

Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2016 60 stp
Institutt for miljøvitenskap

Sesongvariasjoner av kvikksølv og uran samt andre grunnstoffer i Nøklevann og vannforekomster i tilhørende nedbørfelt (Hauktjern, Kroktjern, Lutvann, Rundtjern, og Solbergvann).

Seasonality of mercury and uranium and other elements in Nøklevann and waterbodies sub catchments.

Heidi Tronsmoen
Master i kjemi

Forord

Denne oppgaven inngår i et toårig masterstudie i kjemi ved Institutt for kjemi, bioteknologi og matvitenskap (IKBM) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Studieprogrammet er administrert av IKBM, og masteroppgaven hører under instituttet for miljøvitenskap (IMV) på NMBU i samarbeid med Vann- og avløpsetaten i Oslo kommune (VAV). Oppgaven tilsvarer 60 studiepoeng. Oppgaven er tverrfaglig innen studieretningene uorganisk analytisk kjemi med fokus på prøvetaking og forbehandling (konservering), og miljøkjemi med fokus på limnologi og vannressurser. Bakgrunnen for masteroppgaven har vært min interesse for vann, samt kontakter jeg har i Vann- og avløpsetaten i Oslo. Jeg har i denne oppgaven undersøkt sesongvariasjoner av kvikksølv og uran i innsjøer i Østmarka (Nøkle vann, Hauktjern, Kroktjern, Rundtjern, Lutvann og Solbergvann) for å undersøke om konsentrasjonene av kvikksølv og uran påvirkes av mengde organisk materiale i en innsjø. Det ble foretatt fire prøvetakinger i løpet av 2015 (en for hver sesong).

En takk til Johnny Kristiansen (overingeniør ved IMV) for god støtte i forbindelse med prøvetaking og analyser på laboratoriet, samt hans analyse av vannprøver for å bestemme anioner (nitrat-nitrogen, fluorid, klorid og sulfat). En takk skal også Oddny Gimmingsrud (avdelingsingeniør ved IMV) ha for å ha bestemt totalt nitrogen og totalt organisk karbon. Jeg vil også takke Karl-Andreas Jensen (senioringeniør ved IMV), Solfrid Lohne (overingeniør ved IMV) og Øyvind Enger (overingeniør ved IMV) for alle analyser som er gjort på ICP-MS, samt stabilitetsforsøket som de initierte og planla sammen med Elin Gjengedal (førsteamanuensis ved IMV). Jeg vil takke hovedveilederne Elin Gjengedal og Gunnhild Riise (professor ved IMV) samt medveileder Anna-Lena Beschorner (overingeniør ved VAV). Disse tre har hjulpet til med planlegging av oppgaven, gitt konstruktiv kritikk under skriveprosessen samt gitt meg oppfølging underveis i form av møter og epost.

Jeg vil også takke Andreas Lindhjem for alle støtte og hjelp.

Heidi Tronsmoen,
Ås, 13. mai 2016

Sammendrag

Denne oppgaven undersøker sesongvariasjoner av ulike parametere i innsjøer i Østmarka.

Prøvene ble tatt 02.03.15 (vinter), 20.05.15 (vår), 12.08.15 (sommer) og 26.10.15 (høst). De utvalgte prøvetakingslokalitetene i Østmarka ligger i nedbørfeltet til Nøklevann.

Prøvetakingslokalitetene var derfor Hauktjern, Kroktjern, Lutvann, Rundtjern, Solbergvann (1-4 meter), samt nordenden og utløpet av Nøklevann. Innsjøene har ulik størrelse og forskjellig innhold av organisk materiale selv om området innsjøene befinner seg i er relativt homogent med tanke på geologi og vegetasjon. Totalkonsentrasjon av kvikksølv (Hg), uran (U), kobber (Cu), svovel (S), jern (Fe), mangan (Mn), aluminium (Al), kadmium (Cd), sink (Zn), bly (Pb) og fosfor (P) ble målt med induktivt koplet plasma massespektromteri (ICP-MS).

WTW Multi3420 ble benyttet for *in-situ* målingene med sensorene TetraCon® 925 (elektrisk måling) for måling av temperatur (°C) og konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$), og FDO® 925 (optisk D.O sensor) for måling av oksygeninnholdet (mg/l) og oksygenmetningen (%). Secchi-skive ble benyttet *in-situ* for å måle siktedypet. HACH 2100AN IS Turbidimeter ble benyttet for å måle turbiditet. pH og alkalitet ble bestemt ved bruk av et Radiometer PHM210 med Orion ROSS elektrode (en kombinert glasselektrode hvor referanselektroden er innebygd). SANYO Autoclave autoklaverte vannprøver til total nitrogen og total fosfor. FIAstar 5000 Analyser ble benyttet for å bestemme konsentrasjonen av total nitrogen i vannprøvene. Et spektrofotometer (Shimadzu, UV-1201) ble benyttet for å bestemme konsentrasjonen av ammonium-nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$), total fosfor og måling av absorbans ved 254 nm, 410nm, 465 nm og 665 nm. For bestemmelse av total karbonkonsentrasjon (TOC) ble Shimadzu TOC-V CPN benyttet og ionekromatografi av typen IC5000 fra Lachat ble benyttet for bestemmelse av fluorid (F^-), klorid (Cl^-), sulfat (SO_4^{2-}) og nitrat-nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$).

Ettersom elementært kvikksølv er flyktig ble det foretatt et stabilitetsforsøk for å undersøke om konservering av vannprøvene var tilfredsstillende. 50 ml prøve ble konservert med 1 ml 37 % (w/w) saltsyre (HCl) i felt og 2,5 ml 69 % (w/w) salpetersyre (HNO_3) på laboratoriet. Forsøket varte i 130 dager og kvikksølv holdt seg stabilt prøvene.

Det var utfordringer med prøvetakingen i nordenden av Nøklevann under vintersesongen (innsug av overvann i prøvetakingshullet i isen) og høstsesongen (nedtapping). Dette førte til

at vannprøvene skilte seg ut i Nøklevann disse sesongene framfor våren og sommeren. Det foreslås at det er mest organisk materiale – og derav kvikksølv og uran når en innsjø er under sirkulasjon (vår og høst) ettersom det da er mest avrenning. Problemstillingen er interessant ettersom Nøklevann blir brukt som beredskapskilde for drikkevann.

Prøvetakingsmetoden hadde god nok nøyaktighet (unntak: Cu om høsten og Al om våren og høsten) og presisjon for alle grunnstoffene som ble målt. Stabilitetsforsøket av kvikksølv hadde også god nok gjenfinning av spike (innenfor 90-110 %) i løpet av de 130 dagene forsøket pågikk. Innsjøenes vannkjemi skilte seg ut fra hverandre ved at noen av innsjøene (Hauktjern, Kroktjern, Rundtjern og Solbergvann) over marine grense (210 meter over havet) var mer ionefattige, hadde høyere totalkonsentrasjoner av Al, Fe, Mn, Zn og Pb samt lavere pH enn innsjøene (Nøklevann og Lutvann) som lå under marin grense. Dette kommer trolig av at innsjøer over den marine grensen er mer dominert av tilførsler fra atmosfæren mens innsjøer under den marine grense er mer påvirket av forvitring i nedbørfeltet. Solbergvann og Lutvann skilte seg ut ved å være motsetninger av hverandre. Solbergvann hadde mest organisk materiale. Dette kan komme av lave konsentrasjoner av oksygen mot dyptet av Solbergvann som igjen kan gi en tregere nedbrytning av OM. Lutvann hadde lavest innhold av organisk materiale. Dette kan trolig komme av lang oppholdstid som igjen kan føre til økt nedbrytning av OM.

Det ble brukt lineær regresjonsanalyse for å undersøke om det var en korrelasjon mellom organisk materiale og kvikksølv og/eller uran. Statistisk analyse viste av det var en signifikant korrelasjon ($p < 0,05$) mellom organisk materiale og kvikksølv/uran. Det var mest organisk materiale i Solbergvann (14-18 mg/l). Det var mest uran i Rundtjern om våren (75 ng/l), sommeren (75 ng/l) og høsten (92 ng/l). Årsaken til dette er enda ikke funnet på grunn av lite datamateriale for uran. Sesongen hvor det var mest kvikksølv og uran i innsjøene var høsten (3,7-6,6 ng/l Hg og 17-69 ng/l U) og vinteren (15-65 ng/l U).

Det var en signifikant ($p < 0,05$) økning av totalkonsentrasjonen av kvikksølv med OM. Totalkonsentrasjonen av uran og OM hadde også en signifikant ($p < 0,05$) korrelasjon men det er trolig noe annet som dominerer konsentrasjonen av uran enn OM. Det foreslås videre arbeid hvor en tar flere prøvetakinger av Rundtjern som hadde høyest totalkonsentrasjon av uran. Totalkonsentrasjonen av Hg og U var ikke høyest under vår- og høstsirkulasjon. Det var dog høyest konsentrasjon om høsten og vinteren. Været kan ha vært årsaken til at dette

skjedde i 2015. Det var mer regn enn normalnedbør for mai, august og september, som øker avrenningen av OM fra det terrestriske systemet som igjen øker konsentrasjonen av kvikksølv og uran (samt andre grunnstoffer) i innsjøen som er bundet til OM.

Abstract

This paper investigates seasonal variations of different parameters in lakes in Østmarka. The samples were taken March 2nd (winter), May 20th (spring), August 12th (summer) and October 26th (fall) in 2015. The locations chosen for the sampling was Nøklevann (north and by the outlet), Hauktjern, Kroktjern, Lutvann, Rundtjern, and Solbergvann (1-4 meters). The lakes have varying sizes and content of organic matter even though the area around the lakes is quite homogenous concerning geology and vegetation. Total concentrations of mercury (Hg), uranium (U), copper (Cu), sulfur (S), iron (Fe), manganese (Mn), aluminum (Al), cadmium (Cd), zinc (Zn), lead (Pb) and phosphorus (P) were measured with inductive coupled mass spectrometry (ICP-MS).

WTW Multi3420 was used for the in situ measurements with the sensors TetraCon® 925 (electric measurement) for measuring temperature (°C) and conductivity (µS/cm), and FDO® 925 (optical D.O sensor) for measuring the oxygen contents (mg/l) and saturation (%). A Secchi disk was used in situ to measure the transparency. HACH 2100AN IS Turbidimeter was used to measure turbidity. pH and alkalinity were determined by using a Radiometer PHM210 with Orion ROSS electrode (a combined glass electrode which has the reference electrode built in). SANYO Autoclave autoclaved the water samples to total nitrogen and phosphorus. FIAstar 5000 Analyzer was used to determine the concentration of total nitrogen in the water samples. A spectrophotometer (Shimadzu, UV-1201) was used to determine the concentration of ammonium-nitrogen (NH₄-N), total phosphorus and measuring absorbance at 254 nm, 410nm, 465 nm and 665 nm. To determine total carbon concentration (TOC), Shimadzu TOC-V CPN was used and ion chromatography type IC5000 from Lachat was used to determine fluoride (F⁻), chloride (Cl⁻), sulphate (SO₄²⁻) and nitrate-nitrogen (NO₃-N).

Elemental mercury is a volatile element. Therefore, there was conducted a stability experiment to determine whether conservation of the water samples had been satisfactory. 50 ml water sample was conserved with 1 ml 37 % hydrochloric acid (HCl) in the field and 2,5 ml 69 % (w/w) nitric acid (HNO₃) in the laboratory. The experiment lasted for 130 days and mercury kept stable in the water samples.

There were challenges related to the sampling in the North end of Nøklevann during the winter (surface water was sucked into the sample hole in the ice) and the fall (draining). This led to non-consistent results compared to the spring and summer. It is suggested that there is most organic matter and therefore also mercury and uranium when there is circulation in a lake (spring and fall) because of runoff. The issue is interesting as Nøklevann is being used as an emergency source for drinking water.

The sampling method had good enough accuracy (exceptions: Cu in the fall and Al in the spring and fall) and precision for all the measured elements. The mercury stability experiment had also a good enough spike retrieval (within 90-110 %) during the 130 days the experiment lasted. The water chemistry of the lakes differed due to some of the lakes (Hauktjern, Kroktjern, Rundtjern and Solbergvann) being above the marine limit (210 meters above sea level) were more deionized, had higher total concentrations of Al, Fe, Mn, Zn and Pb and lower pH than the lakes (Nøklevann and Lutvann) below marine limit. This is probably due to lakes above the marine limit being more affected by weathering in the catchment. Solbergvann and Lutvann differed by being each other's opposite. Solbergvann had most organic matter. This might be because of low oxygen concentrations towards the depths of Solbergvann that in turn can lead to slower decomposition of OM. Lutvann had the lowest concentration of organic matter. This might be due to long retention time causing increased decomposition of OM.

Linear regression analysis was used to investigate whether there was a correlation between organic matter and mercury and/or uranium. Statistical analysis revealed that there was a significant correlation ($p < 0,05$) between organic matter and mercury/uranium. There was most organic matter in Solbergvann (14-18 mg/l). There was most uranium in Rundtjern during the spring (75 ng/l), the summer (75 ng/l) and the fall (92 ng/l). The cause of this remains undetermined due to insufficient data on uranium. The seasons with most mercury and uranium were the fall (3,7-6,6 ng/l Hg and 17-69 ng/l U) and the winter (15-65 ng/l U).

There was a significant ($p < 0,05$) increase of the total mercury concentration with OM. The total concentration of uranium and OM also had a significant ($p < 0,05$) correlation but there is likely something else that dominates the concentration of uranium than OM. It is suggested that further work takes place to collect more samples from Rundtjern that had the highest total concentration of uranium. The total concentration of Hg and U was not it's highest during spring- and fall circulation. The highest concentrations were during the fall and the winter. The weather could have been the cause for this happening in 2015. There was more than normal precipitation during May, August and September that increases runoff of OM from the terrestrial system that in turn increases the concentration of mercury and uranium (including other elements) in the lakes that are bonded with OM.

Forkortelser og ordforklaringer

Allokton	Knyttet til fauna, flora, materiale eller habitater som har flyttet seg fra et annet opprinnelsessted enn funnstedet (Collin 2007).
Autokton	Henviser til fauna, flora eller annet materiale som er produsert av samfunnet (her: innsjøen) der det er funnet (Collin 2007).
Biotilgjengelighet	Graden som en næringsstoff eller andre kjemiske stoffer kan metaboliseres (nedbrytes eller omsettes) av en organisme (Collin 2007).
Chelat	Den type kompleks som dannes mellom et metallion og en chelating agent; fra det greske ordet chele for «klo» av hummer og krabbe (Hage & Carr 2011).
Chelating agent	En ligand som har flere interaksjoner med et metallion (Hage & Carr 2011).
Cytotoksisk	Skadelig eller dødelig for levende celler (Collin 2007).
DOC	Dissolved organic carbon (løst organisk karbon). Summen av organisk bundet karbon tilstede i vann som stammer fra forbindelser som vil passere et membranfilter med porestørrelse på 0,45µm (NSF 1997b). Se også OM .

DOM	Dissolved organic matter (løst organisk materiale). Se DOC .
Epilimnion	Det øverste vannlaget i en innsjø. Her er det høyere temperatur og konsentrasjon av oksygen enn i vannlagene nedenfor (Collin 2007). Dette skjer under sommerstagnasjon.
Hypolimnion	Det nederste vannlaget i en innsjø. Dette laget er kaldt, stasjonært og inneholder mindre oksygen enn de øvre lagene (epilimnion og metalimnion/termoklineen) (Collin 2007).
ICP-MS	Inductively coupled plasma-mass spectrometry (Induktivt koblet plasma-masse spektrometri). ICP-MS er en grunnstoffanalyseteknikk som bruker en induktiv koblet plasma til å fordampe, atomisere, og ionisere en prøve og massespektrometriteknikker for å oppdage og måle prøvens innhold av ioner (Boss & Fredeen 1997).
IS	Internstandard. Et tilsatt stoff som ikke er tilstede i den opprinnelige prøven, men med tilsvarende egenskaper til analytten og evne til å bli detektert separat fra denne forbindelsen (Hage & Carr 2011).

LOD	Limit of Detection (deteksjonsgrense). Den laveste mengden analytt som kan detekteres med akseptabel statistisk signifikans. $LOD = 3 \cdot SD_{BLANK}$ (Magnussen & Örnemark).
LOQ	Limit of Quantification (kvantifiseringsgrense). Den laveste mengden analytt som kan kvantifiseres med akseptabel statistisk signifikans. $LOQ = 10 \cdot SD_{BLANK}$ (Magnussen & Örnemark).
Metalimnion	Det midterste vannlaget i en innsjø. Også kalt termoklinen (Collin 2007).
Nedbørfelt	Et landområde (noen ganger ekstremt store), som samler og drenerer regnvann som faller på det. For eksempel området rundt en innsjø. Også kalt dreneringsområdet (Collin 2007).
NOM	Natural organic matter (naturlig organisk materiale). Se også OM .
Nøyaktighet	Metodens evne til å måle sann verdi (Magnussen & Örnemark).
Oksidativ stress	Oppstår når det er en ubalanse mellom antioksidanter og oksidanter (Aarnes 2012).

OM	Organic matter (Organisk materiale). Karbonbasert materiale som stammer fra organismer. Organisk materiale er en kombinasjon som finnes i jordsmonnet av plantemateriale som er kompostert, mikroorganismer som sopp og humus (Collin 2007).
Presisjon	Presisjon er hvor likt resultatet blir hvis en måler flere paralleller av samme prøve. Dette oppgis som standardavviket (SD) eller som er relativt standardavvik (RSD) (Magnussen & Örnemark).
Species	Den kjemiske formen et grunnstoff foreligger på. Kvikksølv kan blant annet foreligge som elementært (Hg^0), monovalent (Hg^+) eller divalent (Hg^{2+}) kvikksølv.
Spike	Å tilføre en kjent mengde av analytt til prøven. (Magnussen & Örnemark).
SRM	Standard sertifisert referansemateriale der verdien til en eller flere egenskaper er funnet ved en teknisk gyldig målemetode som er sporbar til et sertifikat og med gitt usikkerhet (Magnussen & Örnemark).
Sprangsjikt/Termoklinen	Området mellom overflatevannet og bunnvannet. Dette er et sjikt hvor temperaturen faller raskt nedover (mer enn 1°C per meter) mot bunnen (Økland & Økland 1996).

TC	«Total carbon». Summen av organisk bundet og uorganisk bundet karbon til stede i vannet, blant annet elementært karbon (NSF 1997b).
TIC	“Total inorganic carbon”. Summen av karbon tilstede i vann, bestående av elementært karbon, total karbondioksid, karbonmonoksid, cyanid, cyanat, og tiocyanat (NSF 1997b).
TOC	«Total organic carbon». TOC er summen av organisk bundet karbon tilstede i vann, bundet til løst eller suspendert materiale. $TOC = TC - TIC$ (NSF 1997b).
Turbiditet	Turbiditet betyr reduksjonen av gjennomsiktighet i en væske (her: vann) forårsaket av (uoppløst) materiale (NSF 1994b).
Vannforurensning	Mengder av stoffer (eller stråling) som overskrider naturtilstanden til innsjøen som følge av menneskelig aktivitet (Økland & Økland 1995).

Innhold

Forord

Sammendrag

Abstract

Forkortelser og ordforklaringer

1 Innledning.....	1
1.1 Introduksjon.....	1
1.2 Formål med oppgaven	2
2 Teori	3
2.1 Årstidsvariasjoner i en innsjø.....	3
2.2 Parametere som påvirker prosesser i innsjøer	4
2.2.1 Mobilitet og biotilgjengelighet av sporgrunnstoffer i vann.....	4
2.2.2 Organisk materiale.....	5
2.2.3 Oksygeninnholdet i en innsjø	8
2.2.4 Konduktivitet og ionestyrke	9
2.2.5 pH og alkalitet i en innsjø.....	10
2.3 Kvikksølv	11
2.3.1 Kilder til kvikksølv og toksisitet	11
2.3.2 Kvikksølv i atmosfæriske, terrestriske og akvatiske systemer	12
2.3.3 Kompleksbinding med organisk materiale	13
2.3.4 Stabilitetsforsøk av kvikksølv	14
2.4 Kilder til uran og toksisitet.....	15
3 Materialer og metoder	16
3.1 Prøvetakingslokaliteter og områdebeskrivelse	16
3.1.1 Prøvetakingslokaliteter	16
3.1.2 Områdebeskrivelse	18
3.2 Værforhold på Blindern i Oslo	19
3.3 Prøvetaking i Østmarka	20
3.3.1 Prøvetakingsperioder og feltarbeid.....	20
3.3.2 Feilkilder ved prøvetaking.....	21
3.4 <i>In-situ</i> målinger	22
3.5 Laboratorieanalyser	23
3.5.1 ICP-MS.....	23
3.5.2 Andre analyser.....	24
3.6 Stabilitetsforsøk av kvikksølv	28
3.7 Statistikk.....	29

3.7.1 Behandling av rådata	29
3.7.2 Lineær regresjonsanalyse	29
4 Resultater	30
4.1 Organisk materiale og oksygen i Østmarka-innsjøene	30
4.2 Kvikksølvinnholdet i innsjøene	33
4.2.1 Stabilitetsforsøk	33
4.2.2 Konsentrasjonen av kvikksølv i innsjøer som ligger i nedbørfeltet i Nøklevann	34
4.2.3 Korrelasjon mellom kvikksølv og organisk materiale	35
4.3 Uran	37
4.3.1 Konsentrasjonen av uran i innsjøer som ligger i nedbørfeltet til Nøklevann	37
4.3.2 Korrelasjon mellom uran og organisk materiale	38
4.4 Bufferkapasitet i Østmarka	40
4.4.1 pH	41
4.4.2 Alkalitet	41
4.4.3 Konduktivitet	41
4.5 Hovedkomponenter og næringsstoffer	42
4.5.1 Hovedkomponenter	42
4.5.2 Næringsstoffer	44
4.6 Aluminium og tungmetaller	46
4.6.1 Aluminium	47
4.6.2 Tungmetaller	48
5 Diskusjon	50
5.1 Valg av metode	50
5.1.1 Metoden for feltarbeid	50
5.1.2 Metoden for laboratorieanalysene	50
5.2 Stabilitetsforsøk av kvikksølv	51
5.3 Variasjoner og trender i organisk materiale, oksygen, kvikksølv og uran i Østmarka	52
5.3.1 Sesongvariasjoner av organisk materiale, kvikksølv og uran	53
5.3.2 Organisk materiale, kvikksølv og uran i Nøklevann	55
5.3.3 Organisk materiale, kvikksølv og uran i Solbergvann	55
5.3.4 Korrelasjon mellom organisk materiale og kvikksølv/uran	56
5.4 Variasjoner og trender for andre målte parametere i Østmarka	56
5.4.1 Bufferkapasiteten (pH, alkalitet og konduktivitet)	56
5.4.2 Hovedkomponenter (svovel, sulfat, klorid og fluorid)	58
5.4.3 Næringsstoffer (fosfor, nitrogen og jern)	59
5.4.4 Aluminium og tungmetaller (Mn, Cu, Pb, Cd, Zn)	59

5.5 Sammenfattende diskusjon og forslag til videre arbeid.....	60
6 Konklusjon	62
7 Referanser.....	63
VEDLEGG A: Oversikt over prøvetakingsdato, koordinater, marin grense, samt andre bemerkninger.....	i
VEDLEGG B: Tabeller over instrumentelle parametere, innstillinger og utstyr for ICP-MS analysene	ii
VEDLEGG C: Tabeller over reagenser, gasser og standarder for ICP-MS analysene.....	iii
VEDLEGG D: Stabilitetsforsøk av kvikksølv.....	iv
VEDLEGG E: Limnologiske undersøkelser	v
VEDLEGG F: ICP-MS resultater.....	viii
VEDLEGG G: Korrelasjon mellom fargeparametere og organisk materiale.....	xii
VEDLEGG H: NVEs innsjønummer, innsjøens navn, høydefordeling og størrelse på nedbørfelt	xiii

1 Innledning

1.1 Introduksjon

Denne oppgaven undersøker variasjoner av forskjellige grunnstoffer i utvalgte innsjøer i Østmarka ved fire tidspunkter over et år. En innsjø er et dynamisk system som forandrer seg gjennom året. Temperaturforandringer endrer tettheten til vann og skaper bevegelse i vannmassene. Dette fører til perioder med sirkulasjoner (vann i bevegelse) og stagnasjoner (stillestående vann). Ulike vannlag oppstår som følge av temperaturforskjeller når en innsjø er i stagnasjon. Vannlagene har forskjellige egenskaper som påvirker miljøet kjemisk og økologisk. Sirkulasjon (vår og høst) gir andre egenskaper med tanke på blant annet fordelingen av oksygeninnholdet i vannet enn stagnasjonsperioder. Innsjøer er også påvirket av det tilhørende nedbørfeltet. Det er store forskjeller mellom nedbørfelt i forhold til hvilke konsentrasjoner (og kvalitet) av det organiske materiale som dreneres ut til innsjøen fra det terrestriske miljøet. I denne oppgaven er det interessant å kunne undersøke vannets totale innhold av organisk materiale (OM). Lokalitetens oksygenforbruk kan si noe om mengden OM (Vennerød & Sundhell 1984); dette er interessant da det undersøkes om OM korrelerer med konsentrasjonen av kvikksølv og/eller uran.

Oppgaven fokuserer på organisk materiale samt kvikksølv og uran som begge har toksiske egenskaper. Andre parametre som blir bestemt i denne oppgaven er totalkonsentrasjon av Cu, S, Fe, Mn, Al, Cd, Zn, Pb og P samt TOC, pH, turbiditet, alkalitet, total fosfor, total nitrogen, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, absorbans (254, 410, 465 og 665 nm), farge, F^- , Cl^- og SO_4^{2-} . *In-situ* målinger ble utført på følgende parametre: oksygen, konduktivitet, temperatur og siktedyp. For å kunne kvantifisere kvikksølv trengs kunnskap om hvordan det bindes. Metylkvikksølv (CH_3Hg^+) og divalent kvikksølv (Hg^{2+}) har svært lik kjemisk affinitet og danner analoge komplekser med sulfider og tiolgrupper. Ved fravær av sulfider og tiolgrupper vil CH_3Hg^+ være i kompleks med OH^- eller Cl^- ioner. Dimetylkvikksølv ($(\text{Hg})_2\text{CH}_3$) har svært forskjellige egenskaper fra CH_3Hg^+ og Hg^{2+} . Dimetylkvikksølv er ekstremt lipofilt på grunn av molekylets to upolare grupper samt at $(\text{Hg})_2\text{CH}_3$ er mer flyktig enn CH_3Hg^+ . Monometylkvikksølv forblir i vannsedimenter mens $(\text{Hg})_2\text{CH}_3$ har en sterk tendens til å frigjøres i atmosfæren. I Nord-Europa og Nord-Amerika antas det at den største andelen av kvikksølv er bundet til komplekser bestående av organiske forbindelser (Lamborg et al. 2003). Elementært kvikksølv er flyktig og under oppbevaring kan konsentrasjonen i vannprøver reduseres.

Uran kan også danne komplekser med organisk materiale (Survey 2012). Generelt er innholdet av uran i norske råvannskilder antatt å være lavt. På grunn av usikkerhet rundt urans giftighet og lav eksponering av naturlig uran er det hittil ikke fastsatt noen grenseverdi for konsentrasjonen av uran i drikkevann (Mattilsynet 2013; Rosborg 2015). Oppløst organisk materiale (DOM) kan danne sterke bindinger med kvikksølv (Ravichandran 2004). Uran har en sterk bindingsaffinitet til naturlig organisk materiale (NOM), både oppløselige og uoppløselige fraksjoner (Krepelova et al. 2007). Disse bindingene påvirker speciering, løselighet, mobilitet og giftighet av kvikksølv og uran i en innsjø. Under vår- og høstsirkulasjonen vil vertikale strømninger nå sedimenter i innsjøen og det organiske materialet vil være tilgjengelig i vannet (Kjensmo 2009). I 1983 ble Lutvann, og Nøklevann tatt ut av drikkevannsforsyningen fordi det var et stort behov for modernisering og utbedring av vanninntak og renseanlegg. Disse vannene hadde blant annet for høye verdier av temperatur, bakterieinnhold, humus og farge (Johansen 2001). Mellom 1987 og 1996 ble Hauktjern, Kroktjern og Rundtjern i Østmarka kalket. Undersøkelser gjort i 1996 viste at pH hadde økt i Hauktjern, Kroktjern og Rundtjern fra 1987 til 1996 (Gabestad & Krogstie 1997).

1.2 Formål med oppgaven

Formålet for denne oppgaven er å undersøke på hvordan konsentrasjonen av kvikksølv og uran endres over et år i innsjøer med henholdsvis mye og lite organisk materiale. Det er tatt en stikkprøve fra hver sesong (totalt fire prøvetakinger i løpet av et år). Ettersom elementært kvikksølv er flyktig ble det gjort et stabilitetsforsøk av kvikksølv i konserverte prøver (vann fra Østmarka som er tilsatt saltsyre (HCl)). Når saltsyre blir tilsatt i vannprøven vil kloridioner reagere med divalent kvikksølv og danne et kvikksølvkloridkompleks. Stabilitetsforsøket gikk ut på å se om kvikksølvkloridkomplekset holdt seg stabilt i prøvene mellom prøvetaking og analysering. Innsjøene som er valgt ut ligger i nedbørfeltet til Nøklevann, og drenerer til Nøklevann. Vannene er av ulik størrelse og har forskjellig innhold av løst organisk materiale. Området innsjøene befinner seg i er relativt homogent med tanke på vegetasjon og geologi. Problemstillingen er interessant ettersom Nøklevann blir brukt som beredskapskilde for drikkevann (Aasebø 2016). **Følgende hypoteser er satt for oppgaven:**

1. Konsentrasjonen av kvikksølv og uran øker med økende mengde organisk materiale i en innsjø.
2. Det er høyere konsentrasjoner av kvikksølv og uran i en innsjø under vår- og høstsirkulasjon.

2 Teori

Beskrivelsene i dette kapittelet gjelder for dype tempererte innsjøer som sirkulerer to ganger i året (ikke spesielt for de utvalgte innsjøene i Østmarka i denne oppgaven). Det er spesifisert i teksten når informasjonen gjelder spesifikt for innsjøene i Østmarka.

En temperert innsjø forandrer seg i løpet av et år med tanke på temperatur som igjen fører til sirkulasjoner (vann i bevegelse) om våren og høsten, og stagnasjoner (stillestående vann) om sommeren og vinteren. Dette sammen med avrenning og prosesser i nedbørfeltet fører til sesongvariasjoner av organisk materiale i innsjøen. Flere elementer binder seg til organisk materiale i det terrestriske miljøet og blir drenert ut i en innsjø. Dette er for eksempel uran og kvikksølv. Både uran og kvikksølv har toksiske egenskaper for mennesker og økosystemer.

2.1 Årstidsvariasjoner i en innsjø

Denne delen er hentet fra VanLoon & Duffy (2011).

Høstsesongen (sirkulasjon): etterhvert som temperaturen synker utover høsten vil det oppstå en omrøring/sirkulering i innsjøen. På grunn av kjølige temperaturer vil overflatevannet bli kaldere enn vannlaget lenger ned i innsjøen, og vil synke ned. Dette fører til en utskiftning av oksygen og næringsstoffer og dermed økt mikrobiell aktivitet. Etter denne omveltningen vil temperaturen (og oksygeninnholdet) i innsjøen være homogent. De homogene forholdene sammen med vind bidrar til sirkulasjon utover høsten.

Vintersesongen (stagnasjon): kaldt vær over en lenger periode fører til at det flyter is på overflaten av innsjøen (ofte kan innsjøen være helt islagt, som de utvalgte innsjøene i Østmarka). Temperaturen på vannet som er nærmest isen vil være cirka 0 °C. Temperaturen øker nedover i innsjøen og vil ha en makstemperatur på 4 °C.

Vårsesongen (sirkulasjon): når temperaturen øker utover våren, vil en få en ny periode med omrøring/sirkulering.

Sommersesongen (stagnasjon): den varme sommeren vil gi en stagnasjon i innsjøen. Det dannes vannlag i innsjøen (epilimnion, metalimnion, hypolimnion). Vannet som ligger øverst i innsjøen (epilimnion) vil ha reduserende temperatur med økende dybde. Hvor tydelige vannlag en har i en innsjø vil være påvirket av temperatur, areal og dybde av innsjøen og andre klimatiske faktorer. En vil ikke nødvendigvis få en tydelig inndeling av vannlagene om innsjøen ikke er dyp, som for eksempel de utvalgte innsjøene i Østmarka.

2.2 Parametere som påvirker prosesser i innsjøer

2.2.1 Mobilitet og biotilgjengelighet av sporgrunnstoffer i vann

Teorien i de tre neste avsnittene er hentet fra Salbu & Oughton (1995).

Faktorer som påvirker mobiliteten og biotilgjengeligheten av sporstoffer i vann er fysisk-kjemiske former, transformasjonsprosesser og kinetikk. Fysiske-kjemiske former som er med på å påvirke mobilitet og biotilgjengelighet av sporgrunnstoffer i vann er molekylvekt, ladning, redokspotensial, tetthet, og magnetiske egenskaper. Prosessene som påvirker størrelsesfordelingen av de ulike fysiske-kjemiske formene er adsorpsjon, kompleksering, chelating, aggregering og dispersjon.

Endringene i fysiske og kjemiske betingelser har betydning for mobiliteten og biotilgjengeligheten av sporstoffer i vann. Hvis pH synker vil speciene bli mobilisert ettersom de blir løst ut av kolloider/partikler. Dette skjer på grunn av oppløsnings- og forskyvingsprosesser (for eksempel sorpsjon fra kolloid- og partikkeloverflater). Mobiliseringen av spormetaller fra løselige til uløselige som et resultat fra antropogen forurengning av innsjøer og elver er godt dokumentert (Cronan & Schofield 1979; Dickson 1980).

Naturlige kolloider (1-450 nm) er viktige transportører for sporgrunnstoffer i naturlig vann. Prosessene som påvirker stabiliteten av kolloider er viktige for fordelingen av specier i et akvatisk system. Dette gjelder spesielt i soner hvor vann med ulike egenskaper blandes (for eksempel Nøkevann nordenden). I blandingssoner med økende ionisk styrke vil dobbeltlaget til kolloidene og dermed også frastøtende (Coulomb) krefter bli svekket. Partikkelstørrelsen øker så etterfulgt av sedimentering på grunn av tiltrekkende (van der Waal) krefter. Fysiske og kjemiske prosesser i en innsjø avhenger av ionebyttemekanismer, adsorpsjon,

endringer av ionene ved reduksjon eller oksidasjon, dannelse av ioner ved løsning av faste stoffer eller felling av ioner (Økland & Økland 1998). Et humusmolekyl har en negativ overflateladning (hydrogen kan dissosiere), enkelte kationer (for eksempel kvikksølv) kan derfor bytte plass med hydrogenatomet og binde seg til humusmolekylet. I dette tilfelle vil humusmolekylet virke som et mobilt anion og blir bundet til kationen kvikksølv. Dette er et eksempel på en ionebyttemekanisme og adsorpsjon.

Hvilke ioner som er tilstede i vannet avhenger av blant annet redoksegenskapene i innsjøen. For eksempel vil aluminium i vann med pH under 5 foreligge som Al^{3+} (hydratisert) ion. Denne formen for aluminium kan tas opp av dyr og planter, og kan ha en giftig effekt for disse. I et svakt alkalisk vann vil de vanligste formene for aluminium være bundet til organiske molekyler. På denne måten vil ikke lenger aluminium være lett tilgjengelig for biologisk opptak og derav mindre giftig (VanLoon & Duffy 2011).

2.2.2 Organisk materiale

Dette avsnittet er hentet fra VanLoon & Duffy (2011).

Organisk materiale finnes i akvatiske systemer på løst og partikulær form. Organisk materiale kommer fra både naturlige og antropogene kilder. Høye konsentrasjoner av OM kan gi anaerobe forhold i vann, noe som er skadelig for organismer som er avhengig av oksygen. Humus er en form for organisk materiale. Det stammer fra mikroorganismer og planter i det omkringliggende nedbørfeltet. Cirka 50% av DOM i overflatevann er humus. Humus utgjør en stor del av mengden karbon lagret i det terrestriske og akvatiske miljøet. Humus deles inn i tre ulike klasser (inndeling er på grunnlag av løseligheten) henholdsvis humin, humussyre og fulvussyre. Humin (Hu) er uløselig i vann uavhengig av pH-verdi. Humussyre (HA) er kun løselig i vannløsning som har høyere pH enn 2. Fulvussyre (FA) er løselig i vann uavhengig av pH-verdi.

Kilder til organisk materiale

De viktigste byggesteinene i organisk materiale er karbon, oksygen og hydrogen. Humus har syre-base egenskaper (særlig fulvussyrer). Disse forbindelsene gir en økt farge på vannet (Gabestad & Krogstie 1997). De «naturlige» kildene til organisk materiale er ulike

metabolske prosesser: ekskresjon, sekresjon, primærproduksjon. Ekskresjon er avfallsprodukter fra organismer, sekresjon er utskillelse av stoffer fra kjertler til organismer, og primærproduksjon er organisk materiale som produseres av organismer med fotosyntese. Andre «naturlige» kilder til OM er autolyse, mikrobiologisk nedbrytning samt fragmenterte plante og dyrerester fra nedbørfeltet (Vennerød & Sundhell 1984). OM kan bli brutt ned og produsere karbondioksid (CO₂) og vann (H₂O) ved hjelp av mikroorganismer under oksygenforbruk. Organisk materiale kan også akkumuleres i høyere trofiske nivåer (for eksempel fisk). Det er flere parametere som avgjør om organisk materiale brytes ned eller produseres. Dette er parametere som: temperaturforhold, lysforhold, oksygenforhold, næringssaltkonsentrasjon, pH-forhold samt organismesamfunnets sammensetning og biomasse (Vennerød & Sundhell 1984).

Det finnes flere kilder til DOM (løst organisk materiale) i vann. Noen av kildene er alloktone mens andre er autoktone. De alloktone kildene kan komme fra avrenning fra nedbørfelt rundt innsjøen. Denne avrenningen påvirkes av hva arealet brukes til samt geologi og innsjøens naturtilstand. Autoktone DOM dannes *in-situ* gjennom mikrobiell aktivitet. Det relative bidraget fra hver kilde påvirkes av plasseringen av innsjøen og miljøforholdene i og utenfor innsjøen.

Organisk materiale i boreale innsjøer

Boreale innsjøer har sterke interaksjoner med de terrestriske prosessene ettersom innsjøene er små og grunne. Organisk materiale er et sentralt komponent i de terrestriske prosessene som blir skylt ut i innsjøen via jord og vegetasjon. Deretter blir det organiske materialet akkumulert i sedimentene (Tranvik et al. 2009). Interaksjonen mellom innsjøen og nedbørfeltet har en sterk påvirkning på egenskapene til det akvatiske økosystemet, biokjemiske prosesser, solinnstråling i innsjøen, og mengde mat tilgjengelig til organismer (Berggren et al. 2010; David et al. 1996; Pienitz et al. 2006). Et eksempel på dette er at ultrafiolett stråling, lys, oksygen og temperatur er styrt av konsentrasjoner av allohton organisk karbon. Tidligere undersøkelser i Østmarka har vist at tilførselen av organisk materiale i hovedsak består av sedimentering og nedbrytning av organisk materiale i innsjøene fra mars til oktober (Gabestad & Krogstie 1997). Det har også vært god korrelasjon mellom fargeparametere (absorbans ved 254 og 410 nm) og organisk materiale (Gabestad &

Krogstie 1997). Innsjøene i Østmarka er generelt lite produktive og farge har vist seg å være avhengig av alloktone tilførsler av OM, mens autokton OM bidrar lite (Riise 1987).

Kompleksdannelse med organisk materiale

DOM har stor betydning med tanke på indirekte virkemåte på ulike stoffer (for eksempel metaller og andre organiske mikroforurensninger). Organisk materiale kan både øke og redusere mobiliteten til metaller og organiske mikroforurensninger og dermed øke biotilgjengeligheten. Frie former for humusmaterialer er syrer. Karakteristikken av syren er forbundet med graden av carboxylate ($pK_a = 2,5-5$) og fenolske grupper ($pK_a = 9-10$). pH verdien i de undersøkte innsjøen i Østmarka varierte mellom 5,2-7,2 i 2015. Siden den vandige pH-verdien er en god del høyere enn pK_a -verdien for karboksyl-syregrupper vil humus ha en negativ ladning. Humus virker som en protonakseptor og bidrar til ladningsbalanse i akvatiske systemer. Humus danner ioniske eller kovalente bindinger med metaller i oppløsning. Styrken på bindingen mellom humus og metallet måles i konstanten K_f . Mer om dannelseskonstanter er beskrevet i Kapittel 2.3.4. Verdien avhenger av hvordan prøvetaking er utført, specie, egenskaper til metallet, antall bindingssteder i humuskomplekser samt andre faktorer som pH og konkurrerende ligander (VanLoon & Duffy 2011).

Analyser av organisk materiale i vann

I denne oppgaven er innsjøens innhold av organisk materiale uttrykt ved TOC. Måling av absorpsjon ved 254 nm, 410 nm, 465 nm, og 665 nm ble gjort for å anslå innsjøens humusinnhold. Fremgangsmåten for disse analysene kan sees i Kapittel 3.5.2.

- TOC:

Analysen bestemmer det totale innholdet av karbon og er en sterk indikator på det totale organiske materiale i vann da karbon er en av hovedbyggesteinene (tillegg til hydrogen og oksygen) i organisk materiale.

- UV-absorpsjon ved 254 nm:

Vannets absorpsjon av monokromatisk ultrafiolett lys har tidligere vist en god korrelasjon med innholdet av løst organisk karbon (Dobbies et al. 1972).

- Absorpsjon ved 410 nm (farge):

Siden humus har en brunfarge er det mulig å måle farge (kalibreres mot en standard) for å få en indikator på innholdet av humus (her: Fluvussyrer) i vann (Hongve & Åkesson 1996).

Fluvussyrer er humussyre med lavere molekylvekt og høyere oksygeninnhold. I norske vann er humus ofte hovedårsaken til farge på vannet, slike analyser gir dermed en god indikasjon på totalinnholdet av løste organiske forbindelser.

- Absorbans ved 465 nm:

I senere tid har det vist seg at absorbans ved 465 nm kan være mer egnet (enn absorbans ved 254 nm) til å diskriminere ulike humus i løsninger (Hautala et al. 2000).

- Absorbans ved 665 nm

Analysen brukes for å karakterisere sammensetningen av DOC (karakteriserer humussyre).

- E2/E4-forhold

Absorpsjonskoeffisienter av prøvene ved både 254 og 410 nm avtar med avtagende molekylvekt. Dette gir en indikasjon på andel aromatiske grupper som sier noe om molekylvekten (Andersen et al. 2000).

2.2.3 Oksygeninnholdet i en innsjø

Oksygen blir tilført i vannet fra luften eller ved fotosyntesen. Oksygen i vann kan måles som absolutte mål (mg/l eller ml/l), dette gjelder for løst molekylært oksygen (O₂). Oksygen kan også måles som relative verdier da i (%) metning. Oksygeninnholdet i vannet har en påvirkning på biologiske og kjemiske prosesser, og har indirekte påvirkning på løseligheten av fosfat. Fosfat er et viktig plantenæringsstoff. Aerobe organismer er avhengig av oksygen for respirasjon. Oksygenfordelingen i rom og tid er viktig og varierer. Det kan være ulike årsaker til mangel på oksygen i vannet som for eksempel organisk materiale (Økland & Økland 1998).

I en innsjø kan det være oksygenfritt i bunnvannet (det nederste vannlaget i en innsjø) om sommeren og vinteren, da det er stagnasjonsperioder. I grunne innsjøer vil det kunne være sirkulasjon hele året, og da en jevnere fordeling av oksygen. Temperatur og saltkonsentrasjon er avgjørende for løseligheten av oksygen. Jo høyere temperatur eller høyere saltkonsentrasjon, jo lavere løselighet av oksygen (Økland & Økland 1998). Under sommersesongen kan det være anaerobe forhold nær bunnen av innsjøen (hypolimnion). Årsaken til dette kan være høye fosforkonsentrasjoner i overflatevann som igjen fører til økt algevekst og forbruk av oksygen ved overflaten. I det nederste vannlaget kan det være en økt konsentrasjon av ammonium-nitrogen, jern, mangan og giftig hydrogensulfid. De anaerobe

forholdene i dette vannlaget kan også føre til økt fosfatoppløsning fra sedimentene i bunnen av innsjøen. Dette kan skape utfordringer om høsten da innsjøen sirkulerer og fosfat i sedimentene frigjøres i vannet (mer om sirkulasjonen i Kapittel 2.1).

2.2.4 Konduktivitet og ionestyrke

Konduktivitet er et mål på saltinnholdet i en løsning. Konduktivitet er en verdi for løsningens (her: innsjøens) evne til å lede elektrisk strøm mellom to elektroder med et gitt areal og en gitt avstand (Vennerød & Sundhell 1984). Denne egenskapen er avhengig av andel ioner, konsentrasjon, valens og relativ konsentrasjon og temperatur (Vennerød & Sundhell 1984). Det er syv ioner som er mest dominerende i norske innsjøer (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- (eller CO_3^{2-}), SO_4^{2-} og Cl^-). Aluminium- og silisiumforbindelser kan det også være mye av i ionefattige vann. Summen av de syv ionene over (fire kationer og tre anioner) uttrykkes ofte som innsjøens saltinnhold (Økland & Økland 1998).

Innsjøene i Østmarka antas å ha lav ionestyrke på grunn av vulkanske bergarter (Drever 1988). På grunn av lokale miljøvariasjoner (biologisk aktivitet, geologi, topografi også videre) kan det være forskjell mellom ulike innsjøer i Østmarka. Siden vulkanske bergarter forvitrer sakte kan ulike biogeokjemiske prosesser i innsjøen og i nedbørfeltet samt atmosfæriske avsetninger ha stor betydning for ionesammensetningen i innsjøene i Østmarka. Gabestad og Krogstie (1997, s. 25) hevdet at «Klorid brukes ofte som en indikator på sjøsaltenes bidrag til ionesammensetningen i nedbør (Henriksen & Andersen 1982)». En kan anta at havet er en viktig kilde for klorid i innsjøene i Østmarka. Oksidasjon av reduserte svovelforbindelser (for eksempel hydrogensulfid (H_2S) og svovelkis (FeS_2)) kan være en aktuell sulfatkilde (Gabestad & Krogstie 1997). En sulfatkilde kan også være nedbrytning av svovelholdig organisk materiale (Gabestad & Krogstie 1997). Salter kan også vaskes ut fra marine sedimenter for innsjøer som ligger under marin grense (Nøklevann og Lutvann). Tidligere undersøkelser har vist at innsjøer i Østmarka med lav ionestyrke er dominert av tilførsel fra atmosfæren. Høy ionestyrke er dominert av forvitring i nedbørfeltet (Gabestad & Krogstie 1997).

2.2.5 pH og alkalitet i en innsjø

Det første avsnittet er hentet fra Økland & Økland (1998).

pH i en næringsfattig innsjø (som innsjøene i Østmarka) kan om våren reduseres kraftig på grunn av forsurende stoffer i smeltevann fra snøen. Det vil også være mindre fotosyntese og derav mindre alkaliske forhold. Dette gir en dårlig buffer på grunn av lave nivåer av kalsium (Ca) og bikarbonat. pH vil være høyere om sommeren siden fotosyntesen bryter ned CO₂ og hydrogenkarbonat (HCO₃⁻) og frigjør OH⁻-ioner. For høstsesongen og vårsesongen vil pH typisk være lik i alle dyp (samme som for oksygen). I vintersesongen synker pH-verdien på grunn av lite fotosyntese og det blir dannet CO₂ fra nedbrytningsprosesser i innsjøen. Det er lavest pH mot bunnen av innsjøen i vintersesongen på grunn av kraftig nedbrytning av organisk materiale. Nedbrytning av organisk materiale og primærproduksjon påvirker pH i en innsjø. Alkalitet definerer vannets evne til å nøytralisere sterke syrer ved en bestemt pH. Syrene det her er snakk om er blant annet humusstoffer samt hydroksider, hydrogenkarbonat, karbonater, fosfater, silikater, arsenater, borater og aluminater (Vennerød & Sundhell 1984).

I Østmarka er det tidligere funnet en sammenheng mellom økende pH og økende ionestyrke (Gabestad & Krogstie 1997). Dette kan komme av prosentvis høyere konsentrasjoner av kalsium (Ca) og hydrogenkarbonat (HCO₃⁻) i innsjøer med høy ionestyrke (Riise 1987). Det er tidligere vist at innsjøer i Østmarka som ligger over marin grense med lave pH-verdier (lavere enn 6,0), er mer påvirket av atmosfæriske avsetninger (Gabestad & Krogstie 1997). Årsaker til dette kan være at det er et mektigere løsmassedekke under marin grense, og derfor vil innsjøer over marin grense være mer påvirket av atmosfæriske avsetninger (Gabestad & Krogstie 1997). Gabestad & Krogstie (1997) har tidligere vist at det er en sammenheng mellom pH og alkalitet i innsjøer i Østmarka; pH avtar når andel sterke syreanioner øker. Den beregnende verdien for alkalitet er negativ (overskudd av sterke syreanioner) for pH-verdier mindre enn 5,6-5,8 (Riise 1987). pH-verdien i Østmarka har generelt økt fra 1983 til 1997 (kun en innsjø med negativ alkalitet) (Gabestad & Krogstie 1997).

2.3 Kvikksølv

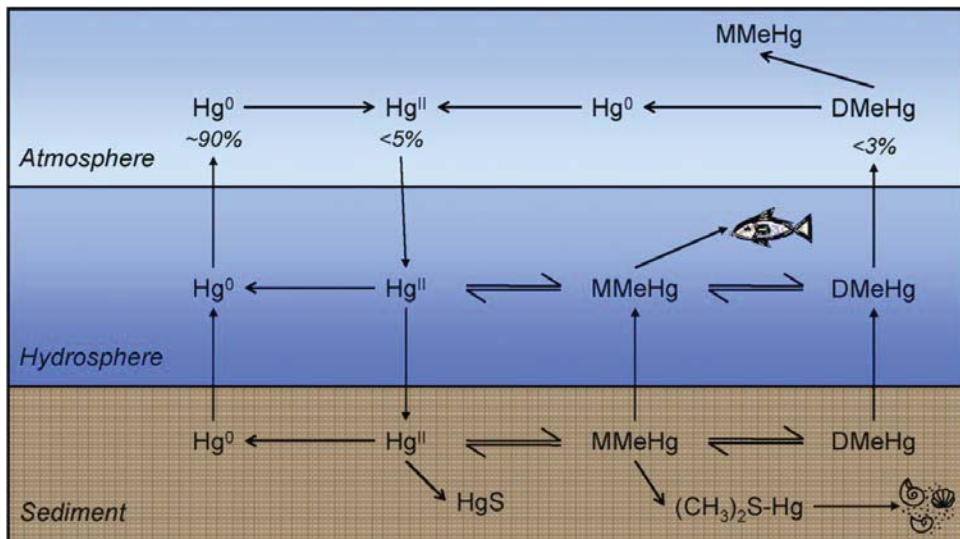
2.3.1 Kilder til kvikksølv og toksisitet

Grunnstoffet er naturlig tilstede i vann (i svært lave konsentrasjoner) og er utbredt i naturen (Ullrich et al. 2001). Mer enn 2000 tonn kvikksølv i verden slippes ut hvert år fra antropogene kilder (Pacyna et al. 2006). Cirka 2/3 av forurensningen kommer fra kull og drivstoff-forbrenning. Schroeder & Munthe (1998) hevder at «Nriagu (1989) har estimert global naturlig kvikksølvutslipp til om lag 3 000 tonn per år.» I 2011 forbød EU eksport av metallisk kvikksølv, kvikksølvblandinger, enkelte kvikksølvforbindelser og satte et krav om sikker lagring av metallisk kvikksølv.

Kvikksølv er kjent for å være et av de mest giftige grunnstoffene. Kvikksølvets måte å påvirke mennesker og økosystemets helse er derfor mye studert. Det finnes flere specier av kvikksølv ($\text{Hg}(0)$, $\text{Hg}(\text{I})$, $\text{Hg}(\text{II})$). Alle er giftige, men de organiske kvikksølvforbindelsene er de mest toksiske; metylkvikksølv (CH_3Hg^+ eller MeHg) og dimetylkvikksølv ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$) (Clarkson & Magos 2006; Gochfeld 2003). Giftigheten og mobiliteten av kvikksølv er avhengig av hvilken specie det foreligger som. Kvikksølv har høy evne til å bioakkumuleres i næringskjeden. Dette gjør at konsentrasjonen av for eksempel kvikksølv i fisk kan være 10^6 ganger høyere enn vannet fisken omgis med. Det kan være opptil 95 % metylkvikksølv av det totale kvikksølvinnholdet i fisken (Leopold et al. 2010). Kvikksølv har blitt sett på som et miljøproblem siden midten av 1950-tallet da tusenvis av innbyggere i Minamata i Japan ble forgiftet av metylkvikksølv fra forurenset fisk (Harada 1995). Det er i dag kjent at forurensing av kvikksølv gjennomgår en biogeokjemisk transformasjon (kvikksølv omdannes til metylkvikksølv) (Leopold et al. 2010). I de siste tiårene har den økte bruken og produksjonen av kvikksølv fått restriksjoner. I 2008 var Norge det første landet som fikk et forbud mot bruk av kvikksølv (med noen få unntak) i produkter (Miljøverndepartementet 2007). I en organisme kan kvikksølv føre til alvorlige skader på sentralnervesystemet og nyrene. Skadene kvikksølv kan utgjøre på sentralnervesystemet er spesielt giftig for fostre (Clarkson & Magos 2006).

2.3.2 Kvikksølv i atmosfæriske, terrestriske og akvatiske systemer

I Figur 1 kan en se at alle speciene av kvikksølv er svært mobile (Stein et al. 1996).



Figur 1 Fordelingen av kvikksølvspecier i atmosfæren, hydrosfæren og sediment (Leopold et al. 2010).

Kvikksølv i atmosfæren

Litt over 99 % av kvikksølvutslippene i atmosfæren er i elementær form (Hg^0) (Jitaru & Adams 2004). På grunn av kvikksølvs lange oppholdstid i atmosfæren er kvikksølv sett på som et globalt problem. Den lange oppholdstiden gjør at kvikksølv kan transporteres flere tusen kilometer unna sin opprinnelige utslippskilde. Kvikksølv kan gjøre dette på grunn av sin evne til å foreligge i dampfase som Hg^0 ved omgivelsestemperaturer (Schroeder & Munthe 1998). I Figur 1 kan en se at divalent kvikksølv fra atmosfæren biometyleres og danner metylkvikksølv ($\text{HgCH}_3^+/\text{MMeHg}$) og dimetylkvikksølv ($(\text{Hg})_2\text{CH}_3/\text{DMeHg}$).

Kvikksølv i sedimenter og jordsmonn

Mesteparten av kvikksølvet i en innsjø kommer fra sedimenter (Ullrich et al. 2001). Det er større mengder totalkvikksølv i sedimenter ved urbaniserte og industrialiserte områder. Her kan det være opptil 100 $\mu\text{g/l}$ total kvikksølv og 100 ng/g metylkvikksølv. I «upåvirkede» innsjøer er det rapportert konsentrasjoner mellom 0,2-0,4 $\mu\text{g/g}$ totalkvikksølv i sedimenter (Craig 1986).

I jordsmonn kan kvikksølv i elementær form $\text{Hg}(0)$, bli oksidert til $\text{Hg}(\text{I})$ eller $\text{Hg}(\text{II})$ ved hjelp av geokjemiske transformasjoner. Kvikksølv danner en tungt løselig felling med et anion. Monovalent- og divalent kvikksølv finnes det derfor mest av i det terrestriske miljøet. På grunn av at kvikksølv akkumuleres i jordsmonnet vil det være flere områder med mye kvikksølv som dreneres ut i innsjøene over lenger tid.

Kvikksølv i hydrosfæren

Ifølge Figur 1 finnes disse speciene av kvikksølv i vann: $\text{Hg}(0)$, $\text{Hg}(\text{II})$, HgCH_3^+ og $((\text{Hg})_2\text{CH}_3)$. Divalent kvikksølv og metylkvikksølv i ferskvann er kompleksbundet til organisk materiale (Watras et al. 1994). Det er lite eller ingen dimetylkvikksølv i ferskvann (Ullrich et al. 2001). Cirka 30 % av det totale innholdet av kvikksølv i ferskvannssystemer er organisk bundet kvikksølv (Bloom 1989). Mengden «naturlig» oppløst kvikksølv i vannmassene er 0,001-0,05 $\mu\text{g/l}$ (Økland & Økland 1995).

2.3.3 Kompleksbinding med organisk materiale

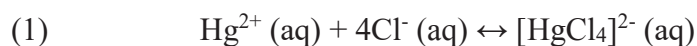
Denne delen er hentet fra Ravichandran (2004).

Løst organisk materiale kan danne sterke bindinger med kvikksølv. Denne bindingen påvirker kvikksølvs speciering, løselighet, mobilitet og giftighet i en innsjø. DOM og sulfid konkurrerer om å binde seg til kvikksølv. Denne påstanden ble bekreftet ved svært høye stabilitetskonstanter for RSHg^+ (kvikksølv bundet til organisk svovel). DOM påvirker biotilgjengelighet av kvikksølv ved å omforme elementært kvikksølv til Hg^+ og Hg^{2+} . Det vil dannes sterke ioniske bindinger med redusert svovel i naturlig organisk materiale (NOM) og DOM. Dette øker mobiliteten av kvikksølv som igjen gir økt konsentrasjon av kvikksølv i innsjøer som ellers ville vært lite berørte. Løst organisk materiale kan også påvirke (redusere eller øke) dannelsen av bioakkumulerende metylkvikksølv.

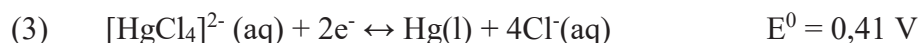
2.3.4 Stabilitetsforsøk av kvikksølv

Elementært kvikksølv er svært flyktig, så en kan oppleve tap av kvikksølv i vannprøver med kvikksølv (Alloway 1995). I den elektrokjemiske spenningsserien ligger kvikksølv (0,79 V) over hydrogen (0 V). Kvikksølv vil derfor ikke reagere med mange syrer (for eksempel fortynnet svovelsyre) (Patnaik 2002). Konsentrerte, oksiderende og sterke syrer som 6 M saltsyre (HCl) og konsentrert salpetersyre (HNO₃) er syrer som kvikksølv vil reagere med (Patnaik 2002).

Når saltsyre tilsettes i vannprøven vil klor-ioner kompleksbinde med Hg²⁺ og holde Hg²⁺ i løsning. Likning (1) viser reaksjonen mellom kvikksølv og saltsyre.



Salpetersyre ble tilsatt i vannprøvene etter saltsyren. Salpetersyre gjør at grunnstoffene i vannprøven holder seg stabile på ioneform. Salpetersyren virker som et oksidasjonsmiddel. Dannelseskonstanten for reaksjonen i Likning (1) er $K_f = 1,2 \cdot 10^{-15}$. Dannelseskonstanten beskriver hvor sterkt reaksjonen går mot høyre. Jo høyere dannelseskonstanten er, jo bedre binder Cl⁻ til Hg²⁺. Resultatet fra stabilitetsforsøket vil kunne indikere om en har tilsatt høy nok konsentrasjon av HCl til å danne [HgCl₄]²⁻ og hvorvidt dette komplekset holder seg stabilt i 130 dager. Siden elementært kvikksølv er flyktig ønsker en å unngå en reaksjon hvor dette dannes. Likning (2) og (3) viser at kvikksølv holder seg mest stabilt bundet til klorid (Likning (3)) ettersom denne reaksjonen har lavere reduksjonspotensial enn divalent kvikksølv (Likning (2)):



2.4 Kilder til uran og toksisitet

Uran som er et radioaktivt grunnstoff slippes ut i atmosfæren fra naturlige kilder, atomindustrien og forbrenning av kull. Lave konsentrasjoner av uran finnes naturlig i jord, stein og vann. Uran finnes i Norge hovedsakelig i pegmatitter (NGU 2015). Lekkasje fra kjernekraftverk og urangruver, samt produksjon og bruk av fosfatbasert gjødsel og forbrenning av petroleumsbaster drivstoff er noen av de antropogene kildene for uran (Markich 2002). Det er også funnet uran i grunnvann (Frengstad & Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet 2002). Hovedbruksområdet for uran er som brensel til atomreaktorer.

Uran går for å være radiologisk og kjemisk giftig. Toksisiteten og biotilgjengeligheten kan påvirkes av både tilstandsformen til uran og de kjemiske parameterne (for eksempel pH) i det terrestriske og akvatiske miljøet (Markich 2002). Det finnes forskjellige tilstandsformer for uran i innsjøer; hvilken tilstandsform uran foreligger som er avhengig av blant annet pH, alkalitet, vannets hardhet og tilgjengelig humus (oppløst, partikulær og/eller kolloidale former) (Markich 2002). Resultater fra ferskvannsstudier antyder at UO_2^{2+} og UO_2OH^+ er de viktigste/vanligste biotilgjengelige formene av uran (Markich 2002).

Det finnes ikke nok data til å si at uran har en korrelasjon med kreft i mennesker og forsøksdyr. Høyt inntak av uran kan påvirke beinbygningen (Milgram et al. 2007), nervesystemet (Bussy et al. 2006; Lestaevel et al. 2005), og forårsake oksidativ stress (Taulan et al. 2004). Nyrebetennelse (Nefritt) er hittil hovedeffekten av høye verdier av uran hos mennesker. I dag vet vi lite om korrelasjonen mellom urankonsentrasjon og kroniske helseeffekter hos mennesker. Det er gjort mange forsøk hvor en ser på mengden uran i drikkevann og korrelasjon med ulike effekter på mennesket. Studiene er ofte basert på små populasjoner med variasjoner i de målte parameterne. Det kan likevel tyde på at en enda ikke har noen klare bevis for effekter av uraneksponering for konsentrasjoner under 30 $\mu\text{g/l}$ i drikkevann (World Health 2011).

3 Materialer og metoder

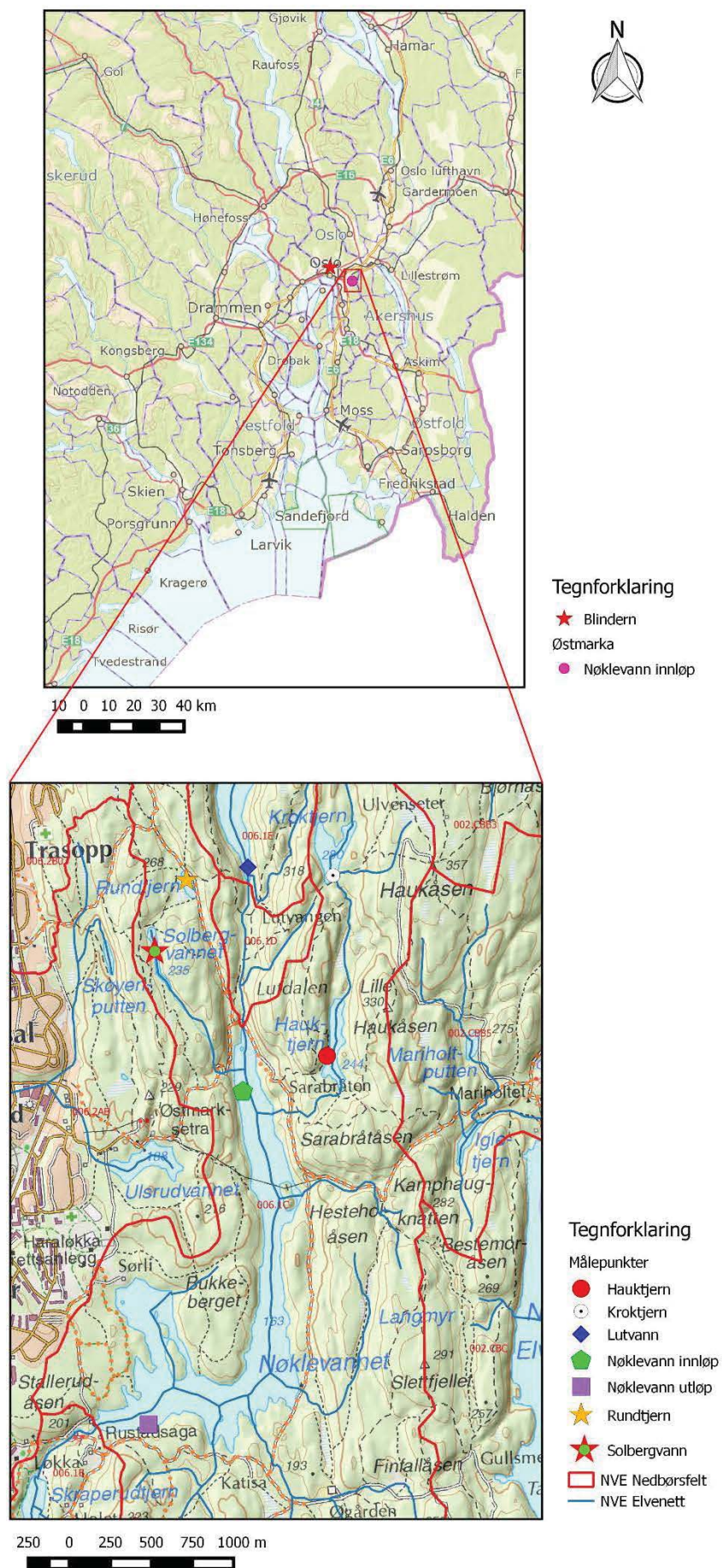
3.1 Prøvetakingslokaliteter og områdebeskrivelse

Østmarka strekker seg utover Oslo og Akershus fylke, samt kommunegrensene for Rælingen, Oslo, Enebakk, Ski og Lørenskog. Østmarka har et totalt areal på 245 km² og ligger innenfor N59°45' – 59°55' og E010°50' - 011°06' (Gabestad & Krogstie 1997). Det er kun ti kilometer mellom Oslo sentrum (omgitt av bilveier) og deler av Østmarka. I randsonene i nord og i vest er befolkningstettheten størst.

3.1.1 Prøvetakingslokaliteter

Innsjøene som er valgt ut ligger i nedbørfeltet og drener til Nøklevann. Disse er Hauktjern, Kroktjern, Lutvann, Rundtjern og Solbergvann. Det ble også tatt prøver av Nøklevann nordende og utløp. Nøklevann innløp ligger i nordenden av Nøklevann nedstrøms for Hauktjern, Kroktjern, Lutvann, Rundtjern og Solbergvann.

Tabell A1 i Vedlegg A viser en oversikt over prøvetakingsdato, koordinater samt bemerkninger om vær og prøvetakingsutfordringer. Alle prøvene ble tatt i 2015 ved 1 meters dyp under vannoverflaten for vintersesongen og 0,5 meter for de andre sesongene med unntak av Solbergvann hvor det ble tatt ved en, to, tre og fire meters dyp. Solbergvann har i tidligere undersøkelser hatt høyere konsentrasjoner av TOC, og det ble derfor tatt prøver i fra ulike dyp i denne innsjøen. Vinterprøven ble tatt 2. mars, vårprøven 20. mai, sommerprøven 12. august og høstprøven 26. oktober. Da vinterprøven skulle tas måtte en benytte isbor og Swedaq Hydro-X vannprovetager. Vannhenteren er metallfri og er laget av Polytetrafluorplast, Plexiglas/Acryl samt Polyolefinplast og ble også brukt under alle sesonger i Solbergvann da det ble tatt prøver ved alle dyp. Prøvene fra Solbergvann ble hentet med båt i alle sesongene utenom vinter. I alle andre lokaliteter i sesongene utenom vinter ble vann hentet med «kast fra land» metoden.



Figur 2 Lokalteter i Østmarka

Figur 2 viser beliggenheten til de ulike vannene, nedbørfelt (markert med rød heltrukket strek), prøvetakingspunkter (markert med ulike symboler) og værstasjonen på Blindern. De blå strekene viser elvestrengen hvor en ser at både Lutvann, Kroktjern, Hauktjern og Solbergvann renner ut i Nøklevann. Avrenningen fra Rundtjern til Nøklevann er ikke stor nok til at den er tatt med som en elvestreng i dataene fra NVE. WMS-kartdata ble hentet i januar 2016. Regime nedbørfelt og elvestrengene er hentet fra NVE januar 2016. Punktene på kartet er registret av en håndholdt gps (Garmin Oregon ® 450) fra mars til oktober 2015.

3.1.2 Områdebeskrivelse

Geologi

Gabestad & Krogstie (1997 s. 3) hevder at «De vanligste bergartene i Østmarka er svakt til sterkt folierte, båndete og/eller migmatittiske gneiser som er omdannede størkningsbergarter (Berthelsen & Sundvoll 1996)» og at bergartene har lagvis eller stripeoppbygning.

Gabestad & Krogstie (1997 s. 3) hevder at også at de mørke lagene består av amfibol (hornblende; $\text{Ca}_2(\text{Mg, Fe, Al})_5(\text{Al, Si})_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$) eller glimmer (biotitt; $\text{K}(\text{Mg, Fe})_3\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH, F})_2$) og de lyse lagene består av feltspat (KAlSi_3O_8 eller $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) og kvarts (består av: SiO_2) (Dons 1984). Riise (1987) beskriver i sin oppgave at berggrunnen i Østmarka består av gneis med overganger til genis-granitter.

Løsmasser

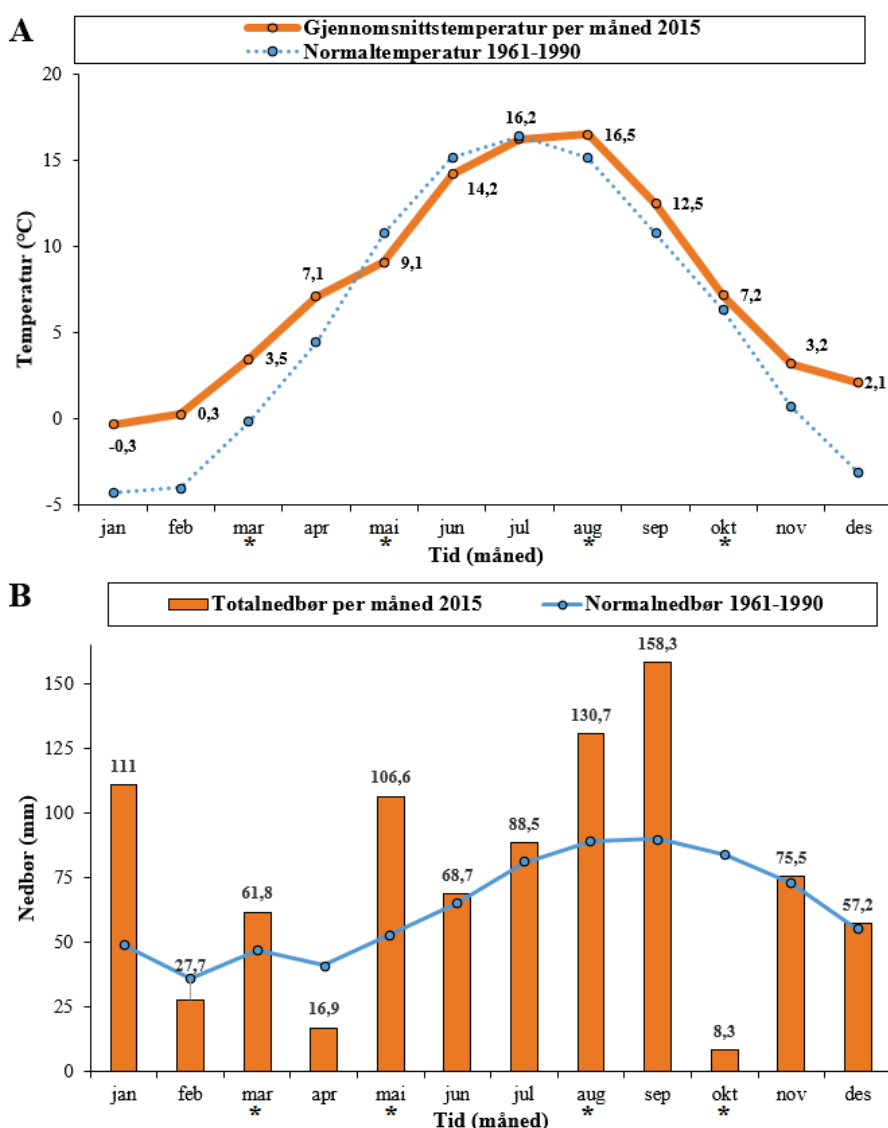
Den marine grensen er avgjørende for fordelingen av løsmassene i Østmarka. Grensen ligger cirka 210 meter over havet i Østmarka. Det vil si at Nøklevann og Lutvann er under den marine grense, mens Hauktjern, Kroktjern, Rundtjern og Solbergvann er over. Over den marine grense er det enten bart fjell eller et tynt lag av løsmasser (her: morenemateriale, kan også være lynghumus og torvjord) (Nordahl-Olsen 1993). Det er store mengder sand langs selve grensen. Det er rikere løsmasser (sand og leire) i området under marin grense (Dons 1977).

Topografi og vegetasjon

Småkupert landskap med generelt små høydeforskjeller (300 - 350 meter over havet) er typisk for Østmarka. Innsjøene ligger spredt og er forholdsvis små. Fremstad (1997) har delt inn skogsvegetasjonen i Norge i fem grupper. Østmarka omfatter gruppe E «sumpratt- og

sumpskogs vegetasjon». Det vil si at Østmarka har kratt og skog på sumpjord. Denne gruppen omfatter typer løv- og barskog. Jordsmonnet er utviklet på steder som har høy vannstand i perioder, og som varierer gjennom vegetasjonsperioden (Fremstad 1997). En får ikke utviklet torvjord, men mineralholdig humusjord (eller humusholdig mineraljord på grunn av vannstandsendingene (Fremstad 1997). Den mineralholdige humusjorden har varierende tykkelse over finkornet mineraljord, hvor det er utfelling av mangan og jern i de nedre lagene (Fremstad 1997). Jorden kan også ha dårlig drenering.

3.2 Værforhold på Blindern i Oslo



Figur 3 Figur 3A viser normaltemperatur målt som månedlige gjennomsnitt over 30 år på Blindern i Oslo sammenlignet med gjennomsnittstemperatur per måned for 2015 (målt ved samme målestasjon). Måneder med stjerne på x-aksen er måneder hvor det var prøvetaking av vann fra innsjøer i Østmarka i dette prosjektet (mars, mai, august og oktober). Figur 3B illustrerer totalnedbør per måned for 2015 sammenlignet med normalnedbør

målt som gjennomsnittlig totalnedbør per måned gjennom 30 år på Blindern i Oslo. Dataene fra Blindern er hentet fra Meteorologisk institutt (METAR 2016).

I Figur 3A kan en se at gjennomsnittstemperaturen per måned målt på Blindern i Oslo i 2015 ligger noe høyere enn normaltemperaturen målt ved samme målestasjon for perioden 1961-1990. Unntaket var for mai og juni hvor 2015 ligger lavere i temperatur. Figur 3B viser at den totale månedsnedbøren i over halvparten av 2015 oversteg normalperioden 1960-1990. I 2015 var det en god del mer regn i fra sen-vår til tidlig høst (mai-september). Nedbørsmaksimumet ble målt i september. Figur 3 viser gjennomsnittsværet. I Østmarka finnes det visse lokalklimatiske forskjeller. Riise (1987, s. 13) hevder at i Oslo-området er det en tydelig sammenheng mellom høyden over havet og tendensen til nedbøren (Førland 1982). I dag finnes det ikke nedbørsmålinger for de høyere og inderliggende deler av Østmarka. Gjennomsnittsnedbøren i området varierer mellom 700 millimeter/år (lavtliggende områder) og 850 millimeter/år (høytliggende områder), avrenningen er estimert til utgjøre 310-460 millimeter/år (Riise 1987).

3.3 Prøvetaking i Østmarka

3.3.1 Prøvetakingsperioder og feltarbeid

For å undersøke om det er sesongvariasjoner av kvikksølv og uran, er det utført en prøvetaking per sesong over ett år. Vannprøvene fra Østmarka som skulle analyseres med ICP-MS ble konserverert i felt.

«Kast fra land» metoden fungerer ved at en har to flasker som er knyttet til hverandre (ca. 0,5 m fra hverandre) ved bruk av et tau. Den ene flasken hadde et lodd under seg og var uten kork (den henter vann ved 0,5 meter under vannoverflaten), den andre flasken er fylt med luft og fungerer som en dypp/flyter. Flaskene er laget av polyetylen. «Kast fra land» - vannhenteren er vist i Figur 4.



Figur 4 «Kast fra land» - vannhenter. Foto: Heidi Tronsmoen

Prøveflasken ble kondisjonert ved å skylle tre ganger med vann fra lokaliteten før den endelige vannprøven ble tatt. Under vintersesongen ble det utført målinger *in-situ* i hver lokalitet, hvor en undersøkte dybde (m), oksygenkonsentrasjon (mg/l), oksygenmetning (%), temperatur (°C), konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og siktedyp (m). I Solbergvann ble det benyttet båt, og det var derfor mulig å utføre vertikale målinger i alle sesonger. Resultatene for dette er vist i Vedlegg E. Det ble benyttet 50 ml polypropylenrør til prøvene som skulle analyseres med ICP-MS og 0,5 liters plastflasker for de limnologiske analysene (Kapittel 3.5.2). For prøvene til ICP-MS ble 50 ml prøvevann fylt i et polypropylenrør og tilsatt 1,0 ml 37% (w/w) saltsyre (HCl).

3.3.2 Feilkilder ved prøvetaking

Det var noen utfordringer ved prøvetakingen. De fleste utfordringene var i forbindelse med prøvetaking fra nordenden til Nøklevann. I vintersesongen var det mye overvann på isen. Under prøvetaking og *in-situ*-målinger rant overvann ned i prøvetakingshullet i isen. Dette kan ha påvirket målingene av siktedypet siden det var vanskelig å se secci-skiven på grunn av strømmingen i vannet. Oksygenmålingen kan ha blitt påvirket på grunn av turbulens, som følge av strømmingene fra overvannet. Vannprøvene kan ha inneholdt deler av overvannet i stedet for det opprinnelige vannet under isen i Nøklevann. For mange av parameterne var det liten forskjell mellom nordenden og utløpet av Nøklevann, noe som kan tyde på at det kanskje ikke har vært en stor påvirkning allikevel.

Den 14. september (6 uker før prøvetakingen i høstsesongen) startet nedtappingen av Nøklevann. Nøklevann skulle tappes ned fordi dammen ikke tilfredsstilte myndighetenes krav til damsikkerhet. Dammen må derfor rehabiliteres og vannstanden ble dermed senket cirka 5,5 meter (VAV 2015). Det var utfordrende å ta vannprøver ved nordenden på grunn av lav vannstand. Det ble gjort et forsøk på å hente en vannprøve (en flaske til limnologiske analyser, tre små rør til ICP-MS analyser) men det var ikke til å unngå å få med partikler/sedimenter i fra bunnen av Nøklevann. Dette resulterte i store forskjeller mellom vann fra nordenden av Nøklevann og de resterende vannene på en rekke parametere denne sesongen. Det ble tilsatt syre i prøvene til ICP-MS analysen. Dette gjorde at grunnstoffer i partiklene/sedimentene ble løst ut og værende på ioneform i vannet. Da vannprøvene ble målt, målte en derfor grunnstoffer i vannet og i partiklene/sedimentene. Generelt hadde utløpet og nordenden like verdier for de fleste av parameterne med unntak av høstprøven. Høstprøven for nordenden av Nøklevann ble derfor utelatt fra statistikken da den ikke var representativ for vannkvaliteten.

Sommerprøvene (tatt 12. august) kan ha vært påvirket av aktiviteter i tilknytning til rekreasjon. En kunne ikke se noen store forskjeller mellom vannene som ble brukt til bading på prøvetakingsdagen (Hauktjern og Nøklevann). Prøvene fra sommersesongen ble derfor tatt med i statistikken.

3.4 *In-situ* målinger

Det ble brukt et håndholdt instrument for å måle oksygeninnholdet (mg/l), oksygenmetning (%), temperatur (°C) og konduktivitet (µS/cm). Målingene ble utført med en WTW Multi3420. For måling av oksygenkonsentrasjon og metning ble det brukt FDO® 925 (optisk D.O sensor). FDO® 925 var kalibrert på fabrikken. Utenfor sensoren er det en kappe med en svamp. Denne svampen er fuktig og når en målte $100 \pm 2\%$ med kappen på, trengtes det ikke å kalibrere sonden. For FDO® 925 forbrukes det ikke oksygen under målingen (optisk måling) og dermed kan sensoren benyttes i vann med lave oksygenkonsentrasjoner. For konduktivitet og temperatur ble TetraCon® 925 (elektrisk måling) benyttet. TetraCon® 925 ble kalibrert ved måling av 0,01 M KCl (kalsiumklorid), som skulle gi 1413 µS/cm. En tok sonden direkte opp i flasken med vannprøven (etter tre skyllinger). Vannprøven ble kastet før en tok en ny vannprøve for å unngå kontaminering fra sonden. Sensorene har innebygd

kalibreringsdata samt lavt strømforbruk. Dette gjør at FDO® 925 og TetraCon® 925 er godt egnet til bruk i felt.

Siktedypet ble målt ved hjelp av en secci-skive. Siktedyp er gjennomsnittsdypet der en hvit skive forsvinner ut av syne ved å senke denne ned i vannet og der den blir synlig igjen ved heving. Dybden ble målt ved hjelp av et målebånd og et lodd. Loddet ble sunket til bunnen og en kunne deretter lese av hvor dypt vannet var der hvor prøvetakingen foregikk (se koordinater i Vedlegg A, Tabell A1).

3.5 Laboratorieanalyser

Det ble brukt åtte blanke prøver for hver prøvetaking til ICP-MS analysen. De blanke prøvene ble behandlet likt som de reelle vannprøvene fra Østmarka. Blankprøvene ble benyttet for å bestemme deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser for konsentrasjonen til grunnstoffene. Deteksjonsgrensene og kvantifiseringsgrensene ble definert som henholdsvis 3 og 10 ganger standardavviket til blankprøvene. Verdier under LOD ble sett på som verdier som ikke kunne detekteres (en kan ikke si at grunnstoffet finnes i prøven). Verdier under LOQ er verdier en ikke kunne kvantifisere (en kan ikke si noe om mengden av grunnstoffet i prøven). For nitrat-nitrogen, fluorid, klorid og sulfat ble åtte paralleller av en vannprøve fra en av sesongene analysert for å bestemme presisjonen i metoden. Dette er vist i Vedlegg E. For TOC ble det tatt åtte paralleller fra en lav prøve og åtte paralleller fra en høy prøve. Standardavvikene for disse er vist i Vedlegg E.

ICP-MS analysene ble gjort mellom en uke og 1,5 måneder etter prøvetaking. De andre analysene (Kapittel 3.5.2) ble gjort etter en til fire dager etter prøvetakingen. Prøvene som ikke ble konserverte ble holdt mørkt og kaldt (cirka 3°C) før analysene.

3.5.1 ICP-MS

Forbehandling

Til vannprøvene ble det tilsatt 2,5 ml ultra pure 69% (w/w) salpetersyre (HNO_3). Det ble lagd åtte blanke prøver som inneholdt lik konsentrasjon syre som vannprøvene, men en brukte 50

ml ionefritt vann i stedet for prøvevann.

Analyser ved bruk av ICP-MS

Analysen ble utført av teknisk personale ved IMV laboratoriet. Prøvene ble analysert for bestemmelse av totalkonsentrasjoner av Hg, Cu, S, Fe, Mn, Al, Cd, Zn, Pb, U, S, P ved bruk av ICP-MS (AGILENT 8800 QQQ). En reaksjonskollisjonscelle ble benyttet for å redusere/fjerne interferenser. Det ble benyttet oksygen som reaksjonsgass for alle grunnstoffene med unntak av uran hvor det ikke ble brukt gass. Det ble brukt kaliberginsstandard av IC-ICPMS-71A og IV-CGHG1-1 for å korrigere for drift. Begge kalibreringsstandardene hadde samme syrekonsentrasjon som prøvene. Internstandard ble ført in online på instrumentet. Gull (Au) ble brukt som internstandard for bly og kvikksølv og Indium (In) ble brukt som internstandard for de andre grunnstoffene utenom uran. I tillegg ble 1643H (syntetisk kontrollprøve) benyttet for kontroll på nøyaktighet i kalibrering av instrumentet. 1643H er en husstandard tillaget fra sertifiserte standardløsninger og kontrollert for nøyaktighet mot 1643e (matrix: naturlig vann) (NIST 2004). 1643H ble brukt for alle sesonger. 1643a (matrix: naturlig vann) ble brukt for å sjekke om en hadde laget riktige standarder og som sertifisert referansemateriale (NIST 1980). 1640a (NIST 1980) ble brukt for prøvene som ble tatt om våren, sommeren og høsten. Oversikt over metode og parametere finnes i Vedlegg B og C.

3.5.2 Andre analyser

Prøvene ble satt mørkt og kaldt etter prøvetaking og sto deretter i romtemperatur til stabil temperatur (22 °C) før analysene under ble utført.

Målinger av TOC, farge og absorbans ved 254 nm, 410 nm, 465 nm og 665 nm ble brukt for å indikere humusinnholdet i de ulike prøvetakingspunktene. I Kapittel 2.2.2 ble det beskrevet at humus utgjør en dominerende del av løste organiske forbindelser (Vennerød & Sundhell 1984). I Vedlegg G kan en se en korrelasjon mellom fargeparameterne og organisk materiale. Nedbrytningen av organisk materiale forbruker oksygen. Konsentrasjon og fordeling av oksygen i en innsjø er avhengig av flere faktorer. Disse er nevnt i Kapittel 2.2.3. I denne oppgaven ble oksygen målt i konsentrasjon (mg/l) og metning (%). For vintersesongen ble oksygen målt i alle lokalitetene.

Total organisk karbon (TOC)

Analysemetoden er hentet fra norsk standard NS-EN 1484 (NSF 1997b). Analysen ble utført av teknisk personal ved IMV laboratoriet. Shimadzu TOC-V CPN ble brukt for å måle total organisk karbon. 10 ml prøve ble tilsatt i et prøveglass og ført inn i instrumentet. Instrumentet henter ut et fast lite volum av 10 ml-prøven for så tilsette 2 M HCl tilsvarende 1,5% av det faste volumet. Det ble boblet syntetisk luft gjennom prøven. Dette førte til at CO₂ samt andre flyktige karbonforbindelser forsvinner fra prøven. Av det som er igjen i prøven blir 50 µL injisert videre i systemet og oksidert til CO₂ av en platina-katalysator ved 680°C.

Kalibreringsstandard for organisk karbon er kaliumhydrogenftalat (C₈H₅KO₄). Det ble laget en kontrollprøve av C₈H₅KO₄ som inneholdt 5 mg/l organisk karbon. Presisjonen i metoden ble beregnet ved måling av åtte replikater fra en prøve med høy konsentrasjon av TOC og åtte replikater fra en prøve med lav konsentrasjon av TOC.

pH

Analysemetoden er hentet fra en utgått norsk standard NS 4720 (NSF 1979). Ved bruk av Radiometer PHM210 ble pH bestemt med en Orion ROSS elektrode (en kombinert glasselektrode hvor referanseelektroden er innebygd). pH-meteret ble kalibrert med to buffere henholdsvis 4,01 og 7,00 ved 22 °C. Alle prøvene (et uttak på ca. 15 ml) ble målt kort tid etter prøvetakingen og var temperert på forhånd (22 ± 1 °C). Elektroden ble skylt med ione-fritt vann før og etter en ny prøve ble analysert. Dette ble gjort for å unngå kontaminering. En prøvde også å forhindre mest mulig kontakt med luft for å unngå gassutveksling siden opptak og frigjøring av CO₂ vil endre pH under målingen (Digernes 2004).

Turbiditet

Analysemetoden er hentet fra en utgått norsk standard NS-ISO 7027 (NSF 1994b). Norsk standard har beskrevet fire metoder for å måle turbiditet. I denne oppgaven er to av metodene benyttet. Siktedyp ble målt i felt ved bruk av Secchi-skive. I den andre metoden ble det brukt et turbidimeter på laboratoriet. Det spredte lyset (860nm) ble målt vinkelrett på lysretningen. Formazin (C₂H₄N₂) ble brukt som standard. Enheten for rapporteringen er FTU (Formazin Turbidimetric Units). HACH 2100AN IS Turbidimeter ble brukt for å måle turbiditeten. Dette instrumentet er kalibrert etter internasjonal standard FNULED, som måler på bølgelengde 860

+/- 60nm. Prøvene sto i romtemperatur til stabil temperatur (22 °C) siden kalde prøver kunne gi dugging på glasset som er uheldig for målingen. Prøvene var i instrumentet ca. 30 – 60 sekunder før avlesning.

Alkalitet

Norsk standard ble fulgt NS-EN ISO 9963-1 (NSF 1996). Alkaliteten ble målt ved å titrere vannprøven med 0,02 M HCl løsning til pH 4,5 (omslagspunktet), for deretter å lese av hvor mange milliliter syre som ble tilsatt. Saltsyreløsningen titreres ned i prøven under omrøring ved bruk av en autoburette (metro 665 Dosinat). Det er også her viktig at vannprøvene er tempererte (22 °C). Det ble brukt samme pH-meter som for pH-måling (Radiometer PHM210). pH ble målt kontinuerlig etter hvert som syren ble tilsatt. Når en til slutt hadde notert ned volum HCl tilsatt, volum vannprøve som ble testet samt konsentrasjonen av HCl kan en beregne alkaliteten for vannprøven ved støkiometrisk bestemmelse.

Alkaliteter mindre enn 0,3 mmol/l må korrigeres for overtitrering (Henriksen 1982).

Korrigeringen er vist i Likning (4):

$$(4) \quad C_{\text{ALK-Korr}} = (C_{\text{ALK4,5}} - 0,032) + 0,0204 \cdot \sqrt{(C_{\text{ALK4,5}} - 0,032)}$$

hvor 0,032 er forskjellen i antall mol H^+ mellom pH 7,0 og 4,5.

Total nitrogen (Tot-N) og ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$)

Metodene er hentet fra norsk standard NS 4743 (NSF 1993) for Tot-N og NS 4746 (NSF 1975) for ammonium-N. Analysen ble utført av teknisk personal ved IMV laboratoriet.

Tot-N

Norsk standard ble fulgt med unntak av at prøvene ikke ble konserverte. Dette ble det kompensert for ved at en tilsatte en lavere konsentrasjon av natriumhydroksid enn det som sto i norsk standard. 0,012 M ble brukt i stedet for 0,030 M. SANYO Autoclave ble brukt for å autoklavere. Under autoklaveringen ble prøvene oppsluttet og nitrogenforbindelser ble oksidert. Dette resulterer i at nitrogenforbindelser blir til nitrat. Prøvene ble avkjølt før måling

av nitrat. FIAstar 5000 Analyser ble brukt for å redusere prøvene (nitrat til nitritt), tilsatte et reagens (diazoteringsreagens) som dannet et farget kompleks med nitritt. Til slutt ble absorbanse til fargen (komplekset med nitritt) målt.

Ammonium-N

NS4746 bruker fenol (svært giftig), denne ble byttet med salisylsyre og kan måle ammonium-N ned til 1 µg/l. Tre blanke prøver ble tilsatt 3 ml ione-fritt vann i stedet for vannprøve. Tre standarder ble tilsatt 3 ml 1 mg/l NH₄-N. Deretter ble alle prøvene tilsatt 0,5 ml salisylsyre etterfulgt av 0,5 ml hypokloritt. Ammonium og hypokloritt reagerte i alkalisk løsning (pH 10,8–11,4) og ga monokloramin. Monokloramin og salisyl dannet 5-aminosilylcyat (blå farge) som ble målt ved 655 nm ved bruk av spektrofotometer. Spektrofotometeret som ble brukt var av merke Shimadzu, UV-1201. Avlesningen ble gjort en time etter siste tilsetning av hypokloritt ved bruk av 2 cm kyvette. Konsentrasjonen som kunne måles direkte var 0,02 - 2 mg/l NH₄-N.

Total fosfor (Tot-P)

Metoden er hentet fra en utgått norsk standard NS-EN 1189 (NSF 1997a). SANYO Autoclave ble brukt til autoklaving. Prøvene sto i 30 minutter på 121°C ved 1 atm. Prøvene ble avkjølt etter autoklavingen. Etter avkjølingen ble alle prøvene, inkluderte blanke prøver og standarder, tilsatt 0,5 ml askorbinsyre og 0,5 ml molybdatløsning (med svovelsyre). Prøvene ble målt 10 og 30 minutter etter tilsetningen av molybdatløsningen. Målingene foregikk ved bruk av et spektrofotometer (Shimadzu, UV-1201) og 5 cm kyvette ved 880nm.

Absorpsjon (OD₂₅₄, 410, 465, 665) og farge

Analysen er basert på en utgått norsk standard NS-EN ISO 7887 (NSF 1994a). Alle vannprøvene ble filtrert med 0,45µm filter. Prøvene ble deretter overført i 5cm kyvette for å måle absorbanse ved 410nm, 465nm og 665 nm. Det ble også målt på 254nm ved bruk av 1 cm kyvette. Shimadzu, UV-1201 ble brukt for å måle absorbanse. Farge ble kalibrert ved å måle en platina-kobolt standard som gir absorbanse 0,26 per 100 mg/l Pt. Standarden gir et fargetall på 100 ved å måle med 410nm. Formelen for prøvens farge er vist i Likning (5) (NSF 2002):

$$(5) \quad x = A_{410}/ad$$

x = prøvens farge (fargeenheter), A_{410} = prøvens absorbanse ved 410 nm, a = kalibreringsløsning spesifikk absorpsjonskoeffisient, d = kyvettens lengde (mm).

Anioner: fluorid (F^-), klorid (Cl^-), sulfat (SO_4^{2-}) og nitrat-nitrogen (NO_3-N).

Analysemetoden er basert på en utgått norsk standard NS-EN ISO 10304-1 (NSF 1995).

Analysen ble utført av teknisk personal ved IMV laboratoriet. Alle vannprøvene ble analysert på ionekromatografi av typen IC5000 fra Lachat. Ved hjelp av denne analysemetoden skulle en måle mengde fluorid, klorid, sulfat og nitrat-nitrogen. Først ble alle prøvene filtrert ved bruk av 0,45 μm filter. 3,5 ml filtrert vannprøve ble tilsatt i reagensrør. 3,5 ml ionefritt vann ble brukt for blanke prøver. Den mobile (eluent) fasen besto av en blanding av bikarbonat (HCO_3^-) og karbonat (CO_3^{2-}). Den stasjonære fasen fungerte som en lavkapasitets anion-ionebytter og separerte dermed anionene i en kolonne. Deretter ble konduktiviteten til eluenten redusert ved bruk av kation-bytter (supressor). Konduktivitetstoppene ble registrert med et konduktivimeter og kunne dermed lese av mengde anioner i vannprøvene gitt i mg/l. Nøyaktigheten ble bestemt ved analyse NW-CRANBERRY-05 (GmbH 2013) (matrix: innsjøvann) benyttet.

3.6 Stabilitetsforsøk av kvikksølv

Det ble tatt prøver i fra de to vannene en antok det var minst (Lutvann) og mest (Solbergvann) kvikksølv (vannene med minst og mest organisk materiale) til et stabiliseringsforsøk. For å undersøke om innholdet av kvikksølv holdt seg stabilt i prøven, ble prøvene behandlet på lik måte som de reelle prøvene. Det vil si at det ble tilsatt 1000 $\mu g/l$ 37 % (w/w) HCl til 50 ml prøve i felt. Deretter ble prøvene holdt kaldt og kjølig i cirka 12 timer før de ble tilsatt 2,5 ml 69 % (w/w) ultra pure (U.P.) HNO_3 . Prøvene ble oppbevart ved romtemperatur etter konservering og analysert hver 2. uke. Det ble tatt åtte prøver fra hver prøvetakingspunkt (Solbergvann 1 meter, 2 meter, 3 meter, 4 meter og Lutvann 0,5 meter). Fire av prøvene fra hvert prøvetakingspunkt ble tilsatt 20 ng/l spike. Økningen av konsentrasjonen til kvikksølv ses i sammenheng med den opprinnelige konsentrasjonen. På denne måten kan man få et målt på et eventuelt tap over tid av kvikksølv, både i det lave og noe høyere i målområdet.

3.7 Statistikk

3.7.1 Behandling av rådata

ICP-MS ble brukt for å måle totalkonsentrasjonen av ulike grunnstoffer. I noen tilfeller hadde en målte verdier under LOD og LOQ. Disse verdiene ble erstattes med LOD/2 og LOQ/2 som er en vanlig statistisk metode (Helsel 2006). Det finnes begrensninger i metoden, da metoden ikke har noen teoretisk bakgrunn og fordelingen ved bruk av LOD/2 og LOQ/2 er urealistisk (Helsel 1990). Datamateriale behandles i Microsoft Excel 2013. Programmet R x64 3.2.1 ble brukt for å se om det var korrelasjon mellom to parametere.

3.7.2 Lineær regresjonsanalyse

En enkel lineær regresjon ser på en rettlinjet sammenheng mellom to variabler.

Regresjonsmodellen (Løvås 2013) er vist i Ligning (6). Når x øker med 1, øker y med β .

$$(6) \quad y = \alpha + \beta x$$

α = verdien der linjen krysser y-aksen

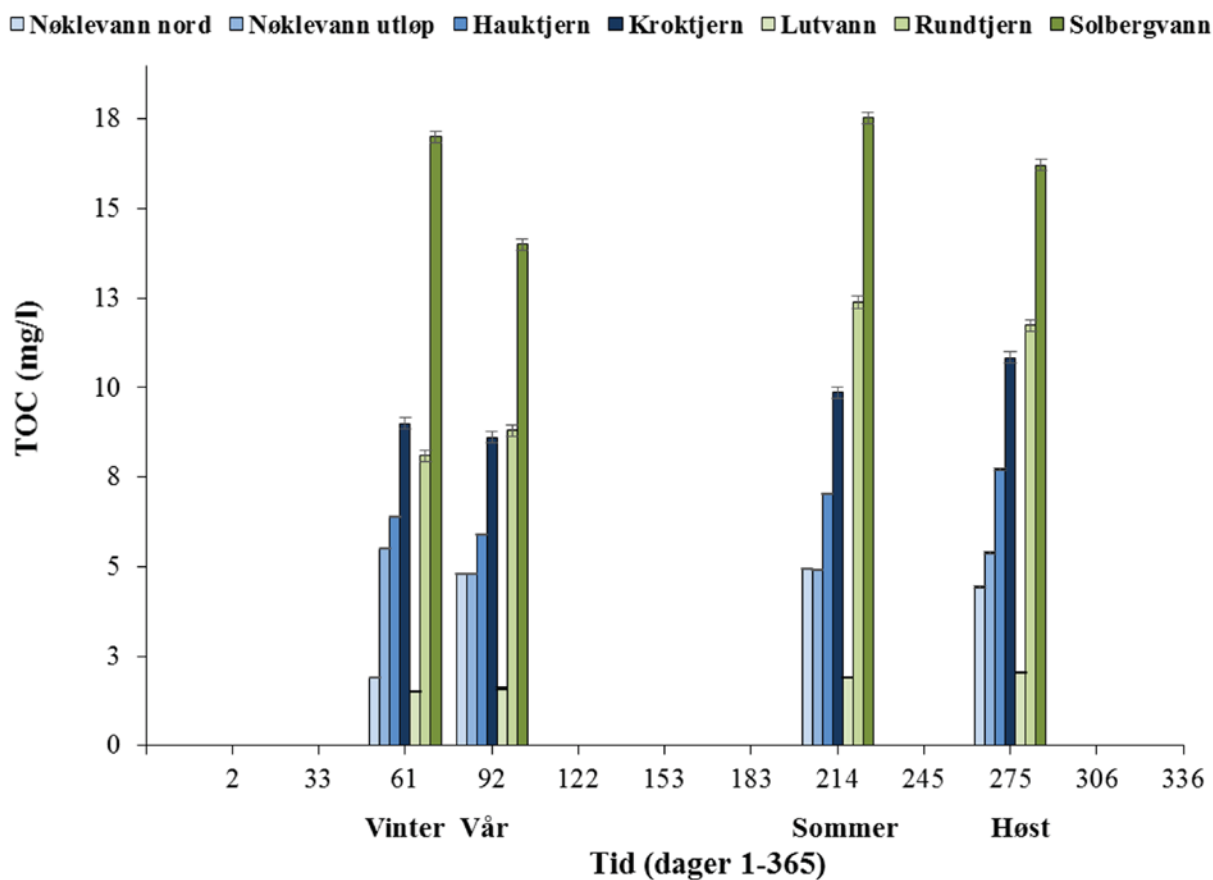
β = linjens stigningstall

Det blir også benyttet en metode som heter «minste kvadraters metode». Denne metoden tar utgangspunkt i en vilkårlig linje. For hvert punkt blir avstanden mellom punktet og linjen kvadrert (avvikskvadrat). Disse kvadratene summeres slik av man får K (avvikskvadratsummen). Den linjen som best beskriver datasettet er den med lavest K-verdi (Løvås 2013). Graden av sammenheng/korrelasjon mellom parameterne uttrykkes ved r (korrelasjonskoeffisienten. Denne varierer mellom -1 til +1. Om r nærmer seg 0 er det ingen sammenheng/korrelasjon mellom parameterne.

4 Resultater

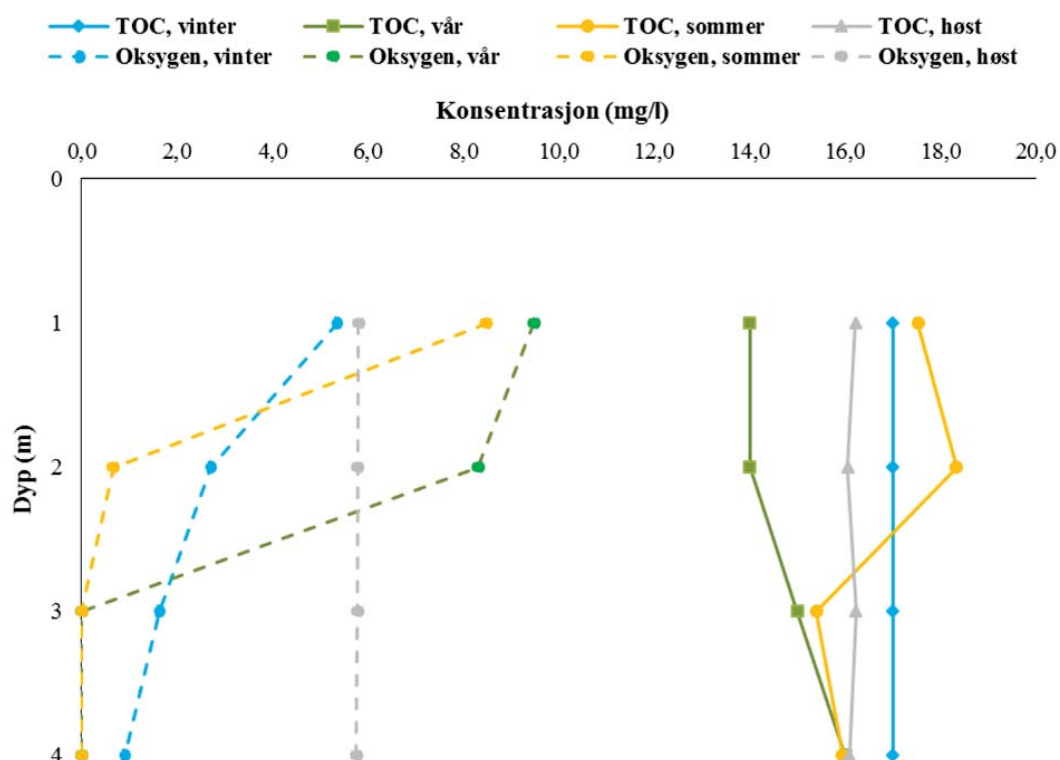
Resultatene fra undersøkelsen finnes i Vedlegg D (Stabilitetsforsøk), Vedlegg E (Limnologiske metoder) og Vedlegg F (ICP-MS resultater). Prøven av nordenden til Nøkle vann for høstsesongen ble ikke tatt med i statistikken (Kapittel 4.2.2, 4.2.3, 4.3.1 og 4.3.2, 4.4, 4.5) ettersom denne prøven inneholdt sedimenter på grunn av nedtapping. Prøven skilte seg derfor ut for enkelte parametere. Når det kun skrives 0,5, 1, 2, 3 eller 4 meter menes det prøvedyp. Når det omtales høye og lave konsentrasjoner er det snakk om konsentrasjoner sammenlignet med de andre innsjøene som ble målt i Østmarka i 2015. Standardavvikene for enkelte av analysene viser at en har opptil fem gjeldende siffer. Dette er ikke reelt, da analyseapparatene som har blitt brukt i denne undersøkelsen ofte ikke gir mer enn to gjeldende siffer, så gjennomsnittsverdiene i tabellene i dette kapittelet har derfor maks to gjeldende siffer.

4.1 Organisk materiale og oksygen i Østmarka-innsjøene



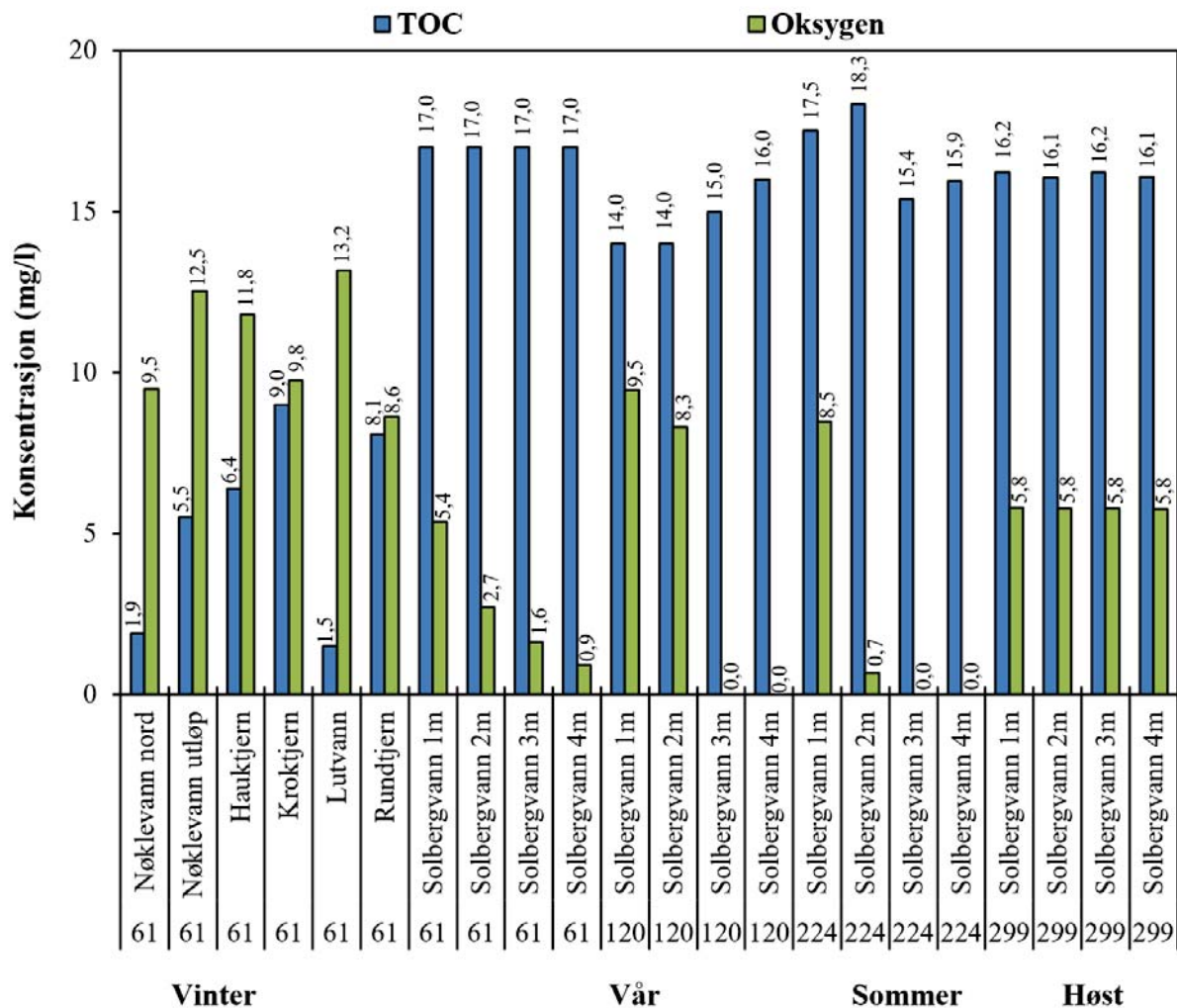
Figur 5 TOC (mg/l) innholdet i alle lokalitetene for alle sesongene, n=27.

Figur 5 viser at Lutvann (5. stolpen for hver sesong) har den laveste gjennomsnittskonsentrasjonen av TOC for alle sesongene. Konsentrasjonen økte utover året. Solbergvann (den siste stolpen for hver sesong) hadde den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen for TOC alle sesongene. Nøkle vann nordende og utløp (de to første stolpene for hver sesong) varierte fra sesong til sesong.



Figur 6 TOC og oksygen (mg/l) for Solbergvann ved 1-4 meter for alle sesongene. Y-aksen viser antall meter under vannoverflaten hvor 0 er ved overflaten og 4 er nær bunnen av Solbergvann. X-aksen viser konsentrasjon av TOC og oksygen (mg/l). n=16.

Figur 6 viser at TOC-konsentrasjonen i Solbergvann var relativt konstant nær bunnen for alle målingene men varierte mellom 14 til 18 mg/l på en meters dyp (vårprøven hadde lavest konsentrasjon og sommerprøven hadde høyest). Oksygenkonsentrasjonen ble redusert nedover i dypet; variasjonen vises i Figur 6. Det ble målt 0-2 mg/l ved bunnen for alle sesonger utenom sommeren. Oksygenmetningen hadde den samme trenden som konsentrasjonen.



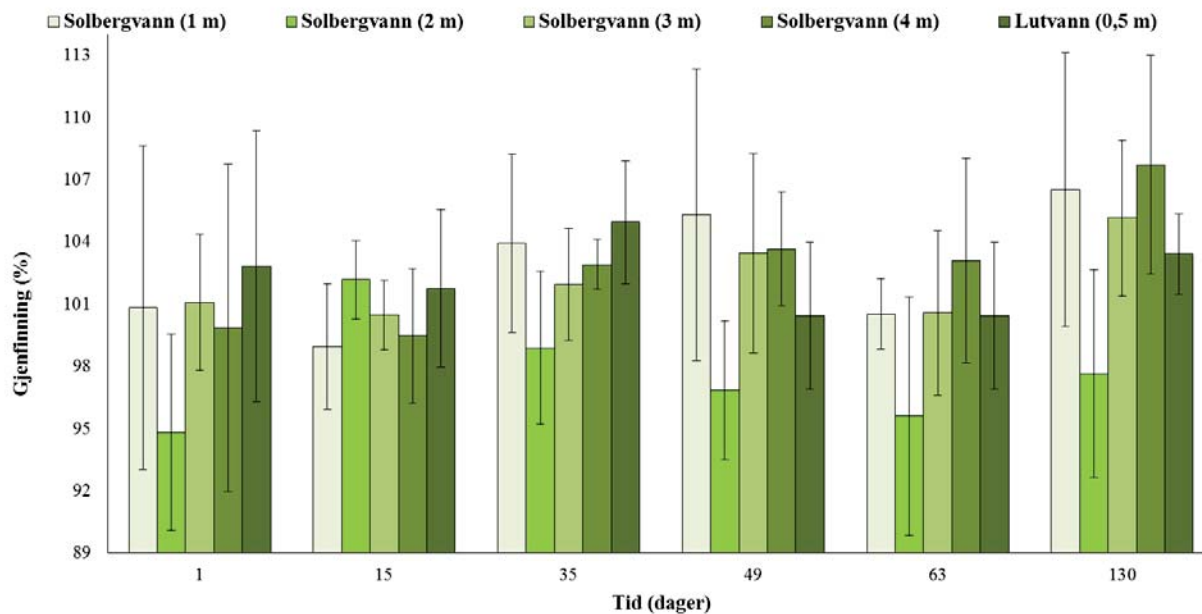
Figur 7 Illustrerer sammenhengen mellom TOC og oksygen. Y-aksen viser konsentrasjonen av TOC (blå stolpe) og oksygen (grønn stolpe). X-aksen viser dyp, lokalitet, dagnummer og sesong. n=22.

Alle lokaliteter utenom Solbergvann er kun målt ved en meter. Ut ifra Figur 7 kan en se at oksygen og TOC korrelerer. Denne korrelasjonen er signifikant ($p < 0,05$) med Likning (7):

$$(7) \quad \text{TOC} = 18,3 - 0,886\text{Oksygen}.$$

4.2 Kvikksølvinnholdet i innsjøene

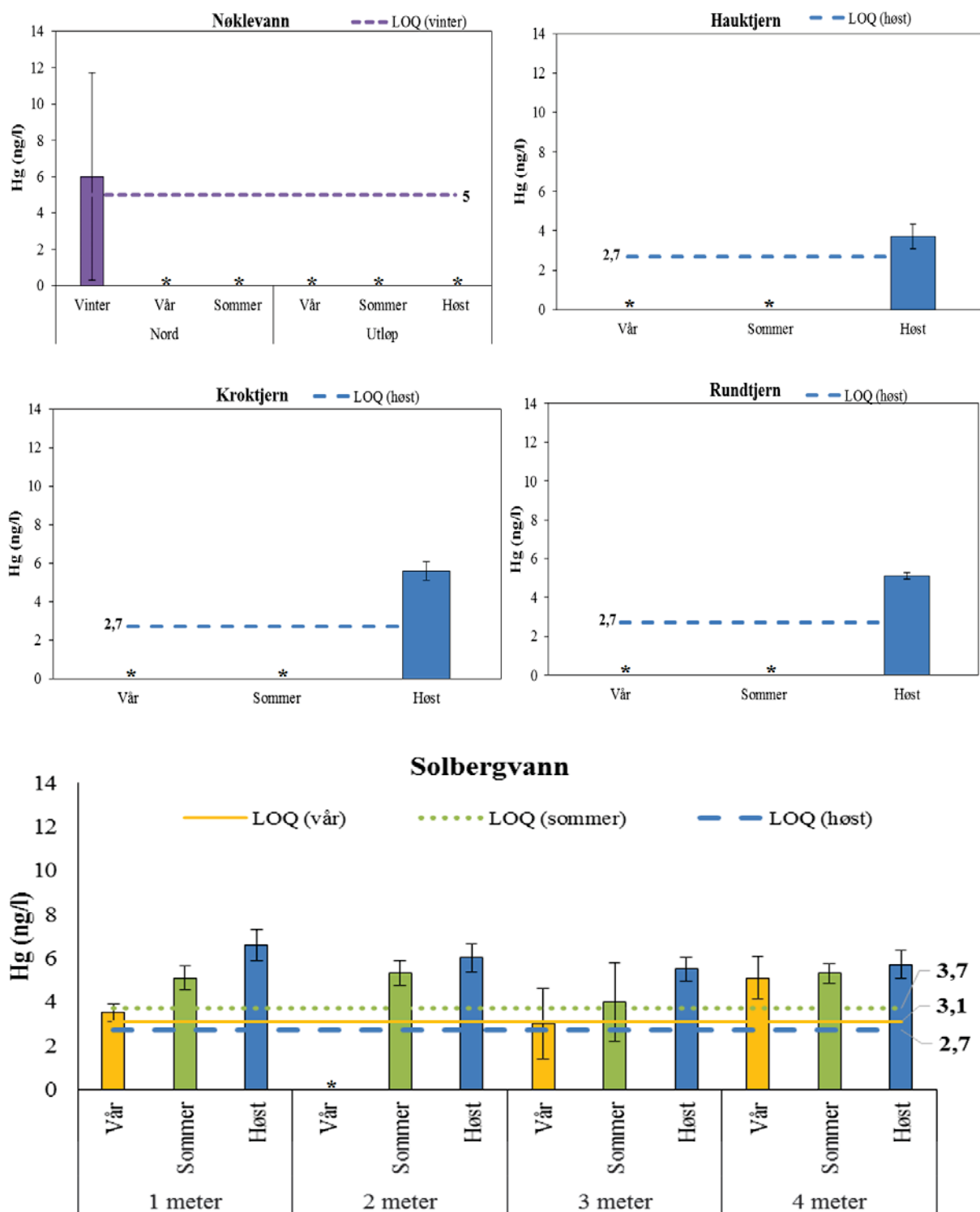
4.2.1 Stabilitetsforsøk



Figur 8 Gjenfinning av spike (%). Spike = 20 ng/l tilsatt kvikksølv i konserverte vannprøver. Y-aksen viser gjenfinning av spike oppgitt i prosent. X-aksen viser tiden (dager) prøvene ble analysert etter tilsatt spike. $n=20$. Formelen for gjenfinning av spike er vist i Vedlegg D, Likning D3.

Figur 8 viser at gjennomsnittet for gjenfinningen av spike varierte mellom 94 % (dag 1, Solbergvann, to meter) og 108 % (dag 130, Solbergvann, fire meter). Dette er innenfor akseptable grenser (90-110%).

4.2.2 Konsentrasjonen av kvikksølv i innsjøer som ligger i nedbørfeltet i Nøkle vann



Figur 9 Konsentrasjon av kvikksølv i Nøkle vann, Hauktjern, Kroktjern, Rundtjern og Solbergvann for ulike sesonger. Hver søyle representer et gjennomsnitt av tre replikater samt standardavvik. Linjene viser LOQ for ulike sesonger. */** = gjennomsnittsverdien av tre replikater er under LOQ/LOD.

Lutvann er ikke tatt med i Figur 9 da målingene som ble gjort i for vinteren, våren og høsten lå under LOD, i tillegg til at sommermålingene lå under LOQ. For de andre innsjøene er ikke vintersesongen tatt med (med unntak av Nøkle vann nord) da disse lå under LOD. En kan se en trend hvor Hauktjern (3,7 ng/l), Kroktjern (5,6 ng/l), Rundtjern (5,1 ng/l) og Solbergvann (5,5-6,6 ng/l) har mest kvikksølv om høsten. I Figur 9 kan en se en trend i Solbergvann hvor konsentrasjonen av kvikksølv øker fra vår til høst.

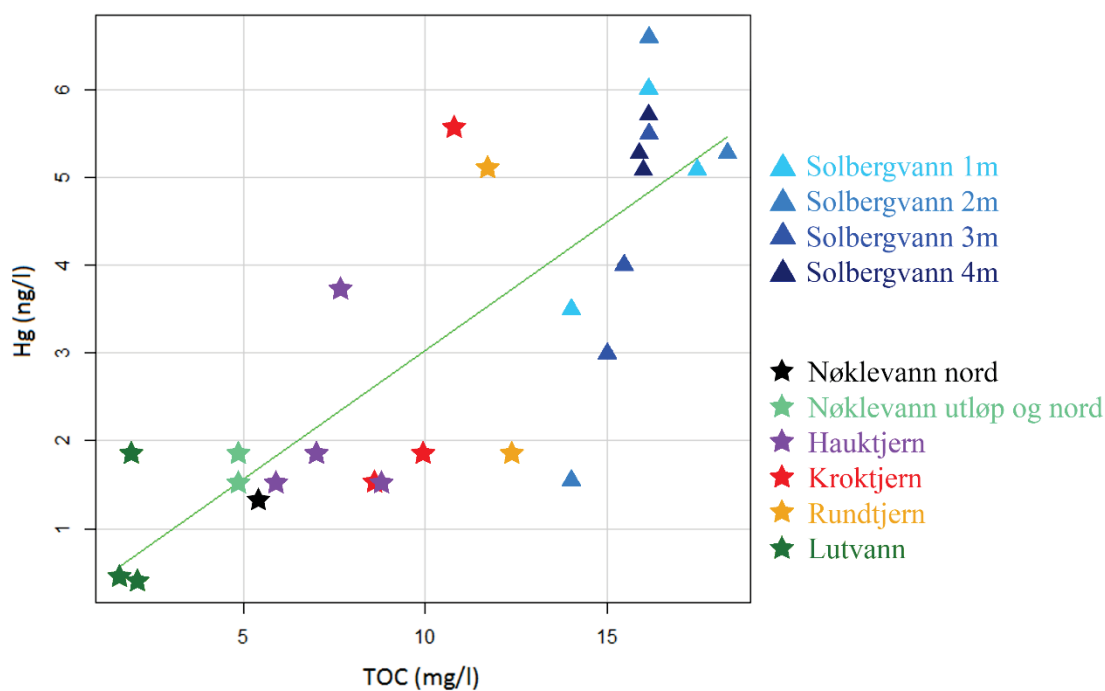
4.2.3 Korrelasjon mellom kvikksølv og organisk materiale

Tabell 1 Korrelasjonsmatrise for organisk materiale mot kvikksølv. Regresjonslikningen er oppgitt. For kvikksølv: $n=29$

x	y	Hg
TOC (mg/l)	$y = 0,113 + 0,292x$ p-verdi = $9,2 \cdot 10^{-08}$	
Farge (mg Pt/l)	$y = 0,778 + 0,024x$ p-verdi = $4,2 \cdot 10^{-09}$	
Abs. Ved 254 nm	$y = 0,493 + 5,64x$ p-verdi = $7,4 \cdot 10^{-09}$	
Abs. Ved 410 nm	$y = 0,783 + 9,41x$ p-verdi = $4,6 \cdot 10^{-09}$	
Abs. Ved 465 nm	$y = 0,808 + 20,5x$ p-verdi = $2,4 \cdot 10^{-09}$	
Abs. Ved 665 nm	$y = 0,891 + 127x$ p-verdi = $5,5 \cdot 10^{-10}$	
E2/E4-ratio	$y = 6,28 - 1,42x$ p-verdi = 0,0021	

Tabell 1 viser at det var signifikant korrelasjon mellom kvikksølv og samtlige parametere. Kvikksølv økte proporsjonalt med TOC, farge og absorbans ved 254, 410, 465 og 665 nm. Analyseresultatene for prøvene fra vintersesongen ble ikke tatt med da 90 % av prøvene lå under LOD.

Kvikksølv og TOC

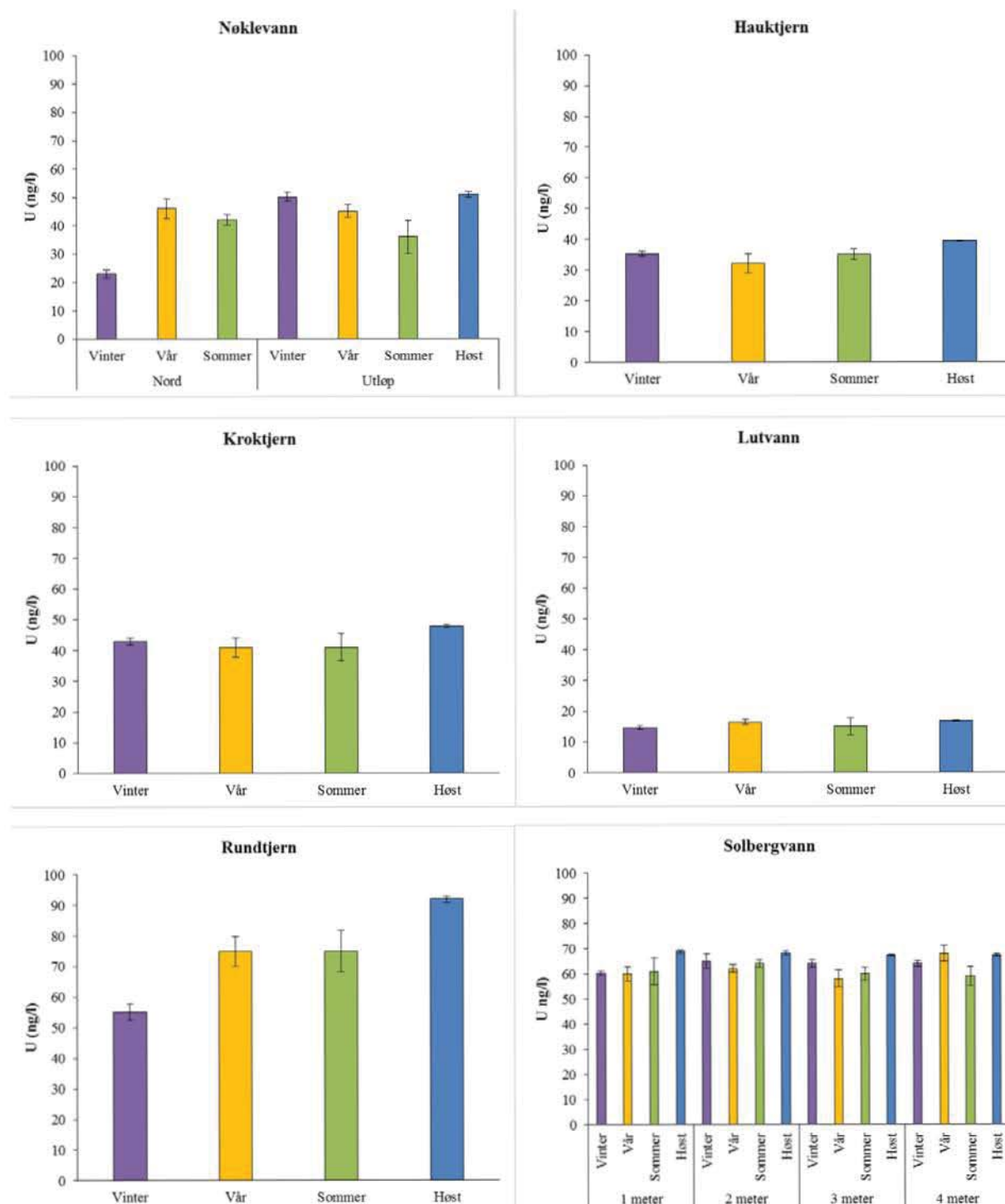


Figur 10 Korrelasjon mellom kvikksølv og TOC, $n=29$. TOC konsentrasjonen lå mellom 1,5 mg/l (Lutvann, vinter) til 18 mg/l (Solbergvann, sommer, to meter).

Figur 10 viser at konsentrasjonen av kvikksølv er 0,11 ng/l når det ikke er organisk karbon i vannet. Stigningstallet er 0,29, altså øker kvikksølvkonsentrasjonen med 0,29 ng/l når TOC øker med 1 mg/l.

4.3 Uran

4.3.1 Konsentrasjonen av uran i innsjøer som ligger i nedbørfeltet til Nøklevann



Figur 11 Konsentrasjoner av uran i Nøklevann, Hauktjern, Kroktjern, Lutvann, Rundtjern og Solbergvann for alle sesonger. Hver søyle representerer et gjennomsnitt av tre replikater samt standardavvik. Alle målingene av uran var over LOQ.

Ut ifra Figur 11 er det ingen tydelige trender for hvilken sesong det er mest uran. Det var for alle sesonger minst uran i Lutvann (15-17 ng/l). Det var mest uran i Solbergvann om vinteren (60-65 ng/l) og for de andre sesongene i Rundtjern (75-92 ng/l).

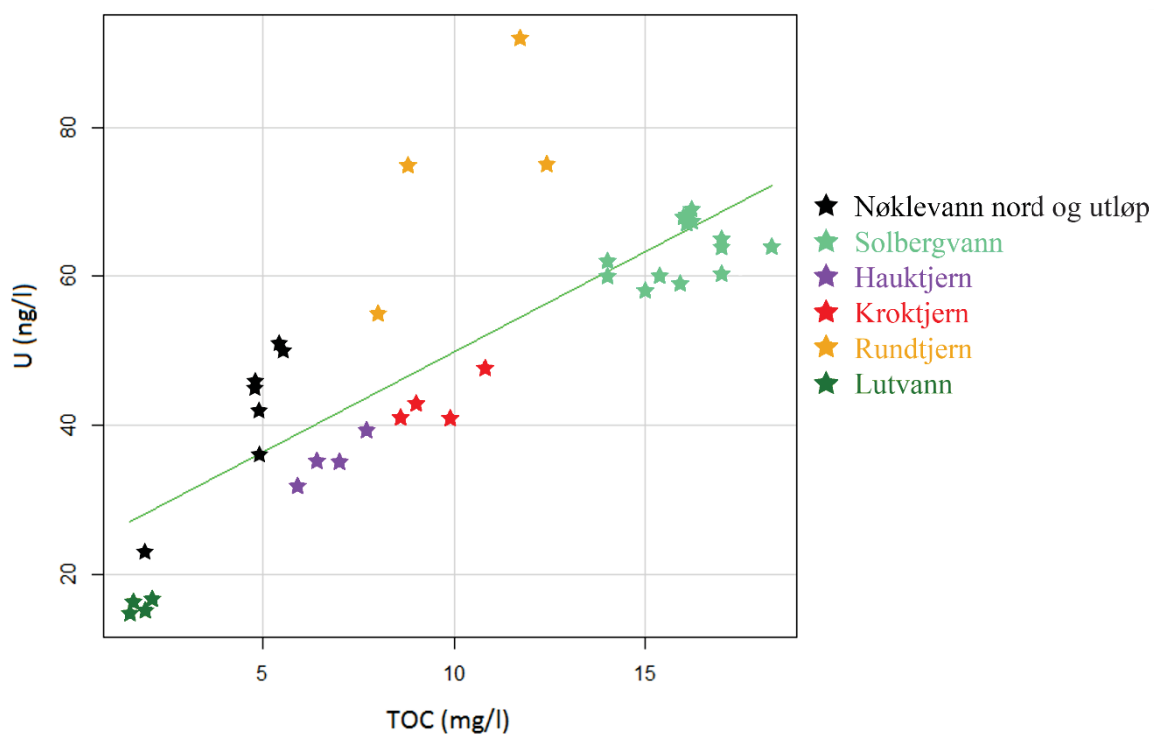
4.3.2 Korrelasjon mellom uran og organisk materiale

Konsentrasjonen av uran økte signifikant med økende TOC ($p < 0,05$). Det samme gjaldt for farge, absorpsjonsmålinger (254, 465, 665 nm) og E2/E4-forhold. I Tabell 2 under kan en se korrelasjonsmatrisene mellom organisk materiale og uran.

Tabell 2 Korrelasjonsmatrise for organisk materiale mot kvikksølv. Regresjonslikningen er oppgitt. For uran: $n = 39$

x	y	U
TOC (mg/l)	$y = 22,9 + 2,69x$ $p\text{-verdi} = 4,55 \cdot 10^{-10}$	
Farge (mg Pt/l)	$y = 29,3 + 0,225x$ $p\text{-verdi} = 5,9 \cdot 10^{-10}$	
Abs. Ved 254 nm	$y = 26,5 + 52,2x$ $p\text{-verdi} = 2,95 \cdot 10^{-10}$	
Abs. Ved 410 nm	$y = 29,2 + 86,7x$ $p\text{-verdi} = 6,0 \cdot 10^{-10}$	
Abs. Ved 465 nm	$y = 29,8 + 188x$ $p\text{-verdi} = 8,9 \cdot 10^{-10}$	
Abs. Ved 665 nm	$y = 32,0 + 1122x$ $p\text{-verdi} = 3,9 \cdot 10^{-09}$	
E2/E4-ratio	$y = 87,2 - 16,1x$ $p\text{-verdi} = 0,00022$	

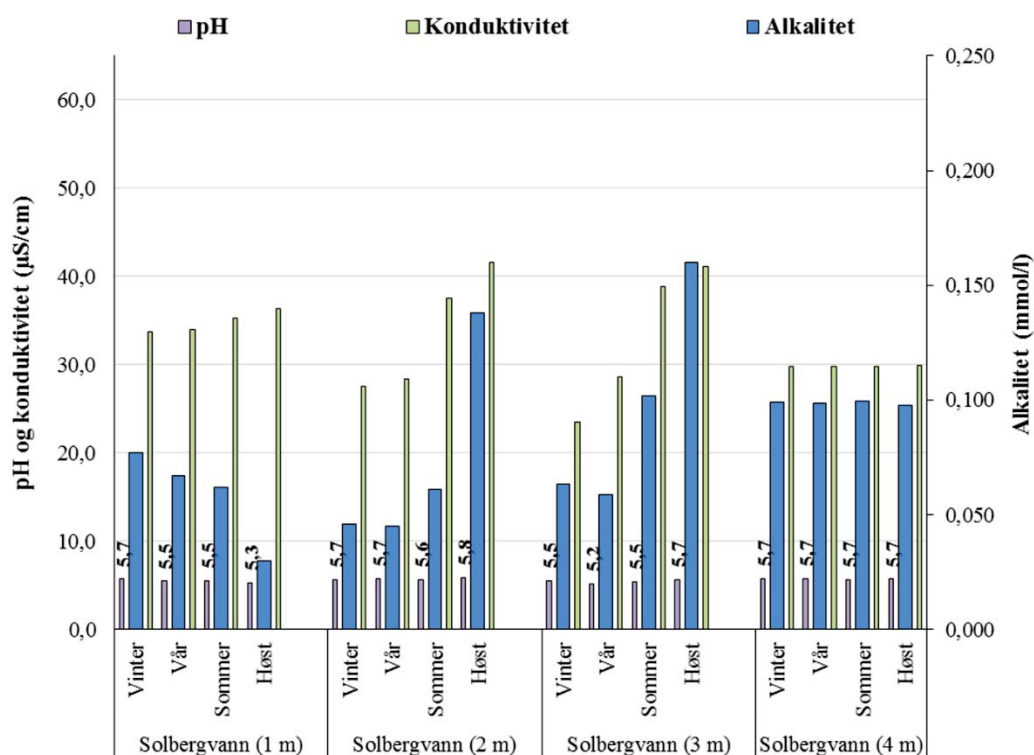
Uran og TOC



Figur 12 Korrelasjon mellom uran og TOC. Linjen indikerer den minste kvadrat linjen. TOC konsentrasjonen lå mellom 1,5 mg/l (Lutvann, vinter) til 18 mg/l (Solbergvann, sommer, to meter).

Figur 12 viser at når TOC øker med 1 mg/l vil konsentrasjonen av uran øke med 2,7 ng/l (2,7 er stigningstallet).

4.4 Bufferkapasitet i Østmarka



Figur 13 pH, alkalitet og konduktivitet ved 1-4 meter i Solbergvann alle sesonger.

Tabell 3 pH, Alkalitet og konduktivitet i Nøklevann, Hauktjern, Kroktjern, Lutvann og Rundtjern alle sesonger.

Høstprøven fra nordenden til Nøklevann er utelatt fra figuren på grunn av ikke-representativ prøve. n=23.

Lokalitet	Sesong	pH	Alkalitet (mmol/l)	Konduktivitet (µS/cm)
Nøklevann nord	Vinter	6,5	0,064	23
	Vår	6,8	0,13	37
	Sommer	7,0	0,14	37
Nøklevann utløp	Vinter	6,5	0,13	39
	Vår	6,8	0,13	37
	Sommer	7,0	0,14	36
	Høst	6,3	0,10	30
Hauktjern	Vinter	6,1	0,069	31
	Vår	6,6	0,089	31
	Sommer	6,3	0,074	28
	Høst	6,2	0,10	32
Kroktjern	Vinter	5,8	0,054	32
	Vår	6,4	0,070	29
	Sommer	5,7	0,036	26
	Høst	7,0	0,22	53
Lutvann	Vinter	7,0	0,21	59
	Vår	7,1	0,21	54
	Sommer	7,2	0,22	53
	Høst	6,3	0,22	45
Rundtjern	Vinter	5,8	0,065	36
	Vår	6,6	0,14	35
	Sommer	6,2	0,11	32
	Høst	5,7	0,07	30

Kapittel 4.4.1-4.4.3 er beskrevet ut ifra Tabell 3 og Figur 13.

4.4.1 pH

De lilla stoplene i Figur 13 viser at pH-verdien i Solbergvann (5,2-5,8) er noe lavere i forhold til de andre innsjøene (5,7-7,1) som er vist i Tabell 3. Lutvann hadde de høyeste verdiene for pH (6,3-7,2). Det er også en variasjon mellom sesongene; pH er høyest om sommeren og våren.

4.4.2 Alkalitet

Alkalitet var lavest om vinteren og høyest om høsten. I Tabell 3 kan en se at Lutvann skilte seg ut med høyere verdier for alkalitet (0,21-0,22 mmol/l) mens Figur 13 viser at Solbergvann (0,03-0,14 mmol/l) hadde de laveste verdiene. Nordenden og utløpet av Nøklevann hadde generelt like verdier for alkalitet om våren og sommeren, som vises i Tabell 3.

4.4.3 Konduktivitet

Tabell 3 viser at Lutvann (45-59 $\mu\text{S}/\text{cm}$) hadde generelt høyere verdier for konduktivitet enn de andre lokalitetene. I Figur 13 kan en se at Solbergvann hadde de laveste verdiene for konduktivitet om våren, sommeren og høsten mens den aller laveste verdien for konduktivitet ble målt i Nøklevanns nordende om vinteren (23 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

4.5 Hovedkomponenter og næringsstoffer

Hovedkomponentene som er omtalt i dette kapitlet er svovel, sulfat, klorid og fluorid.

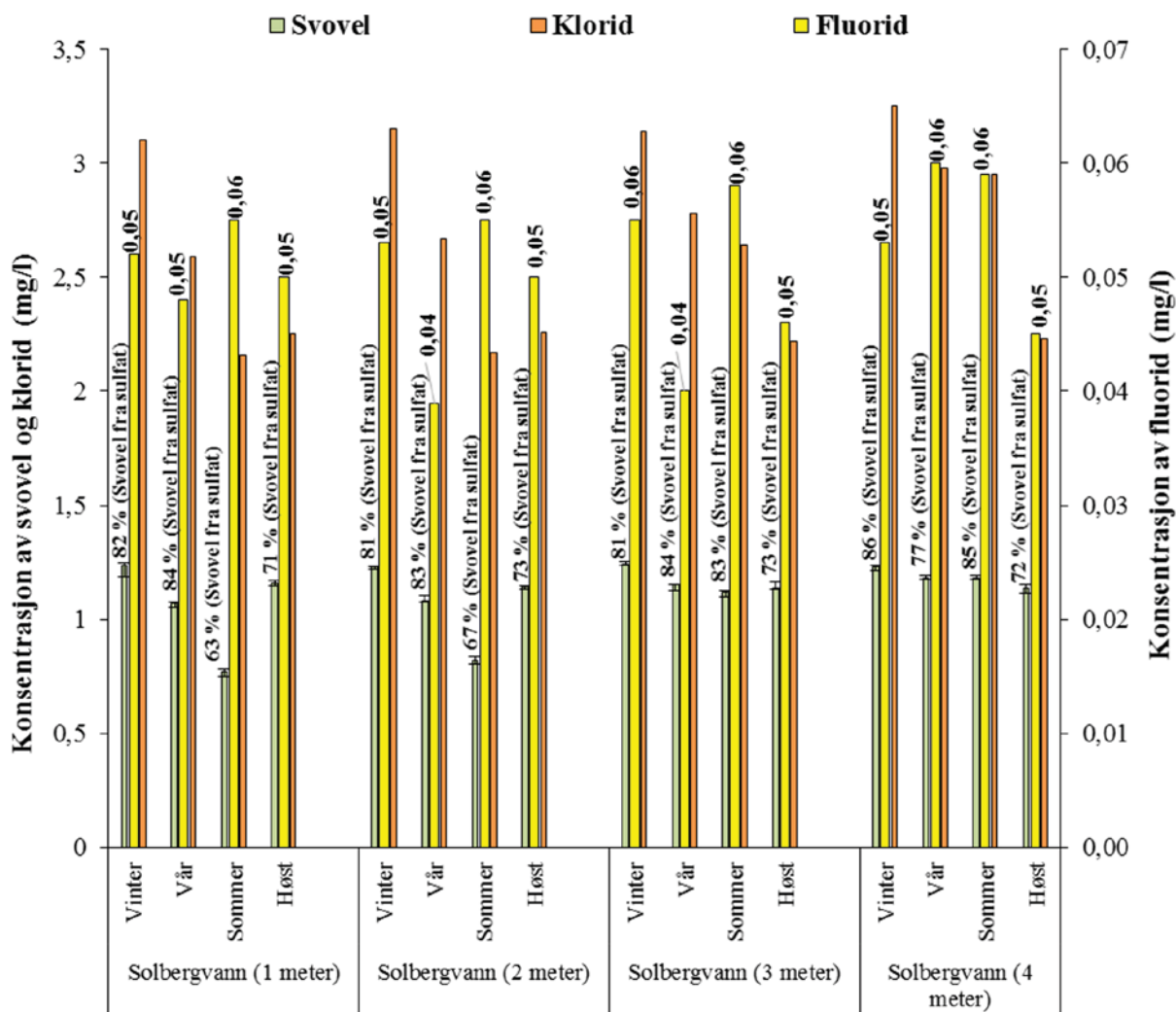
Næringsstoffene i dette kapitlet er fosfor, nitrogen, nitrat-nitrogen, ammonium-nitrogen og jern. Ved hjelp av enkel utregning kan en finne ut av hvor mye svovel som kommer fra sulfat.

Dette gjøre ved å dividerer atommassen til svovel (32 g/mol) med molarmassen til sulfat (96 g/mol) og multipliserer dette med sulfatkonsentrasjonen. Dette gir andel svovel fra sulfat i den totale svovelskonsentrasjonen.

4.5.1 Hovedkomponenter

Tabell 4 Konsentrasjon av svovel, andel svovel fra sulfat, klorid og fluorid i innsjøene i Østmarka for alle sesonger. Høstprøven fra nordenden til Nøkle vann er utelatt fra figuren på grunn av ikke-representativ prøve. $n=23$.

Prøvelokalitet	Sesong	Svovel (mg/l)	Andel svovel fra sulfat (%)	Klorid (mg/l)	Fluorid (mg/l)
Nøkle vann nord	Vinter	$0,97 \pm 0,021$	96 %	2,1	0,02
	Vår	$1,4 \pm 0,0058$	96 %	2,7	0,05
	Sommer	$1,3 \pm 0,0023$	100 %	2,7	0,04
Nøkle vann utløp	Vinter	$1,5 \pm 0,018$	95 %	3,2	0,06
	Vår	$1,4 \pm 0,028$	94 %	2,8	0,05
	Sommer	$1,3 \pm 0,011$	98 %	2,7	0,04
	Høst	$1,4 \pm 0,027$	92 %	2,6	0,05
Hauktjern	Vinter	$1,2 \pm 0,023$	93 %	3,3	0,05
	Vår	$1,1 \pm 0,0042$	92 %	2,9	0,05
	Sommer	$0,94 \pm 0,0024$	94 %	2,7	0,05
	Høst	$1,0 \pm 0,0055$	88 %	2,4	0,04
Kroktjern	Vinter	$1,2 \pm 0,014$	92 %	3,4	0,04
	Vår	$1,1 \pm 0,024$	88 %	2,8	0,05
	Sommer	$0,91 \pm 0,029$	92 %	2,7	0,05
	Høst	$1,0 \pm 0,0086$	83 %	2,4	0,04
Lutann	Vinter	$3,0 \pm 0,035$	99 %	2,8	0,06
	Vår	$2,8 \pm 0,016$	98 %	2,6	0,06
	Sommer	$2,6 \pm 0,056$	106 %	$2,4 \pm 0,008$	$0,06 \pm 0,009$
	Høst	$2,7 \pm 0,032$	98 %	2,5	0,07
Rundtjern	Vinter	$1,4 \pm 0,052$	92 %	3,3	0,05
	Vår	$1,2 \pm 0,016$	90 %	2,4	0,06
	Sommer	$1,0 \pm 0,019$	92 %	2,0	0,07
	Høst	$1,3 \pm 0,013$	83 %	2,3	0,06



Figur 14 Totalkonsentrasjon av svovel, konsentrasjon av svovel bundet som sulfat, samt konsentrasjon av klorid og fluorid målt i prøver hentet ved 1-4 meter dyp i Solbergvann på en bestemt dato for hver årstid.

Prosentandelen over den grønne søylen (søylen for svovel) viser andel av svovel som er bundet til sulfat.

Den lysegrønne stolpen i Figur 14 i hver sesong for hvert dyp, viser hvor mye svovel det er i forhold til klorid (oransje stolpe) i de ulike sesongene i Solbergvann. Det er også angitt prosentandel av svovel fra sulfat som inngår i den totale svovelkonsentrasjonen. Det er mer klorid enn svovel i alle innsjøene utenom Lutvann. Det ser ut til at det er mest svovel og sulfat om vinteren. Den samme tendensen gjelder også for klorid. Tabell 4 viser at Lutvann hadde den høyeste konsentrasjonen av svovel og sulfat. Konsentrasjonen av svovel og sulfat var lavest om sommeren. Det var lavest konsentrasjon av klorid om sommeren og høsten. Fluoridkonsentrasjonene ser ut til å endre seg lite mellom sesongene. Det var variasjon mellom prøvetakingslokalitetene.

4.5.2 Næringsstoffer

I Tabell 5 kan en se at det hovedsakelig var mest nitrogen i innsjøene. Det var minst ammonium-nitrogen av alle næringsstoffene som er tatt med i Tabell 5. For fosfor, jern, nitrogen og ammonium-nitrogen var alle målingene over LOQ. For nitrat-nitrogen var noen av målingene under LOQ. Solbergvann (sommeren, to meter) var under LOD. Det var høyest fosforkonsentrasjoner i Solbergvann og Rundtjern.

Tabell 5 Næringsstoffer (nitrogen, andel nitrogen fra nitrat og ammonium, totalkonsentrasjon av jern og fosfor) i Nøklevann, Hauktjern, Lutvann og Rundtjern og Solbergvann alle sesonger. Høstprøven fra nordenden til Nøklevann er utelatt fra figuren på grunn av ikke-representativ prøve. n=39 .

Prøvelokalitet	Sesong	Nitrogen (mg/l)	Andel nitrogen fra nitrat (%)	Ammonium-Nandel nitrogen fra ammonium (%)	Jern mg/l	Fosfor (µg/l)
Nøklevann nord	Vinter	0,48	47 %	24 %	0,050 ± 0,040	2,7 ± 0,60
	Vår	0,29	37 %	1 %	0,064 ± 0,0011	7 ± 1,6
	Sommer	0,26	0 %	3 %	0,066 ± 0,0011	6,9 ± 0,21
Nøklevann utløp	Vinter	0,33	42 %	5 %	0,11 ± 0,0014	4,5 ± 0,23
	Vår	0,30	39 %	0 %	0,063 ± 0,0062	4,6 ± 0,57
	Sommer	0,24	0 %	2 %	0,072 ± 0,0012	5,5 ± 0,12
	Høst	0,29	38 %	4 %	0,11 ± 0,0016	6,3 ± 0,15
Hauktjern	Vinter	0,28	21 %	11 %	0,18 ± 0,0031	3,4 ± 0,23
	Vår	0,25	12 %	1 %	0,090 ± 0,00059	4,7 ± 0,20
	Sommer	0,28	3 %	4 %	0,15 ± 0,0019	4,9 ± 0,42
	Høst	0,30	17 %	8 %	0,37 ± 0,00044	6,4 ± 0,086
Kroktjern	Vinter	0,34	21 %	11 %	0,38 ± 0,0080	3,7 ± 0,017
	Vår	0,30	13 %	3 %	0,30 ± 0,0086	5,2 ± 0,38
	Sommer	0,32	3 %	6 %	0,29 ± 0,0057	5,1 ± 0,28
	Høst	0,33	16 %	9 %	0,65 ± 0,0076	11 ± 3,8
Lutvann	Vinter	0,22	41 %	11 %	0,0038 ± 0,00038	3,0 ± 0,096
	Vår	0,22	35 %	0 %	0,005 ± 0,0031	2,5 ± 0,35
	Sommer	0,16	12 %	5 %	0,0008 ± 0,00022	2 ± 1,5
	Høst	0,18	24 %	6 %	0,010 ± 0,00024	3,7 ± 0,060
Rundtjern	Vinter	0,39	27 %	19 %	0,20 ± 0,24	6 ± 1,8
	Vår	0,41	0 %	0 %	0,21 ± 0,0054	19 ± 2,1
	Sommer	0,42	10 %	7 %	0,21 ± 0,0036	10 ± 2,0
	Høst	0,50	5 %	26 %	0,53 ± 0,0068	11 ± 0,096
Solbergvann (1 m)	Vinter	0,76	9 %	16 %	0,28 ± 0,0049	8,7 ± 0,19
	Vår	0,43	8 %	3 %	0,22 ± 0,00017	12 ± 1,9
	Sommer	0,45	1 %	17 %	0,17 ± 0,00087	16 ± 1,2
	Høst	0,52	3 %	18 %	0,47 ± 0,0066	14 ± 1,8
Solbergvann (2 m)	Vinter	0,57	11 %	18 %	0,31 ± 0,0026	9,8 ± 0,89
	Vår	0,39	9 %	5 %	0,23 ± 0,0034	12 ± 1,9
	Sommer	0,43	1 %	6 %	0,20 ± 0,0037	16 ± 1,7
	Høst	0,5	5 %	17 %	0,46 ± 0,0014	13 ± 2,3
Solbergvann (3 m)	Vinter	0,59	11 %	22 %	0,34 ± 0,0019	10 ± 0,47
	Vår	0,43	7 %	13 %	0,29 ± 0,0012	9,8 ± 0,41
	Sommer	0,38	0 %	4 %	0,36 ± 0,0019	14 ± 1,9
	Høst	0,53	3 %	16 %	0,46 ± 0,0076	14 ± 0,64
Solbergvann (4 m)	Vinter	0,54	13 %	17 %	0,41 ± 0,0018	12 ± 0,39
	Vår	0,67	1 %	36 %	0,61 ± 0,0070	19 ± 0,86
	Sommer	0,48	0 %	9 %	0,62 ± 0,0064	18 ± 0,16
	Høst	0,51	3 %	17 %	0,46 ± 0,0055	12 ± 2,1

Nitrogen

I Tabell 5 kan en se at de høyeste nitrogenkonsentrasjonene hovedsakelig var om vinteren. Solbergvann og Rundtjern hadde høyest konsentrasjon av nitrogen. Den totale

nitrogenkonsentrasjonen varierte fra 0,16 mg/l til 0,76 mg/l. Tabell 5 illustrer at Lutvann hadde de laveste konsentrasjonene av nitrogen (0,16-0,22 mg/l).

Ammonium

Det er tydelig i Tabell 5 at den samme trenden som for nitrat også gjaldt for ammonium med tanke på at det var mest ammonium i vintersesongen. For de fleste av prøvetakingslokalitetene var det en større andel nitrogen fra nitrat (opptil 47 %) enn nitrogen fra ammonium (opptil 36 %). Solbergvann hadde generelt høyere andel nitrogen fra ammonium enn nitrat, dette er vist i Tabell 5. Både nitrat og ammonium er uorganiske forbindelser av nitrogen. Det er derfor oftest mest organisk nitrogen i innsjøene som har blitt målt.

Nitrat

Konsentrasjonen av nitrat lavest i sommersesongen (se Tabell 5). I Tabell 5 kan det se ut til at det er en trend med høyere konsentrasjoner av nitrat i vintersesongen.

Jern

Solbergvann hadde de høyeste konsentrasjonene av jern gjennom alle fire sesongene (unntatt Kroktjern om sommeren). I følge Tabell 5 varierte konsentrasjonen av jern i Solbergvann mellom 0,17 mg/l og 0,47 mg/l. Tabell 5 illustrer at det generelt var mest jern om høsten. Lutvann var den prøvetakingslokaliteten som hadde lavest konsentrasjon av jern. Det var lite variasjon i jernkonsentrasjonen for Nøkle vann nordenden og utløp i vår- og sommersesongen. Det var signifikant ($p < 0,05$) korrelasjon mellom jern og organisk materiale for innsjøene som ble målt i 2015 ($n=38$).

Fosfor

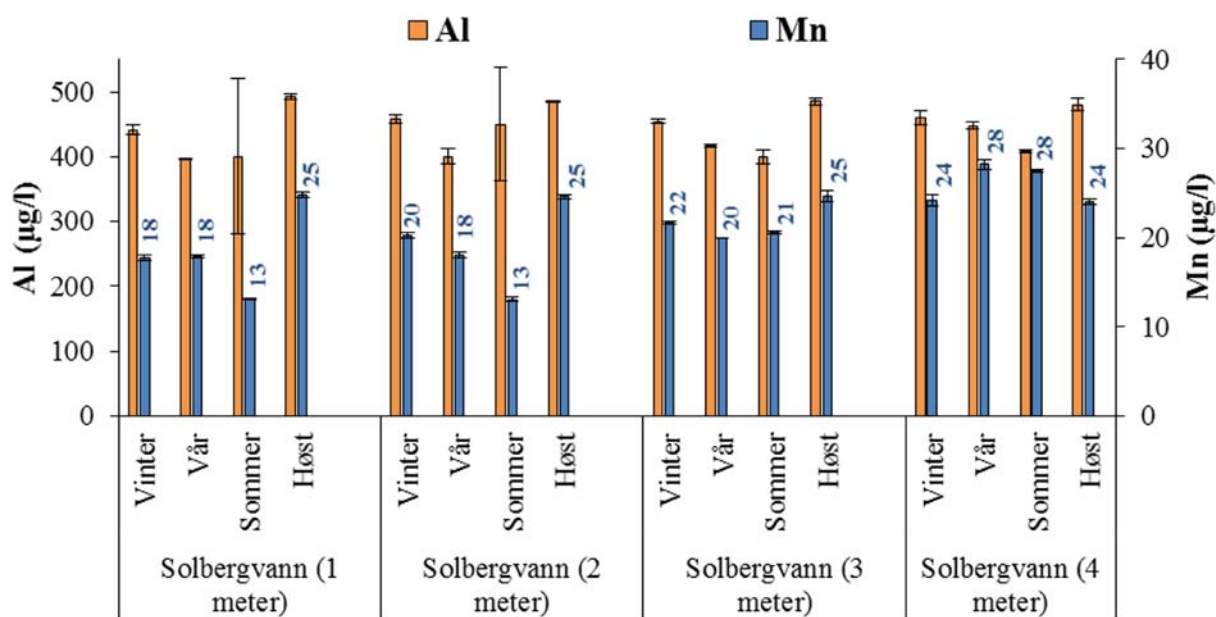
I Tabell 5 framkommer det at det ofte var høyest konsentrasjon av fosfor om høsten. Sesongen med de laveste fosfor konsentrasjonene var om vinteren. Lutvann hadde de laveste konsentrasjonene av fosfor, dette er vist i Tabell 5.

4.6 Aluminium og tungmetaller

Dette delkapittelet tar utgangspunkt i Tabell 6 (totalkonsentrasjoner av Al, Mn, Cu, Pb, Cd og Zn i alle innsjøer utenom Solbergvann), Figur 15 (totalkonsentrasjoner av Al og Mn i Solbergvann) og Figur 16 (totalkonsentrasjoner av Cu, Pb, Cd og Zn i Solbergvann).

Tabell 6 Totalkonsentrasjoner av Al, Mn, Cu, Pb, Cd og Zn i Nøklevann, Hauktjern, Kroktjern, Lutvann og Rundtjern alle sesonger. Høstprøven fra nordenden til Nøklevann er utelatt fra figuren på grunn av ikke-representativ prøve. $n=23$.

Prøvelokalitet	Sesong	Al ($\mu\text{g/l}$)	Mn ($\mu\text{g/l}$)	Cu ($\mu\text{g/L}$)	Pb ($\mu\text{g/L}$)	Cd (ng/L)	Zn ($\mu\text{g/L}$)
Nøklevann nord	Vinter	$61 \pm 6,5$	$8,3 \pm 0,24$	$0,34 \pm 0,020$	$0,23 \pm 0,0061$	$13 \pm 1,1$	$3,0 \pm 0,56$
	Vår	$89 \pm 0,67$	$11 \pm 0,16$	$0,52 \pm 0,013$	$0,062 \pm 0,0040$	$11 \pm 0,13$	$2,8 \pm 0,15$
	Sommer	$55 \pm 8,5$	$8,7 \pm 0,11$	$0,47 \pm 0,0038$	$0,048 \pm 0,0046$	$9,2 \pm 0,35$	$1,5 \pm 0,081$
Nøklevann utløp	Vinter	$140 \pm 2,5$	$12 \pm 0,23$	$0,57 \pm 0,021$	$<0,15$	$17 \pm 0,54$	$3,7 \pm 0,33$
	Vår	$92 \pm 1,1$	$11 \pm 0,17$	$0,53 \pm 0,011$	$0,070 \pm 0,013$	$11 \pm 0,39$	$2,6 \pm 0,0033$
	Sommer	$53 \pm 3,6$	$8,0 \pm 0,046$	$0,47 \pm 0,0027$	$0,082 \pm 0,0049$	$7,8 \pm 0,52$	$1,4 \pm 0,023$
	Høst	$110 \pm 3,0$	$18 \pm 0,35$	$0,60 \pm 0,023$	$<0,25$	$13 \pm 0,11$	$<6,2$
Hauktjern	Vinter	$340 \pm 8,0$	$33 \pm 0,36$	$0,61 \pm 0,048$	$0,22 \pm 0,024$	$43 \pm 0,63$	$7,8 \pm 0,24$
	Vår	$220 \pm 0,80$	$25 \pm 0,15$	$0,55 \pm 0,0097$	$0,12 \pm 0,0033$	$23 \pm 0,27$	$5,0 \pm 0,016$
	Sommer	$230 \pm 9,8$	$22 \pm 0,17$	$0,58 \pm 0,0066$	$0,19 \pm 0,0021$	$22 \pm 0,84$	$4,6 \pm 0,020$
	Høst	$300 \pm 1,0$	$100 \pm 0,37$	$0,67 \pm 0,0067$	$0,26 \pm 0,0023$	$31 \pm 0,69$	$6,6 \pm 0,041$
Kroktjern	Vinter	$350 \pm 2,6$	$64 \pm 0,55$	$0,65 \pm 0,029$	$0,39 \pm 0,0014$	70 ± 22	$8,4 \pm 0,17$
	Vår	$290 \pm 7,4$	$35 \pm 1,3$	$0,66 \pm 0,019$	$0,36 \pm 0,014$	$34 \pm 1,0$	$5,9 \pm 0,17$
	Sommer	300 ± 96	$45 \pm 0,89$	$0,64 \pm 0,023$	$0,400 \pm 0,0053$	$36 \pm 0,85$	$5,9 \pm 0,19$
	Høst	$350 \pm 3,9$	$106 \pm 1,0$	$0,78 \pm 0,015$	$0,550 \pm 0,0022$	$43 \pm 2,8$	$7,1 \pm 0,17$
Lutvann	Vinter	$13 \pm 0,32$	$0,87 \pm 0,031$	$0,46 \pm 0,011$	$<\text{LOD}$	$8,8 \pm 0,68$	$1,7 \pm 0,18$
	Vår	$12 \pm 0,094$	$1,9 \pm 0,040$	$0,40 \pm 0,011$	$0,027 \pm 0,0017$	$6,2 \pm 0,56$	$1,3 \pm 0,0080$
	Sommer	$14 \pm 5,3$	$1,6 \pm 0,050$	$0,42 \pm 0,010$	$0,052 \pm 0,0095$	$5,4 \pm 0,32$	$0,94 \pm 0,034$
	Høst	$17 \pm 0,37$	$2,4 \pm 0,0079$	$0,55 \pm 0,013$	$<0,25$	$6,3 \pm 0,40$	$<6,2$
Rundtjern	Vinter	$330 \pm 6,7$	$45 \pm 2,7$	$0,70 \pm 0,16$	$0,37 \pm 0,032$	$39 \pm 1,5$	$9,6 \pm 0,98$
	Vår	$250 \pm 5,3$	$34 \pm 0,86$	$0,55 \pm 0,011$	$0,300 \pm 0,0048$	$19 \pm 0,34$	$5,2 \pm 0,12$
	Sommer	310 ± 61	$29 \pm 0,57$	$0,65 \pm 0,0093$	$0,400 \pm 0,0058$	$23 \pm 0,63$	$5,8 \pm 0,12$
	Høst	$320 \pm 3,6$	$80 \pm 0,96$	$0,68 \pm 0,054$	$0,400 \pm 0,0077$	$22 \pm 0,81$	$6,4 \pm 0,082$

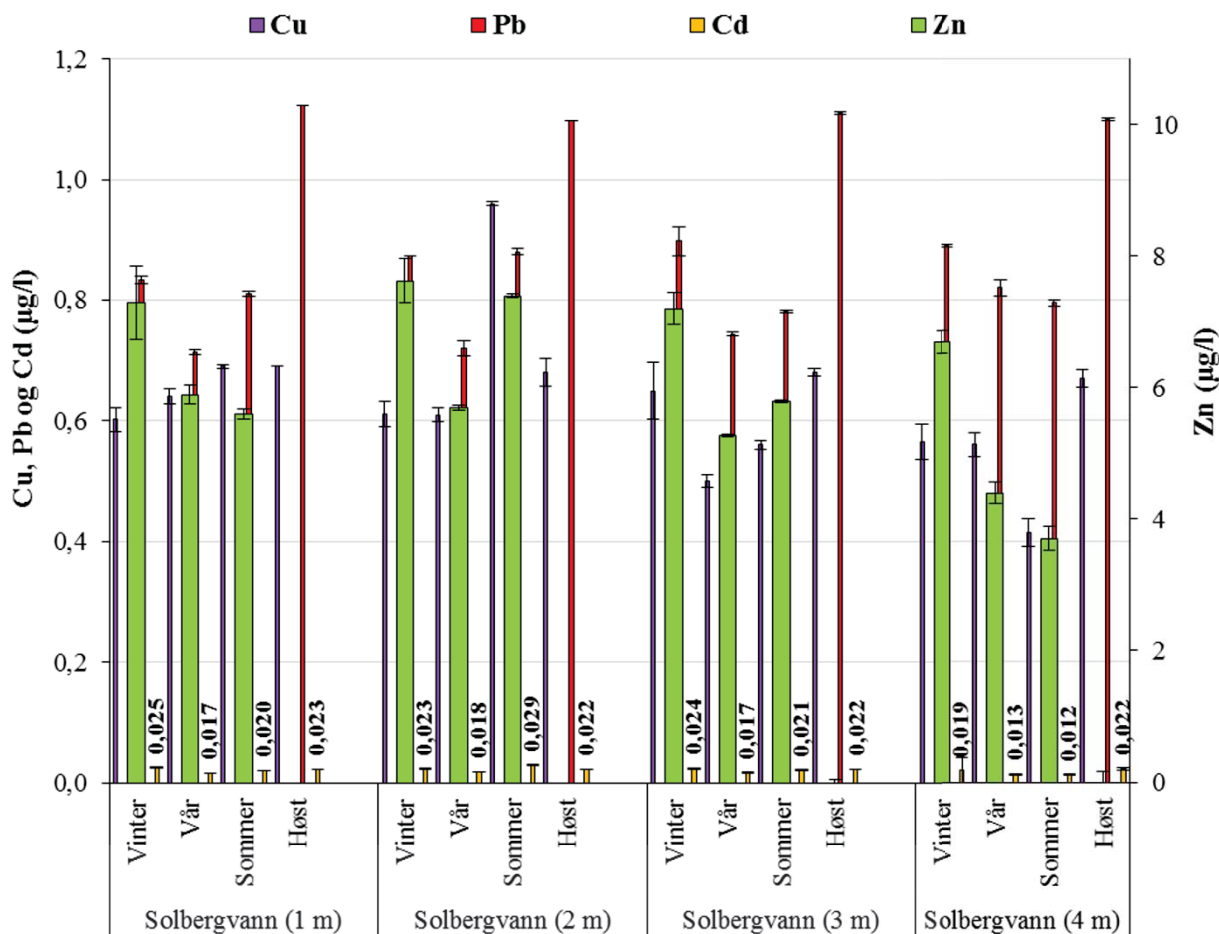


Figur 15 Konsentrasjon av Al og Mn i Solbergvann ved 1-4 meter dyp for alle sesonger. n=16.

4.6.1 Aluminium

En kan se at Lutvann hadde den laveste og Solbergvann hadde den høyeste konsentrasjonen av aluminium for alle sesongene (vist i henholdsvis Tabell 6 og Figur 15). En se at det for de fleste prøvetakingslokalitetene var det høyest konsentrasjon av aluminium i høstsesongen.

4.6.2 Tungmetaller



Figur 16 Konsentrasjon av Cu, Pb, Cd og Zn i Solbergvann ved 1-4 meter dyp for alle sesonger. n=16.

Mangan

Hauktjern hadde den høyeste konsentrasjonen av mangan gjennom alle sesongene, dette er vist i Tabell 6. Lutvann hadde alltid den laveste konsentrasjonen av mangan for alle sesongene. Nøkle vann nordenden og utløp varierte lite mellom hverandre for de ulike sesongene.

Kobber

Konsentrasjonen av kobber var høyest i høstsesongen. I Figur 16 kan en se at kobberkonsentrasjonen varierte nedover i dypet i Solbergvann. Det var stort sett mest kobber i Solbergvann og minst i Lutvann.

Bly

Lutvann hadde generelt de laveste konsentrasjonene av bly for alle sesongene (se Tabell 6). Det var generelt mest bly i Solbergvann.

Kadmium

I Tabell 6 kan en se at Kroktjern hadde den høyeste konsentrasjonen av kadmium for alle sesongene. Det var stort sett høyest kadmiumkonsentrasjoner om vinteren (se Tabell 6 og Figur 16).

Sink

Lutvann hadde den laveste sinkkonsentrasjonen for alle sesongene. Det var lavest konsentrasjon av sink om høsten med unntak av Nøklevann nordenden og Kroktjern som hadde lavest konsentrasjon i sommersesongen, og Hauktjern i vårsesongen. Dette er vist i Tabell 6.

5 Diskusjon

5.1 Valg av metode

5.1.1 Metoden for feltarbeid

For å kunne kvantifisere konsentrasjonen av kvikksølv og uran i innsjøene i Østmarka, ble det benyttet ICP-MS på stikkprøver fra hver sesong. Denne typen måling vil være mindre representativ enn en kontinuerlig måling ettersom man ikke vet noe sikkert om konsentrasjoner dagene det ikke ble tatt vannprøver. Vannet som blir målt blir separert fra innsjøen og fraktet på en flaske. Dette endrer blant annet oksygennivået i vannet som blir målt. Selv om konsentrasjonen av oksygen ikke blir bestemt ved bruk av ICP-MS kan det tenkes at andre parametere som blir påvirket av oksygeninnholdet kan endres mellom prøvetaking og ICP-MS-måling. Samme person tok samtlige vannprøver, dette gjør at prøver fra ulike vann og sesonger er sammenlignbare. Korkene på både prøveflaskene (0,5 l) og prøverørene (50 ml) ble satt opp ned på bakken under prøvetakingen. Dette reduserer faren for kontaminering av vannprøvene. Provetaskene ble skylt i prøvevannet tre ganger før vannprøven ble tatt. Denne kondisjoneringen gjør at temperaturen til flasken blir mer lik temperaturen til vannet.

Hovedoppgaven var å sammenligne konsentrasjoner av kvikksølv og uran med konsentrasjoner av organisk materiale. Det ble derfor tatt fysiske vannprøver. Det er viktig å bemerke at det kun har vært fire prøvetakinger (en prøvetaking per sesong). Det er derfor relativt lite datamateriale å gå ut ifra.

5.1.2 Metoden for laboratorieanalysene

Metodens nøyaktighet ble kontrollert ved bruk av sertifisert referansemateriale. I ICP-MS analysene ble det benyttet referansematerialer som var sammenlignbare med analyttinnholdet og matrixen til vannprøvene i Østmarka. Vedlegg F, Tabell F2 viser at resultatene fra analysene av det sertifiserte referansematerialet lå innenfor det sertifiserte området for U, Cu (ikke høst), Fe, Mn, Al (ikke vår og høst), Cd (ikke høst), Zn, og Pb. Svovel og fosfor var ikke sertifisert. For de verdiene som ikke lå innenfor det sertifiserte området ble det beregnet

Bias. På denne måten kunne en beregne prosentvis avvik fra den sertifiserte verdien. Bias kvantifiserer hvor langt man er unna den sanne verdien. Siden det var lave verdier av totalkonsentrasjonen til grunnstoffene ble bias verdier på $\pm 7\%$ sett på som godt nok. I følge denne regelen var det kun kobber (høsten) og aluminium (vår og høst) som lå utenfor $\pm 7\%$. Det kan være flere årsaker til at disse var utenfor det sertifiserte området. Generelt måles det på svært lave konsentrasjoner. 1640a (sertifisert referansemateriale) var ikke tilgjengelig da vinterprøvene ble målt. I stedet ble 1643H målt for alle sesongene og ble derfor sammenlignet med seg selv. Det var lite avvik for 1643H gjennom sesongene (to til tre gjeldende siffer for gjennomsnittet av tre replikater).

NW-CRANBERRY-05 (GmbH 2013) (matrix: innsjø vann) ble benyttet som sertifisert referansemateriale for analysene av TOC, total nitrogen, nitrat-nitrogen, fluorid, klorid og sulfat. Vedlegg E, Tabell E2 viser at analysene av vannprøvene lå innenfor det sertifiserte området. Dette vil si at metoden har god nøyaktighet for TOC, Tot-N, $\text{NO}_3\text{-N}$, F^- , Cl^- og SO_4^{2-} .

Det lite variasjon mellom de tre parallellene til ICP-MS analysene som ble tatt for hver prøvetakingslokalitet hver sesong. Totalkonsentrasjonene ble målt ned til ng/l og $\mu\text{g/l}$. Likevel var det ofte to eller tre gjeldende siffer. Dette førte til lite usikkerhet og dermed god presisjon for målingene. TOC, Tot-N, $\text{NO}_3\text{-N}$, F^- , Cl^- og SO_4^{2-} ble målt i mg/l. Det var lite variasjon mellom parallellene, men det ble kun valgt paralleller fra sommersesongen for å kunne si noe om presisjonen i metoden (se Vedlegg E). Det ble tatt åtte replikater fra Lutvann og åtte replikater fra Solbergvann for å finne et standardavvik for høye og lave konsentrasjoner. Standardavvikene for replikatene fra Solbergvann og for Lutvann var ganske like. Dette tyder på at presisjonen i målingene var god.

5.2 Stabilitetsforsøk av kvikksølv

Kvikksølv kan være bundet til både organiske molekyler eller gitterstrukturer. I de konserverte prøvene hadde kvikksølv kompleksbundet til klor-ioner (se Likning (1), Kapittel 2.3.4). Gjenfinningen av spike lå mellom 94 % og 108 %. Med andre ord har kvikksølv god stabilitet ved lagring. Dette gjelder når prøven er konservert med HCl øyeblikkelig etter prøven er tatt, deretter tilsatt HNO_3 på laboratoriet (cirka 12 timer etter prøvetaking). Siste

analyse ble foretatt etter 130 dager. Prøvene sto i romtemperatur. Prøverørene som bestod av polypropylen var gode nok.

5.3 Variasjoner og trender i organisk materiale, oksygen, kvikksølv og uran i Østmarka

I dette delkapittelet er de målte verdiene for 2015 kun sammenlignet med tidligere målte verdier av samme innsjøer samt andre boreale innsjøer. Kapittel 5.3 og 5.4 er delt inn i syv deler på bakgrunn av følgende informasjon:

Organisk materiale og oksygen:

Organisk materiale har viktige biologiske funksjoner. OM kan blant annet kompleksbinde tungmetallioner og næringssaltioner. På denne måten kan OM øke eller redusere biotilgjengeligheten av ioner. Oksygenkonsentrasjonen kan ofte være avgjørende for hvilke ioner for frigjøres fra sedimentene (for eksempel kan lave oksygenkonsentrasjoner gi reduserende forhold i vannet og derav frigjøre Fe^{2+} og/eller Mn^{2+}). Det er en rekke fysiske prosesser (for eksempel strømninger) som styrer innsjøens oksygenkonsentrasjon. Produksjon og nedbryting av OM kan også bidra til å forandre oksygenforholdene i en innsjø.

Kvikksølv:

Konsentrasjonen av kvikksølv og eventuelt dens korrelasjon med OM er masteroppgavens hovedmål.

Uran:

Samme som for kvikksølv.

Bufferkapasitet (pH, alkalitet og konduktivitet):

Bufferkapasiteten beskriver innsjøenes innhold av karbohydrat og hydrogenkarbonat, samt deres innhold av ioner. pH er et mål på vannets surhetsgrad mens alkalitet angir den totale mengden av basiske komponenter. Konduktiviteten beskriver innsjøens totale innhold av ioner.

Hovedkomponenter (svovel, sulfat, klorid og fluorid):

Konsentrasjonen av sulfat og klorid i en innsjø kan si noe om hvorvidt innsjøen er påvirket av overflatevann, regnvann, markvann, saltvann eller grunnvann. Dette kapittelet kalles for hovedkomponenter ettersom både sulfat og klorid ofte er dominerende (har høyere konsentrasjon enn andre anioner) i en innsjø. Svovel er tatt med i dette delkapittelet for å kunne se nærmere på hvor stor mengde svovel som kommer fra sulfat i en innsjø i Østmarka. Fluorid finnes i lave konsentrasjoner, men ble likevel plassert i dette delkapittelet siden det er et anion.

Næringsstoffer (nitrogen, nitrat-nitrogen, ammonium-nitrogen, jern og fosfor):

Fosfor, nitrogen og jern er næringsstoffer påvirker vekst og biomasse i en innsjø. Disse næringsstoffene er ofte en begrensende faktor for at vannplantene skal kunne produsere organisk materiale. Nitrat-nitrogen og ammonium-nitrogen er også tatt med i dette delkapittelet for å se på andelen nitrogen fra disse forbindelsene.

Aluminium og tungmetaller (Mn, Cu, Pb, Cd og Zn):

Spormetallene i dette delkapittelet kan si noe om innsjøenes vitringsprosesser og utvasking. Konsentrasjonen av disse metallene er lave med unntak av reduserende forhold i innsjøen hvor det kan forekomme utlekking av metaller fra sedimenter.

5.3.1 Sesongvariasjoner av organisk materiale, kvikksølv og uran

Av innsjøene som ble undersøkt i Østmarka var det mest kvikksølv om høsten i Hauktjern, Kroktjern, Rundtjern, og Solbergvann 1-4 meter. Det var minst kvikksølv i Lutvann (<LOD for vinter, vår og høst, <3,7 for sommeren). Dette kan komme av at Lutvann har lang oppholdstid og et lite nedbørfelt (vist i Vedlegg H) som igjen fører til at prosessene i selve innsjøen dominerer mer framfor prosesser knyttet til nedbørfeltet.

En boreal innsjø syd i Finland ble undersøkt for å se hvordan endring i sprangsjiktet påvirket kvikksølvkjemien i innsjøen (Verta et al. 2010). Dette er ikke direkte relevant sammenligning for problemstillingen i denne oppgaven, men er likevel interessant da fremtidens varmere klima vil senke sprangsjiktet. Denne undersøkelsen kom fram til at produksjonen av metylkvikksølv i små boreale innsjøer med anoksisk hypolimnion om sommeren kan bli

påvirket av klimaforandringer med tanke på nivåendring av sprangsjiktet (Verta et al. 2010). Undersøkelsen konkluderte med at oksygenrelaterte forandringer som følge av klimaendringer er viktigere enn temperaturforandringer i små innsjøer med lite oksygen i hypolimnion (Verta et al. 2010). Det var lite oksygen mot bunnen av Solbergvann om våren og sommeren. Det er kanskje ikke anoksiske forhold i Solbergvann, men en kan kanskje med tiden se en sammenheng i Solbergvann med oksygenkonsentrasjon og konsentrasjon av metylkvikksølv.

En annen undersøkelse ble foretatt i mange både boreale (sør-øst) og sub-arktiske (nord-øst) innsjøer i Norge. Denne undersøkelsen bekreftet at en viktig prosess for endring av THg og CH₃Hg er konsentrasjonen av DOM i kompleks med kvikksølv (Braaten et al. 2014). De finner en negativ korrelasjon med metylkvikksølv og størrelsen på nedbørfeltet og innsjøen (Braaten et al. 2014). Lutvann har et lite nedbørfelt (vist i Vedlegg H), men er allikevel den innsjøen som ble undersøkt i 2015 med lavest THg. Dette kan komme av at det er andre parametere som dominerer mer enn nedbørfeltet. Dette kan være parametere som oppholdstid.

Det var mest uran i høstsesongen og vintersesongen for Nøkle vann utløp, Hauktjern, Kroktjern, Solbergvann 2 meter og 3 meter. Dette var ikke forventet da det i teorien skulle være mest organisk materiale ved sirkulasjonen vår og høst (Kjensmo 2009) og derav mest kvikksølv og uran (siden disse binder seg til det organiske materialet). Det var også forventet at det skulle være økt humuskonsentrasjon i innsjøene om høsten og våren på grunn av økt avrenning fra det terrestriske miljøet.

Det var en signifikant korrelasjon ($p < 0,05$) innbyrdes fargeparametere og mellom fargeparametere og organisk materiale. Dette kan trolig komme av at OM har en relativt ensartet sammensetning, samt at det er mer alloktone enn autoktone tilførsler av OM. Hvilken sesong de ulike prøvetakingslokalitetene hadde mest TOC i varierte. En hadde forventet at det skulle være høyere konsentrasjoner for kvikksølv og uran om våren enn om vinteren og sommeren. Årsaker til dette kan være mange. Hvis en ser på Figur 2 i Kapittel 3.2 kan en se at det har regnet en del mer enn normalnedbør for mai, august og september. Vårprøvene og sommerprøvene ble tatt i mai og august. Det er mulig regnet kan ha påvirket mengden kvikksølv og uran. Det vil antagelig være mer kvikksølv og uran (som er bundet til organisk materiale) som blir drenert ut i vannet fra det terrestriske miljøet. Det vil samtidig være en fortynning i innsjøen om det er mye mer vann enn normalt. Dette kan igjen gi lavere konsentrasjoner enn forventet. I oktober var det derimot svært lite regn i forhold til

normalmengden. Her var det også mest kvikksølv og uran for mange av prøvetakingslokalitetene.

5.3.2 Organisk materiale, kvikksølv og uran i Nøklevann

Det kan være flere årsaker til at det ble målt høyere konsentrasjoner av TOC, kvikksølv og uran i utløpet enn i nordenden. Det er generelt mer menneskelig aktivitet i utløpet av Nøklevann (ro-stasjon, badeplass og andre menneskelige aktiviteter). Mennesker kan bidra med fekale forurensinger. Det kan også forekomme oppvirvling av OM under bading eller roing. Nordenden av Nøklevann hadde et innsug av overvann da prøven ble tatt (se Vedlegg A). Dette kan ha påvirket omgivelsene i området rundt prøvetakingen.

5.3.3 Organisk materiale, kvikksølv og uran i Solbergvann

Konsentrasjonen av TOC i Solbergvann har tidligere vært 15 mg/l (september 2012) og 12 mg/l (mai 2013) (Isidorova et al. 2016). I 2015 var konsentrasjonen av TOC henholdsvis 14, 18 og 16 mg/l (mai, august og oktober, 1m). Konsentrasjonen av TOC ser ut til å ha holdt seg stabil i Solbergvann fra 2012/2013 til 2015. Siktedypet i 2012 var 1,6 meter (september) og 1,5 meter (mai) i 2013 (Isidorova et al. 2016). Vannfargen var 142 mg Pt/l for september i 2012 (Isidorova et al. 2016). Fargetallet for august og oktober var 153 mg Pt/l og 195 mg Pt/l. Dette tyder på at mengden løste fargestoffer og kanskje partikkelinnhold (turbiditeten er ikke målt i 2012/2013) har økt siden fra 2012/2013 til 2015. Dette kan ha flere årsaker for eksempel økt erosjon fra elveleiet eller stor konsentrasjon av humusstoffer som følge av mye regn i 2015.

Det ble målt 5,1 ng/l total kvikksølvkonsentrasjon (THg) i overflatevannet i Solbergvann i løpet av 2012 og 2013 (Isidorova et al. 2016). Kvikksølvkonsentrasjonen i Solbergvann var ved en meters dyp 3,5 ng/l om våren, 5,1 ng/l om sommeren og 6,6 ng/l om høsten. Konsentrasjonen av kvikksølv ble målt i september 2012, så en kan si at konsentrasjonen har økt noe ettersom gjennomsnittskonsentrasjonen av kvikksølv i august og oktober 2015 var 5,4 ng/l.

5.3.4 Korrelasjon mellom organisk materiale og kvikksølv/uran

Konsentrasjonene av TOC og kvikksølv var lavest i Lutvann og høyest i Solbergvann. I Kapittel 4.2.3 er det vist en korrelasjon mellom organisk materiale og kvikksølv. Det var også en korrelasjon mellom uran og organisk materiale (Kapittel 4.3.2). Det var likevel mest uran i Rundtjern for vår-, sommer- og høstsesongen til tross av at det var mest organisk materiale i Solbergvann (Kapittel 4.3.1). Dette kan tyde på at det er andre parametere som styrer mengden uran enn organisk materiale. På grunn av lite datamateriale ($n=39$) var det vanskelig å finne noen andre parametere som hadde bedre korrelasjon enn organisk materiale. En beskrivelse av hvordan dette kan løses finnes i Kapittel 5.5.

5.4 Variasjoner og trender for andre målte parametere i Østmarka

5.4.1 Bufferkapasiteten (pH, alkalitet og konduktivitet)

Det var ingen entydige sesongvariasjoner i pH, alkalitet og konduktivitet for innsjøene som ble målt i Østmarka. Av innsjøene som ble undersøkt i Østmarka hadde Solbergvann og Lutvann henholdsvis lavest og høyest pH, alkalitet og konduktivitet. Ved en meter i Solbergvann var pH 5,5-5,7, alkalitet 0,04-0,08 mmol/l og konduktivitet 24-30 $\mu\text{S/cm}$. I Lutvann varierte pH mellom 7,0-7,2 (samme verdier som målt i 1996 (Gabestad & Krogstie 1997), alkalitet 0,21-0,22 mmol/l og konduktivitet 53-59 $\mu\text{S/cm}$ (60 $\mu\text{S/cm}$ i 1996 (Gabestad & Krogstie 1997)). Nedbrytning av OM og primærproduksjon påvirker pH. Høyere pH-verdier samt konsentrasjon av alkalitet vil føre til økt nedbrytning av organisk materiale. Lutvann ligger under marin grense (210 meter over havet). Det vil si at Lutvann har mer utvasking og løsmasser fra marine sedimenter. Dette kan bidra til at pH-nivået ligger naturlig høyere i Lutvann enn i Solbergvann som ligger over den marine grense. Innsjøens alder og opprinnelse er også avgjørende med tanke på hvor mye OM brytes ned for de ulike innsjøene i Østmarka.

Innsjøene i Østmarka hadde i 2015 lav ionestyrke (24-59 $\mu\text{S/cm}$), noe som er forventet i områder med vulkanske bergarter (Drever 1988). Lutvann hadde et høyt innhold av ioner i forhold til de andre målte innsjøene i Østmarka. Hvis en tar hensyn til naturlige variasjoner kan det se ut til at konduktiviteten i Lutvann er den samme i 2015. En annen årsak til at pH, alkalitet og konduktivitet hadde høye verdier i Lutvann er at Lutvann har betydelig lenger oppholdstid enn i for eksempel Solbergvann. I følge (Gibbs 1970) vil Solbergvann med lav

pH og ionestyrke være mer påvirket av atmosfæriske kilder som er typisk for innsjøer som ligger over den marine grense.

pH, alkalitet og konduktivitet i Nøkle vann

Konduktiviteten var nesten lik mellom nordenden og utløp for våren og sommeren, men ikke vinteren og høsten. Generelt hadde utløpet lite variasjon i konduktivitet gjennom alle fire sesongene (36-39 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Årsaken til at nordenden skiller seg ut om vinteren og høsten kan ha noe med prøvetakingen å gjøre. Om vinteren var det mye overvann på isen og dette strømmet inn i prøvetakingshullet og blandet seg med vannet i innsjøen. Høstprøven fra nordenden hadde noe sedimenter i seg, noe som førte til at ioner løste seg ut i vannet og derfor ble innholdet av ioner i både sedimentet og vannet i prøven målt. Dette ga igjen høyere verdier av konduktivitet enn for nordenden hvor en tok en vannprøve uten sedimenter og kun ioner i vannet ble målt. I tidsperioden 1990-1996 var det varierende resultater (40-50 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ved måling av konduktivitet i Nøkle vann (Gabestad & Krogstie 1997). Hvis en sammenligner med Nøkle vann nordenden 2015 (da disse var nogenslunde stabile) varierte verdiene mellom 36 og 39 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dette kan tyde på at konduktivitet er noenlunde lik i 2015 og at det eventuelt er blitt noe redusert siden 1990-1996.

pH i Nøkle vann var likt mellom nordenden og utløpet for alle sesonger utenom høsten hvor pH i nordenden var høyest. Dette kan komme av at høstprøven fra nordenden inneholdt sedimenter som kan ha utløst fosfor og tungmetaller.

Om våren og sommeren hadde nordenden og utløpet lik alkalitet. Årsaken til den store forskjellen i alkalitet i nordenden (0,06-0,24 mmol/l) og utløp (0,13 mmol/l) for vinteren og høsten kan være samme som beskrevet tidligere angående prøvetaking. Alkalitet målt i Nøkle vann i 1996 i mars og oktober var henholdsvis 0,12 mmol/l (tilsvarer vinterprøven i 2015) og 0,17 mmol/l (tilsvarer høstprøven i 2015) (Gabestad & Krogstie 1997). Dette kan tyde på at alkaliteten målt i utløpet ligner nærmest verdiene som ble målt i Nøkle vann i 1996. Det kan bety at forstyrrelser som tilførsel av overvann samt nedtapping av innsjø påvirker en innsjø mer enn de naturlige variasjonene.

pH, alkalitet og konduktivitet i Solberg vann

Konduktiviteten i Solberg vann har økt fra mai 2013 (22 $\mu\text{S}/\text{cm}$) til mai 2015 (28 $\mu\text{S}/\text{cm}$) i en

meters dyp) (Isidorova et al. 2016). Med andre ord var det mer ioner i Solbergvann i mai 2015 enn det var samme måned i 2013. Det er vanskelig å si om konduktiviteten har økt eller ikke fra høstsesongen 2012 (25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i september) til 2015 (24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i august og 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i oktober) (Isidorova et al. 2016), da målingen i 2012 ble gjort i september mens målingene i 2015 ble gjort i august og oktober. Avrenningsforhold, oppholdstid og naturlige variasjoner i innsjøen vil også påvirke konduktivitet.

pH har økt for vårsesongen fra 5,6 i mai 2013 til 5,7 i mai i 2015 og redusert i sensommer/høsten da den var 5,9 i september 2012 og 5,5/5,7 i august/oktober i 2015 (Isidorova et al. 2016). Det er mange parametere som påvirker pH, så det er vanskelig å bestemme årsaken til dette. En økning i pH kan for eksempel skyldes en reduksjon av sulfat i atmosfæriske avsetninger. Generelt kan det forekomme en variasjon av oppløst karbondioksid under måling av pH i vannprøvene. For pH mellom 5,0 og 6,0 (slik som verdiene for Solbergvann) kan dette påvirkes av CO_2 -endringer under måling av pH (Henriksen et al. 1989). En økning av pH kan også ha en sammenheng med årstidsvariasjoner med tanke på avrenning og nedbør. Det er mulig at pH varierer mer enn andre parametere og at denne variasjonen ikke er nevneverdig for de kjemiske reaksjonsmekanismene i Solbergvann.

5.4.2 Hovedkomponenter (svovel, sulfat, klorid og fluorid)

Vinteren var den sesongen hvor det var målt høyest konsentrasjoner av svovel i Nøkle vann utløp, Hauktjern, Kroktjern, Lutvann, Rundtjern og Solbergvann 1-4 meter dyp.

Vinterprøvene ble tatt i mars og kan ha vært utsatt for noe snøsmelting. Under snøsmelting kan forurensinger (her sulfat-forurensinger) i snømassene oppløses og frigjøres i innsjøene (Jeffries 1990). Lutvann var den prøvelokaliteten med høyest konsentrasjon av svovel og sulfat (2,5-3,0 mg/l og 8,0-8,9 mg/l). Årsakene til dette kan være at utvann er under den marine grense der det kan være løsavsetninger og lettløselige sedimentærbergarter. I 1996 var sulfatkonsentrasjonen 12 mg/l og 11 mg/l i Lutvann og mellom 5,8 mg/l og 9,1 mg/l i de resterende innsjøene i Østmarka i henholdsvis mars og oktober (Gabestad & Krogstie 1997). Konsentrasjonen av sulfat har redusert fra 1996 til 2015. Den reduserte konsentrasjonen av sulfat kommer trolig av de stadig reduserte utslippene av sulfat.

I 2015 hadde Nøkle vann nordende og utløp de samme tendensene for svovel, sulfat og klorid. Dette vil si at det ikke er en stor variasjon av disse parameterne i innsjøen. Disse parameterne

blir trolig ikke sterkt påvirket av den menneskelige aktiviteten en finner ved utløpet av Nøkle vann. Det er også viktig å bemerke at det er få prøver som er tatt, og at det er vanskelig å kunne se en trend som er reell. For svovel og sulfat er det en større variasjon mellom nordende og utløp om vinteren og høsten. Dette kommer trolig av prøvetakingen som diskutert tidligere. En fant ingen tydelige trender for verken klorid eller fluorid. Dette kan tyde på at disse hovedkomponentene ikke blir påvirket i stor grad av sesongvariasjoner.

5.4.3 Næringsstoffer (fosfor, nitrogen og jern)

Av de innsjøene som ble undersøkt i Østmarka var Lutvann den innsjøen med lavest konsentrasjon av fosfor, nitrogen og jern. Både fosfor, nitrogen og jern har signifikant korrelasjon ($p < 0,05$) med TOC. De lave konsentrasjonene av fosfor og jern i Lutvann kan trolig komme av de lave konsentrasjonen av TOC. Totalkonsentrasjonen av jern har økt fra 1996 til 2015 (Gabestad & Krogstie 1997). Dette kan komme av naturlige variasjoner samt en økt konsentrasjon i atmosfæriske avsetninger og/eller reduserende pH siden dette fører til økning i konsentrasjon av spormetaller generelt.

5.4.4 Aluminium og tungmetaller (Mn, Cu, Pb, Cd, Zn)

Generelt var det høyest konsentrasjoner av aluminium og tungmetaller om vinteren og høsten i innsjøene som ble undersøkt i Østmarka. Dette kan komme av mye nedbør i perioder før høstprøven ble tatt samt økt snøsmelting på grunn av mild vinter da vinterprøven ble tatt. Totalkonsentrasjoner av Al, Mn, og Pb var høyere enn konsentrasjonene som ble målt i 1996 (Gabestad & Krogstie 1997). Totalkonsentrasjoner av Cd og Cu var lik i 1996 og 2015 (Gabestad & Krogstie 1997). Totalkonsentrasjonen av Pb i Lutvann og Nøkle vann var lik eller redusert fra 1996 til 2015 (Gabestad & Krogstie 1997). Økningen av aluminiumkonsentrasjonen kan ha en sammenheng med et lavere pH-nivå. Konsentrasjonsendringene for Mn fra 1996 til 2015 kan komme av naturlige variasjoner og ulike hydrologiske forhold (Gabestad & Krogstie 1997). Endringene til de øvrige grunnstoffene kan trolig være et resultat av økte spormetallkonsentrasjoner i atmosfæriske avsetninger og/eller reduksjon i pH da dette fører til en økning i konsentrasjon av spormetaller.

Innsjøens målte pH-verdi samt konsentrasjon av OM har en påvirkning på konsentrasjonen av

Al, Mn, Zn, Pb (og Fe). Innsjøene som hadde lavere pH enn 6,0 (Kroktjern vinter og sommer, Rundtjern vinter, Solbergvann alle sesonger og alle dyp) hadde høyere konsentrasjoner av Al, Mn, Zn, Pb (og Fe). Dette var også de innsjøene som hadde mest TOC av de som ble undersøkt i Østmarka 2015. Dette kan tyde på at pH<6,0 og høyere TOC gir økt konsentrasjon for Al, Mn, Zn, Pb (og Fe).

En undersøkelse i nord-vest Russland kom fram til at en uvanlig varm sommer (som det var i 2010) forandrer biogeokjemien i en boreal innsjø (Shirokova et al. 2013). Klimaforandringer (oppvarming) i boreale innsjøer kan øke biotilgjengeligheten til metaller og karbon (Shirokova et al. 2013). Det var ikke spesielt varmt sommeren 2015 i forhold til normaltemperatur 1961-1990. Dette kan likevel være en reell problemstilling i framtiden når temperaturen vil øke, og en kanskje vil få flere uvanlig varme somrer.

5.5 Sammenfattende diskusjon og forslag til videre arbeid

Det er en viss usikkerhet forbundet med å sammenligne resultatene fra tidligere målinger med målingene som ble gjort i 2015. Årsaken til dette er at flere personer har tatt prøver på ulike tidspunkt. På denne måten er ikke analysemetodene identiske med tanke på at prøvene ble tatt ulike tidspunkt av året. Naturgitte forsetninger kan ha en betydelig påvirkning på langtidsvariasjonene og dermed utgjøre en stor forskjell på langtidsvariasjonene med tanke på vannkjemiske forhold. Dette gjør at betingelsene for prøvetaking forandrer seg over tid. Halvparten av prøvene i 2015 ble tatt under vekstsesongen (mai-august). I denne perioden kan parameterne som ble målt ha vært påvirket av biologisk aktivitet. Det ideelle ville ha vært å ikke sammenligne disse prøvene men ettersom det kun er foretatt fire prøvetakinger ble disse prøvene tatt med under sammenligning med tidligere målte verdier i Østmarka. Det er vanskelig å si om økt nedbør samt snøsmelting og dermed økt avrenning fra nedbørfeltet har bidratt til netto økning eller fortynning av OM og dermed bundet kvikksølv og uran.

Hvorvidt en innsjø er over eller under marin grense kan spille en stor rolle med tanke på om en innsjø blir påvirket av det terrestriske miljøet. Innsjøer over og under marin grense viser ulike innsjødekking og løsmassemektighet. Innsjøer som ligger over marin grense har en effektiv høyere sjøprosent enn de innsjøene som ligger under marin grense. Innsjøer under

marin grense er mer påvirket av terrestriske prosesser. Tidligere har pH verdier vært signifikant høyere for innsjøer under marin grense (Gabestad & Krogstie 1997).

Nøklevann

Denne oppgaven er basert på en begrenset mengde datamateriale da det kun ble gjort en prøvetaking per sesong. Dette ga for kvikksølv kun $n=29$ og uran $n=39$. Dette fører til at det er mer utfordrende å kunne vite om vannprøvene er representative for de ulike innsjøene. På grunn av utfordringer ved nordenden til Nøklevann om vinteren og høsten, har disse prøvene skilt seg ut i forhold til resten av Nøklevann. I Nøklevann burde en ha tatt flere prøver per sesong og en burde ha unngått å bli påvirket av store ytre faktorer som for eksempel nedtapping. På grunn av nedtappingen om høsten var ikke prøven fra nordenden av Nøklevann representativ for innsjøen da det kom sedimenter i vannprøven. Enkelte av parameterne var svært høye for Nøklevann på grunn av sedimentene. Dette var ikke en representativ vannprøve, da konsentrasjoner av ulike stoffer i sedimentet også ble målt. Sedimenter har ofte høyere konsentrasjoner siden alle biogeokjemiske sykluser i en innsjø vil i et stadium involvere en partikulær fase (Vennerød & Sundhell 1984).

Solbergvann og Lutvann

Det var store forskjeller mellom de ulike innsjøene som lå oppstrøms for Nøklevann. De største forskjellene var mellom Solbergvann og Lutvann. De var ofte motsetninger. Solbergvann hadde høyest konsentrasjon av TOC, kvikksølv, uran, fosfor, nitrogen, jern aluminium, kobber og bly. Parameterne med lavest konsentrasjon i Solbergvann var pH, alkalitet og nitrat-nitrogen. Dette kan tyde på at det er mest næringsstoffer, tungmetaller og organisk materiale i Solbergvann og minst i Lutvann blant prøvelokalitetene i Østmarka. Årsaker til dette kan være at Lutvann er under den marine grense i tillegg til å ha lang oppholdstid og et lite nedbørfelt (vist i Vedlegg H). Lutvann blir derfor mest påvirket av prosessene i innsjøen i seg selv og mindre av det terrestriske miljøet - slik som Solbergvann.

Uran i Rundtjern

Rundtjern hadde mest uran om våren, sommeren og høsten. Årsaken til dette er uvisst. Forslaget til videre arbeid er å undersøke Rundtjern enda mer nøye ved å ta flere prøvetakinger og muligens bruke båt slik at en kan undersøke om det er variasjon i dypene i

Rundtjern. På denne måten vil en ha et større datamateriale og kan lettere se om uran korrelerer med andre parametere enn organisk materiale. Det anbefales å ha en prøvetaking hver uke gjennom vekstsesongen i en innsjø, og hver 14. dag - 1 måneds intervall om vinteren, og generelt anbefalt å ta prøver i fra hver meter (Lovstad 1984a; Lovstad 1984b).

6 Konklusjon

Prøvetakingsmetoden hadde god nok nøyaktighet for alle parametere med unntak av kobber (høsten) og aluminium (vår og høst). Med lave standardavvik mellom paralleller som ble tatt viste det seg at presisjonen også var god nok for grunnstoffene som ble bestemt. Stabilitetsforsøket av kvikksølv var også god nok gjenfinningen ved å være innenfor 90-110%.

Vannkjemien i innsjøene i Østmarka bar preg av om de var over eller under marin grense (210 meter over havet). Innsjøene som lå over den marine grense (Hauktjern, Kroktjern, Rundtjern og Solbergvann) var ionefattige og mer dominerte av tilførsler fra atmosfæren samt lavere pH-verdier. Solbergvann skilte seg ut med høyest konsentrasjon av total organisk karbon (TOC). Dette kommer trolig av lavere oksygenkonsentrasjoner i dypet av Solbergvann som igjen fører til mindre/tregere nedbryting av organisk materiale (OM). Innsjøene som lå under marin grense (Nøklevann og Lutvann) oppførte seg motsatt ved å ha høyere ionestyrke, høyere pH og økt innflytelse fra nedbørfeltet. Lutvann skilte seg spesielt ut med disse egenskapene på grunn av lang oppholdstid.

Konsentrasjonen av kvikksølv økte signifikant ($p < 0,05$) med mengden organisk materiale i innsjøene som ble undersøkt i Østmarka. Uran hadde også signifikant korrelasjon ($p < 0,05$) med mengden organisk materiale, men det er noe annet enn OM som påvirker urankonsentrasjonen i større grad. Det var ikke høyere konsentrasjoner av kvikksølv og uran i en innsjø under vår- og høstsirkulasjon. Det var derimot høyest konsentrasjon av Hg og U om høsten og vinteren. Dette kan skyldes avrenning som følge av et unormalt nedbørsmønster.

7 Referanser

- Aarnes, H. (2012). *Oksygen: reaktive oksygenforbindelser*. I *Store norske leksikon*. Hentet 10. april 2016 fra https://snl.no/oksygen%2Freaktive_oksygenforbindelser.
- Aasebø, K. (2016). *Personlig meddelelse. Seksjonsleder ved Vann- og avløpsetaten*. Vann- og avløpsetaten: Oslo.
- Alloway, B. J. (1995). *Heavy metals in soils*. 2nd ed. utg., b. 22. London: Blackie.
- Andersen, D. O., Alberts, J. J. & Takács, M. (2000). Nature of natural organic matter (NOM) in acidified and limed surface waters. *Water Research*, 34 (1): 266-278s.
- Berggren, M., Ström, L., Laudon, H., Karlsson, J., Jonsson, A., Giesler, R., Bergström, A. k. & Jansson, M. (2010). Lake secondary production fueled by rapid transfer of low molecular weight organic carbon from terrestrial sources to aquatic consumers. *Ecology Letters*, 13 (7): 870-880s.
- Berthelsen, A. & Sundvoll, B. (1996). *Beskrivelse til geologisk kart over Norge - 1:250000*. Norges Geologiske Undersøkelse: Oslo.
- Bloom, N. (1989). Determination of picogram levels of methylmercury by aqueous phase ethylation, followed by cryogenic gas chromatography with cold vapour atomic fluorescence detection. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46 (7): 1131-1140s.
- Boss, C. B. & Fredeen, K. J. (1997). *Concepts, Instrumentation, and Techniques in Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*. The Perkin-Elmer Corporation: USA. 125 s.
- Braaten, H. F. V., de Wit, H. A., Fjeld, E., Rognerud, S., Lydersen, E. & Larssen, T. (2014). Environmental factors influencing mercury speciation in Subarctic and Boreal lakes. *Science of the Total Environment*, 476-477: 336-345.
- Bussy, C., Lestaevel, P., Dhieux, B., Amourette, C., Paquet, F., Gourmelon, P. & Houpert, P. (2006). Chronic ingestion of uranyl nitrate perturbs acetylcholinesterase activity and monoamine metabolism in male rat brain. *Neurotoxicology*, 27 (2): 245-252s.
- Clarkson, T. W. & Magos, L. (2006). The Toxicology of Mercury and Its Chemical Compounds. *CRC Critical Reviews in Toxicology*, 36 (8): 609-662s.
- Collin, S. (2007). *Dictionary of Science and Technology. Second edition*. A&C Black: London. 258 s.
- Craig, P. J. (1986). Organometallic compounds in the environment; principles and reactions. *Journal of the American Chemical Society*, 109 (5): 65-110s.
- Cronan, C. R. & Schofield, C. L. (1979). Aluminum leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the northeast. *Science*, 204 (4390).
- David, W. S., Curtis, P. J., Brian, R. P. & Michael, P. S. (1996). Consequences of climate warming and lake acidification for UV-B penetration in North American boreal lakes. *Nature*, 379 (6567): 705s.
- Dickson, W. (1980). *Properties of acidified waters, in SNFSF-Project, Drabløs, D. & Tollan, A. (Eds.) Ecological Impacts of Acid Precipitation*: Oslo. 75 s.
- Digernes, I. (2004). *Kjemiske og fysikalske metoder for måling i vann*. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås. 20 s.
- Dobbies, R. A., Wiise, R. H. & Dean, R. B. (1972). The use of ultraviolet absorbance for monitoring the total organic carbon content of water and wastewater. *Water Research*, 6 (10): 1173-1180.
- Dons, J. A. (1977). *Geologisk fører for Oslo-trakten : tekst til "Geologisk kart over Oslo og omegn" 1:50000*. 2. utg. Oslo: Universitetsforlaget.
- Dons, J. A. (1984). *Geologi og landformer*. Marka: Østlandske Naturvernforenings Småskrifter: Oslo.
- Drever, J. I. (1988). *The Geochemistry of natural waters*. 2nd ed. utg. Englewood Cliffs, N.J: Prentice-Hall.
- Eurachem. (1998). *The Fitness for Purpose of Analytical Methods*. Eurachem: U.K. 54 s.
- Eurachem. (2014). *The Fitness for Purpose of Analytical Methods - A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics 2 ()*: 62.

- Fremstad, E. (1997). *Vegetasjonstyper i Norge*. NINA temahefte, b. 12. Norsk institutt for naturforskning: Trondheim.
- Frengstad, B. & Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet, F. F. I. O. T., Institutt For Geologi Og Bergteknikk. (2002). *Groundwater quality of crystalline bedrock aquifers in Norway*. Trondheim: Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi. 423 s.
- Førland, E. J. (1982). Terrengets innvirkning på nedbørfordelingen. *Været*, 6 (2): 56-67.
- Gabestad, H. & Krogstie, H. A. (1997). *En regional vannkvalitetsundersøkelse av 56 innsjøer i Oslo Østmark - A regional waterqualitystudy of 56 lakes in Oslo Østmark*. A regional waterqualitystudy of 56 lakes in Oslo Østmark. Ås. 87 s.
- Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms Controlling World Water Chemistry. *Science*, 170 (3962): 1088-1090.
- GmbH, L. (2013). *Lake water - Major ions and nutrients*. Art. Nr.: NW-CRANBERRY-05. lot 0313. Labmix24 GmbH: Germany. 1 s.
- Gochfeld, M. (2003). Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56 (1): 174-179s.
- Hage, D. S. & Carr, J. D. (2011). *Analytical Chemistry and Quantitative Analysis*. Pearson: NY. 720 s.
- Harada, M. (1995). Minamata Disease - Methylmercury Poisoning in Japan caused by Environmental Pollution. *Critical reviews in Environmental Science and technology*, 25 (1): 1-24s.
- Hautala, K., Peuravuori, J. & Pihlaja, K. (2000). Measurement of aquatic humus content by spectroscopic analyses. *Water Research*, 34 (1): 246-258s.
- Helsel, D. R. (1990). Less than obvious - statistical treatment of data below the detection limit. *Environmental Science & Technology*, 24 (12): 1766-1774s.
- Helsel, D. R. (2006). Fabricating data: How substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. *Chemosphere*, 65 (11): 2434-2439s.
- Henriksen, A. (1982). *Alkalinity and acid precipitation research*. Vatten: Oslo. 83-85 s.
- Henriksen, A. & Andersen, S. (1982). Forsuringssituasjonen i Oslomarkas vann - Acid Rain Research. *Rapport 282/87*: 31s.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Hesthagen, T. & Henriksen, A. P. M. (1989). *100-sjøers undersøkelsene i 1987 og 1988*, 282, 87: Norsk institutt for vannforskning. 31 s.
- Hongve, D. & Åkesson, G. (1996). Spectrophotometric determination of water colour in hazen units. *Water Research*, 30 (11): 2771-2775s.
- Isidorova, A., Bravo, A. G., Riise, G., Bouchet, S., Björn, E. & Sobek, S. (2016). The effect of lake browning and respiration mode on the burial and fate of carbon in the sediment of two boreal lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121: 14s.
- Jeffries, D. S. (1990). *Snowpack storage of pollutants, release during melting, and impact on receiving waters* In Norton, S.A, Lindberg, S. E. & Page, A.L. (Eds.) *Acidic precipitation : 4 : Soils, aquatic processes, and lake acidification*, b. 4. New York: Springer-Verlag.
- Jitaru, P. & Adams, F. (2004). *Toxicity, sources and biogeochemical cycle of mercury*. Journal de Physique IV (Proceedings): EDP sciences. 185-193 s.
- Johansen, T. A. (2001). *Under byens gater : Oslos vann- og avløpshistorie*. Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten: Oslo. 263 s.
- Kjensmo, J. (2009). Vinterstagnasjon. I store norske leksikon. Hentet 12. april 2016 fra <https://snl.no/vinterstagnasjon>.
- Krepelova, A., Brendler, V., Sachs, S., Baumann, N. & Bernhard, G. (2007). U(VI)-kaolinite surface complexation in absence and presence of humic acid studied by TRLFS. *Environmental science & technology*, 41 (17): 6142 s.
- Lamborg, C. H., Tseng, C.-M., Fitzgerald, W. F., Balcom, P. H. & Hammerschmidt, C. R. (2003). Determination of the mercury complexation characteristics of dissolved organic matter in natural waters with "reducible Hg" titrations. *Environmental science & technology*, 37 (15): 3316.
- Leopold, K., Foulkes, M. & Worsfold, P. (2010). Methods for the determination and speciation of mercury in natural waters—A review. *Analytica Chimica Acta*, 663 (2): 127-138s.

- Lestaavel, P., Bussy, C., Paquet, F., Dhieux, B., Clarençon, D., Houpert, P. & Gourmelon, P. (2005). Changes in sleep–wake cycle after chronic exposure to uranium in rats. *Neurotoxicology and Teratology*, 27 (6): 835-840s.
- Lovstad, O. (1984a). Competitive ability of laboratory batch phytoplankton populations at limiting nutrient levels. *Competitive ability of laboratory batch phytoplankton populations at limiting nutrient levels*, 42 (2): 176-184s.
- Lovstad, O. (1984b). Growth limiting factors for *Oscillatoria agardhii* and diatoms in eutrophic lakes. *Growth limiting factors for Oscillatoria agardhii and diatoms in eutrophic lakes [Algae]*, 42 (2): 185-192s.
- Løvås, G. G. (2013). *Statistikk for universiteter og høyskoler*. 3. utg. Statistikk. Universitetsforlag: Oslo. 489 s.
- Magnussen, B. & Örnemark, U. e. *Eurachem Guide: The Fitness for Purpose of Analytical Methods - A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics (2nd ed. 2014)*. ISBN 97891-87461-59-0. Available from www.eurachem.org.
- Markich, S. J. (2002). Uranium speciation and bioavailability in aquatic systems: an overview. *Scientific World Journal*, 22: 707-729s.
- Mattilsynet. (2013). *Notat - Beslutningsnotat om prøvetaking, grenseverdier og rapportering i revidert drikkevannsforskrift*. Mattilsynet: Brumunddal. 6 s.
- METAR. (2016). *Oslo (Blindern) målestasjon, Oslo (Oslo)*: [http://www.yr.no/sted/Norge/Oslo/Oslo/Oslo_\(Blindern\)_m%C3%A5lestasjon/statistikk.html](http://www.yr.no/sted/Norge/Oslo/Oslo/Oslo_(Blindern)_m%C3%A5lestasjon/statistikk.html). Yr - Meteorologisk institutt: Oslo (lest 04.02.16).
- Milgram, S., Carrière, M., Thiebault, C., Berger, P., Khodja, H. & Gouget, B. (2007). Cell-metal interactions: A comparison of natural uranium to other common metals in renal cells and bone osteoblasts. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 260 (1): 254-258s.
- Miljøverndepartementet. (2007). *Pressemelding: Forbyr kvikksølv i produkter*. <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/forbyr-kvikksolv-i-produkter/id495138/>. Miljøverndepartementet: Oslo (lest 04.03.16).
- NGU. (2015). *Uran og thorium*. <https://www.ngu.no/fagomrade/uran-og-thorium>. Norges Geologiske Undersøkelse (lest 09.05.16).
- NIST. (1980). *Standard Reference Material 1643a, Trace Elements in Water*. National Institute of Standards & Technology: Washington, D.S.
- NIST. (2004). *Standard Reference Material 1643e, Trace Elements in Water*. National Institute of Standards & Technology: Gaithersburg. 3 s.
- Nordahl-Olsen, T. (1993). *Kvartærgeologisk kart M 1:50 000 med beskrivelse*. Norges geologiske undersøkelse: Oslo.
- Nriagu, J. O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338 (6210): 47–49s.
- NSF. (1975). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av ammonium-nitrogen*. NS 4746. Norsk Standardiseringsforbund: Oslo. 7 s.
- NSF. (1979). *Vannundersøkelse. Måling av pH*. NS 4720. Norsk Standardiseringsforbund: Oslo. 7 s.
- NSF. (1993). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av nitrogeninnhold etter oksydasjon med peroksodisulfat*. NS 4743. 2. Utgave. Norsk Standardiseringsforbund: Oslo. 10 s.
- NSF. (1994a). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av farge (ISO 7887:1994)*. NS-EN ISO 7887. 1. Utgave. Norsk Standardiseringsforbund: Oslo. 7 s.
- NSF. (1994b). *Vannundersøkelse. Bestemmesle av turbiditet (=EN 27027:1994)*. NS-ISO 7027. 1. Utgave. Norsk Standardiseringsforbund: Oslo. 8 s.
- NSF. (1995). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av oppløst fluorid, klorid, nitritt, ortofosfat, bromid, nitrat og sulfat med væskechromatografi, Del 1: metode for lite forurensset vann (ISO 10304-1:1992)*. Norsk Standardiseringsforbund: Oslo. 12 s.
- NSF. (1996). *Vannkvalitet. Bestemmelse av alkalitet. Del 1: Bestemmelse av total og sammensatt alkalitet (ISO 9963-1:1994)*. NS-EN ISO 9963-1. Norsk Standardiseringsforbund: Oslo. 5 s.

- NSF. (1997a). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av fosfor. Spektrofotometrisk metode med ammoniummolybdat. NS-EN 1189, 1. Utgave*. Norges Standardiseringsforbund: Oslo. 18 s.
- NSF. (1997b). *Vannundersøkelse. Retningslinjer for bestemmelse av totalt organisk karbon (TOC) og løst organisk karbon (DOC)*. Norges Standardiseringsforbund: Oslo. 12 s.
- NSF. (2002). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av farge. Metode for spektrofotometrisk måling av absorbans ved 410 nm. (NS 4787:2002). 2. Utgave*. Norsk Standardiseringsforbund: Oslo. 9 s.
- Pacyna, E. G., Pacyna, J. M., Steenhuisen, F. & Wilson, S. (2006). Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment*, 40 (22): 4048-4063s.
- Patnaik, P. (2002). *Handbook of Inorganic Chemicals*. 1 utg. McGraw-Hill Handbook. McGraw-Hill Professional: London. 560-576 s.
- Pienitz, R., Roberge, K. & Vincent, W. F. (2006). Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Québec City, Canada. *Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Québec City, Canada*, 84 (2): 303-320s.
- Ravichandran, M. (2004). Interactions between mercury and dissolved organic matter - a review. *Chemosphere*, 55 (3): 319-331.
- Riise, G. (1987). *En regional undersøkelse av 56 innsjøer i Oslo Østmark. Naturlige og antropogene kilder til spormetaller og forureningsparametere. - Hovedoppgave ved Universitet i Oslo*. Oslo. 156 s.
- Rosborg, I. (2015). *Drinking Water Minerals and Mineral Balance - Importance, Health Significance, Safety Precautions*. Springer: London. 154 s.
- Salbu, B. & Oughton, D. H. (1995). *Strategies of sampling, fractionation, and analysis in Steinnes, E. & Salbu, B. (Eds.) Trace elements in natural waters*. Boca Raton, Fla, U.S.A.: CRC Press.
- Schroeder, W. H. & Munthe, J. (1998). Atmospheric mercury - An overview. *Atmospheric Environment*, 32 (5): 809-822s.
- Shirokova, L. S., Pokrovsky, O. S., Moreva, O. Y., Chupakov, A. V., Zabelina, S. A., Klimov, S. I., Shorina, N. V. & Vorobieva, T. Y. (2013). Decrease of concentration and colloidal fraction of organic carbon and trace elements in response to the anomalously hot summer 2010 in a humic boreal lake. *Science of the Total Environment*, 463-464: 78-90.
- Stein, E. D., Cohen, Y. & Winer, A. M. (1996). Environmental distribution and transformation of mercury compounds. *Critical reviews in Environmental Science and technology*, 26 (1): 1-43s.
- Survey, U. S. G. (2012). *U.S. Geological Survey professional paper*: USGS.
- Taulan, M., Paquet, F., Maubert, C., Delissen, O., Demaille, J. & Romey, M.-C. (2004). Renal Toxicogenomic Response to Chronic Uranyl Nitrate Insult in Mice. *Environmental Health Perspectives*, 112 (9): 1628-1635s.
- Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L. B., et al. (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *American Society of Limnology and Oceanography*, 54: 2298-2314.
- Ullrich, S. M., Tanton, T. W. & Abdrashitova, S. A. (2001). Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31 (3): 241-293s.
- VanLoon, G. W. & Duffy, S. J. (2011). *Environmental chemistry : a global perspective*. 3rd ed. utg. Oxford University Press: Oxford. 154 s.
- VAV. (2015). *Vann- og avløpsetaten*: Oslo.
- Vennerød, K. & Sundhell, P. T. (1984). *Vassdragsundersøkelser: en metodebok i limnologi*. Norsk limnologforening: Oslo. 282 s.
- Verta, M., Salo, S., Korhonen, M., Porvari, P., Paloheimo, A. & Munthe, J. (2010). Climate induced thermocline change has an effect on the methyl mercury cycle in small boreal lakes. *Science of the Total Environment*, 408 (17): 3639-3647.
- Watras, C. J., Huckabee, J. & International Conference on Mercury as a Global, P. (1994). *Mercury pollution - Integration and synthesis*. Boca Raton, Fla: Lewis Publishers.

- Whitacre, D. M. (2013). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 226*. Reviews of environmental contamination and toxicology. Springer: New York. 138 s.
- World Health, O. (2011). *Guidelines for drinking-water quality*. 4th ed. utg. Geneva: World Health Organization.
- Økland, J. & Økland, K. A. (1995). *Vann og vassdrag: 1 Ressurser og problemer*. Vett & viten: Stabekk. 357 s.
- Økland, J. & Økland, K. A. (1996). *Vann og vassdrag: 2 Økologi*. Vett & viten: Stabekk. 309 s.
- Økland, J. & Økland, K. A. (1998). *Vann og vassdrag: 3 Kjemi, fysikk og miljø*. Vett & viten: Stabekk. 206 s.

VEDLEGG A: Oversikt over prøvetakingsdato, koordinater, marin grense, samt andre bemerkninger

Tabell A1: Prøvetakingen for alle vannene ble gjort ved cirka samme punkt for alle sesongene. Enkelte av vannene lå under marin grense (Nøkle vann og Lutvann), resten lå over marin grense (Hauktjern, Kroktjern, Rundtjern og Solbergvann). Det var mye overvann som rant ned i prøvetakingsshullet i isen da vinterprøven skulle tas ved nordenden av Nøkle vann. Generelt var det en kjølig sommer med mye regn og en relativt mild høst. Prøvetakingen ved Nøkle vann var påvirket av tapping da høstprøven ble tatt.

Vann	Prøvetakingsdato	Koordinater	Marin grense	Notater
Nøkle vann nord	02.03.2015	N59°53.608' E010°52.524'	Under marin grense	Mye overvann rant ned i prøvetakingsshullet i isen
	20.05.2015	N59°53.500' E010°50.527'		
	12.08.2015	samme som 20.05.15		Generelt kjølig sommer med mye regn
	26.10.2015	samme som 20.05.15		Mild høst. Påvirket av pågående tapping
Nøkle vann utløp	03.03.2015	N59°52.418' E010°51.51'	Under marin grense	
	20.05.2015	samme som 03.03.15		
	12.08.2015	samme som 03.03.15		Generelt kjølig sommer med mye regn
	26.10.2015	samme som 03.03.15		Mild høst. Påvirket av pågående tapping
Hauktjern	02.03.2015	N59°53.657' E010°53.104'	Over marin grense	
	20.05.2015	N59°53.609' E010°53.083'		
	12.08.2015	samme som 20.05.15		Generelt kjølig sommer med mye regn
	26.10.2015	samme som 20.05.15		Mild høst.
Kroktjern	02.03.2015	N59°54.236' E010°53.121'	Over marin grense	
	20.05.2015	N59°54.200' E010°53.156'		
	12.08.2015	samme som 20.05.15		Generelt kjølig sommer med mye regn
	26.10.2015	samme som 20.05.15		Mild høst.
Lutvann	02.03.2015	N59°53.657' E010°53.104'	Under marin grense	
	20.05.2015	N59°54.235' E010°52.602'		
	12.08.2015	samme som 20.05.15		Generelt kjølig sommer med mye regn
	26.10.2015	samme som 20.05.15		Mild høst.
Rundtjern	02.03.2015	N59°54.202' E010°54.202'	Over marin grense	
	20.05.2015	N59°54.198' E010°54.198'		
	12.08.2015	samme som 20.05.15		Generelt kjølig sommer med mye regn
	26.10.2015	samme som 20.05.15		Mild høst.
Solbergvann	03.03.2015	N59°53.968' E010°51.978'	Over marin grense	
	20.05.2015	N59°53.968' E010°51.978'		
	12.08.2015	samme som 20.05.15		Generelt kjølig sommer med mye regn
	26.10.2015	samme som 20.05.15		Mild høst.

Vinterprøvene ble hentet med en vannhenter laget av Polytetrafluorplast, Plexiglas/Acryl samt Polyolefinplast og ble også brukt under alle sesonger i Solbergvann da det ble tatt prøver ved alle dyp. «Kast fra land» vannhenteren var laget av polyetylen. Rørene som ble benyttet til analyser av ICP-MS bestod av polypropylen. Mer om dette i Kapittel 3.

VEDLEGG B: Tabeller over instrumentelle parametere, innstillinger og utstyr for ICP-MS analysene

Tabell B1: Instrumentelle parametere på ICP-MS 8800 QQQ fra Agilent Technologies

		Enhet	Reaksjonsmodus	
Peristaltisk pumpe	Volumetrisk hastighet	ml/min	0,4	
Cellebetingelser	Cellegass		O ₂	No gas
	Hastighet på cellegass	ml/min	0,3	x
	Octopole bias	V	-5	-8
	KED	V	-7	x
	Celleutgang	V	-70	-60
	Deflektor	V	3,4	11,2
	Plate	V	-60	-45
Plasmabetingelser	RF kraft (effekt på spole)	W	1550	
	Sampling depth	mm	7,5	
	Forstøvergass	L/min	1,07	
	Fortynningsgass	L/min	0	
	Plasmagass	L/min	15	
	Hjelpegass	L/min	0,9	
Tuning av ionelinser	Ekstraksjon 1	V	0	
	Ekstraksjon 2	V	-190	
Forstøverkammer	Temperatur	°C	2	

Tabell B2: Spesifikasjon av utstyret som ble brukt på ICP-MS

Utstyr/deler	Type
Forstøver	Konsentrisk, kvarts
Forstøverkammer	Scott double pass, kvarts
Injektor	3 mm indre diameter, kvarts
Torch	Standard, kvarts
Koner	Nikkel
Slanger	Teflon
Loop	0,90 mL

Tabell B3: Software innstillinger på ICP-MS

Operasjon	
Innsuging av prøve	15 s
Stabiliseringstid	23 s
Vask mellom prøver	30 s
Lesetid (dwell time)	200 - 1000 ms
Dataopptakingsmåte (scanning mode)	peak hop
Punkt per masse (Points / spectral peak)	1
Sveip per avlesning (sweeps / reading)	50
Avlesninger per replikat (readings / replicate)	1
Antall replikater	3
Signalmåling	Tellinger pr sekund (cps)
P/A detektor (puls/analog)	på

Tabell B4: Instrumenter og utstyr som ble brukt til opparbeiding og analyse

Instrument/utstyr	Modell	Leverandør
Automatisk pipette	50 µL - 1000 µL	BIOHIT
Syre destillator	SubPUR subboiling distillation system	Milestone

VEDLEGG C: Tabeller over reagenser, gasser og standarder for ICP-MS analysene

Tabell C1: Reagenser og gasser som ble benyttet i øvelsen. Saltsyre ble brukt som en kompleksbinder (bandt kvikksølv i prøven) og ble tilsatt øyeblikkelig etter at prøven ble tatt. Salpetersyre ble brukt for å stabilisere kvikksølv og de andre grunnstoffene i prøven slik at de holdt seg på ioneform. Milli-q vann ble brukt for å fortynne standarder samt å lage blanke prøver. Argongass ble brukt som en bæregass ved ICP-MS analysen. Oksygen ble brukt som en reaksjonsgass i ICP-MS analysen. IV-ICPMS-71A ble brukt som kalibreringsstandard av alle grunnstoffene utenom kvikksølv. IV-CGHG1-1 ble brukt som kalibreringsstandard av kvikksølv.

Reagens	Kvalitet	Leverandør	Kommentarer
Salpetersyre, HNO ₃ *	Sub boiled utrapure, 65 % (w/w)	Institutt for miljøvitenskap, NMBU	Oksiderer bort organisk materiale (frigjør eventuelle grunnstoffer som kan være absorbert til beholderen). HNO ₃ vil oksidere grunnstoffene slik at de foreligger som samme kjemiske specier.
Salpetersyre, HNO ₃	Pro analyse, 65 % (w/w)	Merck	
Saltsyre, HCl*	Sub boiled utrapure, 37 % (w/w)	Institutt for miljøvitenskap, NMBU	Stabilisere kvikksølv som et kloridkompleks. Ble tilsatt øyeblikkelig etter prøvetaking for å unngå av kvikksølv ble redusert eller absorbert til prøverøret. Kvikksølv blir med andre ord kompleksbundet.
Saltsyre, HCl	Pro analyse, 37 % (w/w)	Merck	
Argon, Ar	6,0	Yara	Forstøvergass og plasmagass
Oksygen, O ₂	5,0	AGA	Reaksjonsgass i ICP-MS analysen
Milli-q vann, H ₂ O**	> 18 MΩ	Barnstead	
IV-ICPMS-71A	Sertifisert standard	Inorganic Venture	Kalibreringsstandard for alle grunnstoffene utenom kvikksølv, og IS.
IV-CGHG1-1	Sertifisert standard	Inorganic Venture	Kalibreringsstandard for kvikksølv

* Destillert fra pro analysisyrene fra Merck

** $18 \text{ M}\Omega = \text{Elektrisk resistivitet på } 5,5 \times 10^{-6} \text{ S}\cdot\text{m}^{-1}$

NMBU = Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

VEDLEGG D: Stabilitetsforsøk av kvikksølv

Tabell D1: Gjennomsnitt, standardavvik, relativt standardavvik, deteksjonsgrenser og bestemmelsesgrenser for kvikksølv i spikede og ikke spikede vannprøver. Prøvene er tatt i Solbergvann 1 – 4 meter samt Lutvann ved 0,5 meter. Prøvene ble tatt samtidig som vårprøvene (20.05.15). Dag 1-130 indikerer hvor lenge vannprøvene har vært lagret.

	Dag 1 (01.06.15)	Dag 15 (16.06.15)	Dag 35 (06.07.15)	Dag 49 (20.07.15)	Dag 63 (03.08.15)	Dag 130 (09.10.15)
Solbergvann 1 meter						
Gjennomsnitt spiket prøver (ng/L)	23	24	25,5	25,5	25,5	29,4
SD spiket prøver (ng/L)	1,3	1,0	0,97	0,78	0,60	0,44
RSD spiket prøver (%)	5,7	4,3	3,8	3,1	2,4	1,5
Gjennomsnitt vannprøver (ng/L)	3,2	4,3	4,6	4,5	5,4	8
SD vannprøver (ng/L)	0,35	0,65	0,67	0,75	0,37	1,1
RSD vannprøver (%)	11	15	15	17	6,9	14
Solbergvann 2 meter						
Gjennomsnitt spiket prøver (ng/L)	22,0	24,5	24,6	24,6	25	27,3
SD spiket prøver (ng/L)	0,75	0,56	0,57	0,31	1,4	0,85
RSD spiket prøver (%)	3,4	2,3	2,3	1,3	5,4	3,1
Gjennomsnitt vannprøver (ng/L)	22,0	24,5	24,6	24,6	25	27,3
SD vannprøver (ng/L)	0,75	0,56	0,57	0,31	1,4	0,85
RSD vannprøver (%)	3,4	2,3	2,3	1,3	5,4	3,1
Solbergvann 3 meter						
Gjennomsnitt spiket prøver (ng/L)	23,6	24,8	25,1	26,2	25,0	28,8
SD spiket prøver (ng/L)	0,31	0,46	0,53	0,90	0,58	0,69
RSD spiket prøver (%)	1,3	1,8	2,1	3,4	2,3	2,4
Gjennomsnitt vannprøver (ng/L)	3,3	4,7	4,7	5,5	4,9	7,8
SD vannprøver (ng/L)	0,67	0,27	0,14	0,31	0,53	0,51
RSD vannprøver (%)	20	5,7	2,9	5,5	11	6,5
Solbergvann 4 meter						
Gjennomsnitt spiket prøver (ng/L)	25	25,6	26,7	27,1	27,1	30
SD spiket prøver (ng/L)	1,4	0,15	0,49	0,36	0,93	1,1
RSD spiket prøver (%)	5,6	0,6	1,8	1,3	3,4	3,5
Gjennomsnitt vannprøver (ng/L)	4,8	5,7	6,1	6,4	6,5	8,7
SD vannprøver (ng/L)	0,34	0,60	0,59	0,74	0,41	0,59
RSD vannprøver (%)	7,2	11	9,7	12	6,3	6,8
Lutvann 0,5 meter						
Gjennomsnitt spiket prøver (ng/L)	20,3	21,2	23,0	23,1	22,1	25,0
SD spiket prøver (ng/L)	0,95	0,81	0,61	1,0	0,95	0,57
RSD spiket prøver (%)	4,7	3,8	2,6	4,5	4,3	2,3
Gjennomsnitt vannprøver (ng/L)	<LOD	<1,6	<2,8	2,6	<4,7	4,4
SD vannprøver (ng/L)	x	x	x	0,61	x	0,82
RSD vannprøver (%)	x	x	x	24	x	19
LOD (ng/L)	0,24	0,49	0,85	0,00	1,4	0,55
LOQ (ng/L)	0,82	1,6	2,8	2,5	4,7	1,8

Gjenfinning av spike er regnet ut fra gjennomsnittet kvikksølv i vannprøvene med og uten spike. Dette er vist i Likning (D3) % (Eurachem 1998):

$$(D3) \quad \text{Gjenfinning (\%)} = \frac{\text{Konsentrasjon i spike prøve} - \text{Konsentrasjon i prøve uten spike}}{\text{Tilsatt konsentrasjon i spiket prøve}} \cdot 100$$

Hvor konsentrasjonene er målt i ng/l.

VEDLEGG E: Limnologiske undersøkelser

Tabell E1: Siktedypene for de ulike lokalitetene. Om vinteren målte en siktedypene for alle vannene da det var is på vannet. Resten av sesongene ble det kun målt siktedypt i Solbergvann da dette var det eneste vannet der en hadde med båt.

Parameter Enhet	Tid Dagnummer	Siktedyp m
Nøkelevann nord	61	3,9
Nøkelevann utløp	61	4,1
Hauktjern	61	3,0
Kroktjern	61	1,6
Lutvann	61	11,6
Rundttjern	61	1,8
Solbergvann	61	1,2
Solbergvann	120	1,3
Solbergvann	224	1,3
Solbergvann	299	1,1

Tabell E2: Resultater fra limnologiske analyser. Oksygen, temperatur og konduktivitet ble målt in-situ.

Dagnummer 61 (02.03.15) for vinter, 120 (20.05.15) for vår, 224 (12.08.15) for sommer og 299 (26.10.15) for høst. NW-CRANBERRY-05 ble brukt som CRM. CRM skulle ligge i følgende intervall, TOC ($3,57 \pm 0,55$ mg/l), nitrat-nitrogen ($0,158 \pm 0,023$ mg/l), total nitrogen ($0,21 \pm 0,07$ mg/l), fluorid ($0,068 \pm 0,025$ mg/l), klorid ($35,4 \pm 2,01$ mg/l), sulfat ($8,86 \pm 0,7$ mg/l) (GmbH 2013). Prøveuttakene var tatt ved meter 1, 2, 3 og 4 med vannhenter og uttakene ved 0,5 meter er hentet med «kast fra land» vannhenter (les mer om disse i Kapittel 3. materiale og metode).

Parameter Enhet	Dyp m	Tid Dagår.	TOC mg/l	pH	Turb FNU	Alk. mmol/l	Tot. P µg/l	Tot. N mg/l	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	OD254 l cm	OD410 5 cm	OD465 5 cm	OD665 5 cm	Farge mg Pt/l	Fluorid mg/l	Klorid mg/l	Sulfat mg/l
Noklevann nord	1	61	1,9	6,5	0,55	0,064	<LOD	0,48	0,225	0,116	0,082	0,035	0,015	0,00	13	<0,035	2,08	2,78
	0,5	120	4,8	6,8	0,99	0,13	6	0,29	0,108	0,003	0,163	0,064	0,027	0,00	25	0,05	2,73	4,10
	0,5	224	4,9	7,0	0,83	0,14	6	0,26	<0,0046	0,007	0,157	0,060	0,026	0,00	23	0,04	2,70	3,86
	0,5	299	4,4	6,8	8,5	0,24	19	0,55	0,090	0,123	0,169	0,169	0,132	0,11	65	0,05	2,48	4,98
Noklevann utløp	1	61	5,5	6,5	0,93	0,13	<4,5	0,33	0,138	0,017	0,208	0,097	0,044	0,01	37	0,06	3,18	4,34
	0,5	120	4,8	6,8	0,56	0,13	<4,5	0,30	0,116	0,001	0,167	0,064	0,026	0,00	25	0,05	2,76	3,90
	0,5	224	4,9	7,0	0,80	0,14	<4,5	0,24	<0,0046	0,004	0,152	0,057	0,025	0,00	22	0,04	2,66	3,81
	0,5	299	5,4	6,4	1,0	0,13	<4,5	0,29	0,111	0,011	0,194	0,077	0,031	0,00	30	0,05	2,56	3,82
Haukjern	1	61	6,4	6,1	0,45	0,069	<4,5	0,28	0,060	0,032	0,259	0,117	0,050	0,01	45	0,05	3,25	3,29
	0,5	120	5,9	6,6	0,46	0,089	<4,5	0,25	0,031	0,002	0,220	0,088	0,036	0,00	34	0,05	2,92	2,97
	0,5	224	7,0	6,3	0,68	0,074	<4,5	0,28	0,009	0,010	0,264	0,115	0,049	0,01	44	0,05	2,69	2,66
	0,5	299	7,7	6,3	1,1	0,10	<4,5	0,30	0,052	0,023	0,322	0,151	0,069	0,02	58	0,04	2,41	2,72
Krokjern	1	61	9,0	5,8	0,52	0,054	<4,5	0,34	0,072	0,037	0,423	0,210	0,090	0,01	81	0,04	3,36	3,35
	0,5	120	8,6	6,4	0,71	0,070	8	0,30	0,04	0,008	0,385	0,188	0,080	0,01	72	0,05	2,79	2,82
	0,5	224	9,9	5,7	0,60	0,036	<4,5	0,32	0,009	0,018	0,427	0,207	0,092	0,01	80	0,05	2,72	2,52
	0,5	299	11,0	6,2	1,3	0,10	5	0,33	0,052	0,028	0,510	0,267	0,125	0,03	103	0,04	2,38	2,61
Luvann	1	61	1,5	7,0	0,31	0,21	<4,5	0,22	0,093	0,025	0,033	0,008	0,004	0,00	3	0,06	2,82	8,89
	0,5	120	1,6	7,1	0,38	0,21	<LOD	0,22	0,076	0,001	0,028	0,005	0,003	0,00	2	0,06	2,63	8,30
	0,5	224	1,9 ± 0,022	7,2	0,37	0,22	<4,5	0,16	0,019 ± 0,0023	0,007	0,045	0,017	0,009	0,00	7	0,06 ± 0,008	2,44 ± 0,009	8,12 ± 0,036
	0,5	299	2,1	7,0	0,49	0,22	<LOD	0,18	0,043	0,011	0,041	0,019	0,012	0,01	7	0,07	2,46	7,97
Rundjern	1	61	8,1	5,8	0,56	0,065	<4,5	0,39	0,107	0,076	0,363	0,179	0,074	0,01	69	0,05	3,31	3,74
	0,5	120	8,8	6,6	1,1	0,14	26	0,41	<0,0046	0,000	0,401	0,211	0,094	0,01	81	0,06	2,44	3,32
	0,5	224	12,0	6,2	0,69	0,11	6	0,42	0,044	0,029	0,561	0,296	0,132	0,02	114	0,07	2,04	2,87
	0,5	299	12,0	6,3	0,78	0,22	10	0,50	0,023	0,128	0,560	0,317	0,149	0,03	122	0,06	2,32	3,22
Solbergvann	1	61	17,0	5,7	0,74	0,077	11	0,76	0,068	0,124	0,779	0,439	0,197	0,03	169	0,05	3,10	3,04
	1	120	14,0	5,7	0,92	0,046	13	0,43	0,034	0,013	0,642	0,352	0,158	0,02	135	0,05	2,59	2,70
	1	224	18 ± 0,16	5,5	1,0	0,035	12	0,45	0,005	0,027	0,768	0,397	0,174	0,02	153	0,06	2,16	1,45
	1	299	16,0	5,7	0,50	0,072	7	0,52	0,014	0,089	0,871	0,506	0,233	0,04	195	0,05	2,25	2,47
Solbergvann	2	61	17,0	5,5	0,64	0,067	9	0,57	0,061	0,104	0,768	0,419	0,185	0,02	161	0,05	3,15	3,00
	2	120	14,0	5,7	0,84	0,045	10	0,39	0,034	0,018	0,644	0,352	0,158	0,02	135	0,04	2,67	2,69
	2	224	18,0	5,2	0,76	0,030	13	0,43	0,005	0,027	0,797	0,414	0,181	0,02	159	0,06	2,17	1,65
	2	299	16,0	5,7	0,52	0,072	10	0,50	0,024	0,086	0,865	0,509	0,237	0,04	196	0,05	2,26	2,49
Solbergvann	3	61	17,0	5,5	0,66	0,062	9	0,59	0,063	0,128	0,784	0,431	0,191	0,02	166	0,06	3,14	3,02
	3	120	15,0	5,6	0,89	0,061	11	0,43	0,030	0,056	0,663	0,367	0,164	0,02	141	0,04	2,78	2,89
	3	224	15,0	5,5	1,4	0,075	11	0,38	<0,0046	0,016	0,696	0,386	0,176	0,03	148	0,06	2,64	2,80
	3	299	16,0	5,7	0,47	0,073	7	0,53	0,016	0,086	0,872	0,517	0,242	0,04	199	0,05	2,22	2,48
Solbergvann	4	61	17,0	5,3	0,61	0,030	8	0,54	0,072	0,093	0,750	0,408	0,180	0,02	157	0,05	3,25	3,16
	4	120	16,0	5,8	3,0	0,14	18	0,67	0,005	0,244	0,751	0,433	0,195	0,03	167	0,06	2,98	2,72
	4	224	16,0	5,7	6,2	0,14	19	0,48	<LOD	0,044	0,736	0,423	0,198	0,03	163	0,06	2,95	3,01
	4	299	16,0	5,7	0,50	0,071	7	0,51	0,014	0,086	0,882	0,513	0,237	0,04	197	0,05	2,23	2,47
LOD			0,070				1,3	0,20	0,0014							0,010	0,0031	0,010
LOQ			0,22				4,5	0,067	0,0046							0,035	0,010	0,033
CRM			3,5				0,34	0,161	0,161							0,058	33,8	9,13

Tabell E3: Resultater fra in-situ målingene som ble gjort i felt. Oksygen, temperatur og konduktivitet ble målt. Mer om disse metodene finnes i Kapittel 3 Materiale og metode. Dagnummer og dyp er likt som beskrevet for Tabell E1. Kryssene i tabellen indikerer at oksygen ikke er målt i Nøklevann, Hauktjern, Kroktjern, Lutvann og Rundtjern i vår, sommer og høst.

Parameter Enhet	Dyp m	Tid Dagnr.	Oksygen mg/l	Oksygen %	Konduktivitet µS/cm	Temperatur °C
Nøklevann nord	1	61	9,5	103	23	0
	0,5	120	x	x	37	12
	0,5	224	x	x	37	19
	0,5	299	x	x	50	7
Nøklevann utløp	1	61	13	93	39	2
	0,5	120	x	x	37	10
	0,5	224	x	x	36	18
	0,5	299	x	x	36	7
Hauktjern	1	61	12	89	31	1
	0,5	120	x	x	31	12
	0,5	224	x	x	28	17
	0,5	299	x	x	30	7
Kroktjern	1	61	9,8	74	32	2
	0,5	120	x	x	29	10
	0,5	224	x	x	26	19
	0,5	299	x	x	32	6
Lutvann	1	61	13	100	59	2
	0,5	120	x	x	54	9
	0,5	224	x	x	53	18
	0,5	299	x	x	53	9
Rundtjern	1	61	8,6	65	36	2
	0,5	120	x	x	35	12
	0,5	224	x	x	32	18
	0,5	299	x	x	45	6
Solbergvann	1	61	5,4	41	34	1
	1	120	9,5	86	28	10
	1	224	8,5	87	24	16
	1	299	5,8	47	30	6
Solbergvann	2	61	2,7	21	34	4
	2	120	8,3	74	28	8
	2	224	0,7	6,2	29	13
	2	299	5,8	47	30	6
Solbergvann	3	61	1,6	13,1	35	4
	3	120	0,0	0,0	38	6
	3	224	0,0	0,0	39	9
	3	299	5,8	47	30	6
Solbergvann	4	61	0,9	7,4	36	4
	4	120	0,0	0,0	42	5
	4	224	0,0	0,0	41	7
	4	299	5,8	47	30	6

VEDLEGG F: ICP-MS resultater

Tabell F1: Totalkonsentrasjonen av utvalgte grunnstoffer er gitt i tabellen under. Hver verdi er et gjennomsnitt av tre prøver og standardavviket. LOD og LOQ ble bestemt ut ifra fire blanke prøver for vinterseongen, fem blanke prøver for vårsesongen og åtte blanke prøver for sommersesongen og høstsesongen.

Lokalitet Enhet	Dyp meter	Tid Dagr.	Hg (ng/L)	U (ng/L)	Cu (µg/L)	S (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (µg/L)	Al (mg/L)	Cd (ng/L)	Zn (µg/L)	Pb (µg/L)	P (µg/L)
Nøklevann nord	1	61	6 ± 5,7	23 ± 1,4	0,34 ± 0,020	0,97 ± 0,021	0,050 ± 0,0040	8,3 ± 0,24	0,061 ± 0,0065	13 ± 1,1	3,0 ± 0,56	0,226 ± 0,0061	2,7 ± 0,60
	0,5	120	<3,1	46 ± 3,5	0,52 ± 0,013	1,43 ± 0,0058	0,064 ± 0,0011	11,1 ± 0,16	0,0894 ± 0,00067	10,8 ± 0,13	2,8 ± 0,15	0,062 ± 0,0040	7 ± 1,6
	0,5	224	<3,7	42 ± 1,9	0,472 ± 0,0038	1,28 ± 0,0023	0,066 ± 0,0011	8,7 ± 0,11	0,055 ± 0,0085	9,2 ± 0,35	1,50 ± 0,081	0,048 ± 0,0046	6,9 ± 0,21
	0,5	299	11 ± 1,1	310 ± 20	2,1 ± 0,14	1,97 ± 0,0063	2,8 ± 0,17	390 ± 15	1,18 ± 0,068	140 ± 15	19 ± 1,2	2,6 ± 0,18	80 ± 19
Nøklevann utløp	1	61	<LOD	50 ± 1,6	0,57 ± 0,021	1,52 ± 0,018	0,108 ± 0,0014	12,2 ± 0,23	0,137 ± 0,0025	17,2 ± 0,54	3,7 ± 0,33	<0,15	4,5 ± 0,23
	0,5	120	<3,1	45 ± 2,3	0,53 ± 0,011	1,38 ± 0,028	0,063 ± 0,0062	10,8 ± 0,17	0,092 ± 0,0011	11,2 ± 0,39	2,59 ± 0,0033	0,07 ± 0,013	4,6 ± 0,57
	0,5	224	<3,7	36 ± 5,9	0,465 ± 0,0027	1,29 ± 0,011	0,072 ± 0,0012	7,97 ± 0,046	0,053 ± 0,0036	7,8 ± 0,52	1,38 ± 0,023	0,082 ± 0,0049	5,5 ± 0,12
	0,5	299	<2,7	50,9 ± 0,92	0,60 ± 0,023	1,38 ± 0,027	0,108 ± 0,0016	18,4 ± 0,35	0,112 ± 0,0030	12,7 ± 0,11	<6,2	<0,25	6,3 ± 0,15
Hauktjern	1	61	<LOD	35,2 ± 0,78	0,61 ± 0,048	1,18 ± 0,023	0,176 ± 0,0031	33,2 ± 0,36	0,337 ± 0,0080	42,5 ± 0,63	7,8 ± 0,24	0,22 ± 0,024	3,4 ± 0,23
	0,5	120	<3,1	32 ± 3,1	0,550 ± 0,0097	1,08 ± 0,0042	0,090 ± 0,00059	25,2 ± 0,15	0,215 ± 0,00080	23,4 ± 0,27	5,04 ± 0,016	0,115 ± 0,0033	4,7 ± 0,20
	0,5	224	<3,7	35 ± 1,8	0,581 ± 0,0066	0,943 ± 0,0024	0,146 ± 0,0019	22,4 ± 0,17	0,232 ± 0,0098	22,0 ± 0,84	4,59 ± 0,020	0,194 ± 0,0021	4,9 ± 0,42
	0,5	299	3,7 ± 0,64	39,3 ± 0,16	0,674 ± 0,0067	1,03 ± 0,0055	0,368 ± 0,00044	103,4 ± 0,37	0,304 ± 0,0010	30,8 ± 0,69	6,59 ± 0,041	0,262 ± 0,0023	6,36 ± 0,086
Kroktjern	1	61	<LOD	43 ± 1,1	0,65 ± 0,029	1,22 ± 0,014	0,383 ± 0,0080	64,0 ± 0,55	0,351 ± 0,0026	70 ± 22	8,4 ± 0,17	0,393 ± 0,0014	3,72 ± 0,017
	0,5	120	<3,1	41 ± 3,1	0,66 ± 0,019	1,07 ± 0,024	0,295 ± 0,0086	35 ± 1,3	0,289 ± 0,0074	34 ± 1,0	5,9 ± 0,17	0,36 ± 0,014	5,2 ± 0,38
	0,5	224	<3,7	41 ± 4,5	0,64 ± 0,023	0,91 ± 0,029	0,294 ± 0,0057	44,7 ± 0,89	0,30 ± 0,096	36,4 ± 0,85	5,9 ± 0,19	0,395 ± 0,0053	5,1 ± 0,28
	0,5	299	5,6 ± 0,49	47,8 ± 0,39	0,78 ± 0,015	1,05 ± 0,0086	0,651 ± 0,0076	106 ± 1,0	0,347 ± 0,0039	43 ± 2,8	7,1 ± 0,17	0,544 ± 0,0022	11 ± 3,8
Luvann	1	61	<LOD	14,7 ± 0,51	0,46 ± 0,011	2,98 ± 0,035	0,0038 ± 0,00038	0,87 ± 0,031	0,0126 ± 0,00032	8,8 ± 0,68	1,7 ± 0,18	<LOD	2,97 ± 0,096
	0,5	120	<LOD	16,5 ± 0,81	0,404 ± 0,011	2,83 ± 0,016	0,005 ± 0,0031	1,89 ± 0,040	0,0115 ± 0,000094	6,2 ± 0,56	1,34 ± 0,0080	0,027 ± 0,0017	2,5 ± 0,35
	0,5	224	<3,7	15 ± 2,8	0,42 ± 0,010	2,55 ± 0,056	0,0008 ± 0,00022	1,63 ± 0,050	0,014 ± 0,0053	5,4 ± 0,32	0,94 ± 0,034	0,052 ± 0,0095	2 ± 1,5
	0,5	299	<LOD	16,8 ± 0,24	0,55 ± 0,013	2,70 ± 0,032	0,0102 ± 0,00024	2,40 ± 0,0079	0,0174 ± 0,00037	6,3 ± 0,40	<6,2	<0,25	3,73 ± 0,060
Rundtjern	1	61	<LOD	55 ± 2,7	0,7 ± 0,16	1,35 ± 0,052	0,2 ± 0,24	45 ± 2,7	0,331 ± 0,0067	39 ± 1,5	9,6 ± 0,98	0,37 ± 0,032	6 ± 1,8
	0,5	120	<3,1	75 ± 4,9	0,553 ± 0,011	1,23 ± 0,016	0,207 ± 0,0054	34,0 ± 0,86	0,246 ± 0,0053	19,3 ± 0,34	5,2 ± 0,12	0,297 ± 0,0048	19 ± 2,1
	0,5	224	<3,7	75 ± 6,8	0,653 ± 0,0093	1,04 ± 0,019	0,205 ± 0,0036	29,0 ± 0,57	0,31 ± 0,061	22,5 ± 0,63	5,8 ± 0,12	0,407 ± 0,0058	10 ± 2,0
	0,5	299	5,1 ± 0,15	92 ± 1,0	0,68 ± 0,054	1,30 ± 0,013	0,527 ± 0,0068	79,6 ± 0,96	0,318 ± 0,0036	22,3 ± 0,81	6,37 ± 0,082	0,414 ± 0,0077	10,8 ± 0,096

Lokalitet Enhet	Dyp meter	Tid Dagnr.	Hg (ng/L)	U (ng/L)	Cu (µg/L)	S (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (µg/L)	Al (mg/L)	Cd (ng/L)	Zn (µg/L)	Pb (µg/L)	P (µg/L)
Solbergvann	1	61	<LOD	60,4 ± 0,79	0,603 ± 0,00075	1,24 ± 0,0093	0,277 ± 0,0049	17,8 ± 0,32	0,441 ± 0,0079	25 ± 1,2	7,3 ± 0,10	0,833 ± 0,0023	8,7 ± 0,19
	1	120	3,5 ± 0,41	60 ± 2,9	0,64 ± 0,045	1,07 ± 0,0051	0,219 ± 0,00017	17,9 ± 0,21	0,397 ± 0,0014	16,7 ± 0,18	5,9 ± 0,16	0,714 ± 0,0043	12 ± 1,9
	1	224	5,1 ± 0,53	61 ± 5,2	0,69 ± 0,029	0,77 ± 0,013	0,165 ± 0,00087	13,1 ± 0,14	0,4 ± 0,12	20,2 ± 0,90	5,6 ± 0,19	0,81 ± 0,010	16 ± 1,2
	1	299	6,6 ± 0,72	68,9 ± 0,60	0,69 ± 0,016	1,16 ± 0,010	0,467 ± 0,0066	24,8 ± 0,26	0,492 ± 0,0047	22,9 ± 0,095	<6,2	1,12 ± 0,0017	14 ± 1,8
Solbergvann	2	61	<LOD	65 ± 2,9	0,612 ± 0,0036	1,23 ± 0,017	0,312 ± 0,0026	20,2 ± 0,31	0,458 ± 0,0058	23 ± 2,6	7,63 ± 0,058	0,873 ± 0,0036	9,8 ± 0,89
	2	120	<3,1	62 ± 1,5	0,61 ± 0,012	1,08 ± 0,026	0,226 ± 0,0034	18,0 ± 0,30	0,40 ± 0,012	17,5 ± 0,65	5,7 ± 0,12	0,72 ± 0,014	12 ± 1,9
	2	224	5,3 ± 0,57	64 ± 1,6	0,96 ± 0,022	0,82 ± 0,020	0,204 ± 0,0037	13,1 ± 0,19	0,45 ± 0,088	29,0 ± 0,32	7,4 ± 0,26	0,88 ± 0,010	16 ± 1,7
	2	299	6,0 ± 0,66	68,1 ± 0,82	0,68 ± 0,013	1,14 ± 0,0066	0,460 ± 0,0014	24,6 ± 0,25	0,485 ± 0,0016	21,9 ± 0,32	<6,2	1,10 ± 0,0063	13 ± 2,3
Solbergvann	3	61	<LOD	64 ± 1,4	0,65 ± 0,030	1,24 ± 0,014	0,337 ± 0,0019	21,7 ± 0,15	0,454 ± 0,0036	23,5 ± 0,53	7,2 ± 0,18	0,898 ± 0,0066	10,6 ± 0,47
	3	120	3 ± 1,6	58 ± 3,4	0,50 ± 0,011	1,15 ± 0,0033	0,289 ± 0,0012	19,9 ± 0,020	0,416 ± 0,0020	16,8 ± 0,55	5,28 ± 0,052	0,744 ± 0,0066	9,8 ± 0,41
	3	224	4 ± 1,8	60 ± 2,6	0,56 ± 0,013	1,12 ± 0,0057	0,360 ± 0,0019	20,6 ± 0,19	0,40 ± 0,011	20,5 ± 0,91	5,8 ± 0,033	0,782 ± 0,0066	14 ± 1,9
	3	299	5,5 ± 0,54	67,3 ± 0,23	0,68 ± 0,023	1,14 ± 0,025	0,462 ± 0,0076	24,6 ± 0,62	0,485 ± 0,0063	21,9 ± 0,31	<6,2	1,11 ± 0,017	13,5 ± 0,64
Solbergvann	4	61	<LOD	64 ± 1,2	0,565 ± 0,0014	1,23 ± 0,0053	0,405 ± 0,0018	24,2 ± 0,64	0,46 ± 0,010	19 ± 1,8	6,7 ± 0,18	0,89 ± 0,012	12,2 ± 0,39
	4	120	5,1 ± 0,95	68 ± 3,1	0,56 ± 0,016	1,18 ± 0,0097	0,614 ± 0,0070	28,2 ± 0,54	0,448 ± 0,0057	13,0 ± 0,41	4,4 ± 0,23	0,82 ± 0,011	19,3 ± 0,86
	4	224	5,3 ± 0,44	59 ± 3,9	0,414 ± 0,00078	1,18 ± 0,0095	0,620 ± 0,0064	27,5 ± 0,12	0,408 ± 0,0028	11,9 ± 0,95	3,71 ± 0,021	0,795 ± 0,0041	18,2 ± 0,16
	4	299	5,7 ± 0,64	67,3 ± 0,61	0,67 ± 0,027	1,14 ± 0,013	0,457 ± 0,0055	24,0 ± 0,30	0,48 ± 0,010	22,3 ± 0,72	<6,2	1,10 ± 0,011	12 ± 2,1

LOD/LOQ Enhet	Tid Dagnr.	Hg (ng/L)	U (ng/L)	Cu (µg/L)	S (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (µg/L)	Al (mg/L)	Cd (ng/L)	Zn (µg/L)	Pb (µg/L)	P (µg/L)
LOD	61	1,5	0,030	0,034	0,00019	0,000099	0,0032	0,00027	0,00052	0,099	0,044	0,22
LOQ	61	5,0	0,099	0,11	0,00065	0,00033	0,011	0,00089	0,0017	0,33	0,15	0,74
LOD	120	0,92	0,60	0,018	0,00031	0,00012	0,0058	0,00012	0,59	0,092	0,0055	0,054
LOQ	120	3,1	2,0	0,060	0,0010	0,00039	0,019	0,00040	2,0	0,31	0,018	0,18
LOD	224	1,1	0,0	0,010	0,0065	0,00015	0,0080	0,00072	0,31	0,11	0,0030	0,54
LOQ	224	3,7	0,0	0,049	0,0022	0,00052	0,026	0,0024	1,0	0,36	0,0086	1,8
LOD	299	0,82	0,061	0,015	0,0012	0,00046	0,013	0,00048	1,8	1,8	0,075	0,062
LOQ	299	2,7	0,20	0,050	0,0039	0,0015	0,044	0,00159	6,2	6,2	0,25	0,21

Tabell F2: Fargekodene viser hvorvidt konsentrasjonene er innenfor sertifisert referanseverdi med $\pm$ standardavvik $\bullet$ 2 eller lavere (grønt). Verdier som ikke er innenfor ved bruk av denne regelen er markert med rødt. 1643H er husstandard og 1640a er sertifisert referansemateriale. Husstandarderen er tillaget fra sertifiserte standardløsninger og kontrollert for nøyaktighet mot 1643e. Bias er brukt for å se hvor langt unna den sanne verdien var fra den sertifiserte. Dette ble kun gjort for verdiene som er markert med rødt (utenfor det sertifiserte området). Likning for det Bias er vist i Likning (F1).

CRM	Sesong	U (µg/l)	U Bias (%)	Cu (µg/l)	Cu Bias (%)	S (mg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Mn Bias (%)	Al (µg/l)	Al Bias (%)	Cd (µg/l)	Cd Bias (%)	Zn (µg/l)	Zn Bias (%)	Pb (µg/l)	Pb Bias (%)	P (mg/l)
1643H*	Vinter	1,1		22,7		27	100	39,2		141		6,8		80,9		19,9		25
1640a	Vår	25,4		87,6		x	37	39,4		60,2	14	3,8	-4,8	56,3		12,1		x
1643H*	Vår	1,1		26,2		26	100	39,8	-2,5	150		6,5		79,3		20,0		26
1640a	Sommer	25,9		83,6		x	37	40,3		56,5	6,6	3,8	-4,8	55,4		11,8	-0,020	x
1643H*	Sommer	1,0		23,2		26	98	40,1		151		6,7		79,6		19,1		26
1640a	Høst	24,3	-4,1	79,6	-7,2	x	37	38,9	-3,7	57,9	9,2	3,7	-7,3	53,2	-4,4	11,1	-0,080	x
1643H*	Høst	1,0		22,1		26	100	38,4		146		6,5		77,2		18,5		25

Likning (F1) ((Eurachem 2014):

$$b \text{ (%) } = \frac{\text{gjennomsnitt av målt verdi} - \text{sertifisert verdi}}{\text{sertifisert verdi}} \bullet 100$$

Tabell F3: De sertifiserte massekonsentrasjonene i 1643a. Svovel og fosfor er ikke tatt med i tabellen da 1643a ikke er sertifisert for disse grunnstoffene.

Grunnstoff	Massekonsentrasjon (µg/l)
U	25,35 ± 0,27
Cu	85,75 ± 0,51
Fe	36,8 ± 1,8
Mn	40,39 ± 0,36
Al	53,0 ± 1,8
Cd	3,992 ± 0,074
Zn	55,64 ± 0,35
Pb	12,101 ± 0,050

Tabell F4: Massekonsentrasjonene til 1643H.

Grunnstoff	Massekonsentrasjon (µg/l)
U	1
Cu	22,76
Fe	98,1
Mn	39,97
Al	141,8
Cd	6,568
Zn	78,5
Pb	19,63
S	2500
P	2500

VEDLEGG G: Korrelasjon mellom fargeparametere og organisk materiale

Tabell G1: Lineær-korrelasjon for fargeparametere og organisk materiale målt i vann tatt i alle sesonger i alle lokaliteter, unntatt nordenden av Nøkklevann tatt om høsten. Regresjonslinjen er oppgitt. $n = 39$. Det var signifikant korrelasjon ($p < 0,05$) mellom alle parameterne.

x y	TOC (mg/L)	Farge (mg Pt/l)	Abs. 254 nm	Abs. 410 nm	Abs. 465 nm	Abs. 665 nm	E2/E4-ratio
TOC (mg/L)		$y = -24,5 + 11,6x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -0,0639 + 0,0512x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -0,0638 + 0,0301x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -0,0301 + 0,0137x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -0,00322 + 0,00193x$ p-verdi = $8,97 \cdot 10^{-13}$	$y = 21,5 - 5,11x$ p-verdi = $4,09 \cdot 10^{-6}$
Farge (mg Pt/l)	$y = 6,13 - 0,0138x$ p-verdi = $2,68 \cdot 10^{-7}$		$y = -11,0 + 228x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 0,0192 + 384x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 1,95 + 838x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -0,0000607 + 0,000175x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 226 - 59,6x$ p-verdi = $7,89 \cdot 10^{-6}$
Abs. 254 nm	$y = 1,47 + 19,1x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 5,12 \cdot 10^{-2} + 4,34 \cdot 10^{-3}x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$		$y = -0,0287 + 0,594x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 0,0610 + 3,62x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 0,107 + 21,4x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 1,04 - 0,265x$ p-verdi = $4,05 \cdot 10^{-6}$
Abs. 410 nm	$y = 2,52 + 31,4x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -4,55 \cdot 10^{-5} + 2,59 \cdot 10^{-3}x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 0,0513 + 1,67x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$		$y = -0,00205 + 0,458x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 0,0292 + 13,0x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 0,588 - 0,155x$ p-verdi = $7,78 \cdot 10^{-6}$
Abs. 465 nm	$y = 2,74 + 68,0x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -2,07 \cdot 10^{-3} + 1,19 \cdot 10^{-3}x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -0,0148 + 0,271x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 0,00502 + 2,18x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$		$y = 0,0000361 + 1,49x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 0,266 - 0,0704x$ p-verdi = $9,84 \cdot 10^{-6}$
Abs. 665 nm	$y = -0,0301 + 0,0137x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 11,2 + 5035x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -0,00165 + 0,0394x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = -5,84 \cdot 10^{-5} + 6,76 \cdot 10^{-2}x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$	$y = 0,00985 + 6,08x$ p-verdi = $<2,2 \cdot 10^{-16}$		$y = 0,0402 - 0,0107x$ p-verdi = $2,12 \cdot 10^{-5}$
E2/E4-ratio	$y = 3,08 - 0,0860x$ p-verdi = $4,09 \cdot 10^{-6}$	$y = 2,86 - 0,00706x$ p-verdi = $7,89 \cdot 10^{-6}$	$y = 2,96 - 1,65x$ p-verdi = $4,05 \cdot 10^{-6}$	$y = 2,86 - 2,71x$ p-verdi = $7,78 \cdot 10^{-6}$	$y = 2,84 - 5,88x$ p-verdi = $9,84 \cdot 10^{-6}$	$y = 2,80 - 36,4x$ p-verdi = $2,12 \cdot 10^{-5}$	

VEDLEGG H: NVEs innsjønummer, innsjøens navn, høydefordeling og størrelse på nedbørfelt

Tabell H1 viser NVEs innsjønummer, innsjøens navn, høydefordeling og størrelse på nedbørfelt. Verdiene er hentet fra Gabestad & Krogstie (1997).

NVEs innsjønr.	Innsjønavn	Høyde over havet (m)	Nedbørfelt (km ²)	Overflate (km ²)
5359	Kroktjern	280	0,54	0,043
5365	Rundtjern	237	0,29	0,008
5370	Solbergvann	235	0,12	0,013
5377	Hauktjern	244	0,77	0,039
2511	Lutvann	205	1,73	0,426
2510	Nøklevann	163	7,23	0,797



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway