikksølv, hvordan det transporteres til innsjøen og hvordan det akkumuleres i næringskjeden (Busairi & Syahir, 2018).

2.4 Kvikksølv i sediment

2.4.1 Overflatesediment

Sediment-vann grensesnittet (SWI) er en sone med aktive redoksprosesser hvor kvikksølv kan reagere og frigjøres til og fra vannsøylen. Sonen inkluderer øverste lag av sedimentene og nederste del i vannsøylen. Sedimentene fungerer som et lager for kvikksølv slik at det fjernes fra den globale syklusen, men til gjengjeld kan sedimentene også være en kilde til kvikksølv (Pakhomova et al., 2018).

Høye konsentrasjoner av Hg i øvre del av sedimenter kan påvirke Hg-konsentrasjonen i næringskjeden ved at bunnlevende og gravende byttedyr utnytter den organiske fraksjonen i sedimentene (Fjeld & Rognerud, 2001).

2.4.2 Partikkelbundet kvikksølv

I sedimenter er kvikksølv som oftest bundet til sulfid, organisk materiale og uorganiske partikler. Kvikksølv-sulfid er den vanligste uløselige uorganiske kvikksølvtilstanden i ferskvann, men kvikksølv-oksid (HgO) er også lite løselig og ofte vanlig i forurensende områder. Økt innhold av organisk materiale øker innholdet av kvikksølv og metylkvikksølv i sedimentene. Sedimenter som er naturlig rik på organisk substans er ofte anoksisk har høy dannelse av metylkvikksølv (Laguesen, 2014).

Kvikksølv har også sterk affinitet til leirpartikler, på grunn av partikkelens store overflate, og spiller derfor en viktig rolle for binding av kvikksølv i sediment (Kongchum et al., 2011).

2.5 Faktorer som kan påvirke kvikksølvkonsentrasjonen og tilstandsformene i innsjøer

2.5.1 Eutrofiering

En eutrof innsjø har blitt tilført store mengde næringsstoffer som gir masseoppblomstring av alger. Algene forbruker oksygen, og nedbrytning av algene gir økt sedimentering av organisk materiale. Nedbrytning er en prosess som krever mye oksygen, dette fører til anoksiske forhold i hypolimnion. Sulfatreduserende bakterier trives i anaerobe forhold da de kan utnytte oksygenet i sulfat (SO_4^{2-}) til respirasjon slik at det reduseres til hydrogensulfid (H_2S), og gjør kvikksølvet utilgjengelig for opptak av organismer (Pakhomova et al., 2018).

En innsjø kan også være eutrof og aerob, da kan oksygenet oksidere toverdig jernkationer (Fe^{2+}) til treverdig jernoksyhydroksider ($\text{FeO}(\text{OH})$), noe som ikke er mulig i anoksiske forhold. Kvikksølv kan så kompleksbindes med jernoksyhydroksidet som akkumuleres i sedimentene og reduserer biotilgjengeligheten av kvikksølv. Under slike forhold spiller også organisk materiale en viktig rolle for å immobilisere kvikksølv (Pakhomova et al., 2018).

I en studie fra 2018 ble det laget en bunn-redoks modell (Bottom RedOx Model, BROM) som simulerte prosesser i vannsøylen og sedimentoverflaten som kan ha en innvirkning på kvikksølvsyklusen (REF). Resultater fra studiet viste blant annet at forholdene i en eutrof og oksidert innsjø er favorisert for bioakkumulering av Hg. Dette skyldes høye konsentrasjoner av hydrogensulfid, høy produksjon av organisk materiale og lav konsentrasjon av jernoksyhydroksider. Eutrofiering kan derfor ha en negativ effekt med økt overføring av Hg i miljøet (Pakhomova et al., 2018).

Det kommer også frem av studiet at ved langsiktige stabilt oksiderte eller reduserte forhold i bunnvannet vil kvikksølv akkumuleres i sedimentene. Om det som følge av eutrofiering er reduserte forhold i øverste sedimentlag vil metyleringsprosessen forsterkes. Dette skyldes at det er gode forhold for sulfatreduserende mikroorganismer å omdanne kvikksølv til metylkvikksølv. Om det etter metylering skjer en oksidering i vannsøylen vil metylkvikksølvet muligens slippes ut til vannsøylen, der det blir tilgjengelig for opptak i organismer (Pakhomova et al., 2018).

2.5.2 Klimaendringer

Mildere klima, økt nedbør og hyppigere ekstremvær som følge av klimaendringer vil kunne bidra til økt metylering og avrenning av kvikksølv til vannforekomstene. Et mildere klima vil forlenge sesongen til den mikrobielle aktiviteten og økt nedbør vil føre til mer fuktigheten og mindre oksygen som er fin optimale forhold for metylering (Hammer, 2011). Ekstremvær vil føre til mer erosjon, som nevnt tidligere vil dette kunne bidra til at stadig mer organisk materiale og partikkelbundet kvikksølv eroderes ut i vassdragene (Braaten et al., 2015).

2.6 Konsentrasjoner og grenseverdier

2.6.1 Grenseverdier i innsjøer

Det er satt grenseverdier for kjemiske, fysiske og biologiske parametere for å kunne bestemme den økologiske og kjemiske tilstanden til en innsjø (Tabell 1). Målet er at alle innsjøer skal ha

god økologisk og kjemisk tilstand, og klassegrensene for fosfor er tilpasset de ulike innsjøtypene. Den kjemiske tilstanden bestemmes på bakgrunn av 45 prioriterte stoffer, der kvikksølv er en av dem.

Vannforskriften har satt maksimal tillatte konsentrasjon (MAC-EQS¹) for kvikksølv i ferskvann til 0.07 µg/L, og for sedimenter i er den satt til 0.52 mg/kg tørrstoff (Vannforskriften, 2007).

Tabell 1. Økologisk tilstandsklassifisering av innsjøtypene L106 og L108 med hensyn på total fosfor, og tilstandsklassifisering av ferskvann og sediment med hensyn på kvikksølv (Miljødirektoratet, 2016; Vanndirektivet, 2018)

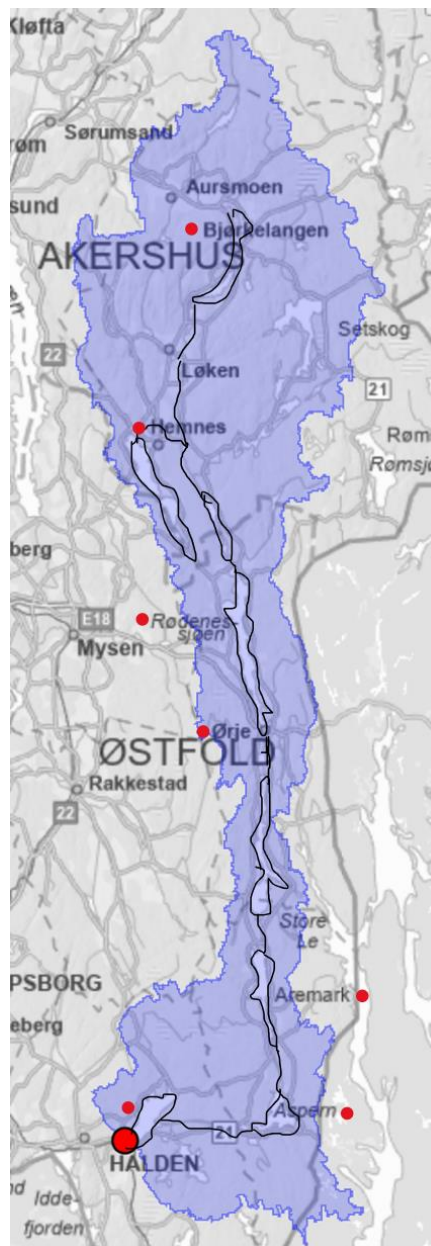
Stoff	Enhet	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V	
		Svært god Tilsvare uberørt	God Ingen toksiske effekter	Moderat Kroniske effekter ved langtidseksponering	Dårlig Akutt toksisk effekt ved eksponering	Svært dårlig Omfattende toksiske effekter	
L106	Tot.-P	µg/L	1-11	11-16	16-30	30-55	>55
L108	Tot.-P	µg/L	1-13	13-20	20-39	39-65	>65
Ferskvann	Hg	µg/L	0-0,001	0,001-0,047	0,047-0,07	0,07-0,14	>0,14
Sediment	Hg	mg/kg TS	0-0,05	0,05-0,52	0,52-0,75	0,75-1,45	>1,45

¹MAC-EQS = Maximun acceptable - Enviornmental Quality Standard (grenseverdien mellom god og dårlig kjemisk tilstand).

3 Materialer og metoder

3.1 Beskrivelse av vassdrag og prøvepunkter

Haldenvassdraget er et 150-km langt vassdrag som strekker seg fra Dragsjøen i Akershus til Iddefjorden i Østfold, og grenser til Sverige i øst (**Error! Reference source not found.**). Vassdraget består av mindre og større innsjøer som er knyttet sammen av flere korte elvestrekninger, og er å anse som et lavlandsvassdrag omringet av mye skog, en del landbruk og i varierende grad av bebyggelse. Nedbørsfeltet består blant annet av marine avsetninger som inneholder fosforrik leire, noe som gjør vassdraget naturlig næringsrikt. Marine avsetninger gir et godt grunnlag for jordbruk i området (Haande et al., 2014).



Figur 2. Nedbørsfeltet til Haldenvassdraget (NVE, u.å.). Røde merker = innsjøene det ble tatt prøver i.

I dette arbeidet ble det tatt prøver av vann og sedimenter fra innsjøene Bjørkelangen, Hemnessjøen, Rødenessjøen, Øymarksjøen, Aremarksjøen, Aspern og Femsjøen (Figur 2 & Tabell 2). Bjørkelangen og Hemnessjøen er klassifisert som innsjøtype L018 – humøs og moderat kalkrik i lavland. De resterende innsjøene er klassifisert til innsjøtype L016 – humøs og kalkfattig i lavland. Informasjon og fakta om innsjøene i de kommende underkapitlene er hentet fra Haande et al., 2014, NVE, u.å. og Vann-Nett, 2024.

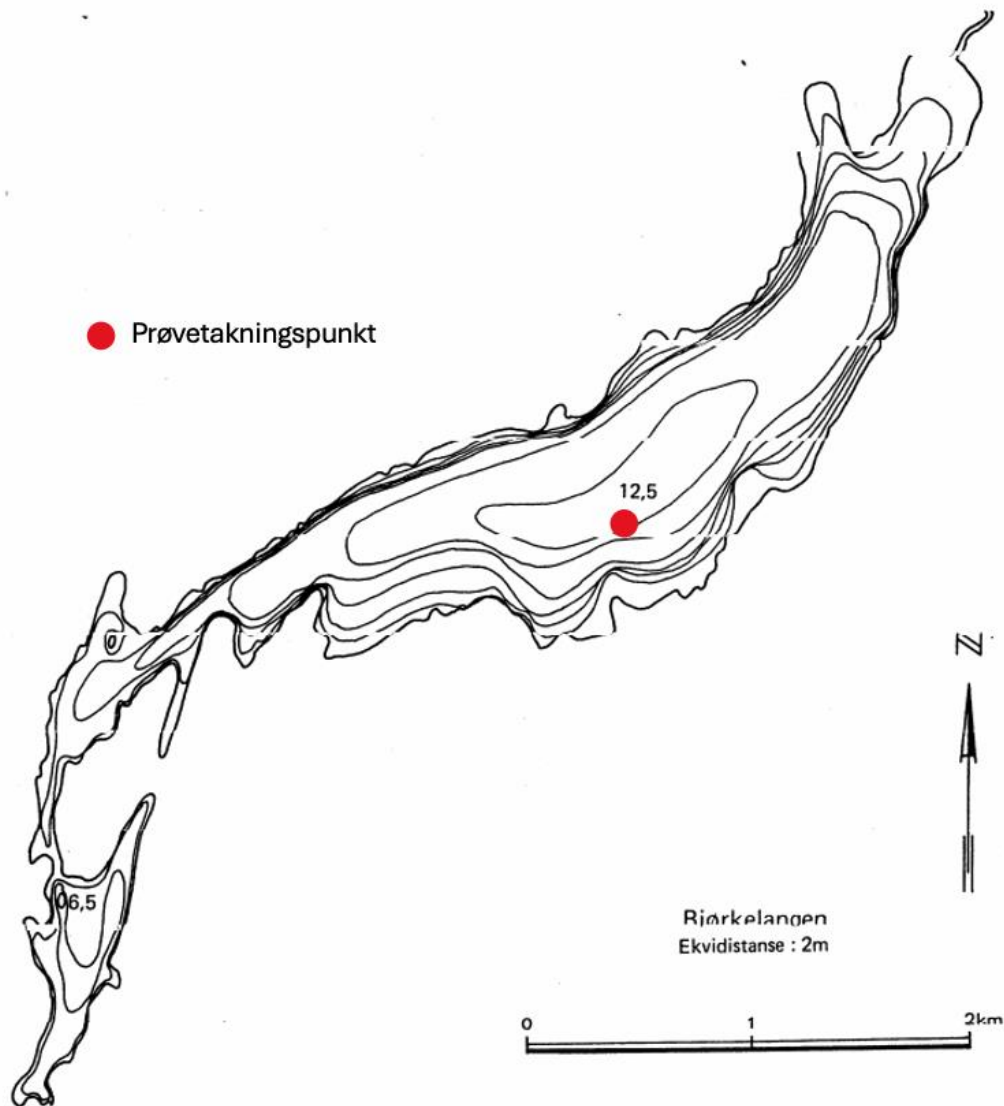
Tabell 2. Opplysninger om innsjøens geografiske forhold og hydrologiske forhold (Haande et al., 2014; NVE, u.å.; NVE - temakart, 2024; Vann-Nett, 2024).

Geografiske forhold	Enhet	Bjørkelangen	Hemnessjøen	Rødenessjøen	Øymarksjøen	Aremarksjøen	Aspern	Femsjøen
Meter over havet	m	124,0	133,0	118,0	107,0	105,0	105,0	79,0
Største lengde	km	5,0	12,0	18,0	17,0	8,0	8,0	6,8
Største bredde	km	1,0	2,0	2,0	2,1	1,8	8,0	10,0
Overflateareal	km ²	3,4	12,7	16,0	14,2	7,5	12,7	10,7
Maksdybde	m	12,0	35,0	50,2	37,7	39,5	46,5	55,1
Middeldyp	m	7,0	8,0	20,0	16,0	17,0	18,0	20,0
Volum	m ³	25,0	103,0	312,0	219,0	135,0	140,0	500,0
Nedbørfelt total	km ²	261	90	1007	1152	1253	1339	1570
Nedbørfelt unik	km ²	261	90	656	145	101	86	231
Nedbørfelt unik	%	100,0	100,0	65,2	12,6	8,1	6,4	14,7
Vannføring, Q	m ³ /s	3,8	1,4	15,0	17,6	19,5	15,6	24,0
Teoretisk oppholdstid	år	0,2	2,5	0,7	0,4	0,2	0,2	0,3

3.1.1 Bjørkelangen

Bjørkelangen befinner seg i Aurskog-Høland kommune er en relativ liten innsjø på 3.38 km² med et middeldyp på 7 meter, der maksdybden er 12 meter (Figur 3) (Berge, 2004). Vannprøvene ble tatt fra 11 meters dyp, og ved samme koordinat ble det hentet inn en 22 cm lang sedimentkjerne (Tabell 2).

Innsjøens nedbørfelt er 261 km², og Bjørkelangen er den nordligste innsjøen av de syv innsjøene som undersøkes i denne oppgaven (Tabell 2). Bjørkelangens innløp er Lierelva helt nord i innsjøen og utløpet befinner seg helt sør i innsjøen og slutter seg Hølandselva.



Figur 3. Dybdekart av Bjørkelangen og hvor prøvene ble tatt (Berge, 2004).

3.1.2 Hemnessjøen

Hemnessjøen befinner seg i kommunene Indre Østfold og Aurskog-Høland og har et overflateareal på 12.7 km² og et middeldyp på 8 meter, der maksdybden er 35 meter. Vannprøvene ble tatt fra 33 meters dyp, og ved samme koordinat ble det hentet inn en 30 cm lang sedimentkjerne (Tabell 2).

Hemnessjøens nedbørfelt er 90 km² og innløpet kommer fra Kopperudbekken som befinner seg i den sørlige delen av innsjøen (Tabell 2). Utløpet befinner seg i den nordlige delen, hvor den følger Hemneselva som slutter seg til Hølandselva, elven som stammer fra Bjørkelangen.

3.1.3 Rødenessjøen

Rødenessjøen ligger i Marker kommune og har et overflateareal på 16 km². Innsjøens middeldyp er på 20 meter, der maksdybden er 50.2 meter og Rødenessjøen er med dette den dypeste innsjøen i vassdraget. Vannprøvene ble tatt fra 27 meters dyp, og ved samme koordinat ble det hentet inn en 30 cm lang sedimentkjerne (Tabell 2).

Nedbørsfeltet til Rødenessjøen har et areal på 1 007 km² og inkluderer nedbørsfeltene til Hemnessjøen og Bjørkelangen (Tabell 2) Det unike nedbørsfeltet til Rødenessjøen er på 656 km² og utgjør 65 % av det totale nedbørsfeltet. Innsjøens innløp er Hølandselva som stammer fra Bjørkelangen og Hemnessjøen. Innsjøens utløp befinner seg i sørenden og slutter seg til Ørjeelva.

3.1.4 Øymarksjøen

Øymarksjøen ligger i Aremark kommune og har et overflateareal på 14.2 km² med et middeldyp på 16 meter der maksdybden er 37.7 meter. Vannprøvene ble tatt fra 28 meters dyp, og ved samme koordinat ble det hentet inn en 29 cm lang sedimentkjerne (Tabell 2).

Innsjøens nedbørsfelt har et areal på 1 152 km² (Tabell 2). Det unike nedbørsfeltet til Øymarksjøen er på 145 km² og utgjør 12.6 % av det totale nedbørsfeltet. Ørjeelva knytter Øymarksjøen til Rødenessjøen i nord, utløpselven Strømselva befinner seg i sør.

3.1.5 Aremarksjøen

Aremarksjøen befinner seg i Aremark kommune og har et areal på 7.5 km². Innsjøens middeldyp er 17 meter, der maksdybden er 39.5 meter. Vannprøvene ble tatt fra 27 meters dyp, og ved samme koordinat ble det hentet inn en 34 cm lang sedimentkjerne (Tabell 2).

Nedbørsfeltet til Aremarksjøen har et areal på 1 253 km² og består av mye skog, en del jordbruksområder og spredt bebyggelse (Tabell 2). Det unike nedbørsfeltet til Aremarksjøen er på 101 km² og utgjør 8.1 % av det totale nedbørsfeltet. Innsjøens tilløp er Strømselva i nordenden som stammer fra Øymarksjøen og utløpet er sør i innsjøen.

3.1.6 Aspern

Aspern er i Aremark kommune og har et areal på 12.7 km². Innsjøens middeldyp er 18 meter, der maksdybden er 46.5 meter. Vannprøvene ble tatt fra 27 meters dyp, og ved samme koordinat ble det hentet inn en 29 meter lang sedimentkjerne (Tabell 2). Vannprøvene ble tatt fra 35 meters dyp, og ved samme koordinat ble det hentet inn en 30 cm lang sedimentkjerne.

Nedbørfeltet til Aspern har et areal på 1 339 km² og innsjøen får avrenning fra spredt bebyggelse, skog og jordbruk (Tabell 2). Det unike nedbørfeltet til Asperen er på 86 km² og utgjør 6.4 % av det totale nedbørfeltet. Innsjøen er tilknyttet Aremarksjøen med Skotsbergelva i nord og utløpet befinner seg sør-vest i innsjøen og følger Stenselva.

3.1.7 Femsjøen

Femsjøen er en innsjø i Halden kommune med et overflateareal på 10.7 km² og et middeldyp på 20 meter, der maksdybden er 55.1 meter (Tabell 2). Vannprøvene ble tatt fra 30 meters dyp, og ved samme koordinat ble det hentet inn en 30 cm lang sedimentkjerne.

Nedbørfeltet er på 1 570 km² og tilførselen til innsjøen kommer hovedsakelig av jordbruk og skog (Tabell 2). Det unike nedbørfeltet til Femsjøen er på 231 km² og utgjør 14.7 % av det totale nedbørfeltet. Dette er den sørligste innsjøen i Haldenvassdraget og er tilknyttet Aspern med Stenselva øst i innsjøen, og har utløp til Indre Skagerrak sør-vest i innsjøen.

3.2 Innhenting av prøver

Feltarbeidet ble utført 13. til 14. september 2023. Prøvetakingen startet i Bjørkelangen, etterfulgt av innsjøene nedover i vassdraget mot Femsjøen. Avgjørelsen om å starte øverst i vassdraget ble tatt med hensyn til den naturlige vannstrømmen og for å unngå potensiell spredning av smittestoffer eller uønskede arter oppover i vassdraget. Dersom prøvetakingen startet i Femsjøen, ville det vært nødvendig å rengjøre utstyret og båten mellom hver innsjø.

Omtrentlige punkt for prøvetaking for hver innsjø ble bestemt på forhånd av feltarbeidet. Prøvepunktene ble basert på hvor en medstudent fisket ut gjedde i forbindelse med masteroppgaven om kvikksølv i gjedde. Denne tilnærmingen har gjort det mulig å se på sammenhenger mellom kvikksølvkonsentrasjoner i sedimenter og vann der gjedden gyter, og

kvikksølvkonsentrasjonen i gjedden. Det ble også laget en utstyrsliste før feltarbeidet (Vedlegg A).

Vann- og sedimentprøvene ble tatt fra en oppblåsbar båt. I båten var alt av nødvendig utstyr deriblant et ekkolodd og en sonde av typen EXO2. Dette utstyret ble brukt til å finne dybden på vannsøylen og dermed finne akkumulasjonssonen, der sedimentene avsettes kronologisk². Koordinatene til prøvepunktene ble registrert med felt-PC (Tabell 3).

Tabell 3. Koordinater for innhenting av prøver, dybde på bunnvannets prøver og lengde på sedimentkjernene, vannprøver fra overflatevannet ble tatt 0.5 m ned i vannsøylen (N=3 kjerner).

	Enhet	Bjørkelangen	Hemnessjøen	Rødenessjøen	Øymarksjøen	Aremarksjøen	Aspern	Femsjøen
Koordinat		59°50'50.7"N 11°32'19.6"E	59°43'11.6"N 11°24'47.4"E	59°31'55.2"N 11°37'10.1"E	59°22'03.6"N 11°39'51.1"E	59°28'31.6"N 11°66'94.4"E	59°09'59.3"N 11°42'36.9"E	59°09'30.0"N 11°31'09.7"E
Dybde vannprøve	m	11,0	33,0	27,0	28,0	27,3	35,6	30,6
Lengde sedimentkjerne	cm	22,0	30,0	30,0	29,0	34,0	30,0	30,0

3.3 Prøvetaking av vann

3.3.1 Innsamling av vannprøver

Det ble tatt vannprøver fra overflatevannet og bunnvannet for å se om det var forskjell i vannkvalitet og kvikksølvkonsentrasjonen over og under termoklinen (Tabell 3). Ved å ta vannprøver rett over sedimentsjiktet ble det mulig å se på sammenhengen mellom konsentrasjon av kvikksølv i vannfasen og i sedimentene.

Vannprøver av overflatevannet ble tatt omtrent 0.5 meter under vannoverflaten slik at den ikke ble kontaminert med partikler fra overflaten. Prøven ble tatt direkte fra båten ved å fylle opp en prøveflaske på 1 L og tre prøverør på 50 ml, flaskene ble skylt i innsjøens vann tre ganger før prøvetakingen for å minske kontaminering.

Fra båten ble det ble benyttet en vertikal vannhenter for å ta vannprøver fra bunnvannet (Figur 4). Vannprøver av bunnvannet ble tatt 0.5 til 1 meter over sedimentsjiktet for å unngå å virvle opp sediment. For å ta vannprøver rett over sedimentsjiktet ble vannhenteren observert på

² Akkumulasjonssonen er definert som innsjøens dypeste områder, rundt 25-30 meter i en større innsjø (Rognerud & Fjeld, 2001).

ekkoloddet. I tillegg ble vannhenterens line markert for å vite når vannhenteren var mellom 0.5 til 1 meter over sedimentene. Vannet fra vannhenteren ble overført til en prøveflaske på 1 L og tre prøverør på 50 ml.



Figur 4. Vertikal vannhenter (Fybikon, 2024).

3.3.2 Filtrering og konservering

Overflate- og bunnvann ble filtrert med sprøytefilter (0.45 μm) direkte til prøverør på 50 ml, tre prøverør for overflatevann og tre prøverør for bunnvann (Figur 5). Dette ble gjort *in situ*. Filtersprøytene ble skylt med prøvevann for å unngå kontaminering fra selve filteret.



Figur 5. Filtrering av vannprøver med sprøytefilter på 0.45 μm . Foto: Thrond Oddvar Haugen.

Det er hensiktsmessig å tilsette 2 % saltsyre (HCl) og 2 % salpetersyre (HNO₃) direkte etter overføring av vannet til prøvebeholder for å redusere sorpsjon spesielt av Hg på flaskeveggen. I dette tilfelle ble syrene tilsatt på laboratoriet tre dager senere, noe som kan ha påvirket innholdet i vannet. Saltsyre ble tilsatt for å kompleksbinde kvikksølv og salpetersyre ble tilsatt for å kunne analysere vannet for svovel, mangan, kalium og kalsium. Surgjøring var også nødvendig for å analysere prøvene ved bruk av induktivt koblet plasma massespektrometeret (ICP-MS). Før analyse i ICP-MS ble det også laget to kontrollprøver som består av type II-vann med samme syre konsentrasjoner. Kontrollprøvene brukes for å få informasjon om mulige bidrag fra syre og prøvebeholder.

Vannprøvene som ble analysert for totalt organisk karbon (TOC) og prøvene som ble analysert for ioner ved ionekromatografi (IC) var ikke nødvendig å surgjøre før analyse.

Vannprøvene ble oppbevart stående, kaldt ved 4 °C og mørkt frem til analyse. Totalt seks filtrerte prøver, seks ufiltrerte prøver og to stk. 1 liters kanner per innsjø.

3.4 Karakterisering av vannet

3.4.1 pH, konduktivitet, oksygen og temperatur

Innsjøenes pH, temperatur, konduktivitet, oksygenmetning (%) og oksygenkonsentrasjon ble målt *in situ* med WTW Multimeter 3410 og ved bruk av EXO-2 Multiparametre Sonde som måler konduktivitet, temperatur og dybde (CTD) (Figur 6). Disse variablene var viktig å måle i felt for å unngå effekt av lagring.



Figur 6. T.V.: Multimeter WTW 3410 og buffer kalibrering av elektroden. T.h.: EXO-2 sonde og en sedimentkjerne. Foto: Thronnd Oddvar Haugen.

3.4.2 Organisk karbon

Ufiltrerte vannprøver ble analysert for total organisk karbon (TOC) og vannprøver filtrert med filter på 0.45 μm ble analysert for løst organisk karbon (DOC). For analyse av total organisk karbon ble standardene K1, K5 og REF3+ ble benyttet for å sjekke nøyaktigheten av analysene. Løst organisk karbon ble kvantifisert etter norsk standard (NS-EN 1484).

3.4.3 Ionesammensetning

Anioneanalyse

Filtrerte vannprøver fra overflate- og bunnvann ble analysert for hovedanionene fluorid (F^-), klorid (Cl^-), sulfat (SO_4), nitrat (NO_3) og fosfat (PO_4). Analysen ble gjennomført ved bruk av ionekromatografi (IC) på en Dionex ICS 6000 ved NMBU.

Standardene RM1 ion 96, RM2 Sangamon 03 og QC3060 ble benyttet for å sjekke nøyaktighetene av analysene.

Kationeanalyse

Filtrerte og ufiltrerte vannprøver ble analysert for kationene kalium (K), natrium (Na), magnesium (Mg) og kalsium (Ca). Analysen ble utført i surgjorte prøver (HNO_3) på ICP-MS ved NMBU.

Rhodium (Rh), indium (In) og vismut (Bi) ble brukt som interne standarder for å korrigere for eventuell drift under analysen. Standarden 1643H ble analysert for å sjekke nøyaktigheten av analysene.

3.5 Prøvetaking av sediment

3.5.1 Innsamling av sedimentprøver

Sedimentprøver ble samlet inn ved bruk av gravitasjonskjerneprovetaer (UWITEC) som består av et sylindrisk plastrør med en diameter på 7 cm, et lodd som driver prøvetakeren ned i kjernen og en sedimentfanger (Figur 7). Det ble samlet inn tre kjerner fra alle innsjøene fra samme prøvetakingspunkt, totalt 21 kjerner. Kjernene hadde en lengde fra 22 cm til 34 cm (**Error! Reference source not found.**).

To av sedimentkjernene fra hver innsjø ble delt inn i 1 cm tykke lag ned til 30 cm og 2 cm tykke lag fra 30 cm. Én av disse kjerne ble brukt til datering av sedimentene beregning av tørrvekt og for å identifisere Hg i sediment, den andre var reserve. Den tredje av kjernene ble delt inn i 1 cm tykkelse ned til omtrent halve lengden, samt 1 cm fra nederste del av kjernen. Denne ble brukt i kornfordelingsanalyse.

Sedimentkjernene fra Bjørkelangen, Hemnessjøen og Rødenessjøen ble oppdelt i felt. Dette var en tidskrevende prosess, så det ble besluttet å dele inn sedimentkjernen fra Øymarksjøen, Aremarksjøen, Aspern og Femsjøen på laboratoriet. Kjernen ble oppbevart på et kjølerom og oppdelt fortløpende.

Sedimentprøvene fra de enkelte lagene ble overført til ziplock poser som ble oppbevart mørkt på kjølerom.



Figur 7. Sylindrisk sedimentprøvetaker med sedimentkjerne (foto: Jennifer Holmelid).

3.5.2 Datering av sedimentkjerne

Preparering av prøver

Det ble valgt å benytte tørre sedimentprøver for å datere sedimentkjernene, derfor ble en sedimentkjerne fra hver innsjø frysetørket. Ved å tørke prøvene var det også mulig å finne tørrvekten til de enkelte sedimentlagene. Det ble valgt å frysetørke prøvene for å bevare kvikksølvet i sedimentene, ved tørking i ovn er det økt mulighet for tap av kvikksølvet ved fordamping.

Frysetørkeren hadde kapasitet til å tørke sedimentprøver fra to sedimentkjerper per runde, og det tok omtrent en uke per runde.

Bestemmelse av sedimentasjonshastighet

For å bestemme sedimentasjonshastigheten i de syv innsjøene ble de tørkede lagene fra hver kjerne overført til telleglass og analysert for cesium-137 (^{137}Cs) som ble avsatt i betydelige mengder etter Tsjernobylulykken for 37 år siden (1986). Hver av prøvene ble analysert i 10 minutter i en natriumjodiddetektor (NaI-detektor). Sedimentdybden med høyest ^{137}Cs -konsentrasjon ble identifisert, og antall mm med sediment over dette ble dividert på 37 år for å bestemme sedimentasjonshastigheten i den enkelte innsjøen (Formel 1).

For å minske analyseusikkerheten ble prøvene med mest ^{137}Cs fra Femsjøen og Bjørkelangen analysert i ytterligere to timer. Usikkerheten ble noe redusert, men ikke betydelig. Det ble derfor besluttet at det ikke var nødvendig å analysere ^{137}Cs -toppen fra de resterende innsjøene i ytterligere to timer, ettersom dette ville være tidskrevende uten tilstrekkelige endringer i resultatene.

$$\text{Sedimentasjonshastighet} \left[\frac{\text{cm}}{\text{år}} \right] = \frac{\text{Ant.lag fra økt Cs137 [cm]}}{37 \text{ år}} \quad (1)$$

3.6 Karakterisering av sediment

3.6.1 Kornfordelingsanalyse

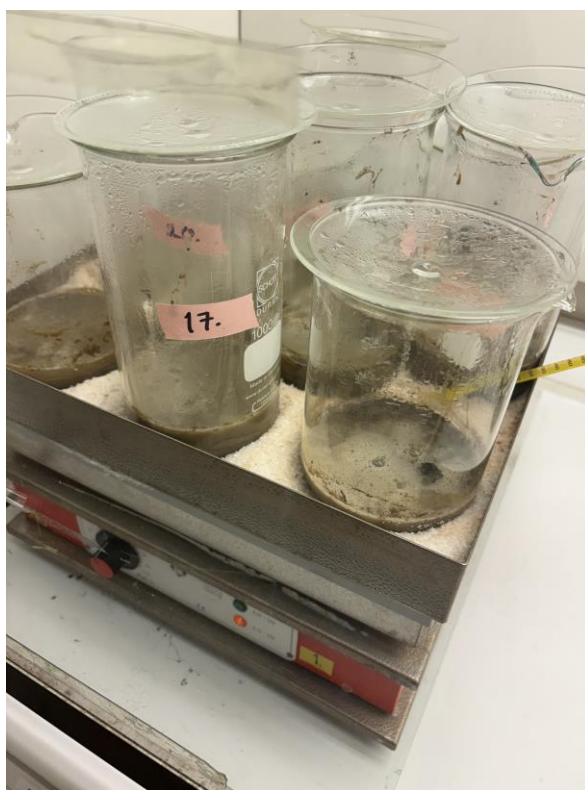
For å analysere sammensetningen av sand, silt og leire i sedimentprøvene, ble en sedimentkjerne fra hver innsjø benyttet. Kornfordelingsanalysen ble utført på overflatesjiktet, mellomsjiktet (18.5 år) og bunnsjiktet (37 år) av sedimentene (Tabell 4). På grunn av høyt innhold av leire i sedimentene ble våtsiktningsmetode benyttet.

Det var nødvendig med en omtrentlig mengde på 10 gram sediment i tørrvekt. Derfor var det i noen tilfeller nødvendig å slå sammen flere lag for å oppnå tilstrekkelig materiale, spesielt for overflatesjiktet som krevde minst to lag (Tabell 4).

De våte sedimentprøvene, som ble oppbevart på kjølerommet i poser, ble overført til begerglass på 500 ml og suspendert i 20 ml destillert vann (Type III) ved bruk av en rørepinne og UV-lydbølger. For å bestemme nøyaktig vekt av fraksjonene ble det organiske materialet i sedimentene oksidert. Begerglassene ble deretter plassert på et sandbad ved en temperatur på 75-80°C. Hydrogenperoksid (H_2O_2) ble gradvis tilsatt til sedimentene, 5 ml om gangen, for å unngå en overdreven reaksjon der sedimentene koker ut av begerglassene (Figur 8).

Tabell 4. Sammenslåtte lag for å oppnå tilstrekkelig materiale av sediment i tørrvekt for våtsikting ~ 8 gram.

	Dybde [cm]	Bjørkelangen	Hemnessjøen	Rødenessjøen	Øyemarksjøen	Aremarksjøen	Asperen	Femsjøen
Overflatesjikt	0-1	6,5 g	2,8 g	1,4 g	1,9 g	2,3 g	1,1 g	1,3 g
	1-2	8,2 g	4,4 g	2,9 g	2,1 g	2,4 g	2,3 g	2 g
	2-3		5,5 g	5,6 g	5,1 g	3,5 g	4,4 g	2,3 g
	3-4					3,7 g	4 g	2,9 g
Ant. år siden sedimentert								
Mellomsjikt	18,5 år	7-8 cm: 9,7 g	11-12 cm: 9 g	6-7 cm: 8,2 g	5-6 cm: 7,3 g 6-7 cm: 6,8 g	5-6 cm: 6,61 g 6-7 cm: 6,10 g	4-5 cm: 4,9 g 5-6 cm: 5,1 g	3-4 cm: 2,9 g 4-5 cm: 3,4 g
Bunnsjikt/Cs-137-topp	37 år	15-16 cm: 10,9 g	21-22 cm: 10 g	10-11 cm: 7,6 g 11-12 cm: 7,2 g	10-11 cm: 4,5 g 11-12 cm: 6,7 g	11-12 cm: 6,5 g 12-13 cm: 6,9 g	8-9 cm: 4,5 g 9-10 cm: 6 g	7-8 cm: 5,3 g 8-9 cm: 4,9 g



Figur 8. Begerglass med sedimentprøver på sandbad. Her har prøvene blitt tilsatt H₂O₂ (foto: Jennifer Holmelid).

Videre ble sedimentprøvene siktet gjennom to sikter, en med maskevidde på 2 mm for å separere grov sand fra sandfraksjonen, og en med maskevidde på 63 µm for å separere sandfraksjonen fra silt- og leirefraksjonen. Silt- og leirfraksjoner ble oppsamlet og separert med andre teknikker (Figur 9). Sandfraksjonen ble overført til små begerglass ved å spyle silen med vann. Ved å veie begerglassene før og etter kornfordelingsanalysen var det mulig å bestemme vekten av hver fraksjon etter separering og tørking. Silt- og leirfraksjonen ble samlet i en større beholder på grunn av høyt vanninnhold (Figur 10).



Figur 9. Kornfordeling ved bruk av sikter. Øvre sikt har en maskevidde på 1 mm, nedre sikt har en maskevidde på 63 μm , og en bunn brukes til å samle silt- og leirfraksjonen, som igjen samles i en større beholder (Ruther, 2022).

For å separere silt- og leirfraksjonen ble suspensjonen overført til flasker der siltfraksjonen sedimenterte over en bestemt tid, vanligvis 2, 4 eller 6 timer (Tabell 5). Valget av sedimenteringstid ble gjort med hensyn til tilgjengelig laboratorietid den aktuelle dagen, ved begrenset tid på laboratoriet, ble en sedimentasjonstid på 2 eller 4 timer valgt. Etter sedimentering ble leirfraksjonen separert fra siltfraksjonen ved hjelp av en hevert. Flaskene ble igjen fylt med suspensjonen, og prosessen ble gjentatt til vannet i flaskene var tilnærmet klart, og det ikke var mer suspensjon igjen i den store beholderen (Figur 10).

Tabell 5. Sedimentasjonshastigheten til silt

Tid	Strekning
6 timer	7,8 cm
4 timer	5,2 cm
2 timer	2,6 cm



Figur 10. Flasker med gjørmevann som inneholder silt og leire, der silt sedimenteres etter valgt tid (2, 4 eller 6 timer). På bildet er valgt tid 4 timer. Vannet som inneholder leire, ble pumpet over i de større beholdere i bakgrunnen (foto: Jennifer Holmelid).

Etter separasjon av silt og leire ble siltfraksjonen overført til forhåndsveide beholdere, mens leirfraksjonen ble tilsatt ca. 5 ml med kalsiumklorid (CaCl_2) for å flokkulere leirpartiklene og la dem sedimenteres. Etter 24 timer ble overflødig vann fjernet, og leirfraksjonen ble overført til forhåndsveide begerglass.

Begerglassene med sand, silt og leire ble tørket over natten i en tørkeovn med en temperatur på 105°C . Etter tørking ble begerglassene igjen veid for å bestemme vekten av de tørkede fraksjonene. Ved å subtrahere begerglassets vekt fra den nye vekten med tørket sediment, ble fraksjonenes vekt bestemt. På denne måten kunne prosentandelen av hver fraksjon beregnes.

3.6.2 Organisk materiale – Glødetap

En glødetap-analyse, også kjent som Loss on Ignition (LOI), pyrolyserer bort organisk materiale, og slik kan prosentandel av organisk materiale sedimentene bestemmes. Analysen

ble utført på overflatesjiktet, mellomsjiktet (18,5 år) og bunnsjikt (37 år) men fordi det bare ble analysert en prøve fra hvert sjikt var det ingen usikkerhet i målingene. For å sikre tilstrekkelig materiale for analysen, ble omtrent 2 gram sediment i tørrvekt benyttet (Tabell 6).

Tabell 6. Sammenslåtte lag for å oppnå tilstrekkelig sedimentmateriale i tørrvekt LOI-analyse – 2 gram.

	Dybde [cm]	Bjørkelangen	Hemnessjøen	Rødenessjøen	Øyemarksjøen	Aremarksjøen	Asperen	Femsjøen
Overflatesjikt	0-1	2 g	1 g	0,5 g	1 g	1 g	0,5 g	0,5 g
	1-2		1 g	0,5 g	1 g	1 g	0,5 g	0,5 g
	2-3			0,5 g			0,5 g	0,5 g
	3-4			0,5 g			0,5 g	0,5 g
	Ant. år siden sedimentert							
Mellomsjikt	18,5 år	7-8 cm: 2 g	11-12 cm: 2 g	6-7 cm: 2 g	5-6 cm: 2 g	5-6 cm: 2 g	4-5 cm: 2 g	4-5 cm: 2 g
Bunnsjikt	37 år	15-16 cm: 2 g	21-22 cm: 2 g	12-13 cm: 2 g	11-12 cm: 2 g	11-12 cm: 2 g	9-10 cm: 2 g	8-9 cm: 2 g

Sedimentprøvene ble overført til små forhåndsveide porselenskåler som tåler høy varme. Deretter ble prøvene tørket over natten i et varmeskap ved en temperatur på 105°C for å fjerne all overflødig fuktighet. Etter tørking ble prøvene avkjølt i en eksikator for å unngå eksponering for fuktighet (Figur 11). Når sedimentprøvene hadde nådd romtemperatur, ble tørrvekten av sedimentene bestemt (M1).



Figur 11. Eksikator (Norsk Farmahistorisk Museum, 2016).

Porselenskålene ble deretter plassert i en glødeovn, hvor temperaturen gradvis ble økt til 550°C. Formålet med dette var å brenne bort det organiske materialet i sedimentene gjennom natten. Prøvene avkjøles til romtemperatur i en eksikator, og veies på nytt (M2).

Sedimentenes glødetap ble beregnet ved bruk av følgende formler:

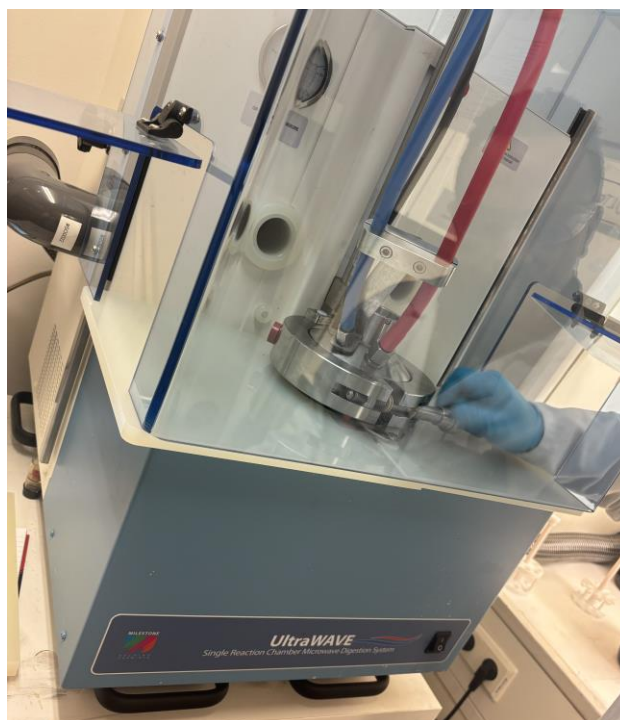
$$\% \text{ Dry matter} = \frac{M_1 (g) * 100}{\text{Total air dries sample (g)}} \quad (2)$$

$$\% \text{ Loss of Ignition} = \frac{(M_1 - M_2)(g) * 100}{M_1(g)} \quad (3)$$

3.7 Analyse av kvikksølv ved ICP-MS

3.7.1 Oppslutning av sedimentprøver

For å bestemme kvikksølvkonsentrasjonen i sedimentprøvene ble prøvene først oppsluttet ved bruk av UltraWave Single Reaction Chamber Microwave Digestion System (Figur 12). Før oppslutning ved UltraWave ble 0.2 gram tørket sediment overført til teflonbeholdere og tilsatt 1 ml saltsyre (HCl) og 5 ml salpetersyre (HNO₃). Etter oppslutning i UltraWave ble prøvene fortynnet til 50 ml før kvikksølvanalyse i ICP-MS. For å kunne analysere kvikksølv i ICP-MS må sedimentprøvene være i væskeform.



Figur 12. UltraWave Single Reaction Chamber Microwave Digestion System (foto: Jennifer Holmelid).

Alle sedimentlagene fra overflatesjiktet og ned til og med mellomsgiktet (18,5 år), og bunnsjiktet (37 år) ble analysert for kvikksølv. For å sikre et mer representativt resultat og for å gi informasjon om variasjonen mellom lagene, ble det tatt tre replikaer fra hvert sedimentlag.

For å vurdere nøyaktighetene av analysene ble sertifiserte standarder av sedimenter (NCS ZC730007, jord og NCS DC 73324a, jord) også oppluttet og målt. Videre ble en tilstrekkelig mengde blankprøver oppluttet for å kontrollere at sedimentprøvene ikke var kontaminert. Totalt ble det oppluttet 187 prøver.

3.7.2 Induktivt koblet massespektrometri (ICP-MS)

Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS) er en analytisk teknikk som brukes til å identifisere og kvantifisere elementene til stede i en prøve. Plasmaet som genereres, hovedsakelig av argongass (Ar), omdanner prøven til ioner, som deretter måles i massespektrometeret i et vakuumkammer. Fordelen med ICP-MS er at analysen går fort og den kan detektere grunnstoff ved ekstremt lave konsentrasjoner ned til under 0.1 part per trillion (ppt). I tillegg kan ICP-MS også separere og måle individuelle isotoper av et element (Agilent, u.å.).

Vanligvis analyseres flytende prøver i ICP-MS, noe som krever at sedimentprøver dekomponeres før analysen. Den flytende prøven pumpes inn i instrumentet hvor den først omdannes til en fin spray av aerosoler. Større vanddråper fjernes av et spraykammer, mens de fine dråpene forflyttes videre inn i plasma torch drevet av argongass, hvor aerosolene blir ionisert. Ionene overføres deretter til massespektrometeret for analyse (Agilent, u.å.).

ICP-MS ble anvendt for å bestemme kvikksølvkonsentrasjoner i både sediment og vann, samt kationer i disse prøvene. For å kalibrere instrumentet, ble sertifiserte referansematerialer for vann og sediment benyttet. I tillegg ble det utført analyser av blankprøver, som består av type II-vann som er fremstilt ved destillasjon gjennom et osmose-vannrensesystem (RO), og HCl og HNO₃, samme syrer som ble benyttet i vann- og sedimentprøvene.

Kvikksølv ble analysert i surgjorte prøver (HCl og HNO₃) ved bruk av ICP-MS ved NMBU. Det ble benyttet kontrollprøver for å sjekke mulig kontaminering fra prøveflasker og syre og vismut ble benyttet som intern standard for å korrigere for mulig drift under analysen. Standarden 1643H ble analysert for å sjekke nøyaktigheten av analysene.

For analyse av kvikksølv i de oppløste sedimentprøvene ble standardene NCS ZC730007, jord (0.46±0.05 mg/kg) og NCS DC 73324a, jord (0.086±0.008 mg/kg) benyttet. Deteksjonsgrensen (LOD) var på 0.009 mg/kg og kvantifiseringsgrensen (LOQ) var på 0.029 mg/kg. Blankprøvene fikk <LOD, som tyder på at de ikke er kontaminert.

For analyse av kvikksølv i de surgjorte vannprøvene hvor LOD var på 0.9 ng/L og LOQ var på 3.1 ng/L.

3.8 Datahåndtering

3.8.1 Beregning av fordelingskoeffisient (K_d)

Fordelingskoeffisienten mellom sediment og vann ble beregnet for å si noe om kvikksølvets oppførsel i innsjøene (Formel 4) (Eurolab, u.å.).

$$K_d \left[\frac{l}{kg} \right] = \frac{C_{sed} \left[\frac{mg}{kg} \right]}{C_{vann} \left[\frac{ng}{l} \right]} * 10^6 \quad (4)$$

3.8.2 Statistiske metoder

For å finne hvilke parametere som påvirker kvikksølvkonsentrasjonen i sedimentene ble Akaike Information Criteria (AIC) benyttet. AIC brukes for å sammenligne lineære modeller, og den med lavest AIC-verdi er best. Modellene består av ulike variabler eller ulike kombinasjoner av variablene. Mer kompliserte modeller pleier ofte å forklare mer, men flere variabler kan føre til overtilpasning og derfor ikke samhandle med hvordan prosesser foregår i naturen. Derfor er det viktig at variablene som testes har støtte i litteraturen, og at resultatet ikke er forutbestemt (Manikantan, 2021).

Kvikksølvkonsentrasjonen i sediment er en funksjon av vannets og sedimentenes karakter og målet var å finne hvilke parametere i vann og sedimenter som bidro til å forsterke konsentrasjonen av kvikksølv i sedimentene.

For å begrense kompleksiteten til modellen var det viktig å finne hvilken av variablene som forsterker hverandre og bidrar til økt kvikksølvkonsentrasjon. Derfor ble de testet opp mot hverandre i samme modeller og forskjellige modeller for å se hvilken modell som forklarte mest med færrest variabler. De enkleste modellene ble plottet for å lettere se sammenhengene mellom variablene.

Det ble gjort en effekttest og en parameter-test for den valgte modellen, dette var for å teste hvor stor virkning de uavhengige variablene og interaksjonene har på den avhengige variabelen, som er kvikksølvkonsentrasjonen i sediment.

Det ble utført lineær regresjonsanalyse for å teste om forskjellige parametere hadde en signifikant økning eller reduksjon nedover vassdraget. I tillegg ble det utført paret t-test for å finne gjennomsnittlig variasjon i parametere mellom overflate og bunnvann, og teste om gjennomsnittet var normalfordelt fra nullhypotesen, og om det var en signifikant forskjell mellom verdiene i overflate- og bunnvannet.

4 Resultater

4.1 Vannkvalitet

4.1.1 Temperatur, oksygen og pH

Resultater av konduktivitet, pH, temperatur og oksygeninnhold i de undersøkte innsjøene er vist i Tabell 7. CTD-sonden sluttet å virke etter Øymarksjøen, dette resulterte i at Bjørkelangen, Hemnessjøen, Rødenessjøen og Øymarksjøen ble målt *in situ* med CTD-sonde, og de resterende innsjøene ble målt *at site* i båt eller på land med multimeter etter henting av vannprøve.

Tabell 7. Konduktivitet, pH, temperatur og oksygen i bunn- og overflatevann i innsjø.

Variabel	Enhet	Tobb/bunn	Bjørkelangen	Hemnessjøen	Rødenessjøen	Øymarksjøen	Aremarksjøen	Aspern	Femsjøen
Konduktivitet * <	µS/cm	Topp	69,0	64,7	54,3	56,7	56,9	56,9	55,0
Konduktivitet * <	µS/cm	Bunn	111,6	111,7	56,0	60,1	100,0	68,1	55,1
pH		Topp	6,6	7,0	6,5	6,6	6,8	6,7	6,7
pH		Bunn	6,4	6,6	6,3	6,2	6,4	6,5	6,4
Temperatur * >	°C	Topp	12,3	12,4	16,1	15,8	16,9	16,8	16,5
Temperatur *	°C	Bunn	10,2	5,8	13,7	12,2	11,0	7,8	8,2
Oksygenprosent *	%	Topp	86,2	86,0	90,4	92,2	95,0	92,6	91,8
Oksygenprosent * >	%	Bunn	65,2	21,1	91,2	72,1	83,2	42,0	80,5
Oksygenmengde *	mg/L	Topp	9,3	8,7	8,8	9,3	9,2	8,6	8,9
Oksygenmengde * >	mg/L	Bunn	7,1	1,5	9,0	7,1	8,9	5,0	9,5

CTD-sonde: Bjørkelangen, Hemnessjøen (Temp., oksygenprosent og oksygenmengde), Rødenessjøen (Temp., oksygenprosent og -mengde) og Øymarksjøen (overflatevannet).

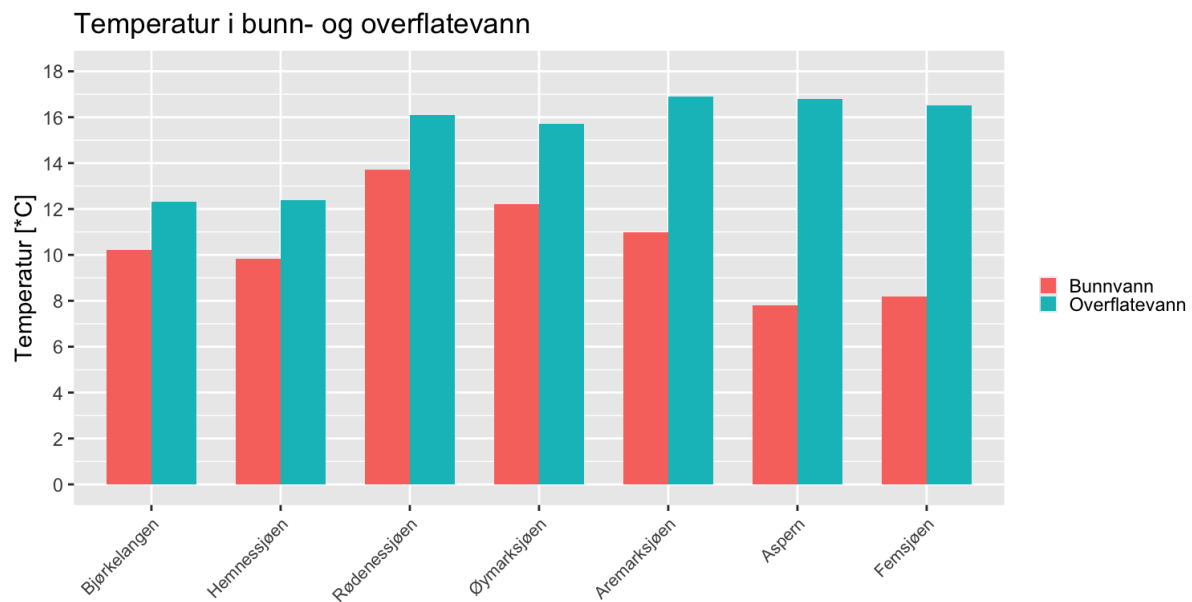
Multimeter WTW 3410: Øymarksjøen (bunnvannet) til Femsjøen.

[*] = signifikant forskjell mellom overflate- og bunnvann, [>] = signifikant økning nedover vassdraget, [<] = signifikant reduksjon nedover vassdraget.

Temperatur i vannet

Temperaturen i innsjøene varierte mellom 5.8 og 16.9 °C. Temperaturen i alle innsjøene var jevnt over høyere i overflatevannet enn bunnvannet for de syv innsjøene og gjennomsnittsdifferansen var på 4.29 °C ($p < 2.2E-16$), det var derfor en temperatursjikting i vassdraget (Figur 13). Aspern og Femsjøen hadde høyest temperatur i overflatevannet og lavest temperatur i bunnvannet, en differanse på omtrent 8 °C mellom overflate- og bunnvannet. Hemnessjøen og Bjørkelangen hadde lavest temperatur i overflatevannet, og skilte omtrent 2 °C mellom overflate- og bunnvannet. Rødenessjøen var den innsjøen med høyest temperatur i bunnvannet, men hadde også relativ høy temperatur i overflatevannet. Overflatevannet hadde en signifikant økning på 0.88 °C nedover i hele vassdraget ($r^2=0.746$, $p < 2.2E-16$), og

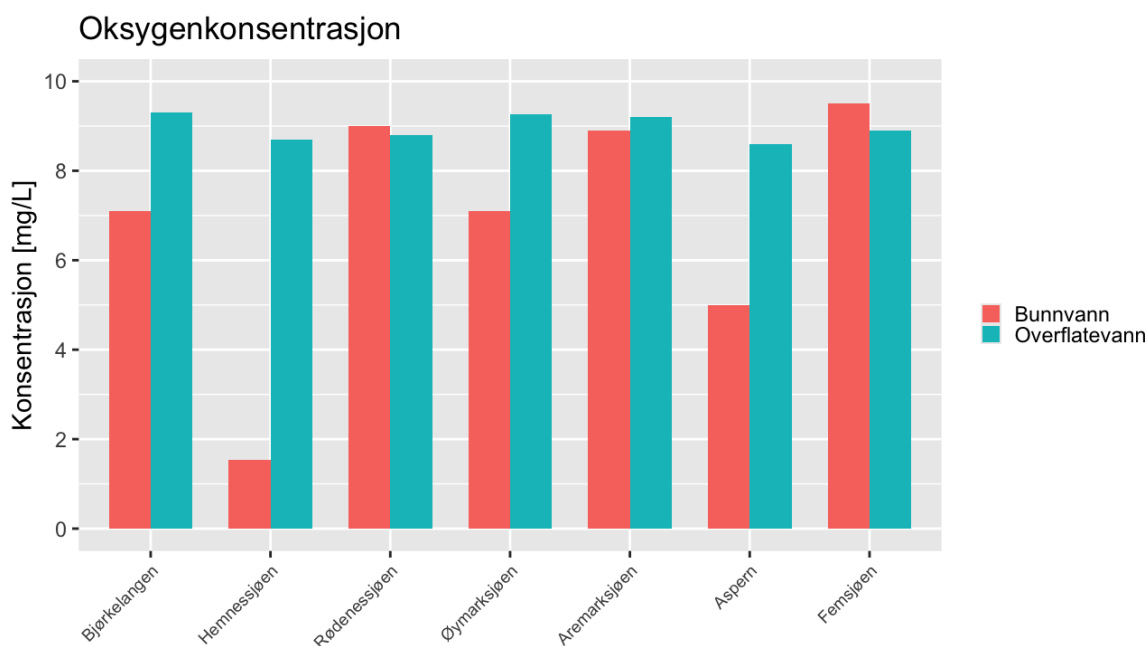
bunnvannet hadde en temperaturøkning fra Bjørkelangen til Rødenessjøen. Fra Rødenessjøen var det imidlertid en temperaturreduksjon i bunnvannet nedover i vassdraget.



Figur 13. Temperatur i bunn- og overflatevann i innsjøene.

Oksygenkonsentrasjon i vannet

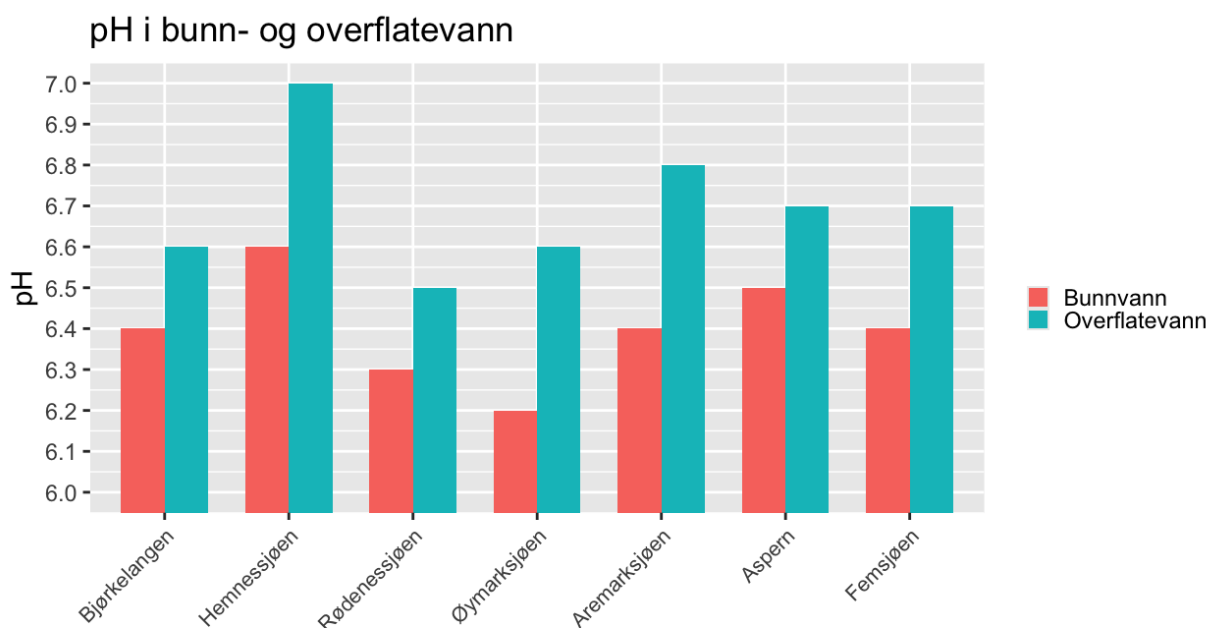
Oksygenkonsentrasjonen i innsjøene varierte fra 1.5 til 9.3 mg/L, eller 21.1 til 95 % (Tabell 7). Det var signifikant lavere konsentrasjon av oksygen i bunnvannet enn overflatevannet ($p < 2.2E-16$) (Figur 14). Oksygenkonsentrasjonen i overflatevannet var høyest i Bjørkelangen, men det var ingen signifikant trend nedover vassdraget. Bunnvannet hadde ingen tydelig trend nedover vassdraget, Femsjøen hadde høyest konsentrasjon på 9.5 mg/L, og Hemnessjøen var å regnes som anoksisk i hypolimnion med kun 1.5 mg O₂/L.



Figur 14. Oksygenkonsentrasjon i bunn- og overflatevann i alle innsjøene.

pH i vannet

pH i vassdraget varierte mellom 6.2 og 7.0. I alle innsjøene var det en signifikant høyere pH i overflatevannet enn i bunnvannet ($p < 2.2E-16$) (Figur 15). Mellom innsjøene varierte pH i overflatevannet mellom 6.5 til 7, og i bunnvannet varierte den mellom 6.2 til 6.6, og det var ikke en generell økning eller reduksjon nedover vassdraget (Tabell 7).

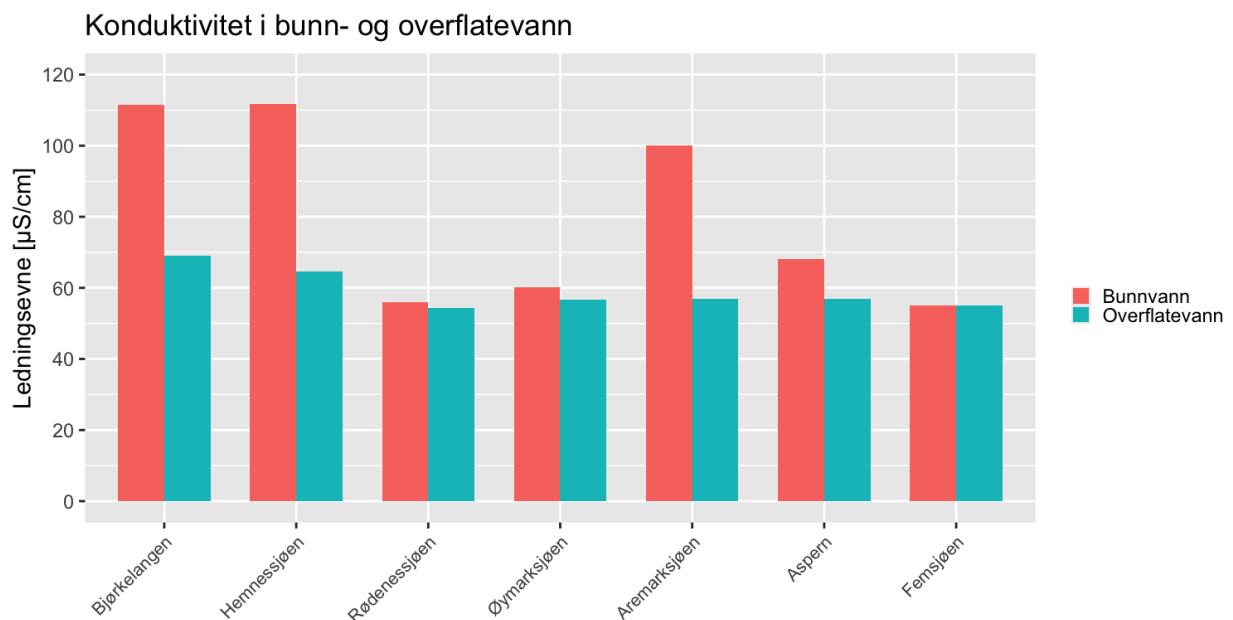


Figur 15. pH i bunn- og overflatevann i innsjøene.

4.1.2 Konduktivitet og ionesammensetning

Konduktivitet

Konduktiviteten varierte mellom 54.3 og 111.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en faktor på 2 i vassdraget og var jevnt over høyere i bunnvannet enn i overflatevannet for hele vassdraget ($p < 2.2\text{E}-16$) (Figur 16). I overflatevannet var det høyest konduktivitet i Bjørkelangen og en signifikant reduksjon nedover vassdraget ($r^2 = 0.6256$, $p < 2.2\text{E}-16$). I bunnvannet var det varierende konduktivitet, men en tendens til en minkende trend nedover vassdraget. Det var høyest konduktivitet i Bjørkelangen og Hemnessjøen (111 $\mu\text{S}/\text{cm}$) og lavest konduktivitet nederst i av vassdraget, med unntak av en økning i Aremarksjøen (100 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

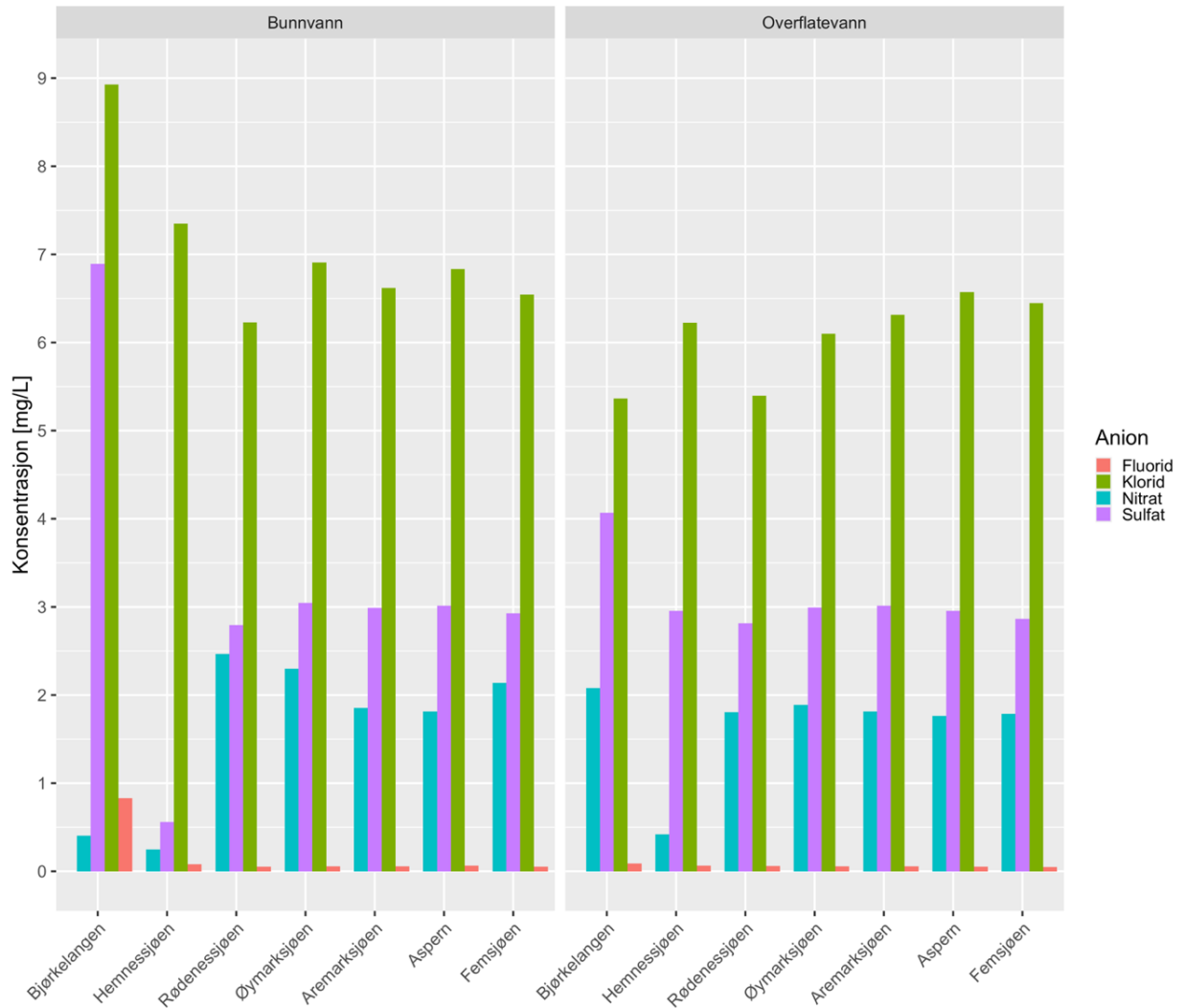


Figur 16. Konduktivitet i overflate- og bunnvann i innsjøene.

Ionesammensetning

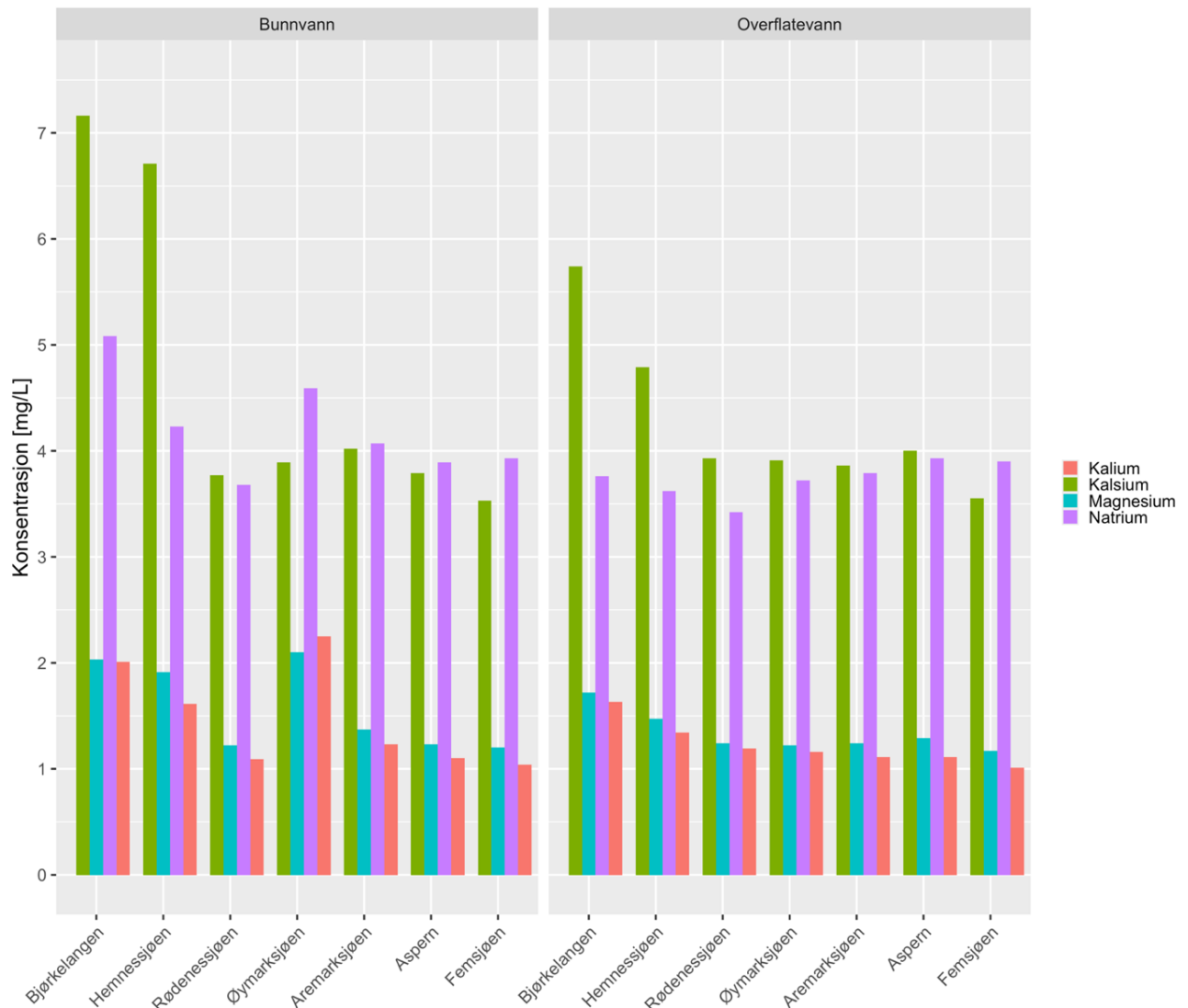
Klorid var det mest dominerende anionet i vassdraget med konsentrasjoner mellom 5.3 og 8.9 mg/L (Figur 17), og kalsium (3.5 til 7.1 mg/L) og natrium (3.4 til 5 mg/L) var de mest dominerende kationene (Figur 18). Det var for anioner og kationer generelt høyere konsentrasjon i bunnvannet, derav høyere konduktivitet, enn overflatevannet, og det var en generell reduksjon nedover vassdraget, fordi sulfat, kalsium og magnesium avtar nedover vassdraget (Figur 17 & Figur 18, Vedlegg C).

Sammenligning av hovedanioner i overflatevann og bunnvann



Figur 17. Hovedanioner i bunnvannet og overflatevannet til innsjøene.

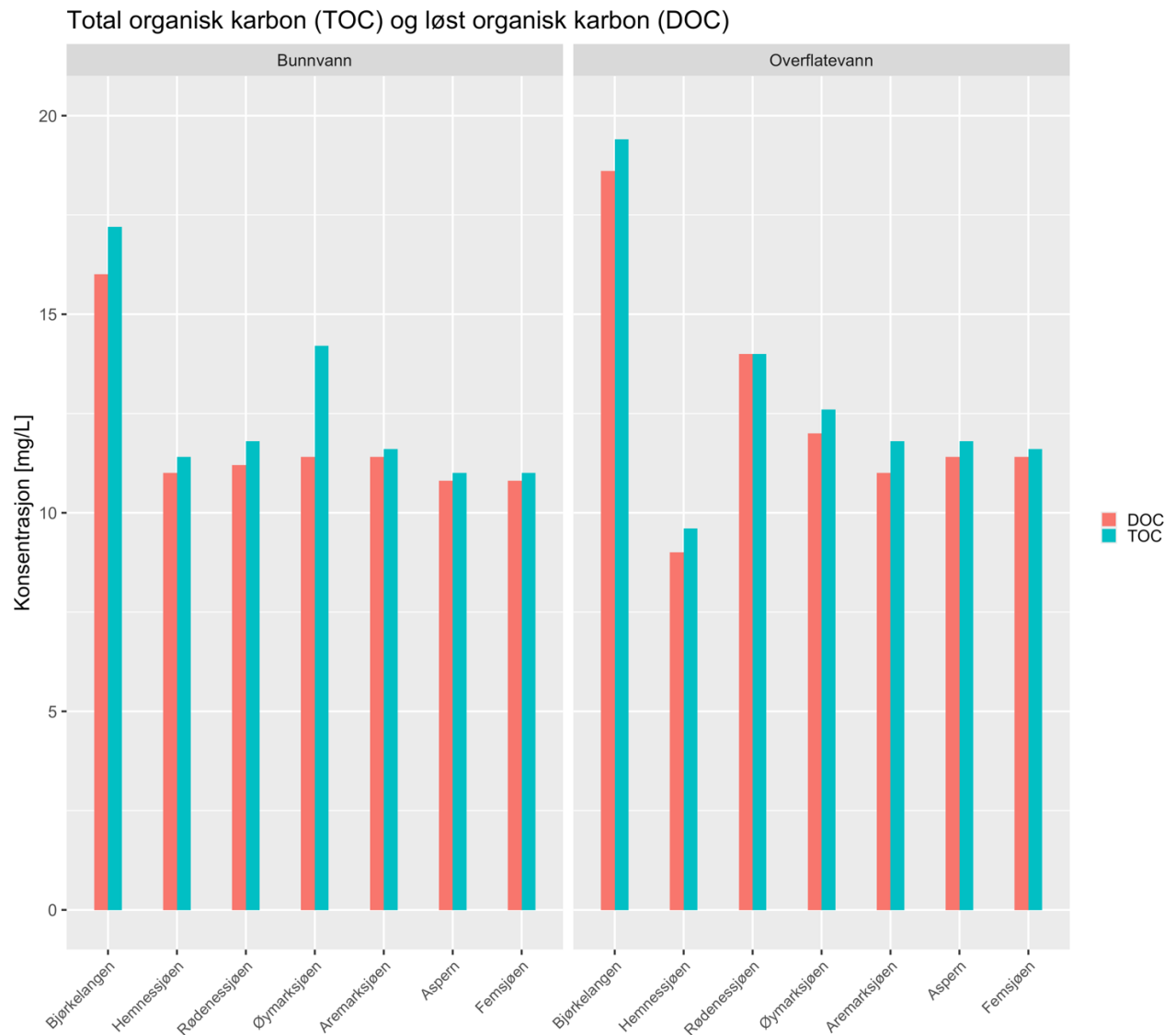
Sammenligning av hovedkationer i overflatevann og bunnvann



Figur 18. Hovedkationer i overflate- og bunnvann i innsjøene

4.1.3 Total- og løst organisk karbon

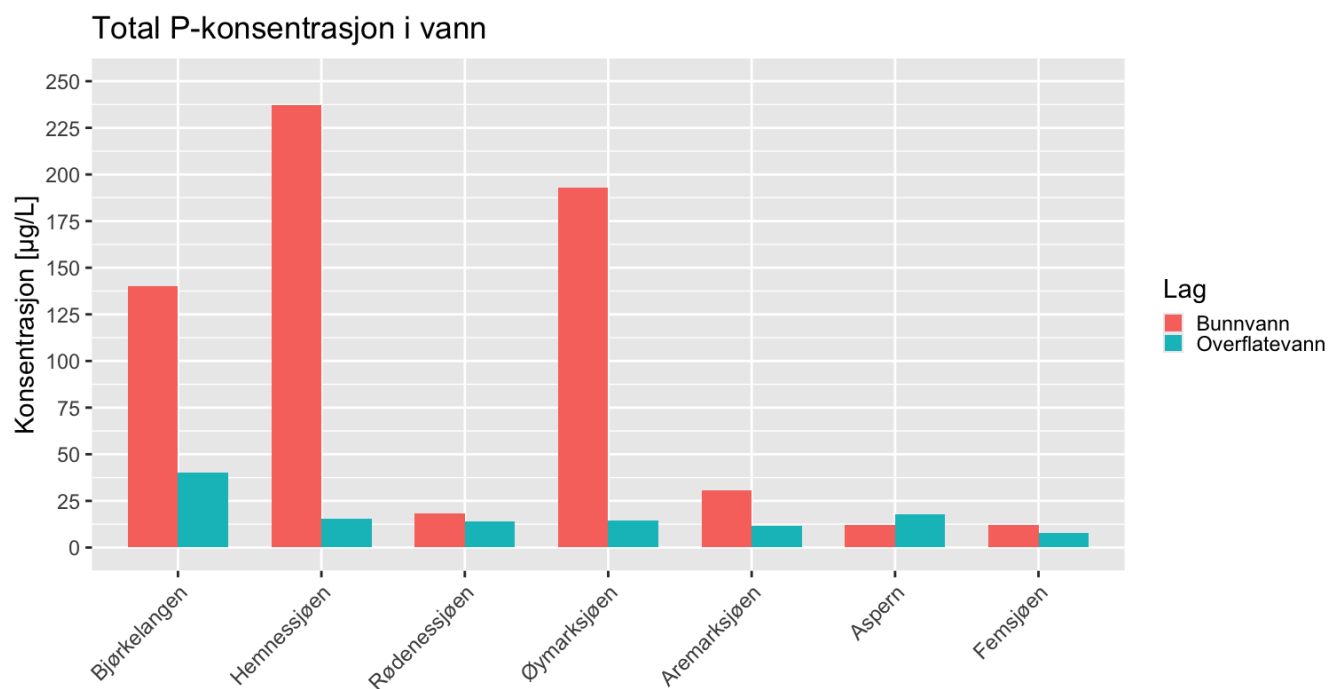
Analysene av total organisk- og løst organisk karbon viste at Bjørkelangen var den innsjøen med høyest innhold av organisk- og uorganisk karbon i bunn- og overflatevannet (Figur 19 **Error! Reference source not found.**). I overflatevannene var det gjennomsnittlig 0.5 mg/L mer total organisk karbon enn løst organisk karbon ($p < 2.2E-16$), og i bunnvannene var det gjennomsnittlig 0.8 mg/L mer total organisk karbon enn løst organisk karbon ($p < 2.2E-16$). Hemnessjøen var den innsjøen med lavest innhold av total- og organisk karbon i overflatevannet, omtrent 50-70 % lavere enn Bjørkelangen. Overflatevannene hadde en signifikant reduksjon av total- og løst organisk karbon nedover vassdraget (Vedlegg C).



Figur 19. Totalt- og løst karbon i overflate- og bunnvann i innsjøene.

4.1.4 Total fosfor

Konsentrasjonen av fosfor varierte mellom 7.7 og 237 $\mu\text{g/L}$ i vassdraget. Den totale fosforkonsentrasjonen var jevnt over høyest i bunnvannet med en gjennomsnittsdifferanse på 93 $\mu\text{g/L}$ ($p < 2.2\text{E-}16$), men det er tydelig at Bjørkelangen, Hemnessjøen og Øymarksjøen trekker opp snittet (Figur 20). Det er mest fosfor i bunnvannet til Hemnessjøen (237 $\mu\text{g/L}$), men også høy konsentrasjon i Bjørkelangen (140 $\mu\text{g/L}$) og Øymarksjøen (193 $\mu\text{g/L}$). De fire andre innsjøene hadde en lavere konsentrasjon mellom 12 og 30 $\mu\text{g/L}$. I overflatevannet varierte konsentrasjonen mellom 7.1 $\mu\text{g/L}$ og 40 $\mu\text{g/L}$, og det var en signifikant reduksjon på 3.48 $\mu\text{g/L}$ mellom hver innsjø ($r^2=0.45$, $p < 2.2\text{E-}16$).



Figur 20. Total fosforkonsentrasjon i bunnvann og overflatevann.

4.2 Sedimentkarakteristikk

Sedimentene i hver av innsjøene ble karakterisert på bakgrunn av sedimentasjonshastighet, innhold av organisk materiale og en kornfordelingsanalyse (Tabell 8).

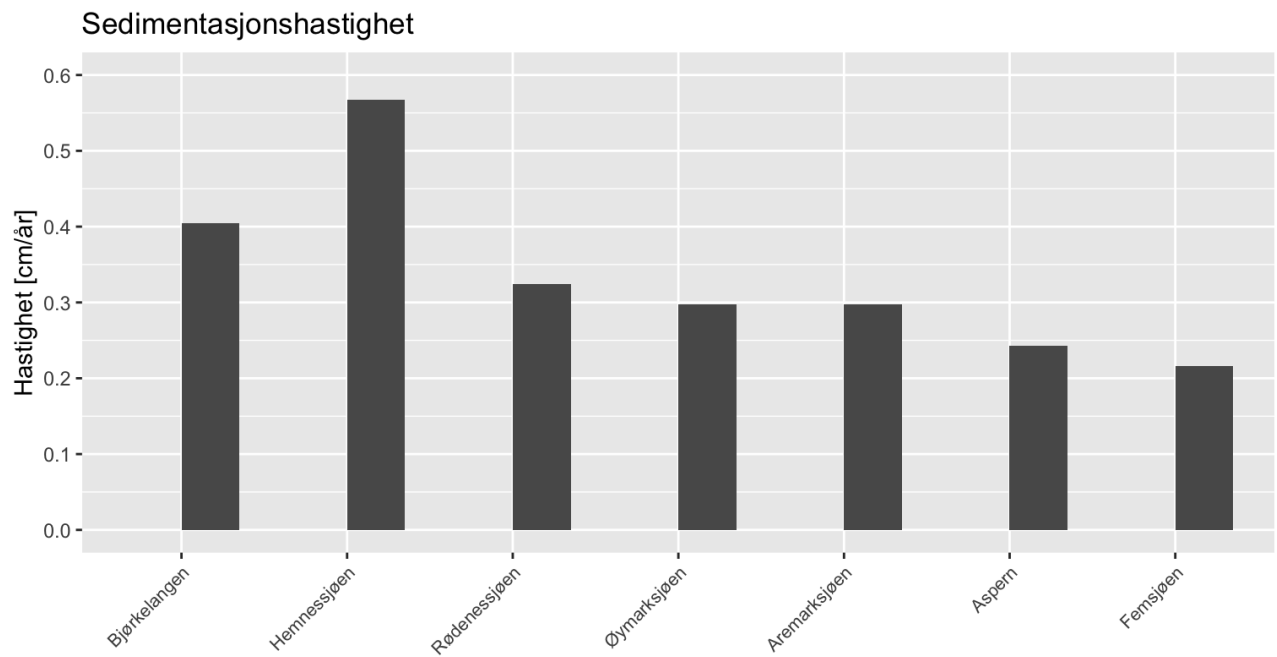
Tabell 8. Sedimentasjonshastighet, organisk materiale (LOI) og kornfordeling i overflatesedimentene til hver av innsjøene.

Parameter	Enhet	Bjørkelangen	Hemnessjøen	Rødenessjøen	Øymarksjøen	Aremarksjøen	Aspern	Femsjøen
Cs137-topp <	cm	15,0	21,0	12,0	11,0	11,0	9,0	8,0
Sed.hastighet <	cm/år	0,405	0,567	0,324	0,297	0,297	0,243	0,216
LOI - overflatesediment >	%	8,46	9,10	10,79	13,50	11,80	13,57	14,30
Sand - overflatesediment >	%	0	0	0	8	1	1	66
Silt - overflatesediment <	%	34	33	38	30	38	29	20
Leire - overflatesediment <	%	66	67	62	62	61	70	14

Cs137-topp=år 1986, [>] = signifikant økning nedover vassdraget, [<] = signifikant reduksjon nedover vassdraget

4.2.1 Sedimentasjonshastighet

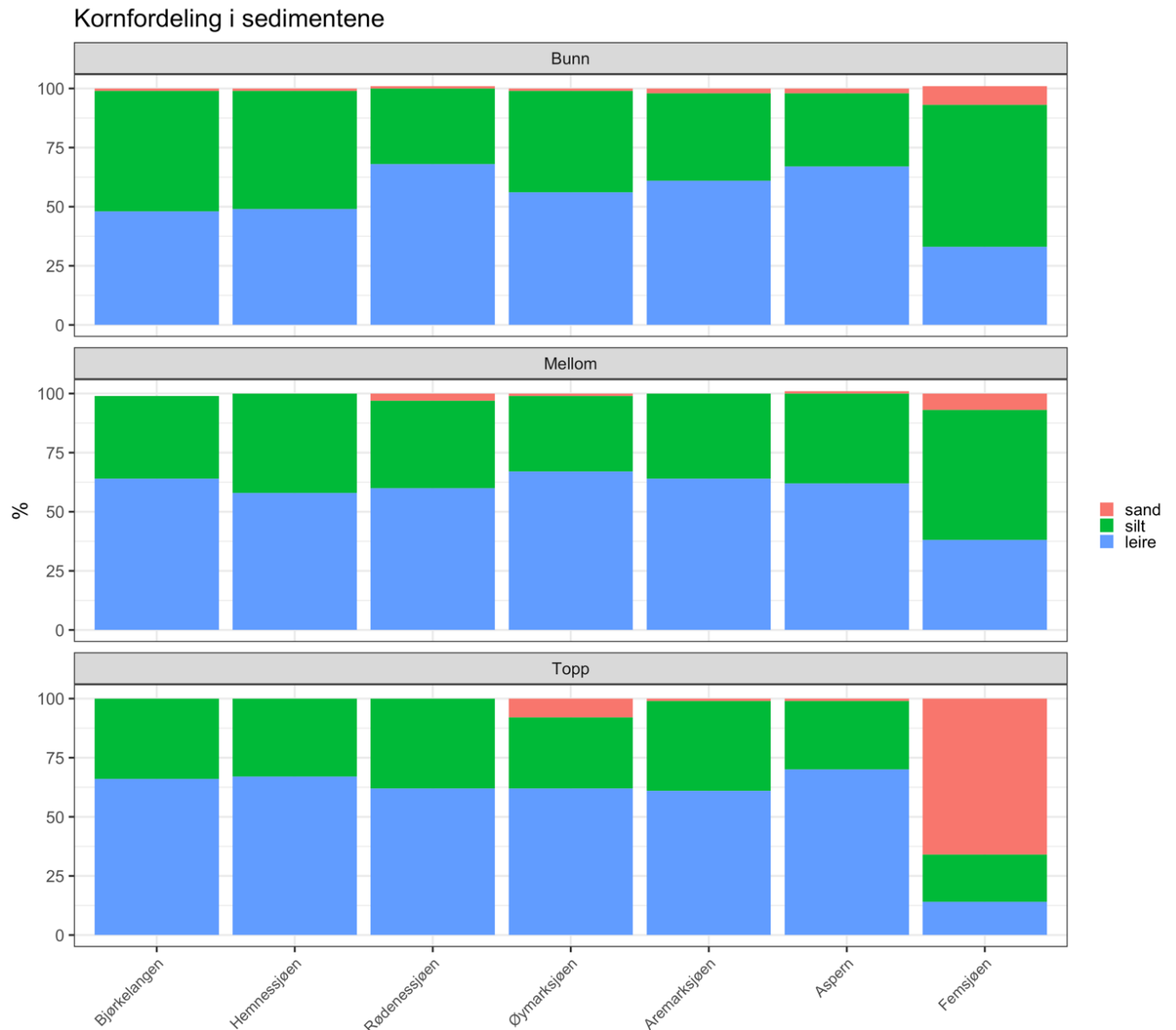
¹³⁷Cs-toppen ble funnet fra 9 til 16 cm dybde i sedimentene (Vedlegg B). Det var høy sedimentasjonshastighet i Bjørkelangen, men den var høyest i Hemnessjøen (Figur 21). Det var en signifikant nedadgående trend på 0.049 cm/år nedover vassdraget ($r^2=0.61$, $p<2.2E-16$).



Figur 21. Sedimentasjonshastigheten til innsjøene i cm/år.

4.2.2 Kornfordeling

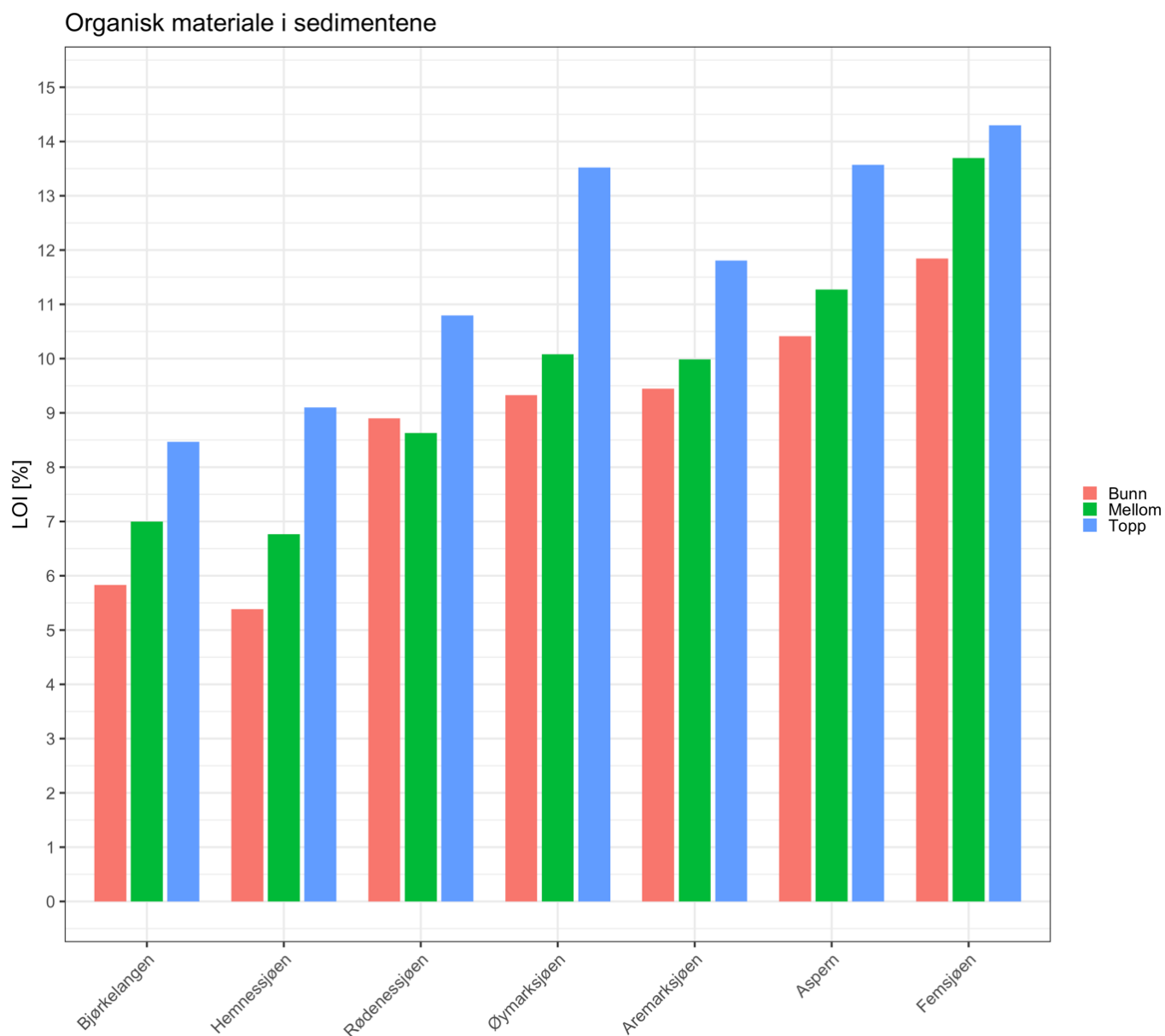
Leirfraksjonen i sedimentsøylene var den største fraksjonen i alle innsjøene med unntak av Femsjøen, men den totale prosentandelen av leire hadde noen variasjoner nedover vassdraget (Figur 22). Leirfraksjonen i Femsjøen varierte mellom 14 og 38 % nedover i sedimentsøylen, og overflatesedimentene til besto av 66 % sand og 14 % leire. I de resterende innsjøene varierte innholdet av sand mellom 0 og 8 %, innholdet av silt varierte mellom 29 og 51 % og innholdet av leire varierer mellom 49 og 67 %.



Figur 22. Kornfordeling (sand, silt og leire) i innsjøene.

4.2.3 Organisk materiale

Resultatet av glødetap-analysen viste en signifikant økende trend på 1.07 % organisk materiale nedover vassdraget ($r^2=0.68$, $p<2.2E-16$) (Figur 23). Måling fra alle tre sjiktene viste at det totalt var lavest prosentandel av organisk materiale i Hemnessjøen og Bjørkelangen. Femsjøen hadde totalt høyest andel av organisk materiale.



Figur 23. Organisk materiale i overflatesedimentene (topp), mellomlaget og bunnsedimentene (bunn) til innsjøene.

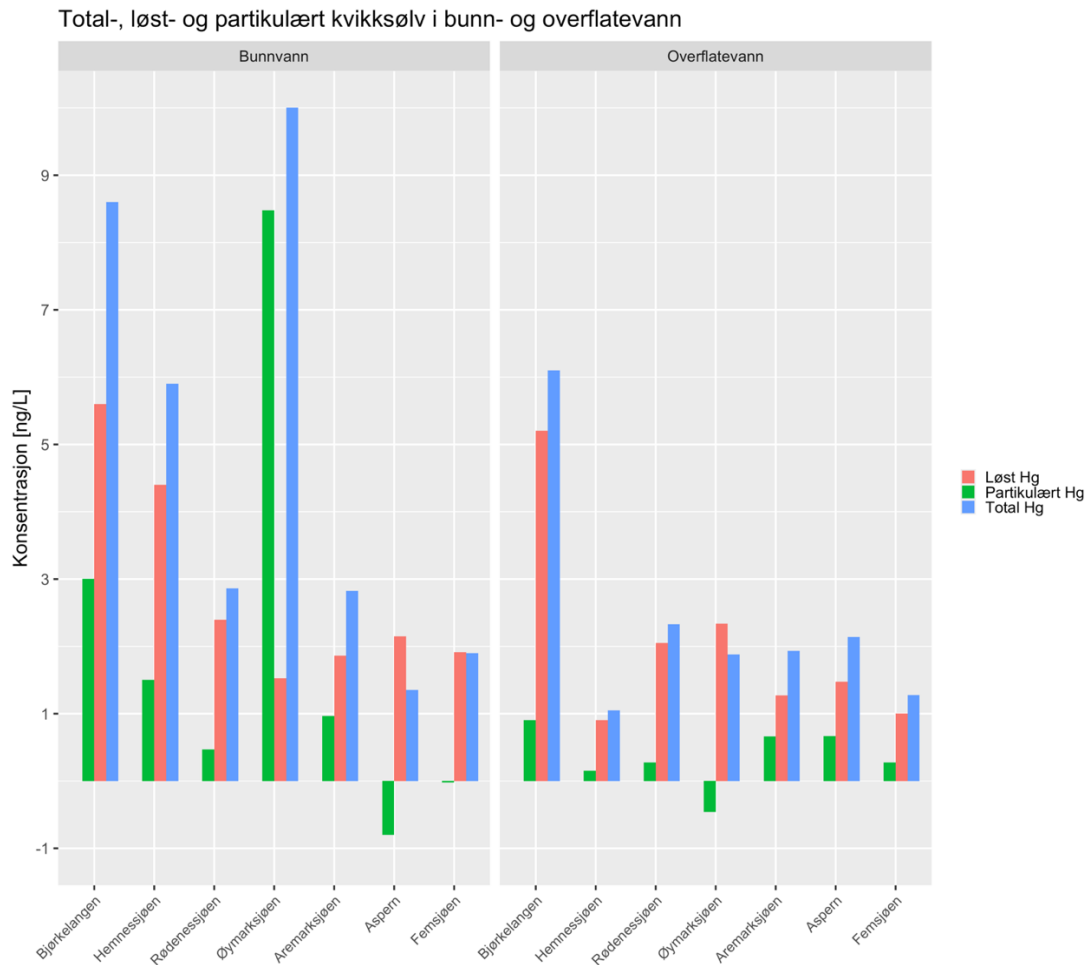
4.3 Klassifisering av kvikksølv i vann

Den totale kvikksølvkonsentrasjonen i vannet varierte mellom 1.0 og 10 ng/L og løst kvikksølv varierte mellom 0.9 og 5.6 ng/L (Figur 24 **Error! Reference source not found.**). Dette betyr at den partikulære fraksjonen varierte mellom 0 og 85 % av det totale kvikksølvet. Kvikksølvkonsentrasjonen i bunnvannet var generelt høyere enn i overflatevannet, med en gjennomsnittsdifferanse på 2.72 ng/L ($p < 2.2E-16$) for totalkvikksølv, 1.1 ng/L ($p < 2.2E-16$) for løst kvikksølv, og 1.67 ng/L (Vedlegg C) for partikulært kvikksølv. Det var høyest totalkvikksølv i bunnvannet i Øymarksjøen, i overflatevannet var det mest kvikksølv i

Hemnessjøen. Aspern var eneste innsjøen der det var mer kvikksølv i overflatevannet enn i bunnvannet.

Konsentrasjonen av totalt-, filtrert- og partikulært kvikksølv i bunnvannet hadde en gjennomgående reduksjon nedover vassdraget (Figur 24). Den var høyest i Bjørkelangen og Hemnessjøen og deretter en jevnt over signifikant reduksjon, men Øymarksjøen skilte seg ut med en plutselig økning i bunnvannet (Vedlegg C). I overflatevannet var det større variasjoner, men høyest konsentrasjoner i Bjørkelangen (Vedlegg C).

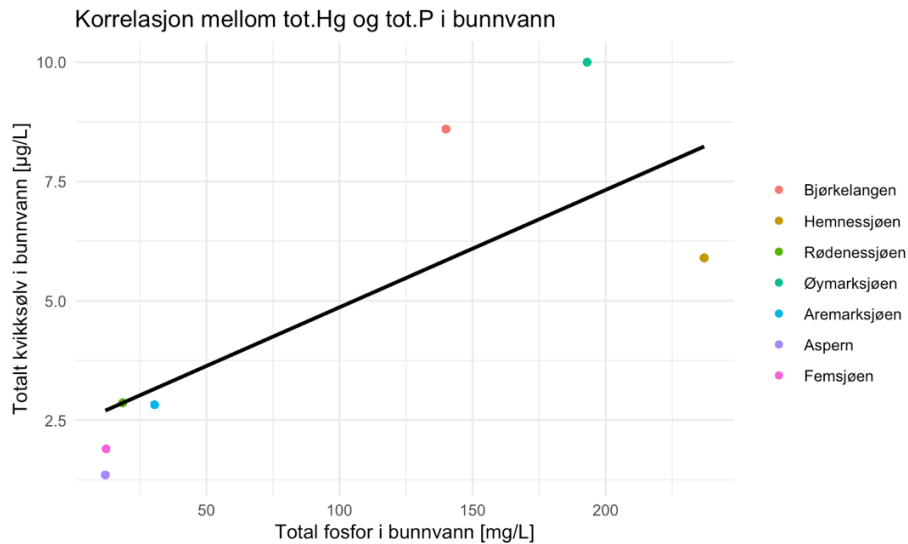
I bunnvannet til Aspern og Femsjøen, og overflatevannet til Øymarksjøen var det negative verdier av partikulært kvikksølv, dette skyldes at det i analysen var mer kvikksølv i de filtrerte prøvene, noe som ikke er mulig (Figur 24). Det ble negative verdier på grunn av usikkerhet i målingene, der noen av prøvene var under deteksjons- og kvantifiseringsgrensen. For å kunne kjøre statistiske analyser på disse prøvene, ble verdien for LOD og LOQ benyttet. Om det hadde blitt tatt hensyn til usikkerheten, hadde det vært mer totalkvikksølv enn løst kvikksølv.



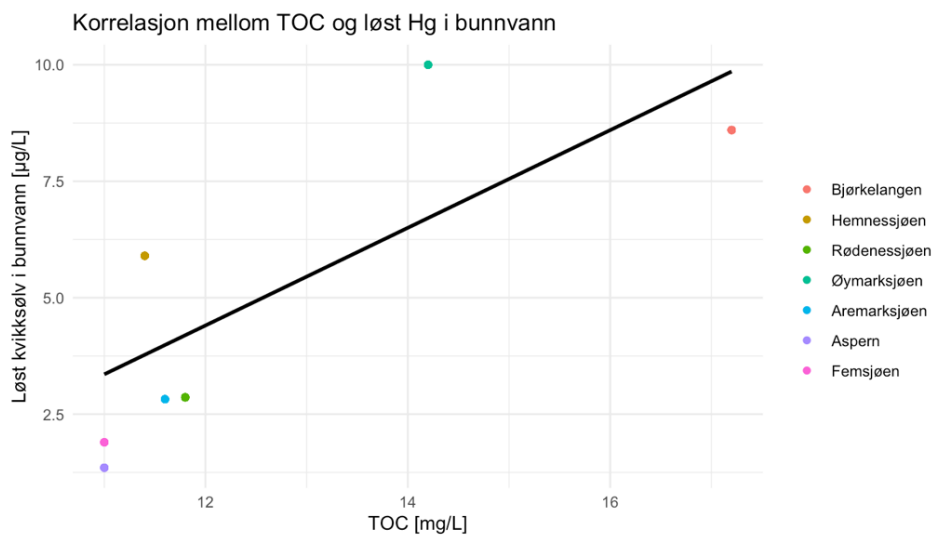
Figur 24. Total-, løst- og partikulært kvikksølv i bunn- og overflatevannet til innsjøene.

4.4 Sammenligning mellom kvikksølv i vann og vannkarakteristikk

Det ble laget spredningsplot for å se om det var noen korrelasjoner mellom kvikksølv og andre parametere i vann (Vedlegg C). Mellom kvikksølv og fosfor i bunnvannet var det en signifikant korrelasjon ($r^2=0.58$, $p<2.2E-16$) (Figur 25) og mellom kvikksølv og total organisk karbon i bunnvannet var det også en korrelasjon ($r^2=0.59$, $p<2.2E-16$) (Figur 26).



Figur 25. Spredningsplot som viser korrelasjon mellom totalkvikksølv og totalkvikksølv i bunnvannene.



Figur 26. Spredningsplot som viser korrelasjon mellom TOC og totalkvikksølv i bunnvannet.

4.5 Klassifisering av kvikksølv i sediment

4.5.1 Kvikksølv i overflatesediment

Den totale kvikksølvkonsentrasjonen i overflatesedimentene varierte mellom 0.049 og 0.11 mg/kg tørrstoff (TS), der den var lavest i Hemnessjøen og høyest i Øymarksjøen (Tabell 9).

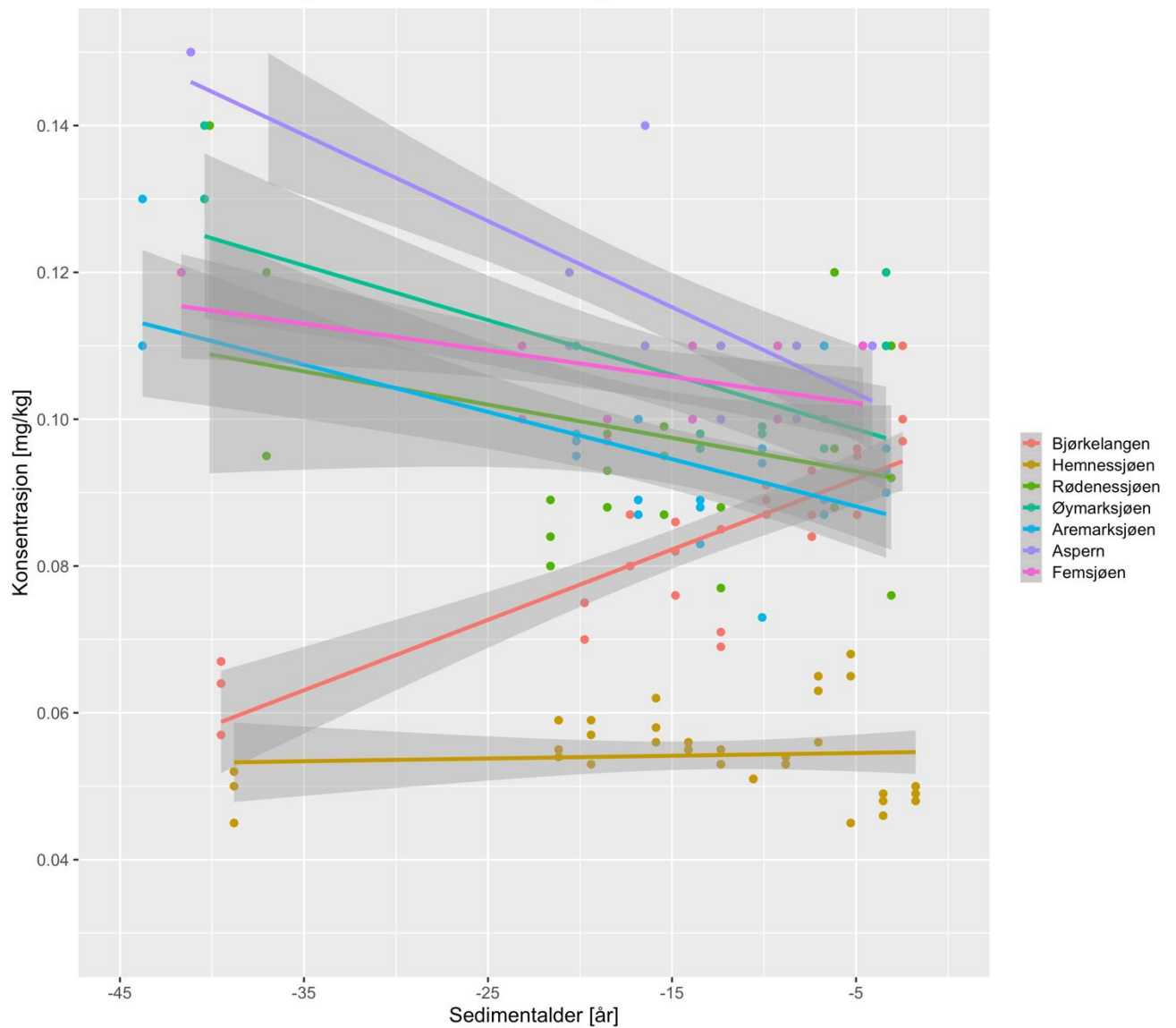
Tabell 9. Kvikksølvkonsentrasjon i bunnvann, og gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon med standardavvik i overflatesediment, samt. fordelingskoeffisienten (K_d) til kvikksølvkonsentrasjonen mellom sediment- og vannsøylen.

Parameter	Enhet	Bjørkelangen	Hemnessjøen	Rødenessjøen	Øymarksjøen	Aremarksjøen	Aspern	Femsjøen
Kvikksølv overflatesediment								
	mg/kg							
Gjennomsnitt		0,1023	0,0490	0,0927	0,1133	0,093	0,11	0,11
Std.avvik		0,11	0,049	0,11	0,12	0,096	0,11	0,11
Kd overflatesediment								
	L/kg							
Gjennomsnitt		18273,81	8305,08	40811,55	11333,33	32955,35	81360,95	57986,29
Log_{Kd}		4,262	3,919	4,611	4,054	4,518	4,910	4,763
Std.avvik		1215,51	169,49	4498,58	577,35	1063,08	0,0	0,0
Log_{Std}		3,085	2,229	3,653	2,761	3,027	0,0	0,0

4.5.2 Kvikksølv nedover sedimentsøylen

Nedover i sedimentsøylen hadde det de siste 40 årene vært høyest konsentrasjoner av kvikksølv i Aspern og lavest konsentrasjoner i Hemnessjøen (Figur 27). Felles for alle innsjøen med unntak av Bjørkelangen og Hemnessjøen er at resultatene viser en signifikant reduksjon av kvikksølv i sedimentene de siste 40 årene. Konsentrasjonen i Aspern var redusert fra omtrent 0.15 til 0.11 mg/kg, Øymarksjøen hadde en reduksjon fra omtrent 0.13 til 0.1 mg/kg. Bjørkelangen var den eneste innsjøen som viste en økning i konsentrasjonen de siste 40 årene, med en økning fra omtrent 0.06 til 0.095 mg/kg TS ± std. Hemnessjøen har hatt en flat, lav trend gjennom sedimentsøylen, og holdt seg på omtrent 0.055 mg/kg.

Kvikksølvkonsentrasjonen nedover sedimentsøylen



Figur 27. Historisk kvikksølvkonsentrasjonen de siste 40 årene.

4.5.3 Fordelingskoeffisienten, K_d

Logaritmen til fordelingskoeffisienten (K_d) mellom overflatesediment og bunnvannet i innsjøene varierte mellom 3.9 og 4.9, og var størst i Aspern og lavest i Hemnessjøen (Tabell 9). Den varierte nedover vassdraget, men var generelt lavere øverst i vassdraget, og en svak økende trend nedover vassdraget. Den var også høy i Rødenessjøen, Aremarksjøen og Femsjøen, men litt lavere i Bjørkelangen og Øymarksjøen.

4.6 Modellert kvikksølvkonsentrasjon i sediment

4.6.1 Parametere som har innvirkning på kvikksølvkonsentrasjonen i sediment

Resultatet av AIC-analysen viste at modell 9 av 13 ulike modeller fikk lavest AIC-verdi og hadde dermed best forklaring på kvikksølvkonsentrasjonen i sediment ($r^2=0.84$, $p<2.2E-16$) (Tabell 10). Modellen inkluderte parameterne sedimentasjonshastighet (SedHast), total kvikksølvkonsentrasjon i bunnvannet (TotHg_BV), organisk materiale (LoI), dybde i sedimentene (Dybde) og prosentandelen av sand i sedimentene (sand), samt interaksjonene mellom dybde og kvikksølv i bunnvannet, dybde og glødetap, og dybde og total fosfor i bunnvannet (TotP_BV).

Tabell 10. Resultater fra AIC-analysen med ulike nøkkelparametere som forklaring på Hg innholdet i sedimentprøvene. parametere ble testet i forskjellige modeller.

Mod.nr.	Variabler og interaksjoner	K	AICc	Delta_AICc	Modellik	AICcWt	LL
9	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+Dybde+sand+LoI:Dybde+TotP_BV:Dybde	10	-123,10921	0,0	1,0	0,29829	72,87990
10	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+sand+LoI:Dybde+TotP_BV:Dybde	9	-122,21289	0,89632	0,63880	0,19055	71,17787
11	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+O2_BV+LoI+Dybde+sand+LoI:Dybde+TotP_BV:Dybde	11	-121,94342	1,16578	0,55828	0,16653	73,58147
7	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+TotP_BV+Dybde+sand+TotP_BV:Dybde+LoI:Dybde	11	-121,47044	1,63877	0,44070	0,13146	73,34497
13	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+pH_BV+Dybde+sand+LoI:Dybde+TotP_BV:Dybde	11	-120,98175	2,12746	0,34517	0,10296	73,10063
12	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+TOC_BV+Dybde+sand+LoI:Dybde+TotP_BV:Dybde	11	-120,54731	2,56190	0,27777	0,08286	72,88341
8	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+Dybde+sand+LoI:Dybde	9	-117,45946	5,64974	0,05932	0,01769	68,80116
6	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+TotP_BV+Dybde+sand+TotP_BV:Dybde	10	-114,30130	8,80791	0,01223	0,00365	68,47595
4	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+P_BV_F+Dybde+sand	9	-114,09381	9,01540	0,01102	0,00329	67,11833
3	SedHast+SedHast:Dybde+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+P_BV_F+Dybde+sand	10	-112,33942	10,76978	0,00459	0,00137	67,49501
5	SedHast+TotHg_BV+TotHg_BV:Dybde+LoI+ P_BV_F+Dybde+sand+P_BV_F:Dybde	10	-112,30051	10,80869	0,00450	0,00134	67,47556
1	SedHast+TotHg_BV+LoI+P_BV_F+Dybde+sand	8	-101,10614	22,00307	0,00002	0,00000	59,40013
2	SedHast:Dybde+TotHg_BV+LoI+P_BV_F+Dybde + sand	8	-100,14247	22,96673	0,00001	0,00000	58,91830

K=antall parametere, AICc=korrigeret AIC-verdi, DeltaAICc=differanse mellom AIC og AICc, Modellik=sannsynligheten for at den gitte modellen er best, AICcWt=sannsynlighet for at den gitte modellen er best når den er korrigeret for kompleksitet og datamengde, LL=log likelihood, som forklarer hvor bra modellen passer dataene.

Standardfeilen (SE) til variablene i Modell 9 ble beregnet ved å utføre et parameterestimat (Tabell 11). Alle variablene hadde svært lav standardfeil og betyr derfor at de hadde lav usikkerhet. Effekttesten viste at både sedimentasjonshastigheten, sand, og interaksjonen mellom kvikksølv i bunnvann, og dybden i sedimentene hadde en høy signifikant betydning for kvikksølvkonsentrasjonen i sedimentene ($p<0.0001$) (Tabell 11). Dybden i sedimentene (historisk endring) hadde alene ikke veldig stor signifikant betydning ($p=0.302$), men parameteren hadde stor betydning i interaksjon med glødetap, kvikksølv og fosfor i bunnvannet, og var derfor viktig å beholde i modellen.

Tabell 11. Parameterestimater og effekttest av modell 9 som fikk lavest AIC-verdi. ($R^2 = 0.8436$, $F = 63.7$ on 85 DF, $p < 2.2e-16$).

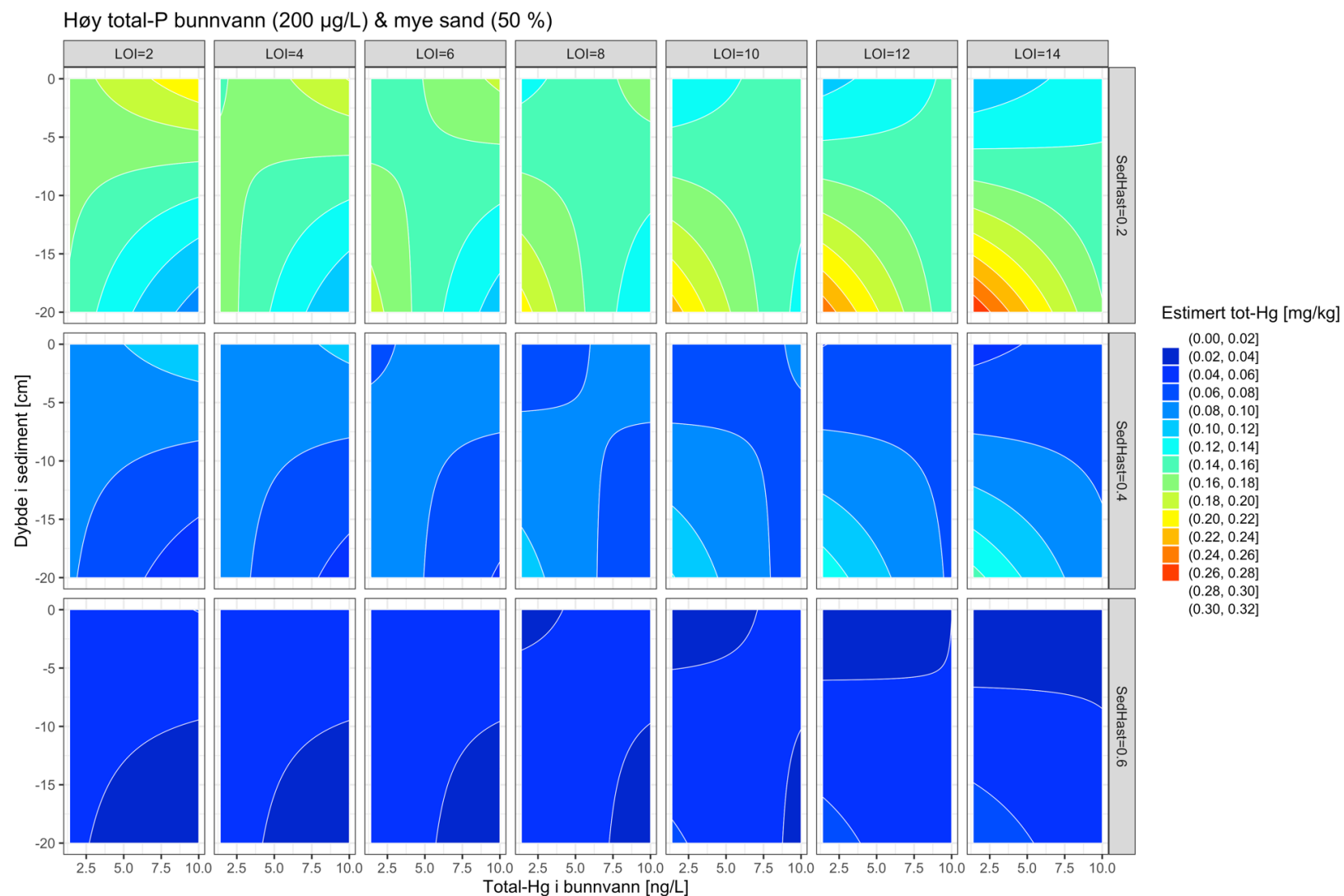
	Parameterestimater		Effekttest		
	Estimate	SE	SS	F	p-verdi
(Intercept)	-9,34E-01	2,57E-01			
SedHast	-3,27E+00	2,92E-01	6,104	444,403	<0.0001
TotHg_BV	2,85E-02	7,07E-03	0,155	11,275	0,001
Lol	-4,46E-02	1,49E-02	0,115	8,393	0,005
Dybde	2,99E-02	1,69E-02	0,015	1,080	0,302
sand	-1,77E-03	7,00E-04	0,213	15,513	<0.0001
TotHg_BV:Dybde	4,73E-03	1,25E-03	0,241	17,540	<0.0001
Dybde:Lol	-4,48E-03	1,47E-03	0,050	3,673	0,059
Dybde:TotP_BV	-1,17E-04	4,20E-05	0,106	7,706	0,007

Det ble laget fire datasett og figurer for å presentere modellen, det som skilte figurene var innholdet av sand og fosforkonsentrasjonen; Høy fosforkonsentrasjon og mye sand (Figur 28. Estimert total kvikksølvkonsentrasjon ved høy totalfosfor og mye sand. Nedre x-akse = Tot.Hg i bunnvann, øvre x-akse = Organisk materiale ((LOI: 2-14%), venstre y-akse = sedimentdybde og høyre y-akse = Sedimentasjonshastighet (0.2-0.6 cm/år)), lav fosforkonsentrasjon og lite sand (**Error! Reference source not found.**), høy fosforkonsentrasjon og lite sand (**Error! Reference source not found.**), og lav fosforkonsentrasjon og mye sand (**Error! Reference source not found.**). Høy fosforkonsentrasjon tilsvarer 200 µg/L, lav fosforkonsentrasjon tilsvarer 20 µg/L, høy sand tilsvarer 50 % og lite sand tilsvarer 1 %.

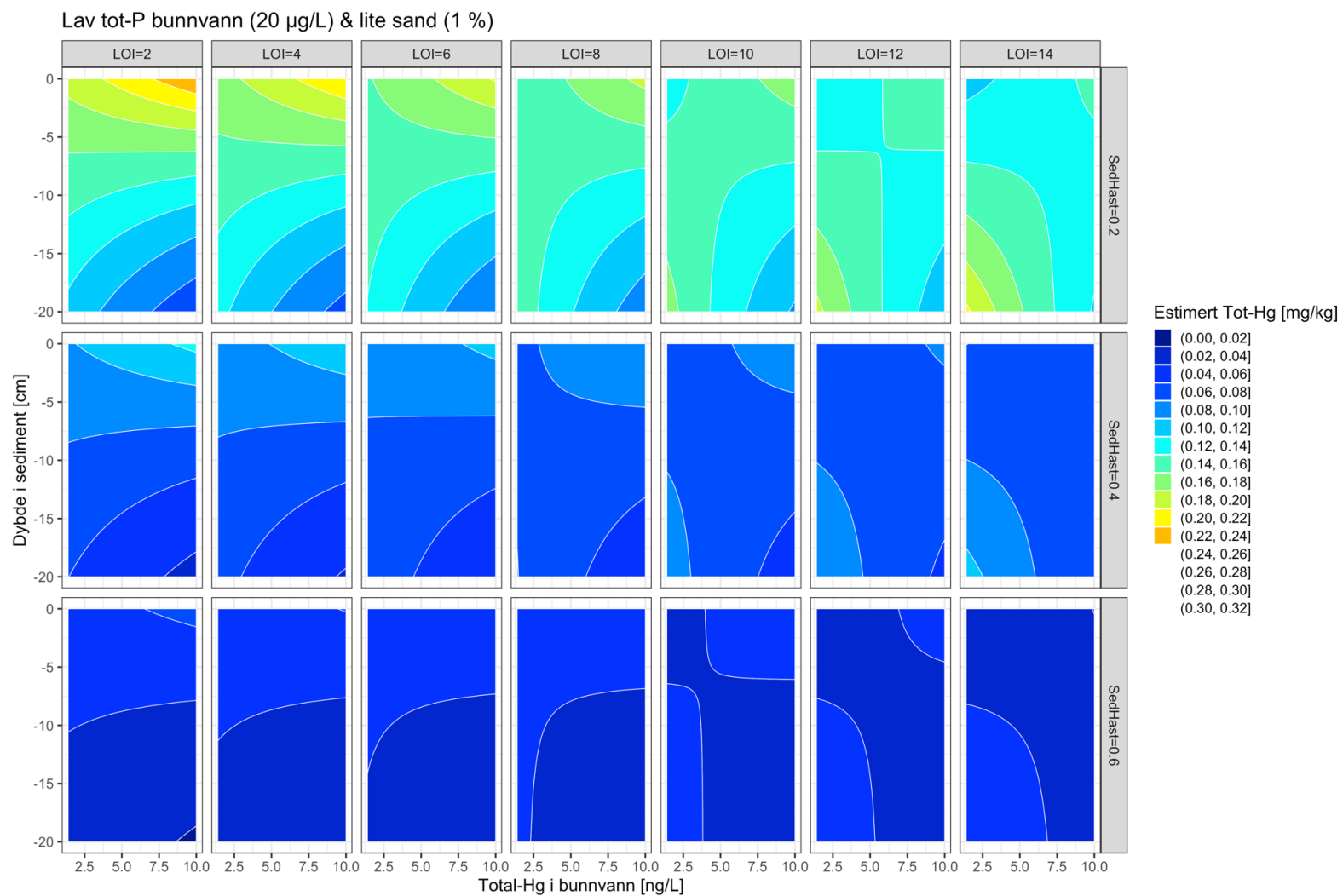
Gjennomgående for modellen som er vist i de fire figurene var at det var en signifikant reduksjon i kvikksølvkonsentrasjonen ved økende sedimentasjonshastighet (Figur 28. Estimert total kvikksølvkonsentrasjon ved høy totalfosfor og mye sand. Nedre x-akse = Tot.Hg i bunnvann, øvre x-akse = Organisk materiale ((LOI: 2-14%), venstre y-akse = sedimentdybde og høyre y-akse = Sedimentasjonshastighet (0.2-0.6 cm/år)), **Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** og **Error! Reference source not found.**). Resultatene viste også at ved lite organisk materiale var det mer kvikksølv i overflatesedimentene enn i bunnsedimentene. Denne trenden snudde når glødetapet var over 10 %, da var det mest kvikksølv i bunnsedimentene. Når det var lite organisk materiale i sedimentene, hadde kvikksølvet i bunnvannet en større effekt på kvikksølvet i sedimentene,

enn når det var mye organisk materiale i sedimentene. Kvikksølvkonsentrasjonen i bunnvannet hadde også en effekt nedover i sedimentene. Denne trenden var større ved lav fosforkonsentrasjon i bunnvannet og lite sand i sedimentene, enn når det var høy fosforkonsentrasjon og lite organisk materiale. Det ble også modellert økt kvikksølv i overflatesedimentene ved høyt glødetap og økt kvikksølv i bunnvannet.

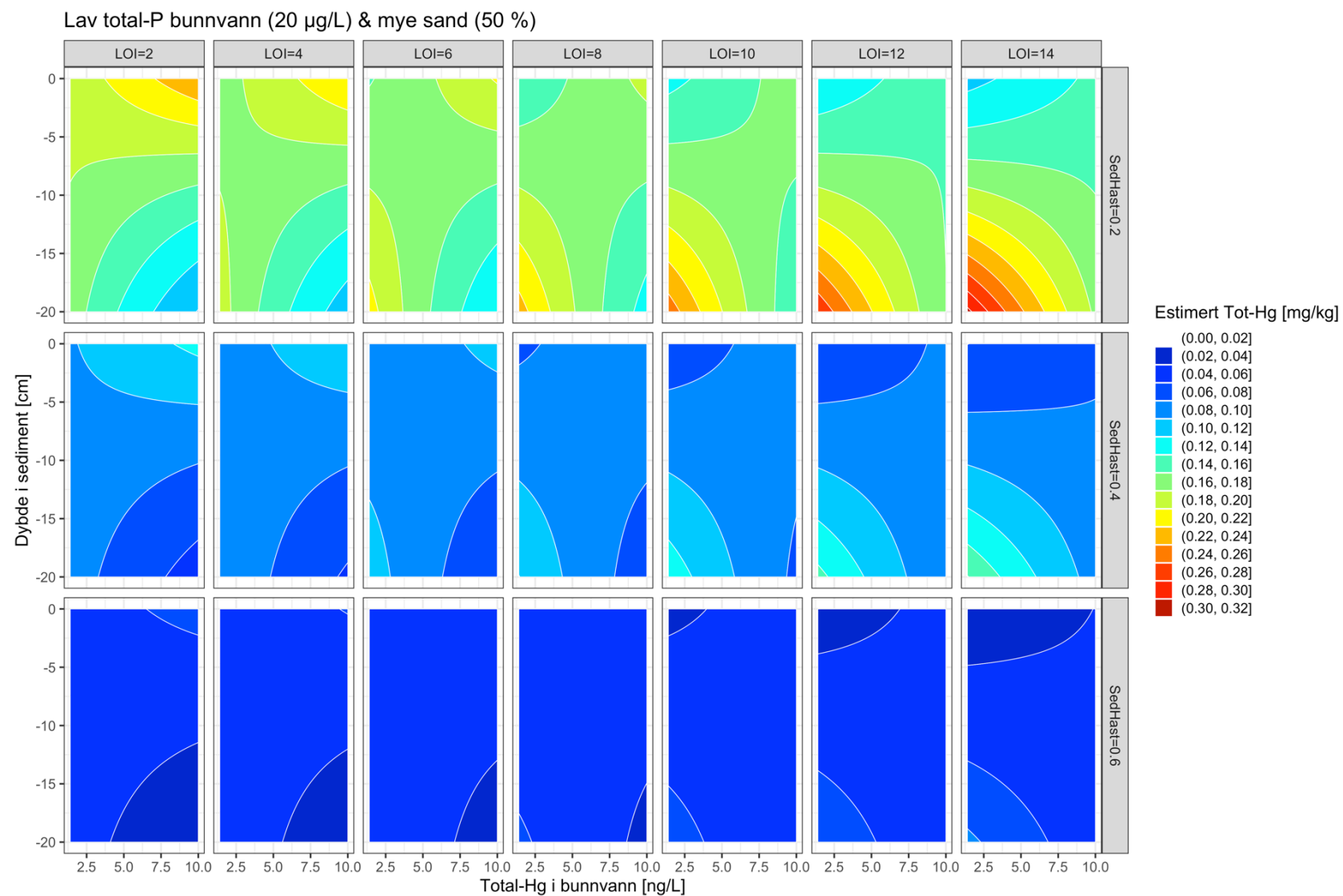
Ved lite fosfor og mye sand, og mye fosfor og lite sand var kvikksølvestimater i sedimentene høyest. Dette gjaldt hele sedimentsøylen, ved økende organisk materiale, økende sedimentasjonshastighet og økende kvikksølvkonsentrasjon i bunnvannet.



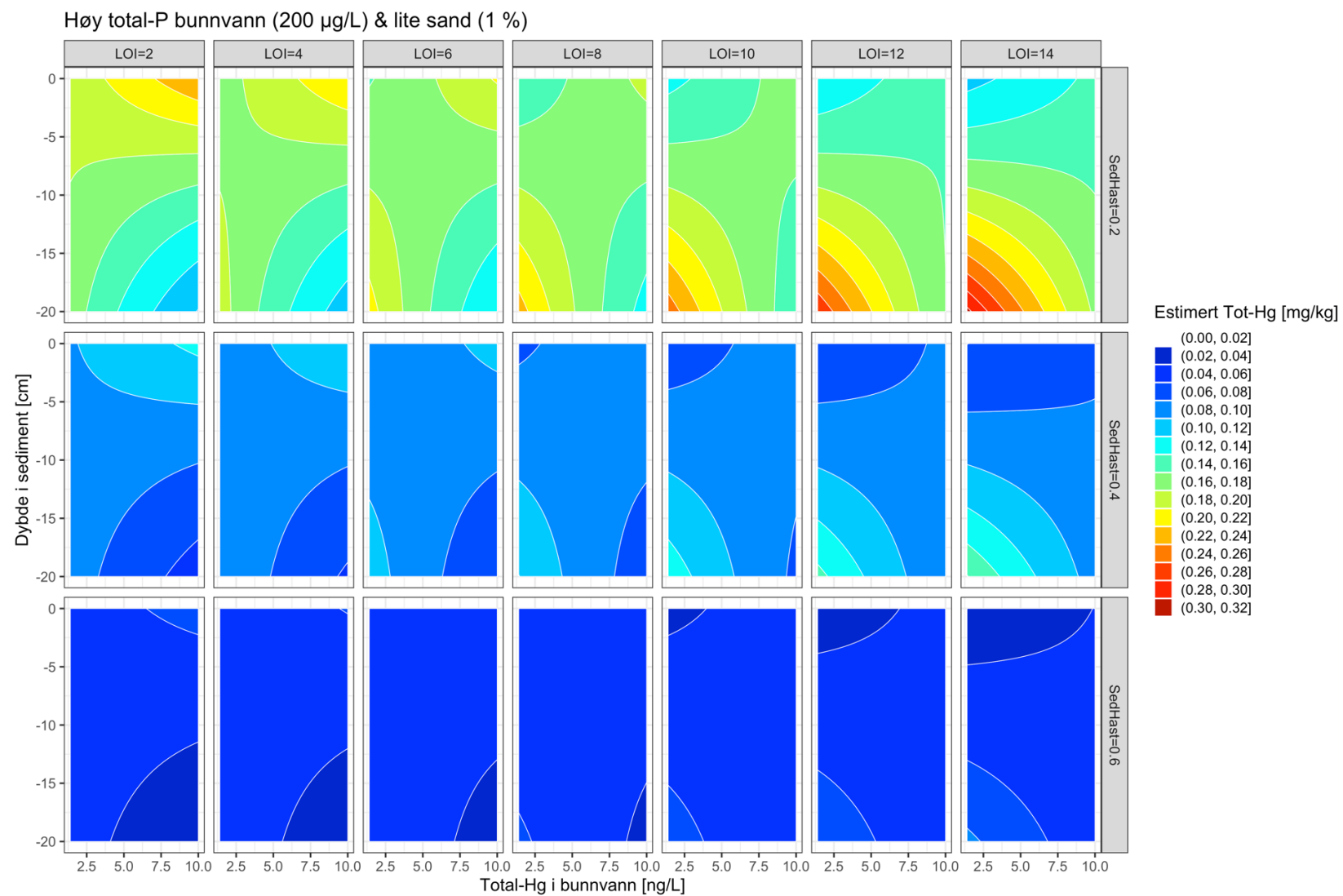
Figur 28. Estimert total kvikksølvkonsentrasjon ved høy totalfosfor og mye sand. Nedre x-akse = Tot.Hg i bunnvann, øvre x-akse = Organisk materiale ((LOI: 2-14%), venstre y-akse = sedimentdybde og høyre y-akse = Sedimentasjonshastighet (0.2-0.6 cm/år).



Figur 29. Estimert total kvikksølvkonsentrasjon ved lav totalfosfor og lite sand. Nedre x-akse = Tot.Hg i bunnvann, øvre x-akse = Organisk materiale ((LOI: 2-14%), venstre y-akse = sedimentdybde og høyre y-akse = Sedimentasjonshastighet (0.2-0.6 cm/år).



Figur 30. Estimert total kvikksølvkonsentrasjon ved lav totalfosfor og mye sand. Nedre x-akse = Tot.Hg i bunnvann, øvre x-akse = Organisk materiale ((LOI: 2-14%), venstre y-akse = sedimentdybde og høyre y-akse = Sedimentasjonshastighet (0.2-0.6 cm/år).



Figur 31. Estimert total kvikksølvkonsentrasjon ved høy totalfosfor og lite sand. Nedre x-akse = Tot.Hg i bunnvann, øvre x-akse = Organisk materiale ((LOI: 2-14%), venstre y-akse = sedimentdybde og høyre y-akse = Sedimentasjonshastighet (0.2-0.6 cm/år).

5 Diskusjon

Ved å sammenligne vannkvaliteten og sedimentkarakteristikken i de syv utvalgte innsjøene i Haldenvassdraget var målet å finne eventuelle forskjeller mellom innsjøene og om enkelte parametere kunne påvirke kvikksølvkonsentrasjonen i sedimenter, og om eutrofieringsgradienten var en positiv eller negativ driver for kvikksølvkonsentrasjonen. Ved å se på tidligere rapporter og studier fra Haldenvassdraget var hypotesen at Bjørkelangen og Hemnessjøen var de mest eutrofe innsjøene og at gradienten minket nedover vassdraget. På grunn av begrenset tid og ressurser i forhold til omfanget av masteroppgaven ble det ikke mulighet for å utføre mer enn ett feltarbeid, analysere flere prøver og gjøre flere statistiske analyser. Derfor ble total fosfor benyttet som hovedkilde til eutrofiering, selv om fosfat vanligvis er vekstbegrensende for algeproduksjonen, samtidig var blant annet oksygenkonsentrasjon, temperatur og sedimentasjonshastighet en god indikasjon på om det var eutrofiering i innsjøene.

5.1 Sjikting

Temperaturforskjellene i overflate- og bunnvannet til innsjøene tyder det på at det er en temperatursjikting i vassdraget, da det ikke er tilstrekkelig med sirkulasjon ned mot hypolimnion (Figur 13). Dette kan støttes opp ved å se på oksygenkonsentrasjonen i Bjørkelangen, Hemnessjøen, Øymarksjøen og Aspern (Figur 14). Der var mindre oksygen i bunnvannet enn overflatevannet, som var en indikasjon på manglende sirkulasjon. Det samme gjelder for pH og ionekonsentrasjonen innsjøene, pH var i alle innsjøene lavere i bunnvannet enn overflatevannet og ionekonsentrasjonen høyere i bunnvannet enn i overflatevannet (Figur 15).

5.2 Generell vannkvalitet

Konduktiviteten i bunnvannet til Haldenvassdraget var opp mot 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figur 16), noe som tyder på relativt ionerikt vann for å være i Norge. Det var høyest konduktivitet i bunnvannene til innsjøene, det samme gjaldt ionesammensetningen (Figur 17 & Figur 18). Konduktiviteten i vannene skal i teorien ha en korrelasjon med ionene i vannene, om det er mye anioner og kationer til stede er det en indikasjon på en høy konduktivitet. Ferskvann har vanligvis en konduktivitet på 10-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og ifølge nasjonal innsjøundersøkelse fra 2019 er estimerte medianverdier for konduktiviteten i ferskvann på Østlandet 16 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Hindar et al., 2020). Kalsium- og magnesiumnivåene til Bjørkelangen og Hemnessjøen befinner seg over verdiene

som i 2019 i Østfoldområdet var på omtrent 4 mg Ca/L og 1.5 mg Mg/L, det kan derfor tyde på at har et forholdsvis hardt vann i forhold til andre innsjøer på Østlandet. De målte kloridkonsentrasjonene i bunnvannet til Bjørkelangen og Hemnessjøen var betraktelig høyere enn for innsjøer i Østfold var i 2019 mellom 7.5 og 10 mg/L (Hindar et al., 2020). Høye verdier av Mg, Cl, og Ca i bunnvannene kan tyde på avrenning fra veier til innsjøene før vannet ble sjiktet. Når vannet blir sjiktet vil ikke overflate- og bunnvann blandes, og det som befinner seg i bunnvannet forblir der til neste sirkulasjon.

Det var høyest konsentrasjon total- og løst organisk karbon i Hemnessjøen. Av Nasjonal innsjøundersøkelse framkommer det at om total organisk karbon i en innsjø er over 5 mg/L kan den klassifiseres som humøs, noe som gjelder alle innsjøene i vassdraget (Figur 19) (Hindar et al., 2020). I samme undersøkelse påpeker de at det er lite partikulært organisk materiale i innsjøer, og i de humusrike innsjøene i undersøkelsen foreligger 90 % av total organisk karbon som løst. Innsjøene i denne oppgaven forekommer minst 80 % av total organisk karbon som løst.

5.3 Sedimentkarakteristikk

Glødetapet i Haldenvassdraget var mellom 5.4 % og 14 %, dette er betraktelig lavere enn hva Rognerud et al., (2008) fant for innsjøer på Østlandet, hvor prosentandelen var på omtrent 35 % (Rognerud et al., 2008). En undersøkelse av kvikksølv i Haldenvassdraget, utført av Haande et al., (2014), fant at sedimentene i Bjørkelangen inneholdt omtrent 11 % organisk materiale i 2012, mens Hemnessjøen hadde 6 % organisk materiale. Disse verdiene viser små variasjoner sammenlignet med funnene i dette studiet (Hemnessjøen: 5.4 til 9.1 %, Bjørkelangen: 5.8 til 8.5 %) (Haande et al., 2014). Greipsland (2011) rapporterte derimot lavere glødetap i prøvene fra Øyeren som varierte mellom 0.3 og 3.6 %.

Det var en signifikant økende prosentandel av organisk materiale i sedimentene nedover vassdraget, samtidig som det var en signifikant reduksjon av organisk materiale nedover i sedimentsøylen til hver av innsjøene (Figur 23). Denne reduksjonen nedover i sedimentsøylen skyldes trolig nedbrytning av mikroorganismer (Briseid et al., 2006).

Gjennom hele vassdraget, med unntak av Femsjøen, besto sedimentene hovedsakelig av leire, noe som var forventet da store deler av Haldenvassdraget ligger under marin grense. I Femsjøen

var sand den dominerende kornstørrelse i overflatesedimentet, noe som kan tyde på at prøvene ble tatt nær utløpet til en elv som avsetter sand. Dette ble bekreftet ved å sjekke koordinatene til prøvetakningsstedet.

Formålet med kornfordelings- og glødetapanalysen var å identifisere hvilke fraksjoner som bidrar mest til binding av kvikksølv. Det burde vært utført analyser på flere enn én prøve for å redusere usikkerheten og få et bedre standardavvik i resultatene. Videre burde sedimentasjonshastigheten vært bestemt før analysene for å sammenligne avsetningsår mot hverandre, i stedet for dybde. På grunn av lite tørrstoff i overflatesedimentene, burde flere kjerner blitt slått sammen for å unngå bruk av sedimenter lenger ned i søylen, som representerer avsetninger fra flere år tilbake i tid.

Bjørkelangen og Hemnessjøen er de to innsjøene med høyest estimert sedimentasjonshastighet på henholdsvis 4.0 mm/år og 5.67 mm/år. Det var en signifikant reduksjon i sedimentasjonshastigheten for innsjøene nedstrøms (Figur 21). Sedimentasjonshastigheten ble bestemt ved å finne en tydelig cesiumtopp i sedimentene, som tilsvarte 37 år siden avsetningen. Haande et al., (2014) utførte et tilsvarende estimat for Bjørkelangen og Hemnessjøen, hvor cesiumtoppen var henholdsvis 12 cm og 15 cm fra overflaten, noe som tilsvarte en sedimentasjonshastighet på 4.8 mm/år og 6 mm/år (Haande et al., 2014). Dette gir en indikasjon på at estimatet av dateringen og sedimentasjonshastighetene er tilstrekkelig. Høy sedimentasjonshastighet kan ha en sammenheng med innsjøenes eutrofieringsgrad og dermed sedimentering av organisk materiale og planterester.

5.4 Eutrofiering

Den totale fosforkonsentrasjon i vassdraget var høyest i bunnvannet til Bjørkelangen, Hemnessjøen og Øymarksjøen, med henholdsvis 140, 237 og 193 $\mu\text{g P/L}$. Disse konsentrasjonen var langt over miljømålet for innsjøtypene L106 og L108, som er på henholdsvis 16 og 20 $\mu\text{g P/L}$ (Tabell 12). Overflatevannet til Bjørkelangen og bunnvannet til Aremarksjøen overskridde også denne grensen. Derimot nådde Rødenessjøen, Aspern og Femsjøen miljømålene og var klassifisert til «god» og «svært» god tilstand i både overflate- og bunnvannene.

Ifølge NIVA-rapporten «Innsjøinterne- og hydrologiske tiltak i Bjørkelangensjøen» er det høy erosjonsfare i nedre del av Bjørkelangens nedbørfelt (Berge, 2004). Dette kan føre til økt tilførsel av næringsstoffer og naturlig organisk materiale som må brytes ned. Økte mengder næringsstoffer som fosfor bidrar til algeoppblomstring og eutrofiering. Det var antatt at er totalfosfor var høyest i øvre del av Haldenvassdraget, på grunn av tilførsel leirpartikler og humusstoffer fra nedbørfeltet (Haande et al., 2014).

Vannet fra disse innsjøene gjennomgår en biologisk rensing og sedimentasjon av organisk materiale og næringsstoffer, noe som bidrar til at innsjøene nedstrøms ikke mottar like mye næringsstoffer.

Tabell 12. Klassifisering av innsjøene på bakgrunn av P-konsentrasjonen og innsjøtype (Tabell 1).

	Enhet	Bjørkelangen	Hemnessjøen	Rødenessjøen	Øymarksjøen	Aremarksjøen	Aspern	Femsjøen
Innsjøtype		L106	L106	L108	L108	L108	L108	L108
Tot. P - Overflatevann	mg/L	40,3	15,6	14,1	14,4	11,8	17,6	7,71
Tot. P - Bunnvann	mg/L	140,0	237,0	18,5	193,0	30,5	12	12,3

Overflatevannene i Haldenvassdraget hadde generelt lavere totalfosfor enn bunnvannet (Figur 20). Dette kan skyldes algeoppblomstringer der algene bruker opp all fosforet i overflatevannet, og temperatursjiktningen bidrar til at fosfor i hypolimnion ikke blir tilgjengelig for algene som befinner seg epilimnion (Kjensmo, 1977). Når algene dør og blir brutt ned, blir det lavere oksygenkonsentrasjon i bunnvannet, dette er spesielt tydelig i Hemnessjøen som hadde svært lav oksygenprosent i hypolimnion (21.1 %). Oksygenmangel i bunnvannet kan føre til interngjødsling, noe som videre kan forklare den høye konsentrasjonen av fosfor i bunnvannet til Hemnessjøen.

5.5 Kvikksølv i vann

Den totale kvikksølvkonsentrasjonen i vannene var høyest i bunnvannet til Bjørkelangen, Hemnessjøen og Øymarksjøen, samt overflatevannet til Bjørkelangen, og det var en signifikant reduksjon nedover vassdraget, samme trend som for fosforkonsentrasjonen (Figur 25). Dette kan i teorien ha en sammenheng med at det er høy tilførsel av partikler og organisk materiale fra nedbørfeltene til Bjørkelangen og Hemnessjøen, men fraksjonen av partikulært kvikksølv er betraktelig lavere enn for løst organisk kvikksølv i hele vassdraget foruten Øymarksjøen

(Figur 24). Dette kan igjen skyldes at partikulært bundet kvikksølv raskere sedimenteres og fjernes fra vannsøylen (Khalaf, 2019).

En studie fra 2019 hvor det ble undersøkt om det var en korrelasjon mellom løst organisk karbon og kvikksølv i ferskvann konkluderte med at for hver mg-økning i DOC, økes Hg-konsentrasjonen gjennomsnittlig med 0.25 ng. Korrelasjonen skyldtes at de begge eksisterer i nedbørfeltet og har samme transportvei til innsjøene (Lavoie et al., 2019). Innholdet av løst organisk karbon i Hemnessjøen er høyest i overflate -og bunnvannet til Bjørkelangen, det er også høyt i bunnvannet til Øymarksjøen, som det også er for totalkvikksølv. Korrelasjonen mellom DOC og totalkvikksølv kan derfor være en forklaring på variasjonen i kvikksølvkonsentrasjonen nedover vassdraget. Ved å utføre en korrelasjonsanalyse i R, ble det tydelig at det var høyest korrelasjon mellom total organisk karbon og totalkvikksølv i Haldenvassdraget (Figur 26).

Den totale fosforkonsentrasjonen følger også samme trend som den totale kvikksølvkonsentrasjonen i vannsøylen, høyest konsentrasjon i bunnvannet til Bjørkelangen, Hemnessjøen og Øymarksjøen (Figur 25). I en studie fra 2015 hvor de undersøkte om eutrofiering hadde en påvirkning på kvikksølv-dynamikker i lavtliggende, humusrike innsjøer ble det insinuert at totalfosfor og totalkvikksølv hadde en høy korrelasjon (Razavi et al., 2015). I studiet antok de at dette skyldtes at både fosfor og kvikksølv hadde en sterk affinitet til partikler som organisk materiale. Det ble også konkludert at i innsjøer med mye totalfosfor vil det være mindre biotilgjengelig kvikksølv i vannsøylen fordi partikkelbundet kvikksølv sedimenterte.

Kvikksølvkonsentrasjonen i vannet og sedimentene til innsjøene var innenfor miljømålene (Tabell 13), men dette kan skyldes at det generelt er vanskelig å måle kvikksølv i vann. Det tok i tillegg noen dager før vannprøvene ble surgjort, dette kan ha hatt en innvirkning på konsentrasjonen på grunn av kvikksølvets tendens til å absorbere til overflater (Ullrich et al., 2001). Nasjonal Innsjøundersøkelse (2019), fant at kvikksølvkonsentrasjonen i Østfoldområdet var mellom 2 til 4 ng/L (Hindar et al., 2020).

Tabell 13. Klassifisering av innsjøenes vann og sedimenter på bakgrunn av kvikksølv. Grønn = «god», blå = «svært god» (Tabell 1).

	Enhet	Bjørkelangen	Hemnessjøen	Rødenessjøen	Øyemarksjøen	Aremarksjøen	Aspern	Femsjøen
Tot. Hg - Overflatevann	ng/L	6,1	1,049	2,325	1,878	1,931	2,138	1,275
Tot. Hg - Bunnvann	ng/L	8,6	5,9	2,862	10,0	2,822	1,352	1,897
Tot. Hg - Overflatesediment	mg/kg TS	0,1023	0,0490	0,0927	0,1133	0,093	0,11	0,11

5.6 Kvikksølv i sedimenter

Aspern, Femsjøen og Øyemarksjøen er de tre innsjøene med høyest kvikksølvkonsentrasjon i sedimentsøylen gjennom de siste 40 årene (Figur 27), det er også disse tre innsjøene med totalt høyest prosentandel organisk materiale i sedimentene. Kvikksølvkonsentrasjonen hadde en signifikant økning nedover sedimentsøylen, noe som kan ha en sammenheng med reduserte antropogene avsetninger de siste årene. Bjørkelangen skiller seg ut da det er eneste innsjøen der konsentrasjonen har økt (fra 0.06 til 0.95 mg/kg) de siste 40 årene. Dette kan muligens forklares med Bjørkelangens høye tilførsel av partikler fra nedbørfeltet og høye sedimentasjonshastighet.

Kvikksølvkonsentrasjonen i overflatesedimentene varierte fra 0.049 til 0.1133 mg/kg, hvor den laveste verdien ble funnet i Hemnessjøen, og i er i tilstandsklasse I som tilsvarte uberørt (0 til 0.05 mg/kg). De resterende overflatesedimentene tilhørte tilstandsklasse II, ingen toksiske effekter (0.05 til 0.52 mg/kg). Data fra *Nasjonal innsjøundersøkelse, 2004-2006, DEL 2: Sedimenter* viste at overflatesedimenter fra innsjøer på Østlandet var mellom omtrent 0.15 til 0.65 µg/g, som var høyere enn det som ble funnet i Haldenvassdraget (Rognerud et al., 2008). Greipsland gjorde kvikksølvundersøkelser i Øyeren i 2011, der det ble funnet verdier mellom 0.028 og 0.097 mg/kg, dette er noe lavere enn hva som ble funnet i denne oppgaven (Greipsland, 2011).

Det er kjent fra flere studier at kvikksølv har sterk affinitet til organisk materiale. Det kan derfor tenkes at det er mer kvikksølv der det er høyt innhold av organisk materiale. Nedover i sedimentene er det gjennomgående lavere innhold av organisk materiale, men høyere konsentrasjon av kvikksølv, dette kan skyldes at mer kontaminerte partikler ble avsatt tidligere.

Uorganisk kvikksølv har i tillegg sterk affinitet til reduserte svovelgrupper, og i sedimenter er kvikksølv ofte bundet til sulfid, spesielt om det er anoksiske forhold, som det ser ut til å være i Hemnessjøen. Om det er langsiktige stabilt oksiderende eller reduserende forhold i bunnvannet

vil kvikksølvet kunne akkumuleres i sedimentene. Hvis det er reduserte forhold i overflatesediment, blir forsterket metyleringsprosessen forsterket. Om det i Hemnessjøen blir oksiderende forhold, vil metylkvikksølvet lettere lekke ut til bunnvannet. Sedimentprøvene i denne oppgaven ble dessverre ikke analysert for svovel, så det var ikke mulig å teste om det var en korrelasjon med denne parameteren.

Det er gjennomgående størst andel leire nedover i vassdraget, og på grunn av leirpartiklers store overflateareal, og kvikksølvs sterke affinitet til leirpartikler, spiller leire en signifikant rolle for å binde kvikksølv i sedimentene (Kongchum et al., 2011). Det ble derfor antatt at det var høyere totalkvikksølv der det var høyt leirinnhold i sedimentene. I Femsjøen, som hadde høyest prosentandel sand i sedimentene, ble det funnet nest mest kvikksølv i sedimentene, og det ble derfor en større korrelasjon mellom sand og organisk materiale, enn leire og organisk materiale. Dette funnet strider litt mot andre studier der kvikksølv binder seg bedre til leirpartikler.

5.7 Kvikksølv i vann og sediment

Det er i grensesjiktet mellom sediment og vann det foregår en utveksling av kvikksølv mellom sediment- og vannsøylen. Logaritmen til fordelingskoeffisienten mellom vann og sediment varierte mellom 3.9 og 4.9 L/kg (Tabell 9), noe som er vanlig for ferskvann og tilsier at kvikksølvkonsentrasjonen faktisk ikke overskrider miljømålet (Babiarz et al., 2001). Om fordelingskoeffisienten hadde vært høyere enn normalt hadde det vært en indikasjon på at kvikksølvkonsentrasjonen i vannet var underestimert.

Det var også de tre nordligste innsjøene som hadde høyest totalkvikksølv i bunnvannet og lavest andel av organisk materiale i sedimentene. Bjørkelangen og spesielt Hemnessjøen hadde lavest innhold av totalkvikksølv nedover i sedimentene, dette kan være en mulig sammenheng. Rødenessjøen og Aremarksjøen var også en av de med noe lavere konsentrasjon. Resultat viser at når det er lavt innhold av organisk materiale, som det er i de nordligste innsjøene, så er det kvikksølvet i bunnvannet (de nordligste har mest, unntatt Rødenessjøen) som bidrar til høye konsentrasjoner i overflatesedimentene.

Det er mulig at det er lav andel av organisk materiale i visse innsjøer fordi det er høy mikrobiell aktivitet i sedimentene, og organisk materiale blir brutt ned raskere. Denne mikrobielle aktiviteten kan også medføre opptak av kvikksølv av mikroorganismer og bunndyr, og

kvikksølvet akkumuleres derfor inn i næringskjeden. Som kan være en forklaring for forholdsvis lave kvikksølvkonsentrasjoner i bunnsedimentene i innsjøer med høy eutrofiering.

5.8 Nøkkelfaktorer som har innvirkning på kvikksølvkonsentrasjonen i sediment

Hemnessjøen har de siste 40 årene hatt den laveste konsentrasjonen av kvikksølv i sedimentene, og konsentrasjonen har hatt lite variasjoner (Figur 27). Dette var i kontrast til de resterende innsjøene med noe høyere, og mer varierende kvikksølvkonsentrasjoner. Hemnessjøen ligger litt på utkanten av Haldenvassdraget og har et unikt nedbørfelt på 90 km². Innsjøen har en egen tilløpselv og det er utløpselven til Hemnessjøen blir sammenkoblet med utløpselven til Bjørkelangen og resten av Haldenvassdraget etter utløpet (Figur 2). I tillegg har Hemnessjøen svært lav vannføring og høy oppholdstid i forhold til de andre innsjøene (Tabell 2), dette kan medføre oppsamling av partikler og næringsstoffer i innsjøen, som sedimentasjonshastigheten til innsjøen bekreftet.

Resultatene viste at sedimentasjonshastigheten har en sterk påvirkningsfaktor på estimert kvikksølvkonsentrasjon i sedimentene, der konsentrasjonen minker ved økende hastighet. Dette skyldes trolig at det kun er en gitt mengde kvikksølv i innsjøen per liter vann. Kvikksølv som er bundet til partikler vil sedimenteres, men om det så er et høyt innhold av partikler i vannet vil sedimentasjonshastigheten øke. Likevel vil ikke kvikksølvkonsentrasjonen nødvendigvis øke i takt med partikkelinnholdet. Dette gjør at kvikksølvet i sedimentene kan bli fortynnet.

Bjørkelangen er den innsjøen med nest høyest sedimentasjonshastighet, og 0.053 mg/kg mer kvikksølvkonsentrasjon i overflatesedimentet enn Hemnessjøen. I motsetning til de andre innsjøene har Bjørkelangen økende konsentrasjon oppover sedimentsøylen, det vil si at det er mer kvikksølv i overflatesedimentet nå enn for 40 år siden. Bjørkelangen er den nordligste innsjøen som er studert i denne oppgaven, og den som i teorien skal ha høyest tilførsel av substanser, spesielt med hensyn til økt erosjonsfare nederst i nedbørfeltet. En tenkelig årsak er at de siste årene med økte klimaendringer har medført økt erosjon og avrenning av partikler til innsjøen, det kan derfor ha blitt økt tilførsel av partikkelbundet kvikksølv. Om det er mer hogst i nedbørfeltet, kan en annen årsak til økningen av kvikksølvkonsentrasjonen i innsjøens sedimenter være knyttet til dette (Dybwad & Skarsjø, 2015).

Modelleringen av estimert kvikksølv i sediment viste at når det var mest kvikksølv i bunnvannet var det mer estimert kvikksølv i overflatesedimentene, og at konsentrasjonen i bunnvannet ikke hadde mye innvirkning nedover i sedimentsøylen. Det var mest totalkvikksølv i bunnvannet til Bjørkelangen, Hemnessjøen og Øymarksjøen, resultatene av estimert kvikksølv tilsa at det da burde vært høy konsentrasjon i overflatesedimentene, i grensesjiktet mellom vann og sediment. Dette stemte for Øymarksjøen, som har høyest totalkvikksølv i både bunnvannet og overflatesediment og det stemte til dels i Hemnessjøen, som ikke hadde veldig mye lavere kvikksølvkonsentrasjon enn Øymarksjøen, i verken bunnvann eller overflatevann. Teorien stemte ikke i Hemnessjøen som hadde lavest kvikksølvkonsentrasjon i overflatesedimentene, dette kan som nevnt tidligere skyldes høy sedimentasjonshastighet.

Kvikksølv har som nevnt høy affinitet til organisk materiale. Ut ifra resultatene var det en trend at estimert kvikksølv i bunnsedimentene øker når det er høyere organisk materiale i sedimentene (

Figur 28. Estimert total kvikksølvkonsentrasjon ved høy totalfosfor og mye sand. Nedre x-akse = Tot.Hg i bunnvann, øvre x-akse = Organisk materiale ((LOI: 2-14%), venstre y-akse = sedimentdybde og høyre y-akse = Sedimentasjonshastighet (0.2-0.6 cm/år).

, **Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** & **Error! Reference source not found.**). Det var en økende prosentandel av organisk materiale i sedimentene nedover vassdraget og det var en jevn økende trend i kvikksølvkonsentrasjonen i sedimentsøylen til alle innsjøene utenom Bjørkelangen og Hemnessjøen (Figur 27). Aspern, Øymarksjøen og Femsjøen var de tre innsjøene med høyest konsentrasjon, spesielt i bunnsedimentene. Ved å kun se på de to faktorene stemmer teorien om at kvikksølv bindes til organisk materiale.

Resultatene av AIC-analysen viste at det er mer estimert kvikksølvinnhold i overflatesedimentene og mindre estimert kvikksølvinnhold i bunnsedimentene ved høyere fosforkonsentrasjon og andel sand, enn når det er lav fosforkonsentrasjon og andel sand (

Figur 28. Estimert total kvikksølvkonsentrasjon ved høy totalfosfor og mye sand. Nedre x-akse = Tot.Hg i bunnvann, øvre x-akse = Organisk materiale ((LOI: 2-14%), venstre y-akse = sedimentdybde og høyre y-akse = Sedimentasjonshastighet (0.2-0.6 cm/år).

& **Error! Reference source not found.**). Analysen viste ingen signifikant forskjell i estimert kvikksølv ved høy fosforkonsentrasjon & lav andel sand, og ved lav fosforkonsentrasjon & høy

andel sand (**Error! Reference source not found. & Error! Reference source not found.**). I begge tilfeller er det tydelig at begge kombinasjonene fører til høyest estimert kvikksølvinnhold gjennom hele sedimentsøylen.

Oppsummert indikerer resultatene at kvikksølvkonsentrasjonen reduseres med økende sedimentasjonshastigheten, uavhengig av fosforkonsentrasjonen i bunnvannet og andel sand i sedimentet. Kvikksølvkonsentrasjonen i bunnvannet har størst effekt på overflatesedimentene, spesielt ved lav andel organisk materiale i sedimentene. Det ble observert høyest kvikksølvkonsentrasjon i bunnsediment ved økende andel organisk materiale i sedimentene.

6 Konklusjon

Det har i denne masteroppgaven blitt påvist at graden av eutrofiering ser ut til å avta nedover Haldenvassdraget, noe som støttes av en signifikant reduksjon av fosforkonsentrasjon og sedimentasjonshastighet nedover vassdraget. Det var også antydninger til anoksiske forhold i Hemnessjøen, samt høy konduktivitet i Bjørkelangen og Hemnessjøen. Videre ble det også observert sjikting i innsjøene, noe som påvirker sirkulasjon av oksygen, ioner, partikler og næringsstoffer i vannsøylen.

Kvikksølv ble det ble funnet i vannsøylen og sedimentene til alle innsjøene, og fordelingskoeffisienten mellom vann og sediment var innenfor normale verdier, og Vanddirektivets miljøkvalitetsstandarder, og skal derfor ikke ha noen toksiske effekter. Det ble observert høyere kvikksølvkonsentrasjon i bunnsedimentene enn overflatesedimentene, dette kan indikere nedgang i antropogene utslipp de senere årene. Kvikksølvnivåene for 40 år siden nådde også miljømålene, dette tyder igjen på at det ikke har vært betydelige bidrag fra antropogene kilder til Haldenvassdraget. Bjørkelangen viste en økende trend i kvikksølvkonsentrasjon, erosjon og tilførsler av partikler fra nedbørfeltet kan være en forklaring på dette.

Resultatene indikerer en sammenheng mellom sedimentasjonshastighet og kvikksølv i sedimentene, hvor høyere hastigheten fører til lavere kvikksølvinnhold. I tillegg ble det observert en effekt av kvikksølvinnholdet i bunnvannet på sedimentene. En gjennomgående trend var at ved økende organisk materiale i sedimentene, ble det estimert lavere verdier av kvikksølv i overflatesedimentene, men høyere nivå i bunnsedimentene.

Samlet sett viser analysene en svak sammenheng mellom eutrofieringsgraden og kvikksølvkonsentrasjonene i Haldenvassdraget. Kvikksølvkonsentrasjonen i sedimentene er et resultat av samspillet mellom prosesser i nedbørfeltet, i vannsøylen og i sedimentsøylen. Ingen enkeltfaktorer kan alene forklare hva som styrer konsentrasjonen av kvikksølv i sediment, og hvert innsjøsystem har sine unike egenskaper.

Referanseliste

- Agilent. (u.å.). *ICP-MS Frequently Asked Questions* Agilent Tilgjengelig fra: <https://www.agilent.com/en/product/atomic-spectroscopy/inductively-coupled-plasma-mass-spectrometry-icp-ms/what-is-icp-ms-icp-ms-faqs> (lest 16.11.).
- Babiarz, C. L., Hurley, J. P., Stephen R. Hoffmann, A. W. A., Shafer, M. M. & Armstrong, D. E. (2001). *Partitioning of Total Mercury and Methylmercury to the Colloidal Phase in Freshwaters*. Tilgjengelig fra: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es010895v> (lest 09.05.).
- Berge, D. (2004). *Innsjøinterne- og hydrologiske tiltak i Bjørkelangensjøen. Delutredning i forbindelse med forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget*. NIVA.
- Bradley, M., Barst, B. & Basu, N. (2017). A Review of Mercury Bioavailability in Humans and Fish. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14 (2): 169. doi: 10.3390/ijerph14020169.
- Briseid, T., Eek, E. & Linjordet, R. (2006). *Biologiske prosesser i sedimenter – en litteraturstudie*: BioForsk. Tilgjengelig fra: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2505508/Bioforsk-Rapport-2006-01-123.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 07.05).
- Braaten, H. F. V., Lindholm, M. & Larssen, T. (2015). Stadig mer kvikksølv i fisk. doi: <https://doi.org/10.18261/ISSN1504-3118-2015-02-05>.
- Busairi, N. & Syahir, A. (2018). *Recent Advances in Mercury Detection: Towards Enabling a Sensitive and Rapid Point-of-Check Measurement*. Tilgjengelig fra: <https://www.clinmedjournals.org/articles/ijtra/international-journal-of-toxicology-and-risk-assessment-ijtra-4-010.php?jid=ijtra> (lest 16.03.).
- Dwortzan, M. (2020). *Cutting mercury emissions in China*. Tilgjengelig fra: <https://globalchange.mit.edu/news-media/jp-news-outreach/cutting-mercury-emissions-china> (lest 26.03.).
- Dybwad, I. M. & Skarsjø, M. H. (2015). *Vegbygging og mulig frigjøring av kvikksølv ved hogst av skog: Vegvesentet*. Tilgjengelig fra: [https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2660524/Rapport%20405%20Vegbygging%20og%20mulig%20frigj%C3%B8ring%20av%20kvikks%C3%B8lv%20ved%20hogst%20av%20skog%20\(1\).pdf?sequence=1](https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2660524/Rapport%20405%20Vegbygging%20og%20mulig%20frigj%C3%B8ring%20av%20kvikks%C3%B8lv%20ved%20hogst%20av%20skog%20(1).pdf?sequence=1) (lest 10.05.).

- Eurolab. (u.å.). *Fordelingskoeffisienter*. Eurolab. Tilgjengelig fra: <https://www.eurolab.net/no/testler/proses-guvenligi-ve-kimyasal-guvenlik-testleri/dagilim-katsayisi-testleri/> (lest 01.03.).
- Fisher, J. F. (2003). *Elemental Mercury and Inorganic Mercury Compounds: Human Health Aspects* World Health Organization
- Fjeld, E. & Rognerud, S. (2001). *Kvikksølv i sedimenter fra Drammenseleva og i abbor fra indre Drammensfjord, 2000-2001*. NIVA.
- Fybikon. (2024). *Vannhenter*: Fybikon. Tilgjengelig fra: <https://www.fybikon.no/biologi/okologi-og-feltutstyr/innsamlingsutstyr/vannhenter> (lest 02.02.).
- Greipsland, I. (2011). *Kvikksølv i sediment og mort (Rutilus rutilus) fra Øyeren - fokus på bioakkumulering og biomagnifisering av metylkvikksølv* 60 stp master: Universitetet for miljø- og biovitenskap
- Hammer, A.-E. (2011). *Kvikksølv øker i ferskvannfisk*. NIVA. Tilgjengelig fra: <https://forskning.no/partner-niva-biologi/kvikksolv-oket-i-ferskvannsfisk/793836> (lest 11. oktober).
- Helland, A. (2002). *Miljøgifter i sjøvann, sedimenter og SPMDer i Drammensfjorden utenfor anlegget til Franzefoss Gjennvinning A.S., O-21181*. NIVA: Marine miljøgifter.
- Hindar, A., Garmo, Ø., Austnes, K. & Sample, J. E. (2020). *Nasjonal innsjøundersøkelse 2019*. Miljødirektoratet: NIVA Tilgjengelig fra: https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1876/1000sjoer_m1876_2020.pdf (lest 20.04.).
- Haande, S., Rohrlack, T. & Kyle, M. (2014). *Utvikling av vannkvalitet i Haldenvassdraget. Sammenstilling av lange tidsserier (1968-2013). Paleolimnologiske undersøkelser i Bjørkelangen og Hemnessjøen.*, 12232. NIVA.
- Khalaf, G. (2019). *Kvikksølvinnhold og speciering i vann, jord og sedimenter fra Wanshan, Kina*. Kjemisk institutt, Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet: Univeristetet i Oslo.
- Kjensmo, J. (1977). *Eutrofiering i store innsjøer* Vannforeningen. Tilgjengelig fra: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/1977_29923.pdf (lest 06.05.).
- Kongchum, M., Hudnall, W. H. & Delaune, R. D. (2011). Relationship between sediment clay minerals and total mercury. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 46 (5): 534-539. doi: 10.1080/10934529.2011.551745.
- Krata, A. A. (2022). Assignment of inorganic mercury and methylmercury mass fractions in a soil matrix certified reference material by two analytical methodologies based on species-specific isotope dilution mass spectrometry and chromatographic separation. *Journal of Separation Science*, 45 (18): 3624-3634. doi: 10.1002/jssc.202200347.
- Laguesen, J. (2014). *Kunnskapsinnhenting - metylkvikksølv i sedimenter*, PP114662. Miljødirektoratet.
- Lavoie, R. A., Amyot, M. & Lapierre, J. F. (2019). Global Meta-Analysis on the Relationship Between Mercury and Dissolved Organic Carbon in Freshwater Environments. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124 (6): 1508-1523. doi: 10.1029/2018jg004896.
- Løvik, J. E. & Rognerud, S. (2002). *Undersøkelser av graden av kvikksølv-forurensning fra tidligere drift ved Eidsvoll Gullverk, O-21951*. NIVA.

- Manikantan, A. (2021). *Akaike Information Criterion: Model Selection*. Medium. Tilgjengelig fra: <https://medium.com/geekculture/akaike-information-criterion-model-selection-c47df96ee9a8> (lest 21.03.).
- Marnane, I. (2018). *Kvikksølv: En vedvarende trussel for miljøet og folkehelsen* European Environment Agency Tilgjengelig fra: <https://www.eea.europa.eu/no/articles/kvikksolv-en-vedvarende-trussel-for> (lest 16. oktober).
- Miljødirektoratet. (2016). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020*: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf> (lest 23.02.).
- Miljødirektoratet. (2022). *Fortsatt grunn til bekymring for kvikksølv*. Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/kvikksolv-og-kvikksolvforbindelser/> (lest 07.04.).
- Minemata Convention on Mercury. (2013). *About us*. Minemata Convention on Mercury UN - Environment Programme Tilgjengelig fra: <https://minamataconvention.org/en/about> (lest 08.04).
- Norsk Farmahistorisk Museum. (2016). *Eksikator*. Tilgjengelig fra: <https://digitaltmuseum.no/021026542648/eksikator> (lest 02.02.).
- NVE. (u.å.). NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse. Tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no/> (lest 29.02.2024).
- NVE - temakart. (2024). *NVE Hydrologiske data*, 04.05.2024. NVE.
- Ottesen, R. T., Kjeldsen, S., Volden, T., Berge, F., Kuldvere, A. & Moen, P. (1988). *Grunnundersøkelser ved Borregaard Ind. Ltd's kloralkalifabrikk og Opsund deponi. Hg-innhold i sedimentkjerner fra Glomma*, 88.148. NGU.
- Pakhomova, S., Yakushev, E. V., Protsenko, E., Rigaud, S., Cossa, D., Knoery, J., Couture, R.-M., Radakovitch, O., Yakubov, S., Krzeminska, D. M., et al. (2018). *Modeling the Influence of Eutrophication and Redox Conditions on Mercury Cycling at the Sediment-Water Interface in the Berre Lagoon*. Marine Biogeochemistry.
- Razavi, N. R., Qu, M., Chen, D., Zhong, Y., Ren, W., Wang, Y. & Campbell, L. M. (2015). Effect of eutrophication on mercury (Hg) dynamics in subtropical reservoirs from a high Hg deposition ecoregion. *Limnology and Oceanography*, 60 (2): 386-401. doi: 10.1002/lno.10036.
- Riise, G., Krogstad, T. & Rohrlack, T. (2013). *Årungens trofikutvikling og eksponering for miljøgifter. Endringer med tiden studert ved sedimentanalyser, 2/2013*: Institutt for plante- og miljøvitenskap, Ås-UMB.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. (2001). Trace Element Contamination of Norwegian Lake Sediments. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30 (1): 11-19. doi: 10.1579/0044-7447-30.1.11.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B., Christensen, G. & Røyset, O. (2008). *Nasjonal innsjøundersøkelse 2004 - 2006, del 2: Sedimenter. Forurensing av metaller, PAH og PCB*, 1012/2008.
- Ruther, D. (2022). *Øvelse i kornfordelingsanalyse*. Tilgjengelig fra: <https://storymaps.arcgis.com/stories/ea2b20e9dc0b422c926c3d40e03dc9c1> (lest 02.02.).
- Solheim, A. L., Haande, S., Dillinger, B., Persson, J., Birger, Skjelbred & Mjelde, M. (2022). *Eutrofiering av norske innsjøer. Tilstand og trender.*, 200274. NIVA: Eutrofiering.

- Touchart, L., Józsa, J., Rákóczi, L., Krámer, T., Andrén, T., Bouffard, D., Boegman, L., Duck, R. W., Dubois, J.-M. M., Provencher, L., et al. (2012). *Brownification of Lakes. I*, s. 117-119: Springer Netherlands.
- Tulchinsky, T. H., Varavikova, E. A. & Cohen, M. J. (2023). Chapter 9 - Environmental and occupational health. I: Tulchinsky, T. H., Varavikova, E. A. & Cohen, M. J. (red.) *The New Public Health (Fourth Edition)*, s. 681-750. San Diego: Academic Press.
- Ullrich, S. M., Tanton, T. W. & Abdrashitova, S. A. (2001). Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. 241-293. doi: <https://doi.org/10.1080/20016491089226>.
- United Nations Environment. (2018). *Global Mercury Assessment 2018*
- Vann-Nett. (2024). *Vann-Nett Portal*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/> (lest 05.07.).
- Vanndirektivet. (2018). *Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Vannportalen: .
- Vannforskriften. (2007). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446?q=vannforskriften> (lest 12.03.).
- Wood, C. M., Farrell, A. & Brauner, C. (2011). *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals*.
- World Health Organization. (2017). *Mercury and health*. WHO. Tilgjengelig fra: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/mercury-and-health> (lest 27.03).
- World Health Organization. (2021). *Exposure to mercury: a major public health concern, second edition. Preventing disease through healthy environments*. World Health Organization.
- Yorifuji, T. & Tsuda, T. (2014). Minamata. I: Wexler, P. (red.) *Encyclopedia of Toxicology (Third Edition)*, s. 340-344. Oxford: Academic Press.

Vedlegg

A. Utstysrliste

Generelt

- Båt
- Bord å jobbe på
- Regntøy
- Ekkolodd
- Destilert vann
- Sovepose
- Multiinstrument
 - o Okysgen, pH, temp, redox. ledningsevne
 - o Batterier til denne
- Tusjer til å skrive på prøvene
- Notatbok

Sedimentprøver

- Sedimentcore – Uwitec sedimentprøvetaker
- Mange prøvesylinder
 - o Minst tre per innsjø. Litt lyst til å ta fire prøver per innsjø, for å være helt sikker. Spesielt siden det skal gjøres litt forskjellig med prøvene.
- Lokk til prøverør, og flere «kuler» til sylindrene, fungerer som lokk
- Stativ til sylindrene
- Sedimentdeler, for å dele sedimentene i 1-2 cm

- Ziplock-posere til å oppbevare sedimentprøvene
 - Sylinderet deles opp i fragmenter på 1-2 cm, må ha nok poser til alle fragmentene fra alle prøvene og alle innsjøene.
 - Deles prøvene inn i 1 cm trengs det rundt 30 poser per prøve. Tas det fire prøver per innsjø må vi ha 120 poser per innsjø = 840 poser totalt
 - En stor zip-pose
- Små beholdere til sediment fra den ene kjernen

Vannprøver

- Vannhenter – Ruttner
- Vannprøveflasker, små (50 mL)
 - To filtrerte og to som ikke er filtrert + en til kationer = 5 flasker.
 - 40 til sammen
 - Tar med 40 til, til overflatevann
- En stor prøveflaske, 1 L
 - To fra hver innsjø, 14 stk.
- Isoporstativ til å plassere prøveflaskene
- Filtersprøyte og mange små filtre, 0.45 µm
 - Minst syv stk, kanskje 14 stk hvis vi skal filtrere to vannprøver fra hver innsjø.
 - 30 stk

B. Cesiumanalyse for hver innsjø, og estimert sedimentasjonshastighet

Bjørklagen	Sjikt	Cs per gram [Cs/g]	Sedimentasjonshastighet
1B	0-1	1,396609756	2022,99
2B	1-2	1,388770865	2020,52
3B	2-3	1,443241743	2018,06
4B	3-4	1,539739109	2015,59
5B	4-5	1,376989971	2013,13
6B	5-6	1,102827131	2010,66
7B	6-7	1,211483643	2008,19
8B	7-8	1,050381492	2005,73
9B	8-9	1,065540592	2003,26
10B	9-10	1,571842517	2000,796
11B	10-11	1,16710824	1998,33
12B	11-12	1,300479839	1995,864
13B	12-13	1,315323378	1993,398
14B	13-14	1,118504073	1990,932
15B	14-15	1,544825741	1988,466
16B	15-16	1,910949916	1986
17B	16-17	1,292386104	
18B	17-18	1,135257286	
19B	18-19	1,527850951	
20B	19-20	1,354169846	
21B	20-21	1,402145451	
22B	21-22	1,554133473	1971
			Sedimentasjonshastighet = 0,405 cm/år --> 1 cm = 2,466 år

Hemnessjøen	Sjikt	Cs per gram [Cs/g]	Sedimentasjonshastighet
1H	0-1	1,500623775	2022,96
2H	1-2	1,227963251	2021,20
3H	2-3	1,912529127	2019,44
4H	3-4	0,961725449	2017,68
5H	4-5	1,611276091	2015,92
6H	5-6	1,186519817	2014,16
7H	6-7	0,850816841	2012,40
8H	7-8	1,233035303	2010,64
9H	8-9	0,642810634	2008,88
10H	9-10	0,989705014	2007,12
11H			2005,36
12H	11-12	1,025793585	2003,60
13H	12-13	1,191151446	2001,84
14H	13-14	1,418467481	2000,08
15H	14-15	1,266942428	1998,32
16H	15-16	1,661779081	1996,56
17H	16-17	1,287587734	1994,80
18H	17-18	2,911885142	1993,04
19H	18-19	1,400408452	1991,28
20H	19-20	1,378424473	1989,52
21H	20-21	1,141561809	1987,76
22H	21-22	1,696049111	1986
23H	22-23	1,75109374	
24H	23-24	1,934037498	
25H	24-25	1,583885852	
26H	25-26	1,172135574	
27H	26-27	0,821635418	
28H	27-28	1,055087979	
29H	28-29	1,194624722	
30H	29-30	1,025928425	1971
			Sedimentasjonshastighet = 0,567 cm/år --> 1 cm = 1,76 år

Rødenessjøen	Sjikt	Cs per gram [Cs/g]	Sedimentasjonshastighet
1R	0-1	0,7694974	2020,386
2R	1-2	1,897840389	2017,54
3R	2-3	1,969159872	2014,694
4R	3-4	2,236620099	2011,848
5R	4-5	1,55157397	2009,002
6R	5-6	1,647656758	2006,156
7R	6-7	1,933688228	2003,31
8R	7-8	2,576399435	2000,464
9R	8-9	2,273196704	1997,618
10R	9-10	3,506115454	1994,772
11R	10-11	2,562232151	1991,926
12R	11-12	2,449030854	1989,08
13R	12-13	3,326698151	1986
14R	13-14	3,116989925	
15R	14-15	1,977158906	
16R	15-16	1,298393156	
17R	16-17	1,472308677	
18R	17-18	1,341828255	
19R	18-19	1,299581744	
20R	19-20	1,166925483	
21R	20-21	1,09780207	
22R	21-22	0,891999769	
23R	22-23	0,975985482	
24R	23-24	1,48874644	
25R	24-25	1,43273717	
26R	25-26	1,247466592	
27R	26-27	1,078515393	
28R	27-28	1,276702531	
29R	28-29	1,172634101	
30R	29-30	1,465246895	1933
			Sedimentasjonshastighet = 0,324 cm/år -> 1 cm = 3.08 år

Ømarksjøen	Sjikt	Cs per gram [Cs/g]	Sedimentasjonshastighet
1Ø	0-1	1,868823921	2020,16
2Ø	1-2	1,882417133	2017,08
3Ø	2-3	1,953343222	2014
4Ø	3-4	1,736770138	2010,92
5Ø	4-5	2,330434104	2007,84
6Ø	5-6	1,711781809	2004,76
7Ø	6-7	2,828330344	2001,68
8Ø	7-8	3,014358843	1998,6
9Ø	8-9	4,422894344	1995,52
10Ø	9-10	2,874759393	1992,44
11Ø	10-11	2,444376179	1989,36
12Ø	11-12	3,16126746	1986
13Ø	12-13	1,454048939	
14Ø	13-14	1,612623977	
15Ø	14-15	1,160206471	
16Ø	15-16	1,259790765	
17Ø	16-17	0,875094588	
18Ø	17-18	1,256180002	
19Ø	18-19	1,303261864	
20Ø	19-20	1,519675394	
21Ø	20-21	1,161037394	
22Ø	21-22	1,381618004	
23Ø	22-23	1,283901136	
24Ø	23-24	1,063274188	
25Ø	24-25	1,153214913	
26Ø	25-26	0,847412175	
27Ø	26-27	1,069644708	
28Ø	27-28	1,073108585	
29Ø	28-29	1,237118597	1932
			Sedimentasjonshastighet = 0,297 cm/år --> 1 cm = 3,36 år

Armarksjøen	Sjikt	Cs per gram [Cs/g]	Sedimentasjonshastighet
1Ar	0-1	1,64	2020,16
2Ar	1-2	0,80	2017,08
3Ar	2-3	1,39	2014
4Ar	3-4	1,69	2010,92
5Ar	4-5	2,23	2007,84
6Ar	5-6	1,55	2004,76
7Ar	6-7	2,18	2001,68
8Ar	7-8	3,19	1998,6
9Ar	8-9	3,26	1995,52
10Ar	9-10	2,67	1992,44
11Ar	10-11	2,21	1989,36
12Ar	11-12	3,50	1986,00
13Ar	12-13	2,97	
14Ar	13-14	1,75	
15Ar	14-15	1,51	
16Ar	15-16	1,33	
17Ar	16-17	0,71	
18Ar	17-18	1,48	
19Ar	18-19	0,88	
20Ar	19-20	1,11	
21Ar	20-21	0,82	
22Ar	21-22	0,98	
23Ar	22-23	0,93	
24Ar	23-24	0,91	
25Ar	24-25	0,85	
26Ar	25-26	0,89	
26Ar	26-27	1,12	
28Ar	27-28	1,28	
29Ar	28-29	0,52	
30Ar	29-30	0,73	
31Ar	30-32	1,19	
32Ar	33-34	0,64	1918,00
			Sedimentasjonshastighet = 0,297 cm/år --> 1 cm = 3,36 år

Aspern	Sjikt	Cs per gram [Cs/g]	Sedimentasjonshastighet
1As	0-1	2,637768817	2022,99
2As	1-2	2,522393105	2018,88
3As	2-3	2,00480791	2014,77
4As	3-4	2,726124743	2010,66
5As	4-5	3,031166083	2006,55
6As	5-6	3,950916936	2002,44
7As	6-7	3,530261969	1998,33
8As	7-8	2,129456831	1994,22
9As	8-9	2,067464635	1990,11
10As	9-10	3,401226672	1986
11As	10-11	1,528166864	
12As	11-12	1,60468866	
13As	12-13	1,418674057	
14As	13-14	1,070442978	
15As	14-15	0,667568706	
16As	15-16	1,080729527	
17As	16-17	1,05882176	
18As	17-18	0,600412678	
19As	18-19	0,849216507	
20As	19-20	1,791952387	
21As	20-21	1,062438705	
22As	21-22	0,76135213	
23As	22-23	0,544375107	
24As	23-24	0,791939254	
25As	24-25	1,264513905	
26As	25-26	1,002938123	
27As	26-27	1,308963849	
28As	27-28	0,699611327	
29As	28-29	0,486345556	
30As	29-30	0,641309155	1903
			Sedimentasjonshastighet = 0,243 cm/år --> 1 cm = 4,11 år

Femsjøen	Sjikt	Cs per gram [Cs/g]	Sedimentasjonshastighet
1F	0-1	1,256472738	2023
2F	1-2	4,084815988	2018,375
3F	2-3	2,552304888	2013,75
4F	3-4	2,039708128	2009,125
5F	4-5	1,90577832	2004,5
6F	5-6	2,874083594	1999,875
7F	6-7	3,166306595	1995,25
8F	7-8	4,607923907	1990,625
9F	8-9	6,947921119	1986
10F	9-10	3,048492982	
11F	10-11	2,897400278	
12F	11-12	2,397819079	
13F	12-13	0,834713257	
14F	13-14	1,459345643	
15F	14-15	0,800704165	
16F	15-16	0,883254308	
17F	16-17	1,340726398	
18F	17-18	0,532210181	
19F	18-19	0,987539148	
20F	19-20	1,04510605	
21F	20-21	0,885657848	
22F	21-22	0,514031028	
23F	22-23	0,489575549	
24F	23-24	0,946225289	
25F	24-25	0,669195424	
26F	25-26	0,476336568	
27F	26-27	0,934746368	
28F	27-28	0,717136542	
29F	28-29	0,941395288	
30F	29-30	0,468192875	1902
			Sedimentasjonshastighet = 0,216 cm/år --> 1 cm = 4,625 år

C. p-verdi og r²-verdi

Paramter	p-verdi	r ²	mean	InnsjøIndeks
Temp_OV, Temp_BV	<2.2E-16***		4.285063	
Temp_OV	<2.2E-16***	0.746		0.88478
Temp_BV	5.593e-07 ***	0.111		-0.31399
O2_OV, O2_BV	<2.2E-16***		2.627053	
O2_OV	0.01501	0.1853		-0.0232
O2_BV	5.642e-11	0.1854		0.65208
%O2_OV, %O2_BV	<2.2E-16***			30.24917
%O2_OV	<2.2E-16***	0.7032		1.38136
%O2_BV	5.855e-07 ***	0.1106		apr.80
pH_OV, pH_BV	<2.2E-16***		0.3077295	
pH_OV	0.1139	0.03433		-0.00978
pH_BV	0.004333 **	0.007		-0.01297
Kond_OV, Kond_BV	<2.2E-16***		25.38309	
Kond_OV	<2.2E-16***	0.6256		-2.1900
Kond_BV	<2.2E-16***	0.4237		-8.3772
Ca_OV, Ca_BV	<2.2E-16***		-0.6500483	
Ca_OV	<2.2E-16***	0.7218		0.313187
Ca_BV	<2.2E-16***	0.7905		-0.65629
Na_OV, Na_BV	<2.2E-16***		-0.5392754	
Na_OV	<2.2E-16***	0.3446		-0.13563
Na_BV	<2.2E-16***	0.665		-0.07774
K_OV, K_BV	<2.2E-16***		-0.2655556	
K_OV	<2.2E-16***	0.801		-0.088890
K_BV	<2.2E-16***	0.3406		-0.12994
Mg_OV, Mg_BV	<2.2E-16***		-0.2742995	
Mg_OV	<2.2E-16***	0.665		-0.07774
Mg_BV	<2.2E-16***	0.491		-0.134776

Paramter	p-verdi	r ²	mean	InnsjøIndeks
Mg_OV, Mg_BV	<2.2E-16***		-0.2742995	
Mg_OV	<2.2E-16***	0.665		-0.07774
Mg_BV	<2.2E-16***	0.491		-0.134776
F_OV, F_BV	3.121E-10		-0.126	
F_OV	<2.2E-16***	0.608		-0.0049860
F_BV	<2.2E-16***	0.3539		-0.08723
Cl_OV, Cl_BV	<2.2E-16***		-1.142246	
Cl_OV	<2.2E-16***	0.48		-0.30210
Cl_BV	<2.2E-16***	0.47		0.30210
NO3_OV, NO3_BV	0.01605		0.12515	
NO3_OV	6.94E-06 ***	0.089		0.09747
NO3_BV	<2.2E-16***	0.49		0.3281
SO4_OV, SO4_BV	0.4899		0.07825121	
SO4_OV	<2.2E-16***	0.32		-0.12418
SO4_BV	0.004312 **	0.034		-0.19913
TOC_OV, TOC_BV	0.04854		0.2231884	
TOC_OV	< 4.128E-10 ***	0.1698		-0.6787
TOC_BV	<2.2E-16***	0.3357		-0.658
DOC_OV, DOC_BV	4.768E-05		0.5033816	
DOC_OV	5.586E-09 ***	0.1489		-0.6284
DOC_BV	<9.202E-09 ***	0.3553		-0.5597
TotP_OV, TotP_BV	<2.2E-16***		-93.07386	
TotP_OV	<2.2E-16***	0.4472		-3.4776
TotP_BV	<2.2E-16***	0.4383		-31.79
SedHast	<2.2E-16***	0.6095		-0.049
LOI	<2.2E-16***	0.3553		1.07354
Sand	4.558E-09 ***	0.2368		4.91
Silt	0.06098	0.02019		-0.7718
Leire	9.202E-09 ***	0.228		-4.0817

Paramter	p-verdi	r ²	mean	InnsjøIndeks
Hg_OV, Hg_BV	<2.2E-16***		-2.726667	
Hg_OV	3.294E-14 ***	0.2416		-0.42977
Hg_BV	<2.2E-16***	0.421		-1.00506
PartHg_OV, PartHg_BV	<2.2E-16***		-1.1	
ParthHg_OV	0.0001186 ***	0.0060		-0.02180
PartHg_BV	0.1342	0.06535		-0.36338
FiltHg_OV, FiltHg_BV	<2.2E-16***		-1.67	
FiltHg_OV	<2.2E-16***	0.2885		-0.40797
FiltHg_BV	<2.2E-16***	0.6995		-0.64167
LOI, Hg_sed	1.946e-08 ***	0.27		
LOI, depth5yr	<2.2E-16***	0.6		
O2_BV, TotHg_BV	<2.2E-16***	0.3		
DOC_BV, PartHg_BV	0.0007362 ***	0.049		
TOC_BV, PartHg_BV	<2.2E-16***	0.3		
DOC_BV, FiltHg_BV	<2.2E-16***	0.4836		
DOC_BV, TotHg_BV	<2.2E-16***	0.3029		
TOC_BV, TotHg_BV	<2.2E-16***	0.5872		
TotP_BV, TotHg_BV	<2.2E-16***	0.5798		
FiltP_BV, FiltHg_BV	<2.2E-16***	0.52		



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway