

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



Forord

Denne oppgaven er en mastergradsoppgave i Miljø- og naturressurser, studieretning Miljøgifter og økotoksikologi, ved Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB), Ås. Oppgaven er en av tre som omhandler Øyeren i Akershus/Østfold og leveres våren 2011. Målet med de tre masteroppgavene var å undersøke kvikksølv og stabile isotoper i de viktigste fiskeartene og i et utvalg sedimentprøver i Øyeren og sette dette inn i en økologisk sammenheng. Prosjektet ble støttet finansielt av Fylkesmannen i Oslo og Akershus og Klima og forurensningsdirektoratet (Klif).

Jeg vil gjerne takke mine veiledere Elin Gjengdal, Bjørn Olav Rosseland og Reidar Borgstrøm for hjelp og støtte, jeg vil også takke Solfrid Lohne, Karl Andreas Jensen, Gjermund Strømman og Johnny Kristiansen for hjelp med analyse- og laboratoriearbeid. Mine medstudenter Kristian Moseby og Pål Sindre Svae fortjener takk for et godt samarbeid i Øyeren prosjektet. Fylkesmannen i Oslo og Akershus og direktoratet for Klima og forurensning (Klif) takkes for finansiell støtte. Sist men ikke minst vil jeg gjerne takke alle mine medstudenter som jeg har delt sorger og gleder med i prosessen for godt samhold og gode minner.

Ås, mai 2011

Inga Greipsland

Sammendrag

Hensikten med denne oppgaven var å studere innhold av kvikksølv (THg) i mort (*Rutilus rutilus*) og i et utvalg av sedimentprøver fra Øyeren. Videre ble funn fra undersøkelsen satt inn i en økologisk sammenheng. Konsentrasjonen av THg i mort ble sammenlignet med størrelse, alder og trofisk nivå. Stabile isotoper av fisk, invertebrater og primærprodusenter ble bestemt for å belyse trofiske overføringsmekanismer i Øyeren. I tillegg ble metylkvikksølv (MeHg) bestemt i et utvalg av muskelprøver fra mort, gjedde (*Esox lucius*), gjørs (*Stizostedion Lucioperca*) og asp (*Aspius aspius*) for å kartlegge hvor stor andel av THg som foreligger som MeHg. Konsentrasjonen av THg i sedimentene i Øyeren ble sammenlignet med regionale verdier funnet i innsjøsedimenter. Sedimentprøver ble undersøkt for om mulige finne sammenhenger mellom THg, svovel (S) og organisk materiale målt som glødetap.

Konsentrasjonen av THg i mort var lav (0,04-0,21 mg kg⁻¹ våtvekt (vv), n=24) med unntak av et individ som hadde avvikende høy THg verdi (0,50 mg kg⁻¹ vv). Konsentrasjonen av THg i mort økte signifikant med størrelse og alder (P<0,05). Individet på det høyest trofiske nivå (uttrykt ved δ¹⁵N) hadde også høyest THg verdi (0,50 mg kg⁻¹ vv), dette kan indikere at dietten har inneholdt fisk. Konsentrasjonen av MeHg i mort ble bestemt til mellom 0,03 og 0,51 mg kg⁻¹ vv, dette utgjorde mellom 92 og 105% av THg. Det ble ikke påvist signifikant forskjell mellom THg og MeHg hos verken mort, gjørs, asp eller gjedde i utvalget. Kvikksølv i disse fiskeslagene forelå i all hovedsak som MeHg.

Konsentrasjonen av THg i sedimentene var mellom 0,028 og 0,097 mg kg⁻¹ tørrstoff. I toppsjiktet var gjennomsnittsverdien av THg lik 0,05 mg kg⁻¹. Det ble ikke funnet forhøyede konsentrasjoner av THg i overflatesjiktet i forhold til referansesjikt. Dette tyder på at prøvene kan ha blitt påvirket av strøm, vind eller bioturbasjon slik at de ikke er representative for belastningen av THg i Øyeren. Det gjennomgående lave nivået av THg i alle sedimentsjikt tyder på en lav grad av antropogen påvirkning. Dette kan ha sammenheng med større gjennomstrømming i Øyeren, lavt innhold av organisk materiale, og muligens oppvirvling fra sediment og transport til dypere områder. Konsentrasjonen av THg var positivt korrelert med svovel og glødetap i overflatesjiktet (P<0,05) men ikke i referansesjikt.

Abstract

The general objective of this study was to investigate the content of mercury (THg) in roach (*Rutilus rutilus*) and in a selection of sediment samples from Øyeren. Further on the findings were put in an ecological context. The mercury concentration in roach was compared to age, size and trophic position. Stable isotopes of fish, invertebrates and primary producers was determined to elucidate trophic transfer patterns in Øyeren. In addition, methyl mercury (MeHg) was determined in some selected samples of muscles from pike (*Esox lucius*), zander (*Stizostedion Lucioperca*) and asp (*Aspius aspius*) in order to determine the proportion of MeHg to THg. The concentration of THg in the sediments was compared with findings in regional studies on lake sediments. Relationships between THg, sulphur (S) and organic material (determined as loss on ignition LOI) were investigated.

The concentration of THg in Roach was low (0,04-0,21 mg kg⁻¹ wet weight (ww), n=24) except in one individual with a deviant high THg value (0,50 mg kg⁻¹ ww). The concentration in Roach increased significantly with size and age (P<0,05). The individual occurring at the highest trophic level (expressed as δ¹⁵N) also showed the highest THg value (0,50 mg kg⁻¹ ww), which indicates a diet containing fish. The concentration of MeHg in roach ranged between 0,03 and 0,51 mg kg⁻¹ ww, the proportion of MeHg to THg was between 92-105%. In the present selection, it was not proved any significant difference between THg and MeHg in roach, zander, asp or pike. Mercury in muscle samples in these fish species occur mainly as MeHg.

The concentration of THg in the sediment ranged from 0,028 to 0,097 mg kg⁻¹ dry matter (DM). In the top layer the average THg value was 0,05 mg kg⁻¹ DM. The concentrations of THg in the top layers was not enhanced compared to the reference layers. This implies that the samples may have been influenced by current, wind, or bioturbation and may thus not be representative for the load of THg in Øyeren. The general low level of mercury in all the sediment layers implies a low degree of anthropogenic influence. Possible causes may be short retention time in Øyeren, low content of organic matter and sulphur and possibly upwhirling from the sediments and transport to deeper areas. The concentration of THg was positively correlated with organic matter in the top layer (P<0,05), but not in the reference layer.

Innholdsfortegnelse

| | |
|---|---------------|
| FORORD..... | I |
| SAMMENDRAG..... | II |
| ABSTRACT..... | III |
| INNHALDSFORTEGNELSE..... | IV |
| 1. INTRODUKSJON..... | - 2 - |
| 2. TEORI..... | - 4 - |
| 2.1. LOKALITETSBEKRIVELSE | - 4 - |
| 2.2. NÆRINGSNETTSANALYSE VED BRUK AV STABILE ISOTOPER | - 7 - |
| 2.3. KVIKKSØLV I SEDIMENT..... | - 8 - |
| 2.4. KOSTHOLDSRÅD OG GRENSEVERDIER | - 9 - |
| 2.5. METODE FOR BESTEMMING AV MEHG | - 10 - |
| 3. METODE | - 11 - |
| 3.1. FELTARBEID I ØYEREN | - 11 - |
| 3.2. ALDERSBESTEMMELSE AV MORT | - 13 - |
| 3.3. BESTEMMELSE AV TØRRSTOFF, GLØDETAP OG SVOVELINNHOOLD I SEDIMENTPRØVER | - 13 - |
| 3.4. BESTEMMELSE AV THG OG MEHG I SEDIMENT OG FISKEMUSKEL..... | - 14 - |
| 3.5. BESTEMMELSE AV $\Delta^{15}\text{N}$ OG $\Delta^{14}\text{C}$ | - 16 - |
| 3.6. STATISTIKK..... | - 16 - |
| 4. RESULTAT..... | - 17 - |
| 4.1. TOTALKVIKKSØLV I MORT | - 17 - |
| 4.1.1. <i>Utvalget</i> | - 17 - |
| 4.1.2. <i>Diett hos mort</i> | - 18 - |
| 4.1.3. <i>Stabile isotoper av nitrogen og karbon</i> | - 19 - |
| 4.1.4. <i>Konsentrasjon av THg i mort</i> | - 23 - |
| 4.2. METYLKVIKKSØLV I MORT, GJEDDE, GJØRS OG ASP | - 27 - |
| 4.2.1. <i>Utvalget av gjedde, gjørs og asp</i> | - 27 - |
| 4.2.2. <i>Konsentrasjon av MeHg i mort, gjedde, gjørs og asp</i> | - 28 - |
| 4.3. TOTALKVIKKSØLV I SEDIMENT..... | - 30 - |
| 4.3.1. <i>Presisjon og nøyaktighet i kvikksølvanalyser</i> | - 30 - |
| 4.3.2. <i>Tørrstoff, svovel og organisk materiale i sedimentprøvene</i> | - 30 - |
| 4.3.3. <i>Konsentrasjon av THg i sedimentene</i> | - 31 - |
| 4.3.4. <i>Svovel og glødetap sammenlignet med THg</i> | - 32 - |
| 5. DISKUSJON | - 33 - |
| 5.1. TOTALKVIKKSØLV I MORT | - 33 - |
| 5.1.1. <i>Konsentrasjonen av THg i mort sammenlignet med trofisk nivå, alder og størrelse</i> | - 34 - |
| 5.1.2. <i>Næringsnettet i Øyeren</i> | - 34 - |
| 5.2. METYLKVIKKSØLV I MORT, GJEDDE, GJØRS OG ASP | - 36 - |
| 5.3. TOTALKVIKKSØLV I SEDIMENT | - 37 - |
| 5.3.1. <i>Konsentrasjonen av THg i sediment sammenlignet med regionale verdier</i> | - 37 - |
| 5.3.2. <i>Konsentrasjonen av THg i sediment sammenlignet med svovel og organisk materiale</i> | - 39 - |
| 6. KONKLUSJON OG FORSLAG TIL VIDERE ARBEID..... | - 40 - |
| 7. LITTERATURLISTE..... | - 42 - |
| VEDLEGG..... | -47- |

1. Introduksjon

I områder uten punktutslipp er atmosfærisk nedfall den største kilden til kvikksølv i miljøet (Klif 2011). De kjemiske formene av kvikksølv (THg) i akvatiske system er sterkt påvirket av redoks- og pH-forhold, samt konsentrasjonen av ligander som kan danne komplekser med Hg (Ullrich et al. 2001). Komplekser av Hg med løst organisk materiale vil ofte være dominerende i ferskvann og det meste av kvikksølvet vil under aerobe forhold foreligge som Hg^{2+} i vannfasen (Ullrich et al. 2001). Metylkvikksølv (MeHg) dannes hovedsakelig ved mikrobielle prosesser, men abiotisk metylering har også blitt påvist. Potensialet for metylering er generelt trodd å være høyest under anaerobiske forhold (Compeou & Bartha 1985). Eksponering av THg hos fisk skjer hovedsakelig gjennom diett (Ranneklev et al. 2009). I tilfeller der opptakshastigheten av THg er høyere enn utskillingshastigheten vil THg bioakkumuleres i kroppen. Metylkvikksølv vil akkumuleres i større grad enn Hg^{2+} fordi MeHg er vanskeligere å skille ut (Clarkson et al. 2003).

Eksponering for høye konsentrasjoner av MeHg kan særlig skade nervesystemet, immunsystemet og nyrer hos mennesker (Risher 2003; WHO 2008) Den store giftigheten kan forklares med at MeHg er fettløselighet, har proteinbindende egenskaper og høy affinitet for thiolgrupper (Ullrich et al. 2001). Metylkvikksølv kan krysse blod/hjerne barrieren og placentabarrieren og foster vil derfor være særlig sensitive (WHO 2008). I Norge er det nå et generelt forbud, med noen få unntak, mot kvikksølv i produkter (Klif 2011). Utslippene av THg på verdensbasis har de siste årene gått ned, men i Asia øker utslippene på grunn av stort forbruk av fossilt brennstoff (Regjeringen 2009). En ny global avtale som vil begrense bruken av kvikksølv ytterligere skal være ferdig i 2013 (Klif 2011).

Hovedmålet med denne oppgaven var å studere konsentrasjonen av THg i mort og i et utvalg sedimentprøver i Øyeren og sette dette inn i en økologisk sammenheng. Bestemmelse av THg i mort er viktig siden mort kan være en betydelig byttedyr for rovfisk (Brabrand & Lien 2004), og dermed i stor grad bestemme konsentrasjonen av THg i rovfiskene.

Konsentrasjonen av THg er vist å være høyest i organismer på høye trofinivå og det er positiv korrelasjon mellom THg og normal vekst hos fisk (Rognerud et al. 2002). På grunn av den høye giftigheten til MeHg er det også viktig å fremskaffe mer kunnskap om forholdet MeHg/THg hos mort, gjedde, asp og gjørs.

I studier av Hg i fisk blir THg ofte brukt som et mål på MeHg. Dette er i de aller fleste tilfeller hensiktsmessig siden >90% av THg vanligvis foreligger som MeHg (Bloom 1992; Ullrich et al. 2001). I tillegg er metodene for å analysere MeHg ofte tidkrevende og dyre. Flere arter er lite undersøkt med hensyn på forholdet MeHg/THg. Dette gjelder særlig arter på lave trofinivå som for eksempel mort. Forholdet MeHg/THg hos gjedde er interessant på grunn av tidligere funn av høye nivå av THg i gjedde (Fjeld et al. 1999; Rask & Metsälä 1991) og fordi det er kostholdsråd knyttet til denne arten. De siste artene som ble valgt ut i denne studien var gjørs og asp. Det ble ikke funnet studier der forholdet MeHg/THg hos gjørs var undersøkt.

Grenseverdier av THg i sediment er knyttet til risiko for økologiske effekter i innsjøen (Bakke et al. 2007). I Norge er det vist at høy konsentrasjon av THg i sediment følger samme generelle mønster som høy konsentrasjon i fisk (standardisert gjedde 1 kg) (Munthe et al. 2007). Men totalbelastning av THg står ikke alltid i forhold til konsentrasjonen i fisk. Oppbygning av næringskjeder samt grad av metylering fra uorganisk kvikksølv til MeHg i innsjøen og nedbørsfelt er eksempler på faktorer som påvirker konsentrasjonen av THg i fisk. Mye av variansen mellom THg konsentrasjon i sedimenter i ulike innsjøer kan forklares med ulike innhold av organisk materiale, innsjødybde og pH (Fjeld et al. 1994). I undersøkelser av THg konsentrasjon i sediment er det derfor viktig å vite innhold av organisk materiale. Sediment kan også fungere som miljøarkiv og gi informasjon om hvordan THg belastningen i innsjøen har variert over lang tid (Rognerud et al. 2008). Dette er nyttig for å bestemme hva som er bakgrunnskonsentrasjon og hva som er antropogenisk forurensing. God korrelasjon mellom svovel og THg kan være et tegn på antropogent tilført THg (Munthe et al. 2007). Følgende hypoteser er fremsatt:

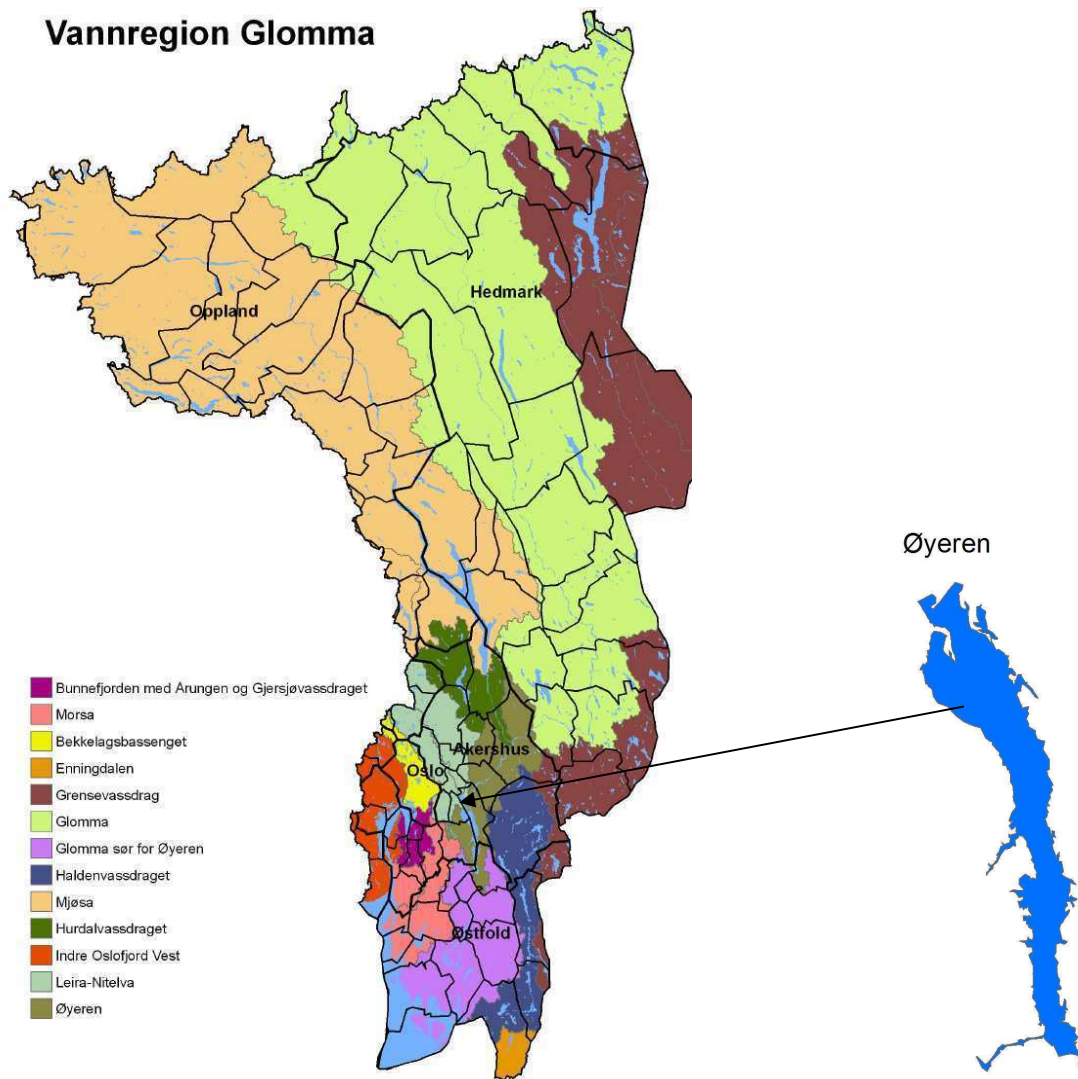
- Konsentrasjonen av THg i mort er lavere enn gjeldende kostholdsråd og positivt korrelert med størrelse, alder og trofisk nivå ($\delta^{15}\text{N}$).
- Forholdet MeHg : THg i mort, gjedde, gjørs og asp er over 0,9.
- Konsentrasjon av THg i sedimentene i Øyeren er størst i toppsjiktet og THg vil i dette laget være positivt korrelert med svovel og organisk materiale

2. Teori

2.1. Lokalitetsbeskrivelse

Hvis ikke annet er sagt så er informasjon i dette avsnittet og neste hentet i fra Øyeren grunneierlag (Øyeren Grunneierlag 2004). Øyeren er en stor mesotrof innsjø som ligger i nedre del av Glommavassdraget. Innsjøen omkranses av fem kommuner og to fylker, Enebakk, Fet og Rælingen i Akershus fylke og Trøgstad og Spydeberg i Østfold. Gjennomsnittsdyp i Øyeren er 16 m, maksimaldyp er 75,5 m. Arealet er 84,7 km² og totalt volum ca 184 millioner m³. Dette gjør Øyeren til en relativ stor innsjø i norsk sammenheng. Innsjøprosenten ((areal av innsjø/areal nedbørsfelt) x100) er likevel lav (0,23%). Dette indikerer at terrestriske prosesser i nedbørsfeltet og transport til innsjøen vil være svært viktige med hensyn på konsentrasjon av spormetaller. Gjennomstrømming i Øyeren er stor og vannets teoretiske oppholdstid er 22 døgn på årsbasis og 47 dager i sommerperioden.

Innsjøen får vanntilførsel fra tre elver, Leira, Nitelva og Glomma og nedbørsfeltet strekker seg over store deler av Sør-Norge. Sedimenttilførselen til Øyeren varierer sterkt i fra år til år og vil være sterkt påvirket flom og regulering av vannstanden. Øyeren er regulert 2,4 m, mellom henholdsvis kote 98,94 (LRV) og kote 101,34 (HRV) referert Mørkefoss vannmerke. I tillegg kan store flommer øke erosjon i nedbørsfeltet og bidra til større transport. Nord i Øyeren danner de tre elvene Nordens største innlandsdelta. Dette området er fredet med hjemmel i naturvernloven. Reservatet ble også i 1985 innskrevet i RAMSAR konvensjonens liste over internasjonale viktige områder for våtmarksfugl. Vannkvaliteten i Øyeren hovedmasser ble i 2002 definert som mindre god i henhold til daværende SFTs vannkvalitetskriterier (Berge 2002). Videre klassifiserte de fleste områdene i nordre Øyeren som dårlig og Svullet var kraftig forurenset av kloakk (Berge 2002). Konsentrasjonen av kalsium (Ca) var i perioden 2009-2010 på ca 4-6 ml L⁻¹ (NIVA 2011). Opplysningene om Øyeren er samlet i tabell 1 og et kart over vannregion Glomma og Øyeren vises i figur 1.

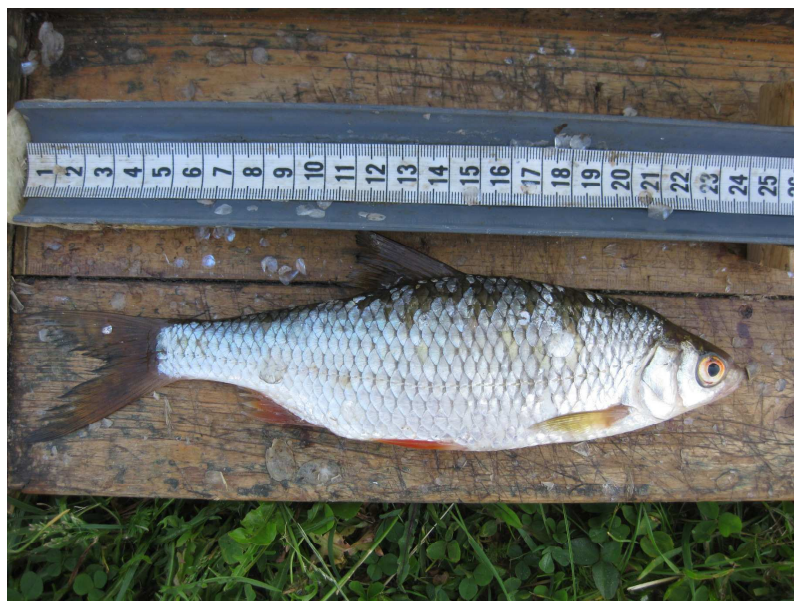


Figur 1. Kart over vannregion Glomma og Øyeren samt plassering i denne. Kilde kart over vannregion Glomma (Østfold fylkeskommune 2010).

Tabell 1. Nøkkeltall for Øyeren.

| | |
|---|---------------|
| Areal (km²) | 84,7 |
| Volum (millioner m³) | 184 |
| Nedbørsfelt (km²) | 36 964 |
| Innsjøprosent (%) | 0,23 |
| Max dyp (m) | 75,5 |
| Gjennomsnittlig dyp (m) | 16 |
| Teoretisk oppholdstid (dager sommer/døgn vinter) | 22/47 |
| Meter over havet (m) | 101 |
| Omkrets uten øyer (km) | 165,5 |

På fiskebiologisk grunnlag kan Øyeren deles i to: et nordlig gruntvannsområde og et dypere basseng i sør. Denne oppgaven har kun fokusert på det sørlige området. Øyeren er den innsjøen i Norge med størst arts mangfold med hensyn på fisk, i følge (Brabrand 2002) er det sannsynligvis 25 fiskearter der. Det store antall arter utgjør svært kompliserte fiskesamfunn og næringsnett. Også vannbotanikken er rik på diversitet med over 325 ekte vannplanter og sumpvegetasjon. Det er mindre kunnskap om de øvrige dyregruppene i Øyeren, men diversiteten er i følge (Sloreid & Halvorsen 2002) sannsynligvis også der meget stor. Bunndyrfaunaen domineres av 3 dyregrupper, rundormer, fjærmygg og fåbørstemark Sloreid og Halvorsen (2002).



Figur 2. Mort (*Rutilus rutilus*) fanget i Øyeren juni 2010. Foto: Inga Greipsland.

I denne oppgaven er det fokusert på mort (figur 2.). Mort er en stimfisk som typisk lever knyttet til vegetasjonen i strandkanten, men den kan også opptre pelagisk (Borgstrøm & Hansen 1987). Arten er preget av lav vinteraktivitet på relativt dypt vann, og intens aktivitet på grunt vann om sommeren. Mort er en omnivore og hovedføden består av alger, makrovegetasjon, større evertebrater, cladocera, små benthosformer, fiskeegg og fiskeyngel (Brabrand 1977). Bestanden av mort i Øyeren meget stor og i en fiskeribiologisk undersøkelse fra 1995 var det den klart dominerende arten i fangsten (Øxnevad 1995).

I Årungen, Akershus, ble THg konsentrasjonen i mort undersøkt i 2003 og 2005 og konsentrasjonen funnet var mellom 0,032 - 0,16 mg kg⁻¹ (Sharma 2007). I Sverige har det blitt funnet konsentrasjoner av THg i mort opp i mot 0,54 mg Hg kg⁻¹ våtvekt (Sonesten 2001).

Det har blitt gjort tre tidligere undersøkelser av kvikksølvnivå i Øyeren, i 1978, i 1987 og i 1990. Resultatene er ikke publisert, tallmaterialet kommer i fra fylkesmannen i Oslo og Akershus. I undersøkelsene ble det funnet høye konsentrasjoner av kvikksølv i abbor ($0,91 \text{ mg kg}^{-1}$, $n=31$), lake ($0,55 \text{ mg kg}^{-1}$ $n=2$) og gjørs ($0,52 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ $n=1$), en mort ble undersøkt i 1978 og THg konsentrasjon funnet var $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ vv ($n=1$). Dette materialet var ikke bestemt med hensyn til alder, vekt og trofisk posisjon.

Metylkvikksølv i fisk antas å være over 90% total kvikksølv (Bloom 1992). Dette har blitt bekreftet i flere undersøkelser med ulike arter; blant annet i mort (Edwards et al. 1999; Marsalek et al. 2005), gjedde (Houserova et al. 2007; Jewett et al. 2003) og asp (Marsalek et al. 2005). Det ble ikke funnet tall for ratio MeHg/THg hos gjørs, det er mulig dette ikke har blitt gjort tidligere.

2.2. Næringsnettsanalyse ved bruk av stabile isotoper

I kjemiske reaksjoner og fysiske og biologiske prosesser vil lette isotoper reagere raskere enn tyngre og det vil skje en fraksjonering, dette kan utnyttes i økologiske studier. Nitrogen isotoper kan beskrive trofiske sammenhenger samt kvantifisere biomagnifisering i akvatiske økosystem, mens karbonisotoper kan brukes for å beskrive flyt av næringsstoffer, energi og forurensning i et næringsnett (Peterson & Fry 1987). Anrikning av ^{15}N i forhold til ^{14}N ($\delta^{15}\text{N}$) eller anrikning av ^{13}C i forhold til ^{12}C ($\delta^{13}\text{C}$) beregnes ut i fra ligning 1. Standard for $\delta^{15}\text{N}$ er 0,0036765. Standard for $\delta^{13}\text{C}$ er Vienna Pea Dee Belemnite, en type kalkstein.

$$\delta^{15}\text{N} \text{ eller } \delta^{13}\text{C} = [(R_{(\text{prøve})} - R_{(\text{standard})}) / R_{(\text{standard})}] \times 1000 \quad \text{Ligning 1.}$$

Der R er lik tung isotop dividert med lett isotop (for eksempel $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$)

For hvert stigende trinn i næringskjeden vil ^{15}N holdes tilbake i muskelvev i større grad enn ^{14}N , økningen av $\delta^{15}\text{N}$ vil være ca 3,4‰ per trofisk nivå (Minagawa & Wada 1984). For å bestemme artenes trofiske nivå i et system er det påkrevd å vite basis $\delta^{15}\text{N}$. Ulike kilder kan ha ulik isotopsignatur, $\delta^{15}\text{N}$ i nitrat fra jord vil for eksempel være høyere enn $\delta^{15}\text{N}$ i fra luften (Rognerud & Qvenild 2002) og ulike innsjøer er eksponert for ulik $\delta^{15}\text{N}$ verdi fra luften. Basis $\delta^{15}\text{N}$ i en innsjø bestemmes ofte som $\delta^{15}\text{N}$ hos en primærprodusent eller en primærkonsument.

Tilsvarende som $\delta^{15}\text{N}$ vil forholdet $\delta^{13}\text{C}$ øke oppover i næringskjeden men i mye mindre grad, cirka 0,5‰ for hvert trofinivå (France 1995; Rognerud & Qvenild 2002; Zanden & Rasmussen 2001). Under fotosyntesen skjer det en fraksjonering av karbon og i forhold til luft vil ^{13}C i større grad tas opp i planten enn ^{12}C . Fraksjoneringen er ikke lik for alle typer planter. For eksempel har pelagiske alger tilgang til store mengder oppløst CO_2 og vil ha et lavere $\delta^{13}\text{C}$ nivå enn littorale alger som har mindre tilgang på CO_2 . De høyest $\delta^{13}\text{C}$ verdiene forekommer i littoralsonen (Hecky & Hesslein 1995). Høyere opp i næringskjeden kan de relative forskjellene i $\delta^{13}\text{C}$ verdiene brukes til å si noe om hovedkilden av karbon kommer i fra bentisk eller pelagisk miljø. I tillegg til å indikere habitatbruk kan differansen også brukes til å studere forskjeller i karbonkilder over tid og i forhold til størrelsen på enkelindividene innen en art.

2.3. Kvikksølv i sediment

Sedimenter kan være velegnet som et miljøarkiv og gi informasjon om tidligere forurensningsnivå i en innsjø. Metaller og andre miljøgifter kan være assosiert med partikler, særlig humus, disse partiklene vil til slutt transporteres ut av innsjøen eller sedimentere til innsjøbunnen. I innsjøens dypest område, i akkumulasjonssonen, vil sedimentene avsettes kronologisk (Rognerud & Fjeld 2001). I områder med skipstrafikk, mye strøm eller mye bunnlevende fisk vil sedimentene kunne virvles opp og metaller vil kunne remobiliseres. I så tilfelle vil snevre tidstrender ikke være mulige å spore. Akkumulasjonssonen kan begynne ved noen få meters dyp, men i større vindeksponerte innsjøer vil det ofte være nødvendig å gå ned til 25-30 m dyp eller til det dypest punktet i innsjøen (Rognerud et al. 2008).

Det har blitt gjort flere undersøkelser av kvikksølvnivå i innsjøsedimenter i Sør-Norge. I innsjøer som ikke er direkte forurenset fra punktkilder er verdier av THg funnet til å kunne variere mellom 0,05 og 1 mg kg^{-1} (Rognerud & Fjeld 2001; Rognerud et al. 2008; Sæther 2009). Undersøkelser har vist tydelig kontamineringsgrad i overflatesjiktet i forhold til referansesjiktet 35 -55 cm ned (Rognerud et al. 2008). I anoksiske sedimentene vil THg hovedsakelig være bundet til svovel (HgS), organisk materiale eller uorganisk partikler (Ullrich et al. 2001).

Konsentrasjonen av MeHg i sedimentene vil vanligvis være mellom 0,1 – 1,5% av THg (Harrington 2000). Organismer som kan metylere Hg har blitt funnet både blant de anaerobe, fakultative anaerobe og anoksiske bakteriene (Compeou & Bartha 1985). Potensialet for metylering er derimot generelt trodd å være høyest under anaerobiske forhold, og den viktigste gruppen bakterier er trodd å være sulfatreduserende bakterier (Compeou & Bartha 1985). Effektiviteten av metylering vil være avhengig av mikrobiell aktivitet, samt konsentrasjonen av biotilgjengelig Hg. Økt metyleringsgrad kan knyttes til lav pH, lav salinitet og tilstedeværelsen av nedbrytbart organisk materiale i reduserende miljø (Ullrich et al. 2001).

2.4. Kostholdsråd og grenseverdier

Miljøgifter i sediment knyttes til risiko for spredning og opptak i organismer. Spredning av miljøgifter gjennom diffusjon og opptak i organismer vil skje i større eller mindre grad hele tiden. Grenseverdier er satt ut i fra konservative antagelser om eksponeringsveier, biotilgjengelighet og sannsynlighet for spredning til andre deler av økosystemet. Grenseverdien basert på økologiske effekter av THg ble i 2007 satt til 0,63 mg kg⁻¹ tørrstoff (TS) (Bakke et al. 2007). Denne grenseverdien har ikke tatt hensyn til eventuelt samvirke mellom ulike stoffer. I tabell 2 vises en veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann utgitt av SFT i 2007.

Tabell 2. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Bakke et al. 2007).

| | I | II | III | IV | V |
|----------------------------------|-----------------|------------|----------------|-----------------------|---------------------|
| Tilstandsklasse | Bakgrunn | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
| Kvikksølv (mg kg ⁻¹) | <0,15 | 0,15-0,63 | 0,63-0,86 | 0,86 ⁻¹ ,6 | >1,6 |

I følge FNs ekspertkomité for vurdering av tilsetningsstoffer og forurensing bør et tolerabelt inntak av MeHg over lang tid ikke overskride 1,6 µg kg⁻¹ kroppsvekt (WHO 2010). Grensen er satt med tanke på risikogrupper som gravide og ammende. For voksne som ikke er i risikogruppen kan inntaket være opp til dobbelt så høyt uten fare for nerveskade. Et slikt inntak hos voksne tilsvarer omtrent 0,2 mg THg kg⁻¹ om uken for en person på 60 kg. Dette tilsvarer konsum av 400 g fisk med konsentrasjon av THg på 0,5 mg kg⁻¹ vv. Norge og EU

bruker nå denne grensen i beregning av kostholdsråd og grenseverdier for omsetning. Men EU er i ferd med å redusere grenseverdiene (Rosseland 2011).

Kostholdsrådene i Norge gjelder gjedde, abbor over 25 cm og stor røye og ørret (over 1 kg). Gravide og ammende bør unngå å spise disse fiskeslagene, andre bør ikke spise slik fisk mer enn en gang i måneden (Klif 2011). Konsentrasjonen av THg i disse fiskeslagene ligger i mange tilfeller over $0,5 \text{ mg Kg}^{-1}$. Fiskeslag som asp og gjørs er ikke nevnt selv om disse også har høye konsentrasjoner av THg.

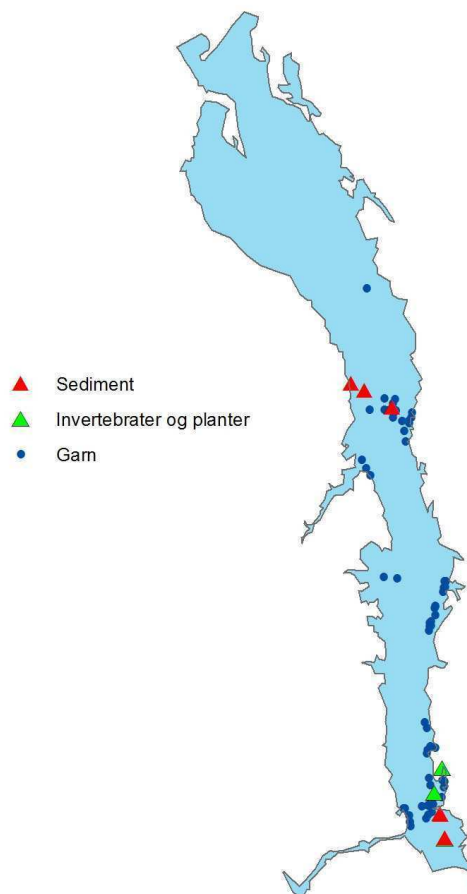
2.5. Metode for bestemming av MeHg

Metoden brukt for å bestemme MeHg i denne oppgaven bygger på en ikke-kromatografisk separasjon beskrevet av (Maggi et al. 2009), men prinsippet for deteksjon er nytt. Gjengedal (Gjengedal 2011) forklarer metodeprinsippet som følger: Metylkvikksølv ble frigjort fra prøvematriks, i dette tilfellet 1,5g fiskemuskel, gjennom dannelse av halogener ved tilsats av hydrogenbromid (HBr). De organiske kvikksølvhalogenene ble så separert fra uorganisk Hg ved ekstraksjon med toluen. Metylkvikksølv ble deretter tilbakeekstrahert med L-cystein for rensing og oppkonsentrering av ekstraktet. Som et siste trinn før instrumentell analyse ble ekstraktet dekomponert ved $250 \text{ }^\circ\text{C}$ i salpetersyre (HNO_3) ved bruk av Milestone UltraClave®, et lukket system basert på mikrobølgeteknikk. Salpetersyren oksiderer MeHg til Hg^{2+} . For å unngå tap av Hg^{2+} ved henstand, ble den oppsluttede prøven umiddelbart konserveret ved å tilsette kaliumpermanganat. Kvantitativ bestemmelse av kvikksølv ble så utført med kalddamp atomabsorpsjons spektrometri (CV-AAS), hvor Hg^{2+} reduseres til elementært kvikksølv ved hjelp av tinnklorid (SnCl_2). Deteksjonen med AAS ble automatisert ved at det ble benyttet Flow Injection Mercury System (FIMS). Metylkvikksølv separeres fra uorganisk THg gjennom ekstraksjon med toluen og tilbakeekstraksjon med L-cystein. Prøven oppsluttes i UltraClave for oksidasjon av MeHg til Hg^{2+} , før deteksjon med CV-AAS.

3. Metode

3.1. Feltarbeid i Øyeren

Feltarbeidet ble utført i fire perioder sommeren 2010, 14-18 juni, 12-16 juli, 9-12 august og utvalgte dager i perioden 1-19 september. Åtte fiskearter ble samlet inn for videre studier, mort (*Rutilus Rutilus*), gjedde (*Esox lucius*), asp (*Aspius aspius*), gjørs (*Stizostedion lucioperca*), abbor (*Perca fluviatilis*), krøkle (*Osmerus eperlanus*), hork (*Gymnecephalus cernuus*) og laue (*Alburnus alburnus*). I tillegg til fisk ble det samlet inn sedimentkjerner, plankton, invertebrater, planter og påvekststalger. Studier av gjedde gjørs og abbor i Øyeren fra dette feltarbeidet er beskrevet av Moseby (2011) studier av asp, hork, krøkle og laue fra dette feltarbeidet er beskrevet av Svae (2011). I figur 3. vises kart over Øyeren med avmerket prøvetakningslokaliteter.



Figur 3. Kart over Øyeren der blå prikker indikerer garnutsetting, rød trekant indikerer prøvetaking av sediment og grønn trekant indikerer innsamling av invertebrater og planter.

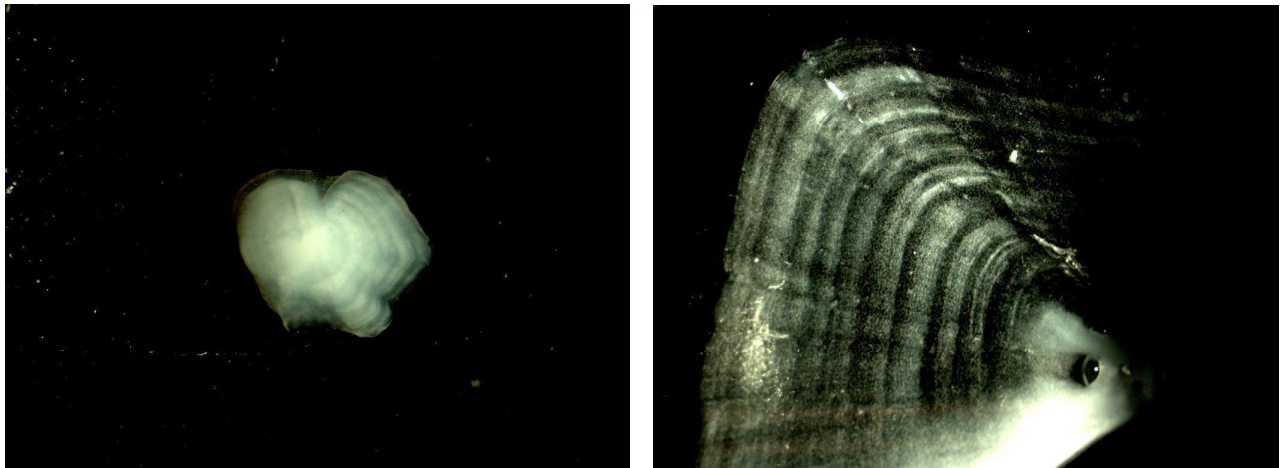
Det ble totalt fisket 63 garnetter, i vedlegg I vises dato for garnutsetting og maskevidde brukt ved fangst av mort. For informasjon angående de andre fiskeslagene se Moseby (2011) og Svæe (2011). Figur 3. viser hvor garnene ble satt. Det ble det valgt ut rundt 20 fisk av hver art til videre analyse. Det ble målt lengde, vekt og mageinnholdet ble tatt ut og lagt i sprit. Fisken ble dissekert på stedet og det ble tatt ut tre prøver av muskel samt en prøve av lever. Prøvetakingen ble gjort i henhold til ”The EMERGE Sampling manual for live fish” (Rosseland et al. 2002). Prøvene ble pakket inn i aluminiumsfolie og frosset ned i en plastikkpose. For bestemmelse av alder hos mort ble ørestein (otolitt), gjellelokk (operculum) og skjellprøver lagret i en konvolutt. I prosessen ble det jobbet på et bord dekket med aluminiumsfolie og for hvert individ ble det brukt ny skalpell og ny aluminiumsfolie.

For å ta opp sedimentprøver ble det brukt en Uwitec Corer med en 60 cm lang kjerne og med 5,95 cm i indre diameter. Figur 3 viser hvor sedimentprøvene ble hentet. I vedlegg IV og V vises nøyaktige koordinater samt dybde og sjikting. Det ble totalt hentet inn 15 rør med sedimenter fra to lokaliteter i dyp fra 3–9 m. Ved Brekket ble det hentet tre parallelle sedimentkjerner ved hver lokalitet, lokalitetene var på tre ulike dyp, 3, 5 og 9m, vinkelrett fra land. Ved Sandstangen ble det hentet inn 2 parallelle kjerner på to ulike dyp (3 og 5 m) samt to kjerner ved ulike lokaliteter nært land (3,5 m dyp). Etter kjerneuttaket fra innsjøene ble prøvene oppbevart i kjølerom i en uke frem til splittingen av sedimentkjernene. Resultatene ble delt inn i fire områder, Sandstangen totalt og Brekket ved 3, 5 og 9 m.

Planktontrekk ved bruk av et 100 µm filter ble utført ved Sandstangen den 12. juli, 2010. Konsentrert plankton ble overført til 50 ml polypropylenrør og fryst ned. I samme område og samme dag ble det samlet inn vannplanter og påvekstealger. I alle periodene ble det samlet inn bunndyr med hjelp av hov og grabb på 3- 5 m dyp. Bunndyr viste seg å være vanskelig å få tak i og til tross for stor innsats ble det samlet inn svært lite materiale.

3.2. Aldersbestemmelse av mort

I aldersbestemningen av mort ble det brukt ørestein (otolitter), gjellelokk (operculum) og skjell. Øresteinene ble rensset og lagt til klaring i etanol i rundt et døgn. Deretter ble de lagt i propandiol og alderen avlest under et stereomikroskop. Gjellelokkene ble rengjort med vann, lagt direkte i propandiol og alderen avlest under et mikroskop. Det ble laget avtrykk av skjellene i celluloid, og alderen ble avlest ved hjelp av en mikrofilmleser. I tilfeller der aldersbestemmelsen var usikker ble alderen avlest ved hjelp av ørestein, gjellelokk og skjell og deretter sammenlignet. I figur 4 vises bilder av en ørestein og et gjellelokk. På bildene sees tydelig de mørke (vinter) og hvite (sommer) ringene som til sammen gir årssoner og dermed alder.



Figur 4. Ørestein (otolitt) (venstre) og gjellelokk (operculum) (høyre) fra mort (*Rutilus rutilus*). Bildene er i fra ulike individer. Foto: Inga Greipsland.

3.3. Bestemmelse av tørrstoff, glødetap og svovelinnhold i sedimentprøver

Sedimentkjernene ble sjiktet i fordelingen 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm og så videre med 5 cm lengde til enden av sedimentsøylen. For å sjikte sedimentprøvene ble røret fastmontert til et stativ. En gummipropp ble satt i toppen av søylen for å skape vakuum, og proppen i bunnen ble tatt ut og erstattet med en plastikkpresse. Sedimentsøylen ble deretter presset opp i en tillagd beholder og deretter kuttet med en stålplate. Mellom hver inndeling av sjikt ble det øvre begeret og stålarket vasket med ionisert vann. Prøvene ble oppbevar i plastbeger (polypropylen) og fryst ned. Begeret ble veid både med og uten prøve.

Frysetørking ble utført med en Epsilon 2-4 LSC og prøvene var i tørkeskapet i 5-6 døgn. Etter frysetørking ble prøvene homogenisert med en porselensmørtel. Mørtelen ble rengjort med børste og trykkluft mellom hver prøve for å få bort partikler, mørtelen ble også tørket med papir for å fjerne eventuelle rester. Prøvene ble så lagret mørkt og i romtemperatur.

Tørrstoffprosent ble bestemt med å veie inn rundt 5 g av hver prøve, disse ble tørket ved 105 °C i ca 6 timer og deretter veid på nytt. For å bestemme glødetap ble de samme prøvene deretter satt i glødeovn ved 550 °C natten over og deretter veid på nytt. Leire inneholder kjemisk bundet vann som fjernes først ved 150°C eller høyere temperatur. Glødetapet må derfor korrigeres for leirinnhold med en skala fra 1 til 4,5% der 1 vil si leirholdig jord og 4,5 vil si meget stiv leire (Krogstad 1992). Leirinnholdet i Øyeren ble estimert til mellom 40 og 60% og glødetapet ble korrigert med 3%.

Sedimentprøvene ble oppsluttet som forklart i avsnitt 3.4. og svovel ble detektert med optisk emisjonspektrometri med et induktivt koblet plasma (ICP-OES). Analysene av prøvematerialet ble utført av Karl Andreas Jensen ved Institutt for plante- og miljøvitenskap (IPM) ved UMB. Benyttet instrument var en Optima 5300DV ICP-OES fra Perkin Elmer.

3.4. Bestemmelse av THg og MeHg i sediment og fiskemuskel

For bestemmelse av THg ble det totalt oppsluttet 63 sedimentprøver og 24 fiskeprøver, for 11 av sedimentprøvene ble det i tillegg analysert 5 paralleller. Fiskeprøvene ble analysert samme dag som oppslutning, sedimentprøvene ble analysert dagen etter oppslutning. Det ble også analysert sertifisert referansematerialet (SRM) og blankprøver (vedlegg VIII).

Prøvene ble oppsluttet i UltraClave og Hg ble detektert med CV-AAS. Av sedimentene ble det veid inn nøyaktig rundt 0,5 g i teflonrør og tilsatt 5 ml HNO₃. Av fiskeprøvene ble det veid inn nøyaktig rundt 1,5 g i teflonrør og tilsatt 5 ml HNO₃. Rørene ble satt til oppslutning i en load bestående av 20-30 ml hydrogenperoksid (H₂O₂) og 2-3 ml svovelsyre (H₂SO₄) i 330 ml vann. Maksimum temperatur under oppslutning av 250 °C.

Det ble bestemt MeHg i totalt 17 mort, 7 gjedde, 7 asp og 5 gjørs. For å sjekke presisjon ble det bestemt 5 paralleller av MeHg hos samme individ av mort. Nøyaktig rundt 1,5 g

fiskemuskel ble homogenisert med en skalpell og veid inn i 50 ml polypropylenrør. På grunn av lite prøvemateriale ble dette trinnet gjort annerledes enn Glomstad (2010). Det ble veid inn nøyaktig rundt 2g sedimentprøver i 50 ml polypropylenrør, disse ble homogenisert som forklart i kapittel 3.3. Det ble tilsatt 10 ml HBr i rørene og deretter ble prøvene ristet i 5 minutt. Det ble så tilsatt 25 ml toluen og prøvene ble ristet i 20 min og sentrifugert i 20 minutt. Fra prøvene ble det tatt ut 20 ml toluen. Ved analyse av det sertifiserte referansematerialet DORM-3 og i enkelte fiskeprøver ble det dannet emulsjon i ekstraksjonstrinnet. I prøvene der det ble dannet emulsjon ble det tatt ut et mindre volum toluen (10-15 ml). Prøvene ble overført til nye 50 ml polypropylenrør og det ble tilsatt 6 ml L-cystein. Deretter ble prøvene ristet i 20 min og det ble sentrifugert i 5-10 min hvis sentrifugering var nødvendig for å skille fasene. L-cystein ble så tatt ut og overført til 15 ml polypropylenrør. Prosessen ble gjentatt med nye 6 ml L-cysteinløsning. Ekstraktene ble slått sammen og blandet godt. Av L-cystein løsningen ble det tatt ut 2,5 eller 3,5 ml for oppslutning i UltraClave.

L-cysteinløsning ble laget ved å løse 1% l-cysteinhydroklorid-monohydrat, 12,5% natriumsulfat og 0,775% natriumacetat i vann. Løsningen ble oppbevart i en målekolbe av glass og det ble laget ny løsning samme dag som hver analyse. Risting av prøvene ble utført på Edmund Bühler SM-30 vertikalt ristebrett ved hastigheten 300 bevegelser per min. Sentrifugering ble utført på Heraeus Labfuge M ved 2400 rotasjoner per minutt. I analysen ble det bestemt høye blankprøver. Før utregning av MeHg ble derfor gjennomsnittet av blank trukket fra avlest verdi. For detaljer angående utregning av MeHg se vedlegg III. Alle teflonrørene brukt til oppslutning ble syrevasket i UltraClaven før analyse for å minimere risiko for forurensing.

Kvikksølv ble bestemt med CV-AAS og analysene av prøvematerialet ble utført av Solfrid Lohne ved IPM ved UMB. Benyttet instrument var en Perkin Elmer Flow injection Mercury System (FIMS) 400 med en Perkin Elmer AS - 90 prøveveksler. Målområdet i analysene var fra $0,21 \mu\text{g L}^{-1}$ til $5 \mu\text{g L}^{-1}$, hvis konsentrasjon av THg ble målt høyere enn målområdet ble prøven fortynnet.

3.5. Bestemmelse av $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{14}\text{C}$

Muskelvev av mort og ionisert vann ble homogenisert med en stavmikser og deretter frysetørket. Invertebrater og planter ble frysetørket hele og deretter knust. Vann med plankton ble silt gjennom filter på enten 90 og 10 μm . Zooplankton ble definert som plankton under 90 μm i størrelse og fytoplankton ble definert som under 10 μm i størrelse. Moseby og Svae hadde ansvaret for bearbeidelsen av invertebrater, plankton og planter.

Mellom 0,8 og 1,2 g frysetørket materiale ble deretter veid inn i tinnkapsler. Stabile isotoper av nitrogen og karbon ble bestemt ved forbrenning av det homogeniserte og frysetørket materialet med en Flash Elemental Analyzer (EA) og forbrenningsgassene (CO_2 og N_2) ble separert med en Poraplot Q kolonne og overført til en Finnigan Delta^{plus} XP ConFlow isotope ratio mass spectrometer (CF-IRMS). Analysen ble utført av post doktor Hanna Silvennoinen ved IPM, UMB.

Ved analysene ble det veid inn tre standard referansematerialer fra det internasjonale atomenergibyrådet (IAEA). Disse ble bestemt med hensyn på nitrogen (IAEA- N_1 og IAEA- N_2) og karbon (IAEA- CH_6). I tillegg ble det analysert en husstandard basert på ørret (*Salmo trutta*). Alle standardene ble målt i begynnelsen av hver analyse og husstandardene ble i tillegg målt en gang hver tiende prøve.

3.6. Statistikk

Sammenhenger mellom THg, størrelse, alder og stabile isotoper ble undersøkt ved lineær korrelasjon (Pearson). Ved mistanke om avvikende prøver (uteliggere) ble utvalget testet med Dixons Q-test. Tosidig t-test ble brukt for å sammenligne to ulike grupper mot hverandre. MINITAB versjon 16.1.1 ble brukt i de statistiske analysene.

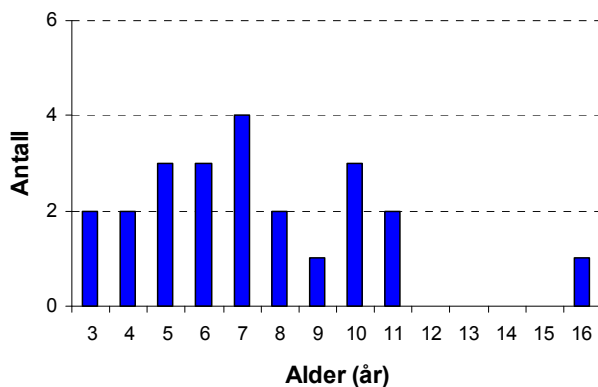
4. Resultat

4.1. Totalkvikksølv i Mort

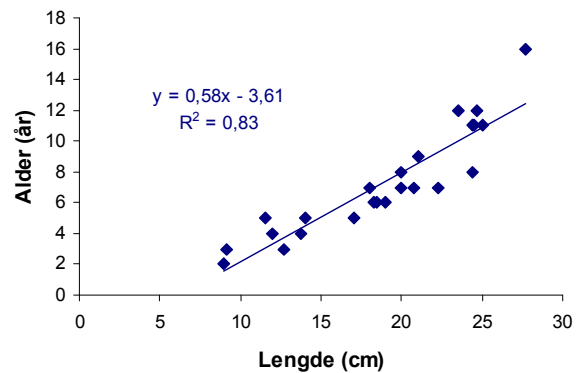
4.1.1. Utvalget

Totalt ble det fanget 157 mort, av disse ble 24 valgt ut til videre bestemmelse av THg og stabile isotoper. De utvalgte individene hadde lengde mellom 9,0 og 27,7 cm, vekt mellom 7 og 230 g og alder fra 2 til 16 år. I figur 5 a-d vises lengdefordeling og aldersfordeling av utvalget samt forholdet mellom lengde og alder og mellom lengde og vekst. Det var god korrelasjon mellom lengde og vekt ($R^2 = 0,90$) og lengde og alder ($R^2 = 0,83$).

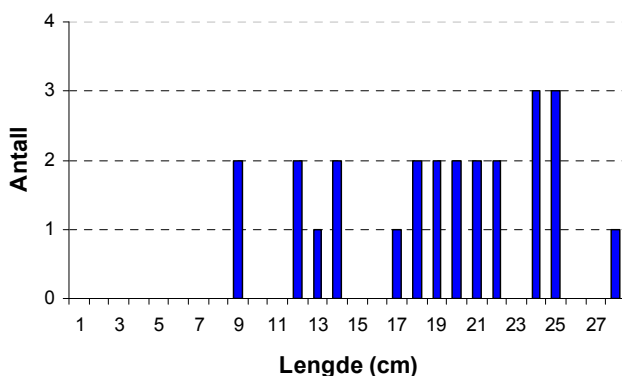
a)



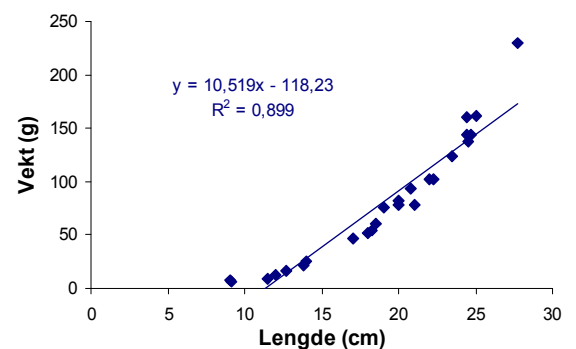
b)



c)



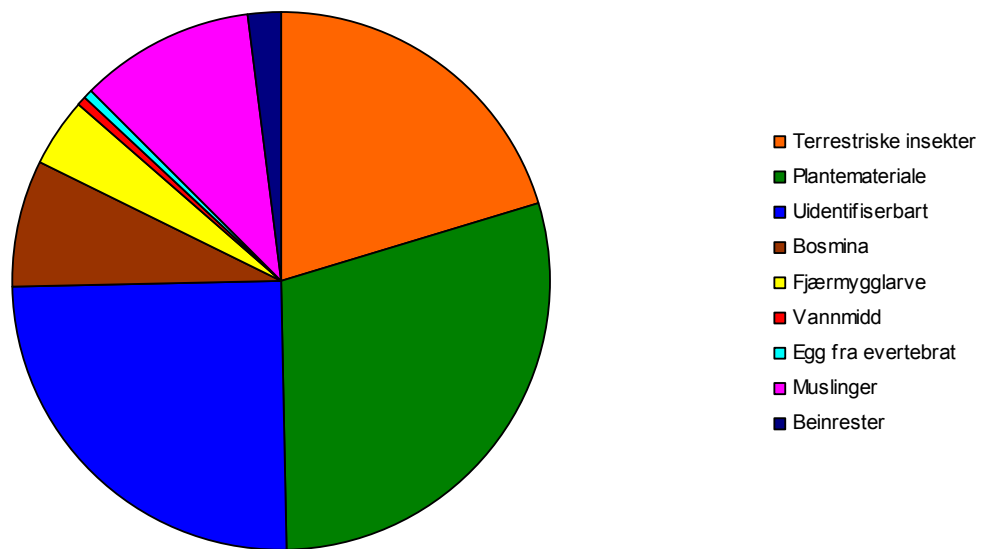
d)



Figur 5. Lengdeforeling til utvalget av mort (n=24). b) Forhold mellom lengde og alder hos utvalget av mort (n=23), $R^2 = 0,83$. c) Aldersfordeling til utvalget av mort (n=23). d) Forholdet mellom lengde og vekt hos utvalget av mort (n=25), $R^2 = 0,90$.

4.1.2. Diett hos mort

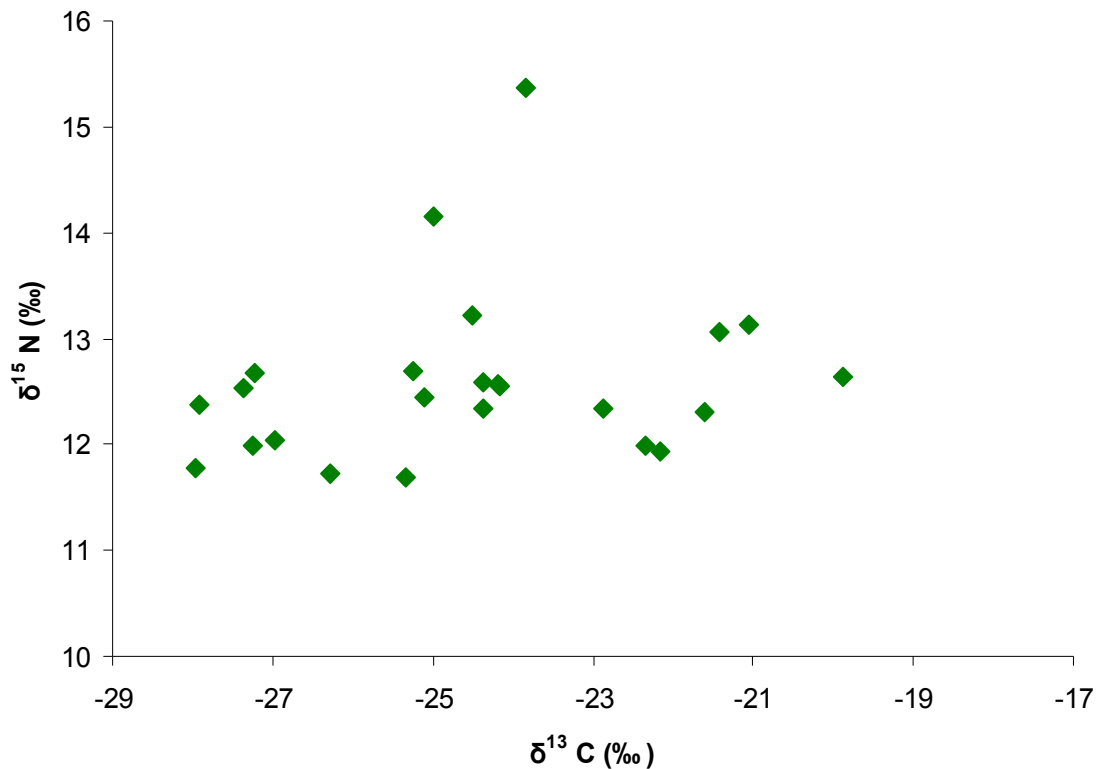
Ved bestemmelse av spiserør- og tarminnhold hos mort ble det funnet to næringsgrupper som dominerte, terrestriske insekter og plantemateriale (figur 6). Hos 11 individ var spiserør og tarm tomt. I mange tilfeller var mageinnholdet svært most og vanskelig å identifisere, og uidentifisert materiale utgjør en relativt stor del av mageinnhold. Muslinger, Bosmina, fjærmygglarver, vannmidd, egg fra evertebrat og benrester fra fisk utgjorde samlet om lag 25% av innholdet.



Figur 6. Næringssemner i spiserør/tarm (volum%) hos mort fanget i Øyeren i juni og juli 2010 (n= 25 undersøkte fisk hvorav 11 individer hadde tomt spiserør/tarm).

4.1.3. Stabile isotoper av nitrogen og karbon

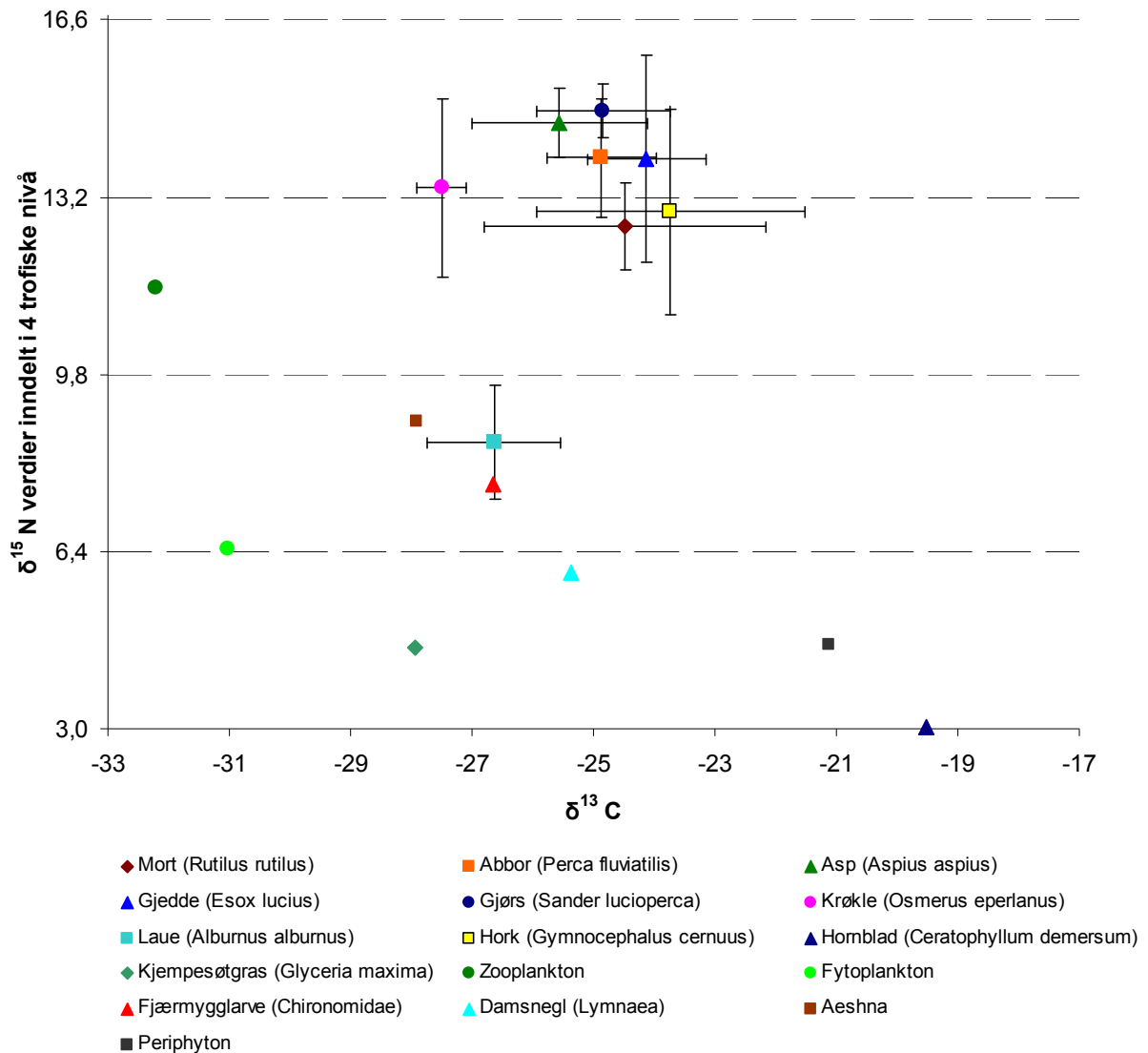
Verdiene av $\delta^{15}\text{N}$ hos mort var mellom 11,7 og 15,4‰, gjennomsnittlig verdi og standardavvik var $12,6 \pm 0,81$ (Figur 7.). Verdiene av $\delta^{13}\text{C}$ var mellom -27,9 og -19,9‰, gjennomsnittlig verdi og standardavvik $-24,5 \pm 2,34$ (figur 7.). Et individ har avvikende høy $\delta^{15}\text{N}$ verdi.



Figur 7. Spredningsdiagram av $\delta^{15}\text{N}$ (‰) mot $\delta^{13}\text{C}$ (‰) hos mort fanget i Øyeren sommeren 2010.

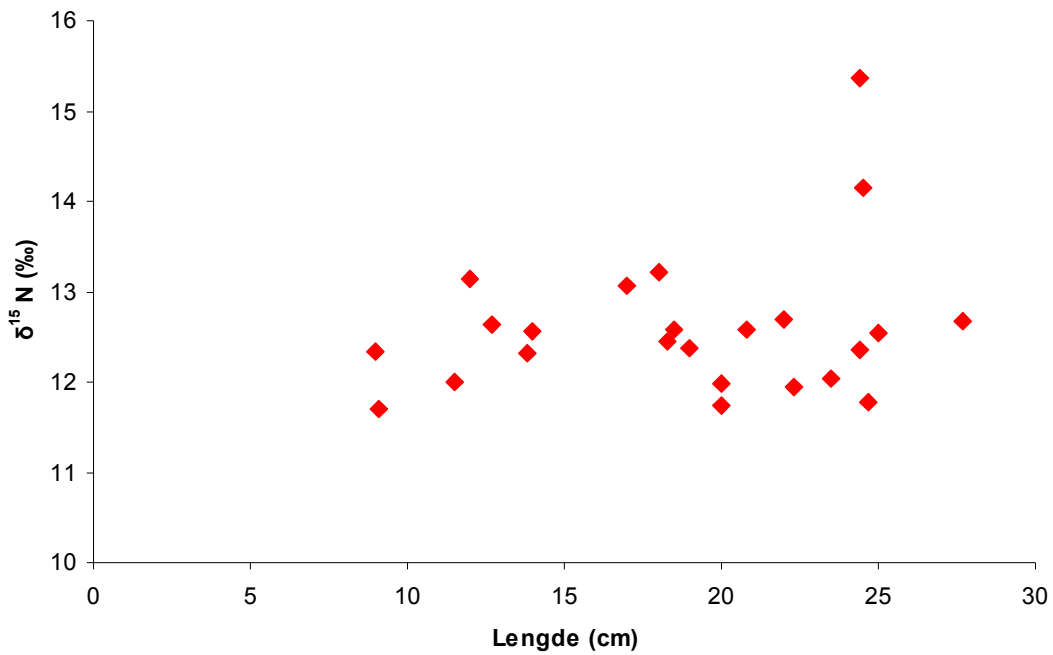
Forskjellen mellom minimum og maksimum $\delta^{15}\text{N}$ i det analyserte næringsnettverket i Øyeren var 13,1‰ (figur 8.). Ved å anta en anrikning av $\delta^{15}\text{N}$ på 3,4‰ per trofisk nivå vil det være 3,9 trofiske nivå i Øyeren mellom primærprodusent og toppredator. Gjedde og asp hadde høyest verdi av $\delta^{15}\text{N}$ individuelt (16,1 og 16,1‰) mens gjørs hadde høyest gjennomsnittlig verdi (14,9‰). Lavest $\delta^{15}\text{N}$ verdier hadde primærprodusentene representert ved hornblad (*Ceratophyllum demersum*), kjempesøtgras (*Glyceria maxima*), blandprøver av periphyton og blandprøver av fytoplankton (figur 8.). Verdiene av $\delta^{15}\text{N}$ hos primærprodusentene var mellom 3,0 og 6,5 ‰. Også damsnegl (*Lymnaea sp*) hadde lav $\delta^{15}\text{N}$ verdi (6 ‰). *Aeshna sp.*, fjærmygglarve (*Chironomidaea*) og laue hadde $\delta^{15}\text{N}$ verdier i mellomstjiktet (6,9 – 10,0 ‰), mens zooplankton hadde høy $\delta^{15}\text{N}$ verdi (11,5 ‰). Alle fiskeartene bortsett i fra Laue hadde

$\delta^{15}\text{N}$ verdier mellom 8,8 – 16,1‰ (figur 8.). Det var signifikant forskjell i $\delta^{15}\text{N}$ verdi mellom mort og gjedde ($P < 0,05$), asp ($P < 0,001$), abbor ($P < 0,001$), gjørs ($P < 0,001$) og laue ($P < 0,001$), men ikke mellom mort og hork eller krøkle. Alle fiskeartene undersøkt i Øyeren hadde $\delta^{13}\text{C}$ verdi rundt gjennomsnittsverdien i innsjøen (figur 8). Verdiene av $\delta^{13}\text{C}$ hos primærproduktene viste stor spredning (figur 8.).

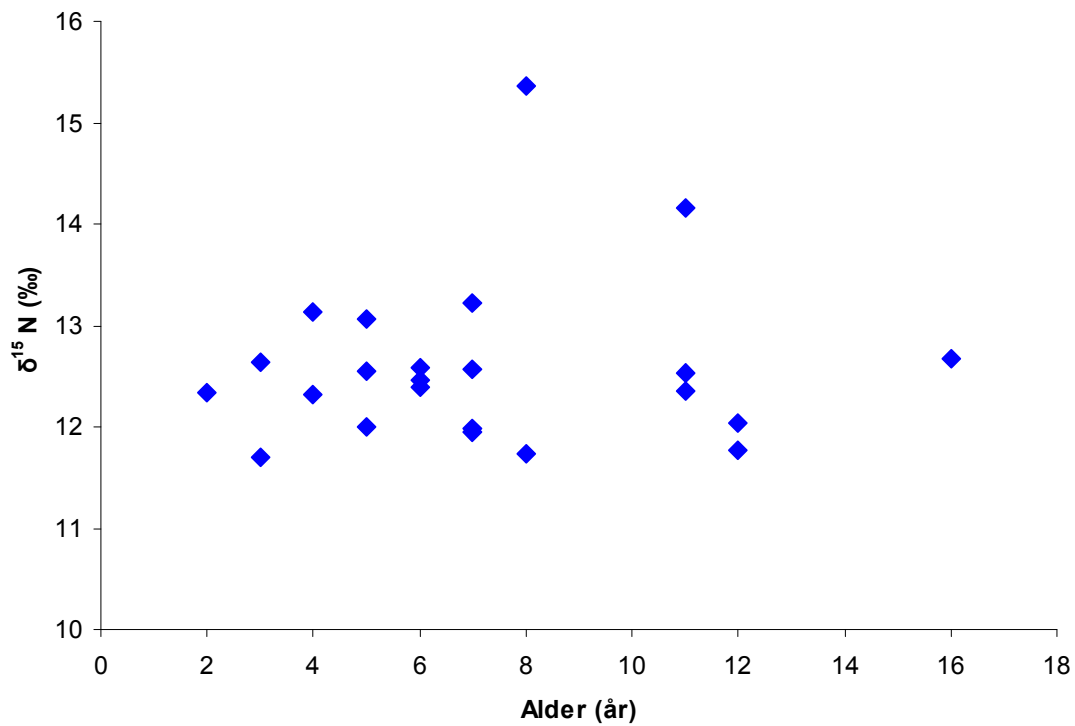


Figur 8. Spredningsdiagram av $\delta^{15}\text{N}$ (‰) mot $\delta^{13}\text{C}$ (‰) i utvalgte fiskearter, invertebrater og planter i Øyeren. Kilde til THg og stabile isotoper hos asp, hork, laue og krøkle: Svæ (2011). Kilde til THg og stabile isotoper hos gjedde, gjørs og abbor: Moseby (2011).

Det var ingen signifikant sammenheng mellom $\delta^{15}\text{N}$ og lengde (figur 9.) og heller ikke mellom $\delta^{15}\text{N}$ og alder (figur 10.) verken med eller uten den ene avvikende prøven ($P > 0,05$).

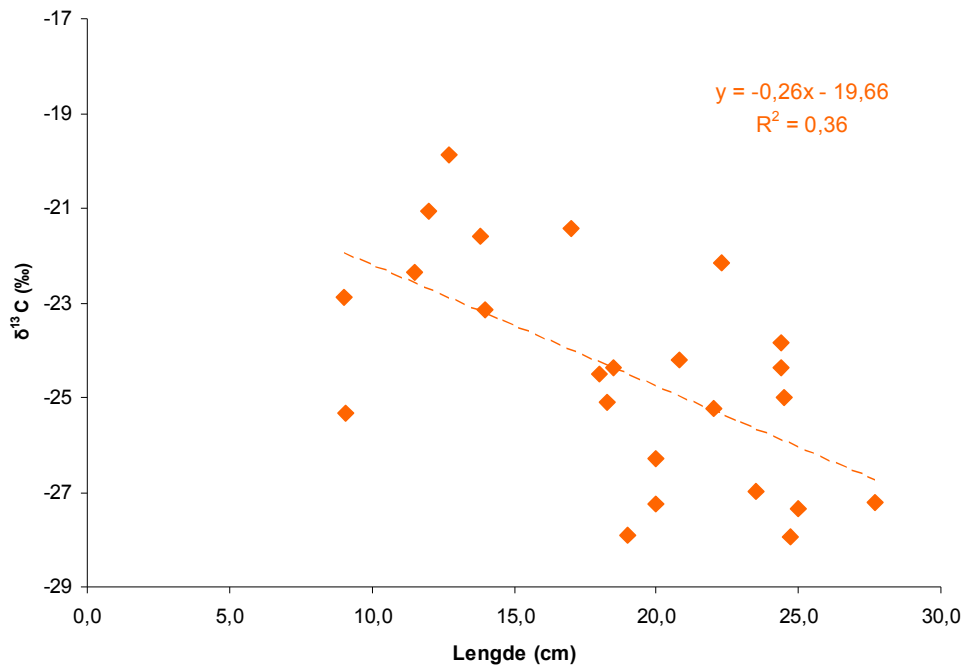


Figur 9. Lengde (cm) mot $\delta^{15}\text{N}$ (‰) hos mort fanget i Øyeren sommeren 2010 (n = 24).

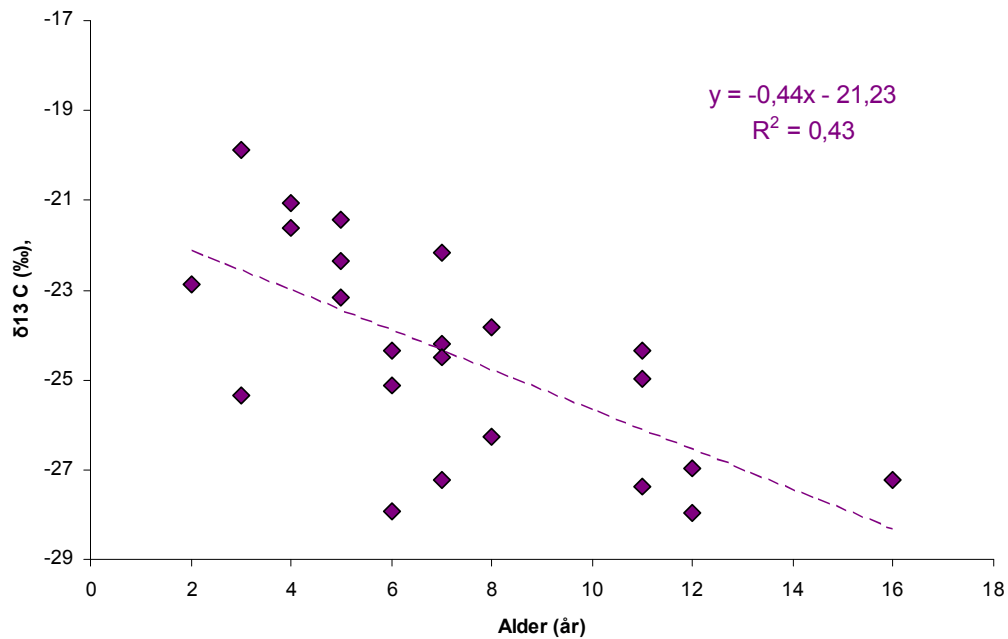


Figur 10. Alder (antall vintre) mot $\delta^{15}\text{N}$ (‰) hos mort fanget i Øyeren sommeren 2010 (n = 23).

Det ble funnet en signifikant negativ sammenheng mellom $\delta^{13}\text{C}$ og lengde ($P < 0,05$) (figur 11.) og mellom $\delta^{13}\text{C}$ og alder hos mort (P<0,05)(figur 12.).



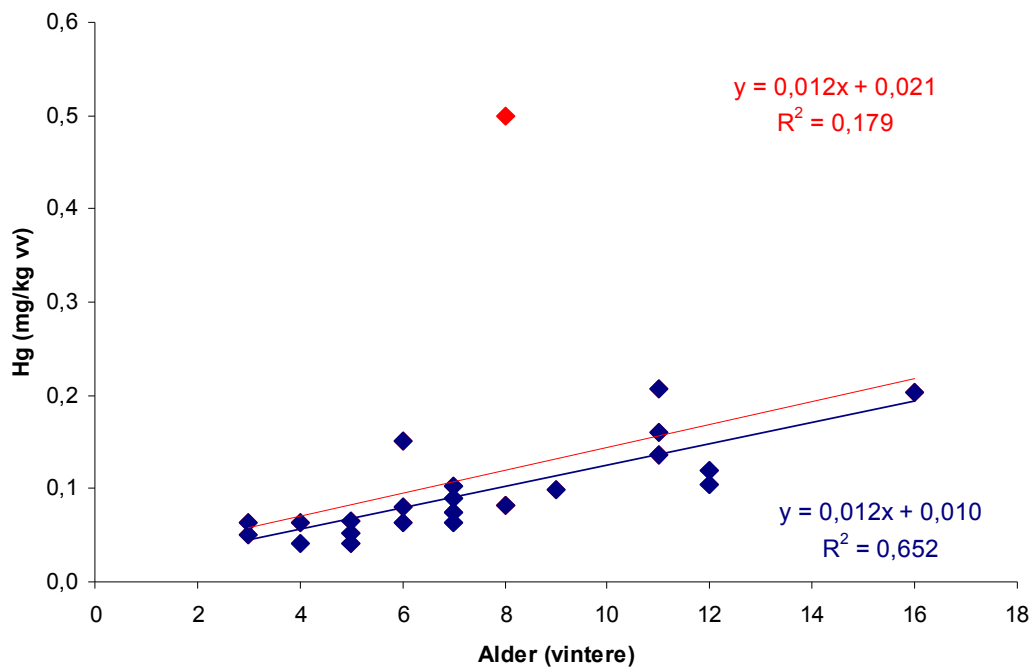
Figur 11. Lengde (cm) mot $\delta^{13}\text{C}$ (‰) hos mort fanget i Øyeren sommeren 2010 ($n = 24$), ($R^2 = 0,36$).



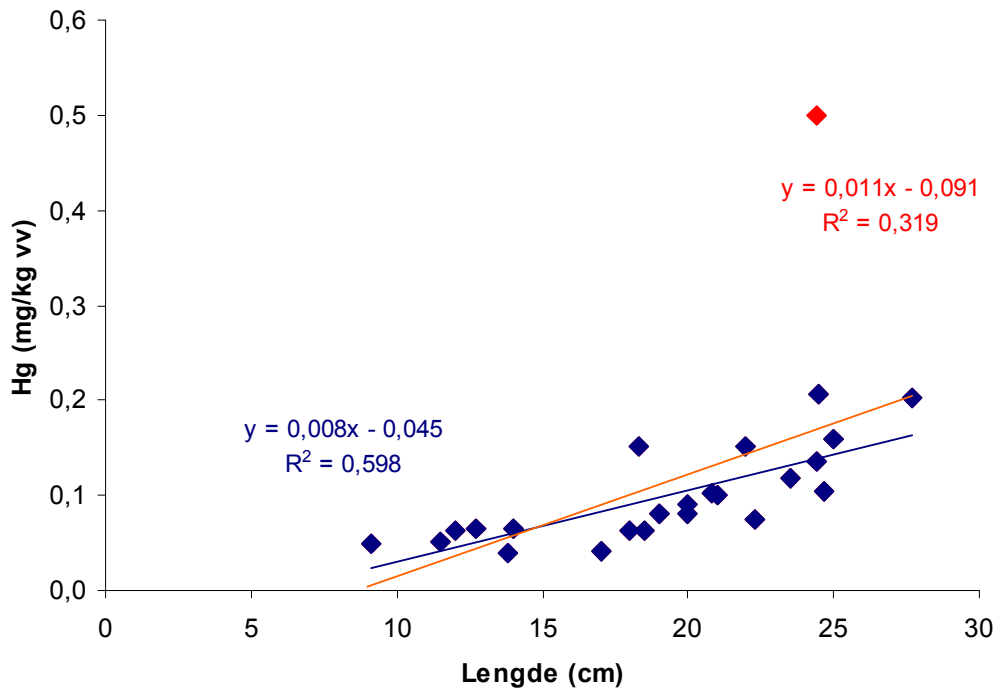
Figur 12. Alder mot $\delta^{13}\text{C}$ (‰) hos mort fanget i Øyeren sommeren 2010 ($n = 23$), ($R^2 = 0,43$).

4.1.4. Konsentrasjon av THg i mort

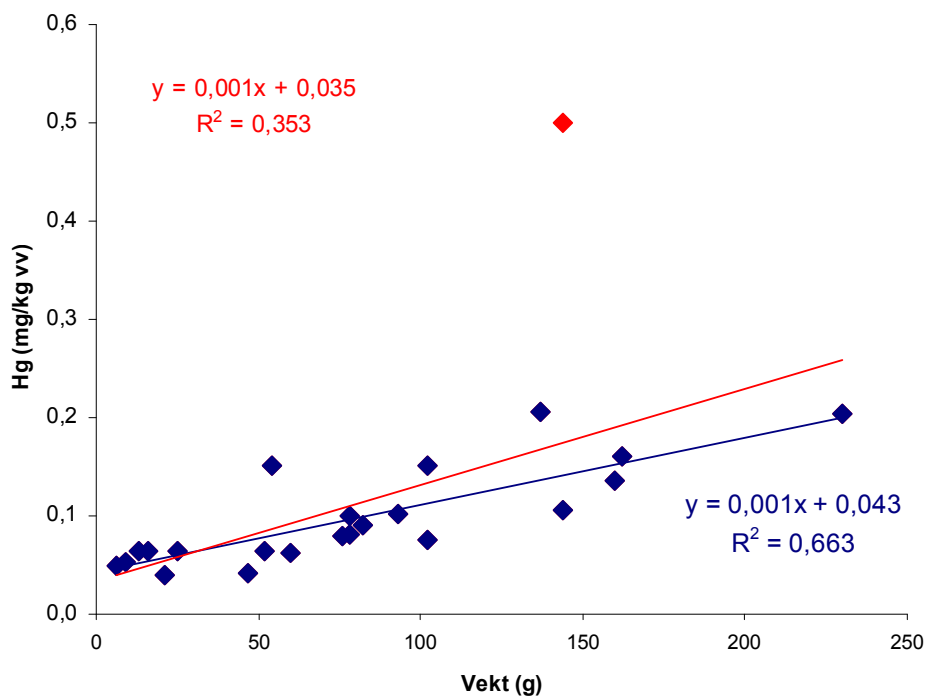
Konsentrasjonen av THg i mort (n=24) varierte i fra 0,04 til 0,50 mg kg⁻¹ vv. En mort hadde betydelig høyere konsentrasjon (0,49 mg kg⁻¹ vv) enn resten av utvalget (0,04 – 0,21 mg kg⁻¹ vv) og ble definert som ev avvikende prøve. Denne prøven hadde også høy og avvikende $\delta^{15}\text{N}$ verdi. I figur 13 til 15 vises konsentrasjon av THg sammenlignet med henholdsvis alder, lengde og vekt. Prøven med høyere THg konsentrasjon enn resten av utvalget er vist med rødt. Regresjonslinjer med og uten denne prøven er vist i figurene. Medberegnet alle prøvene utenom avvikeren var det en signifikant positiv korrelasjon mellom log THg og alder (P< 0,001), lengde (P<0,001), vekt (P<0,001). Det var i alle tilfeller også signifikant positiv korrelasjon når den avvikende prøven ble tatt med i beregningen (P<0,05).



Figur 13. Konsentrasjon av THg (mg kg⁻¹ vv) og med alder hos mort (n=23). En avvikende prøve og trendlinje inkludert denne er markert med rødt (n=24), R² med avvikende prøve = 0,18), R² uten avvikende prøve = 0,65.

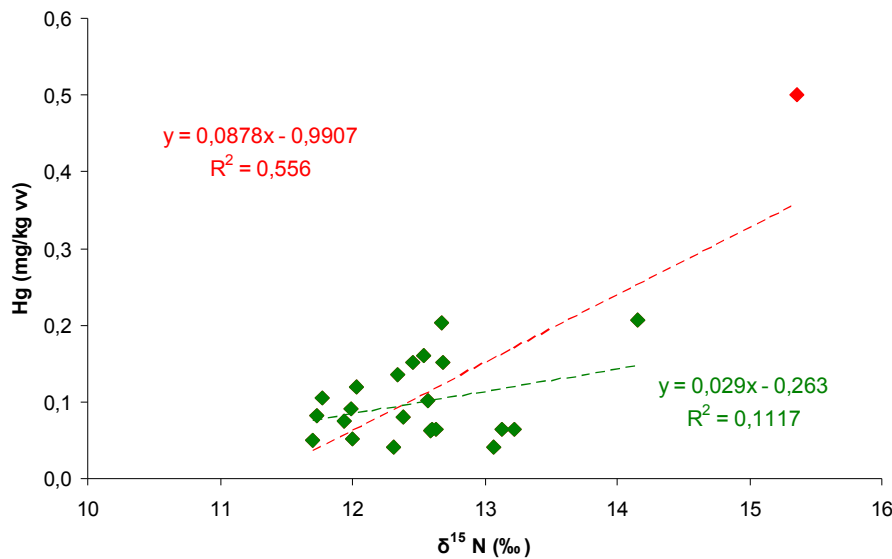


Figur 14. Konsentrasjon av THg (mg kg^{-1} vv) og lengde hos mort ($n=23$). En avvikende prøve og trendlinje inkludert denne er markert med rødt ($n=24$), R^2 med avvikende prøve = 0,32, R^2 uten avvikende prøve = 0,60.

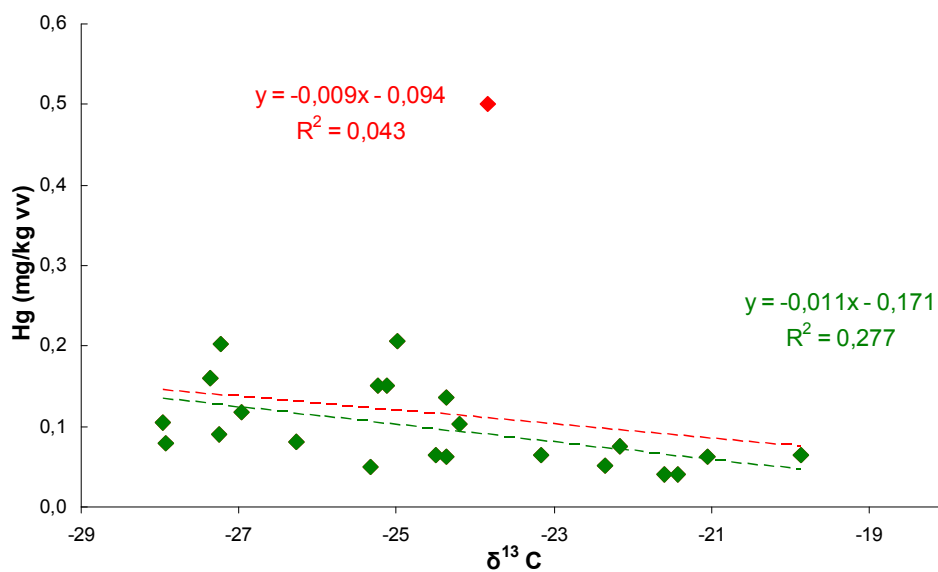


Figur 15. Konsentrasjon av THg (mg kg^{-1} vv) og lengde hos mort ($n=23$). En avvikende prøve og trendlinje inkludert denne er markert med rødt ($n=24$), R^2 med avvikende prøve = 0,35, R^2 uten avvikende prøve = 0,66.

Sammenhengen mellom konsentrasjon av THg og $\delta^{15}\text{N}$ var signifikant når alle prøvene var med ($P < 0,001$) men ikke etter fjerning av avvikende prøve (figur 16). Sammenhengen mellom konsentrasjon av THg og $\delta^{13}\text{C}$ var signifikant uten den avvikende prøven ($P < 0,05$), men ikke når den avvikende prøven ble inkludert (figur 17). I tabell 3 er signifikansverdi for ulike regresjonslinjer mellom THg, størrelse, alder og stabile isotoper oppsummert. Den avvikende prøven er ikke tatt med i oppsummeringen. Verdiene av THg er log-transformert for å oppnå normalfordeling.



Figur 16. Konsentrasjon av THg (mg kg^{-1} vv) mot $\delta^{15}\text{N}$ (‰) i mort fanget i Øyeren sommeren 2010, ($n=23$). En avvikende prøve og trendlinje inkludert denne er markert med rødt ($n=24$), R^2 med avvikende prøve = 0,56, R^2 uten den avvikende prøven = 0,11.



Figur 17. Konsentrasjon av THg (mg kg^{-1} vv) mot $\delta^{13}\text{C}$ (‰) i mort fanget i Øyeren sommeren 2010, ($n=23$). En avvikende prøve og trendlinje inkludert denne er markert med rødt ($n=24$). R^2 medberegnet avvikende prøve = 0,43, R^2 uten den avvikende prøven = 0,28.

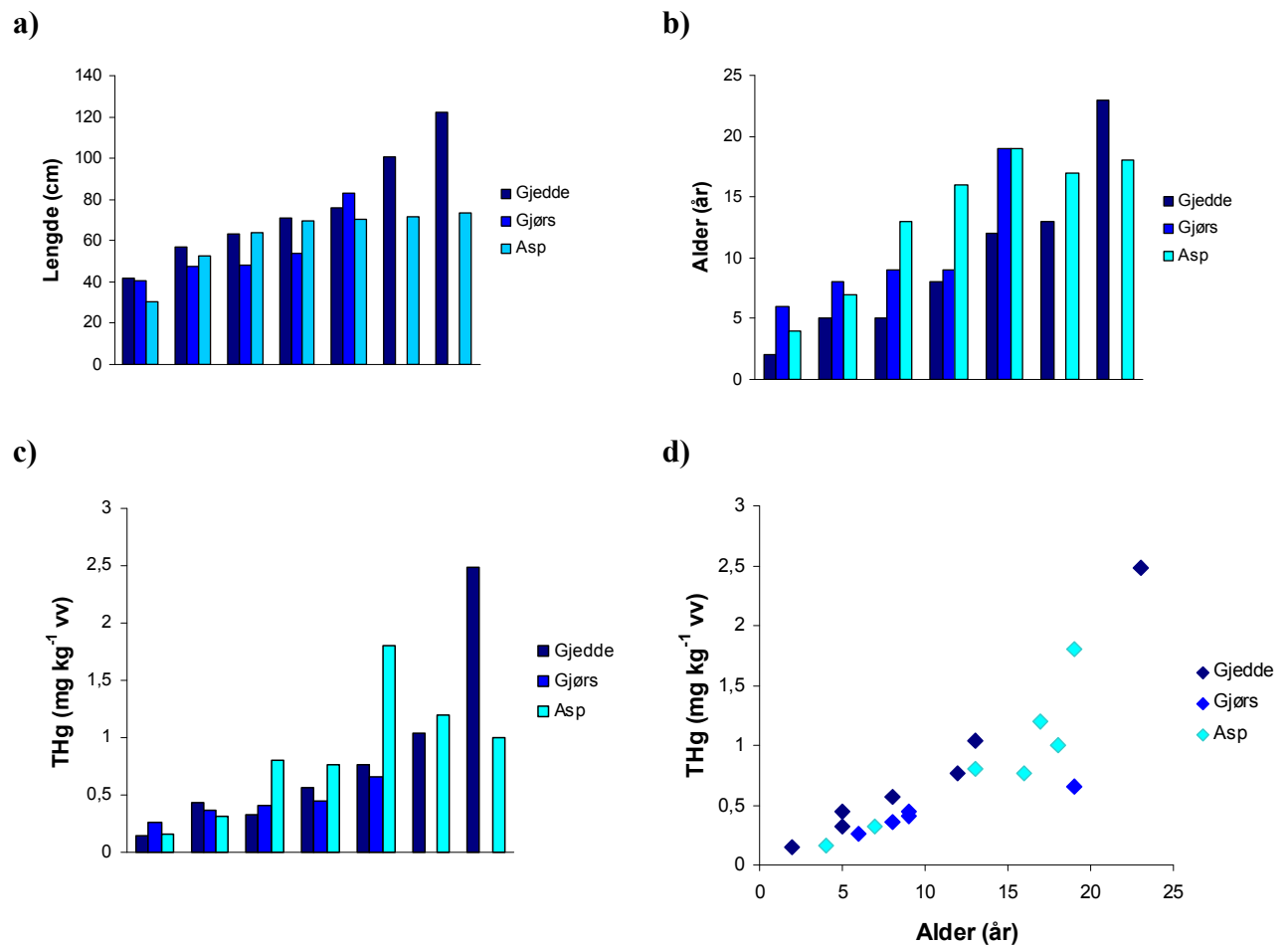
Tabell 3. Korrelasjon vist som p-verdi mellom log THg mot lengde, vekt, alder, $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$. I tillegg er korrelasjon vist som p-verdi mellom $\delta^{15}\text{N}$ og lengde, alder og $\delta^{13}\text{C}$ samt korrelasjon mellom $\delta^{13}\text{C}$ og lengde og alder. Regresjonsanalysene ble gjort uten den avvikende og p-verdi til signifikante regresjoner er uthevet ($\alpha = 0,05$).

| Regresjon | N | P - verdi |
|---|----------|------------------|
| Log THg - Lengde (cm) | 24 | 0,000 |
| Log THg – Vekt (g) | 24 | 0,000 |
| Log THg – Alder (vintere) | 23 | 0,000 |
| Log THg - $\delta^{13}\text{C}$ | 23 | 0,004 |
| Log THg – $\delta^{15}\text{N}$ | 23 | 0,297 |
| $\delta^{15}\text{N}$ – Lengde (cm) | 24 | 0,588 |
| $\delta^{15}\text{N}$ - Alder (vintere) | 23 | 0,748 |
| $\delta^{13}\text{C}$ – Lengde (cm) | 24 | 0,002 |
| $\delta^{13}\text{C}$ – Alder (vintere) | 23 | 0,001 |
| $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ | 24 | 0,246 |

4.2. Metylkvikksølv i mort, gjedde, gjørs og asp

4.2.1. Utvalget av gjedde, gjørs og asp

De utvalgte individene av gjedde, gjørs og asp var godt fordelt med hensyn til lengde, alder og konsentrasjon av THg (figur 18).



Figur 18. a) Lengdefordeling hos gjedde, gjørs og asp bestemt for MeHg. b) Aldersfordeling hos gjedde, gjørs og asp bestemt for MeHg. c) Konsentrasjon av THg hos gjedde, gjørs og asp bestemt for MeHg. d) Alder mot konsentrasjon av THg hos gjedde, gjørs og asp bestemt for MeHg, (gjedde, n=7)(gjørs, n=5)(asp, n=7). Kilde til rådata i abbor, asp, krøkle, laue og hork (Svae 2011). Kilde til rådata i gjedde, abbor og gjørs ((Moseby 2011).

4.2.2. Konsentrasjon av MeHg i mort, gjedde, gjørs og asp

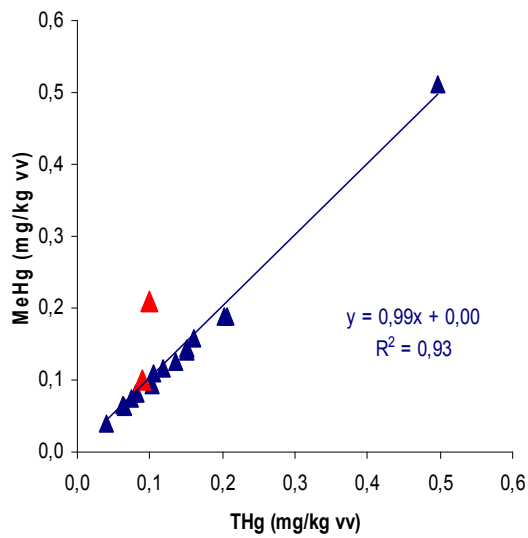
De målte verdiene av SRM var innenfor det sertifiserte området (vedlegg VIII). Det ble analysert 5 paralleller av en fiskeprøve, prøvene ble analysert på forskjellige dager slik at resultatet kan brukes som mål både på presisjon og reproduserbarhet. Resultatet ble $0,19 \pm 0,013 \text{ mg kg}^{-1}$ og MeHg kunne bestemmes med to gjeldende siffer. Det relative standardavviket var på litt under 7%. Detaljer om innveker og resultat er vist i vedlegg III. Gjennomsnittsverdier av forholdet MeHg/THg hos mort, gjedde, gjørs og asp var alle over 90% (tabell 4). Den laveste prosentdelen i utvalget hadde asp på 88% (tabell 4).

Tabell 4. Gjennomsnittsverdier, minimum, maksimum og standardavvik av ratio MeHg/THg (%) hos mort, gjedde, gjørs og asp.

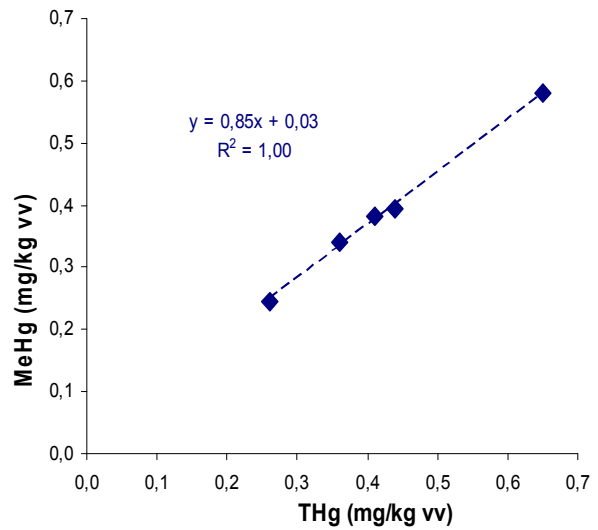
| | N | Min | Gjennomsnitt | Max | Standardavvik |
|--------|----------|------------|---------------------|------------|----------------------|
| Mort | 17 | 92 | 98 | 105 | 4,7 |
| Gjedde | 7 | 90 | 96 | 103 | 5,3 |
| Gjørs | 5 | 89 | 92 | 95 | 2,6 |
| Asp | 7 | 88 | 93 | 100 | 4,4 |

Konsentrasjonen av metylkvikksølv hos mort i utvalget varierte i fra 0,03 til $0,51 \text{ mg kg}^{-1}$ vv. I to prøver viste MeHg/THg forholdet henholdsvis 217% 111%. I figur 19 er de merket med rød trekant og utelatt i fra regresjonslinjen. Konsentrasjonen av MeHg hos mort utgjorde mellom 92 og 105% (figur 19) av THg mens gjennomsnittlig MeHg/THg forhold var 98%. Det ble ikke påvist signifikant forskjell mellom THg og MeHg hos mort. Hos gjedde var MeHg/THg forholdet mellom 90 og 103%, hos gjørs var forholdet mellom 89 og 95% og hos asp var forholdet mellom 88 og 100% (figur 19). Det ble ikke funnet signifikant forskjell mellom THg og MeHg hos noen av disse artene.

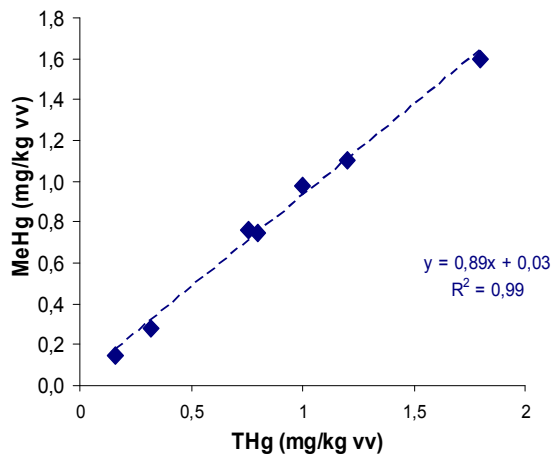
a) Mort



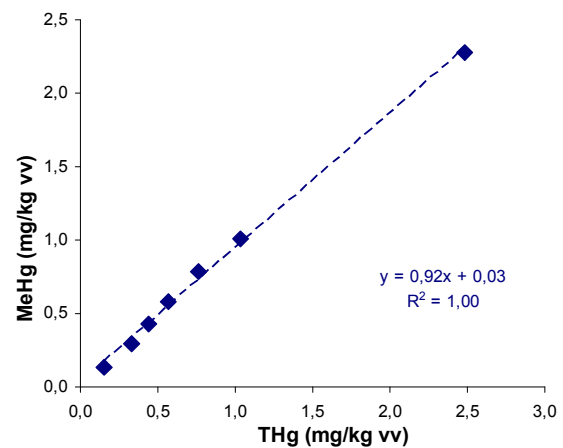
b) Gjørs



c) Asp



d) Gjedde



Figur 19. Konsentrasjon av THg og MeHg hos mort (n = 19). Prøvene merket med rød trekant må være forurenset og er utelatt i fra regresjonslinjen, R^2 uten avvikende prøver = 93. b) Konsentrasjon av THg og MeHg hos gjørs (n = 5), $R^2 = 100\%$. c) Konsentrasjon av THg og MeHg hos asp (n = 7), $R^2 = 100\%$. d) Konsentrasjon av THg og MeHg hos gjedde (n = 7), $R^2 = 99\%$. Alle fiskene er samlet inn i Øyeren sommeren 2010.

4.3. Totalkvikksølv i Sediment

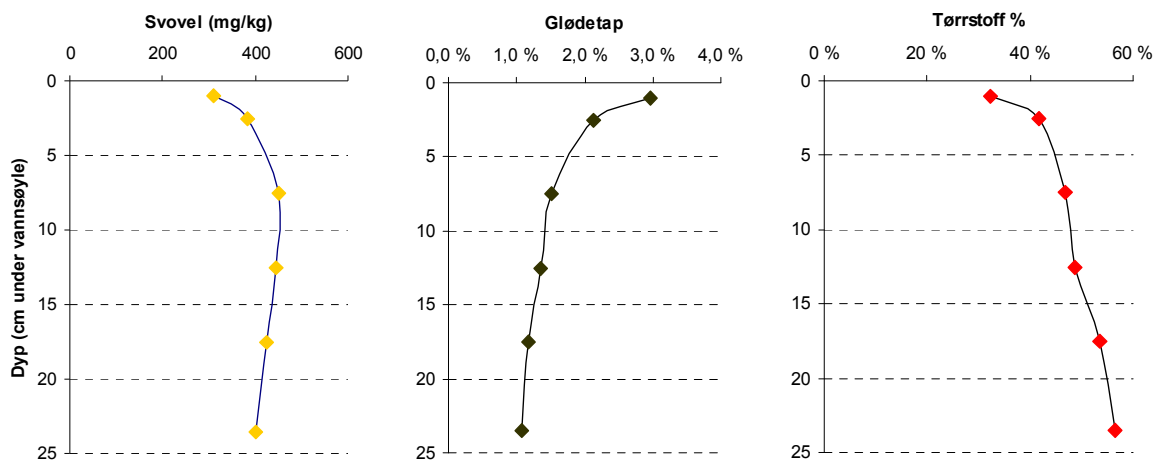
4.3.1. Presisjon og nøyaktighet i kvikksølvanalyser

De målte verdiene var innenfor det sertifiserte området (vedlegg X). For å beregne presisjon ble det analysert 5 parallelle prøver av totalt 11 prøver (n=55). Det relative standardavviket var mellom 0,54 og 13,87%. Konsentrasjonen av THg kunne bestemmes med tre gjeldende siffer. Innvekter og resultater er vist i vedlegg IV -VIII.

4.3.2. Tørrestoff, svovel og organisk materiale i sedimentprøvene

Ved observasjoner i felt viste sedimentsøylene ingen markante lagdelinger. Prosent glødetapet funnet var lavt og lå mellom 0,3% og 3,6%. I alle prøvene var glødetapet størst i overflatesjiktet (figur 20), deretter avtok prosentdelen jevnt i alle prøvene fra Brekket. Ved Sandstangen ble det funnet en økning i glødetapet i lagene 10-20 cm ned i kjernen. Prosent tørrestoff var mellom 19,1 og 58,6% (figur 20). Vanninnholdet var generelt størst i de dypeste prøvene (fra 9 m dyp).

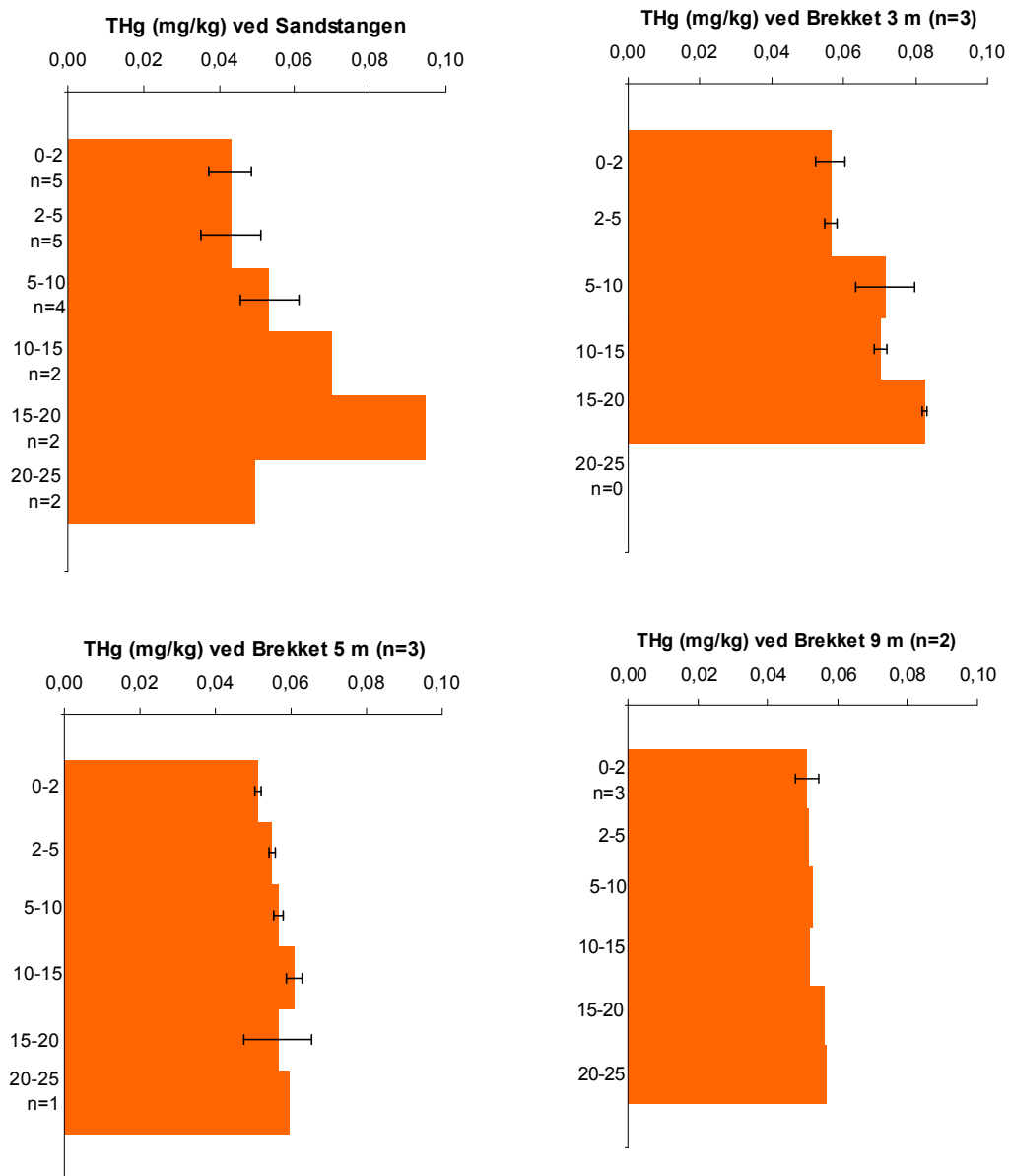
Svovelinneholdet i sedimentene ble bestemt til mellom 156 og 583 mg kg⁻¹ TS (figur 20). Ved Sandstangen var svovelinneholdet størst i de dypeste prøvene. Ved Brekket var svovelinneholdet størst i sjikt 2-5 cm under vannsøylen for deretter å avta nedover i sedimentene i de fleste prøvene. I enkelte rør fra Brekket ble det funnet en økning i svovelinnehold 15-20 cm under vannsøylen.



Figur 20. Svovelinnehold (mg kg⁻¹), glødetap (%) og tørrestoff (%) i ulike sjikt av sedimentene i fra Øyeren.

4.3.3. Konsentrasjon av THg i sedimentene

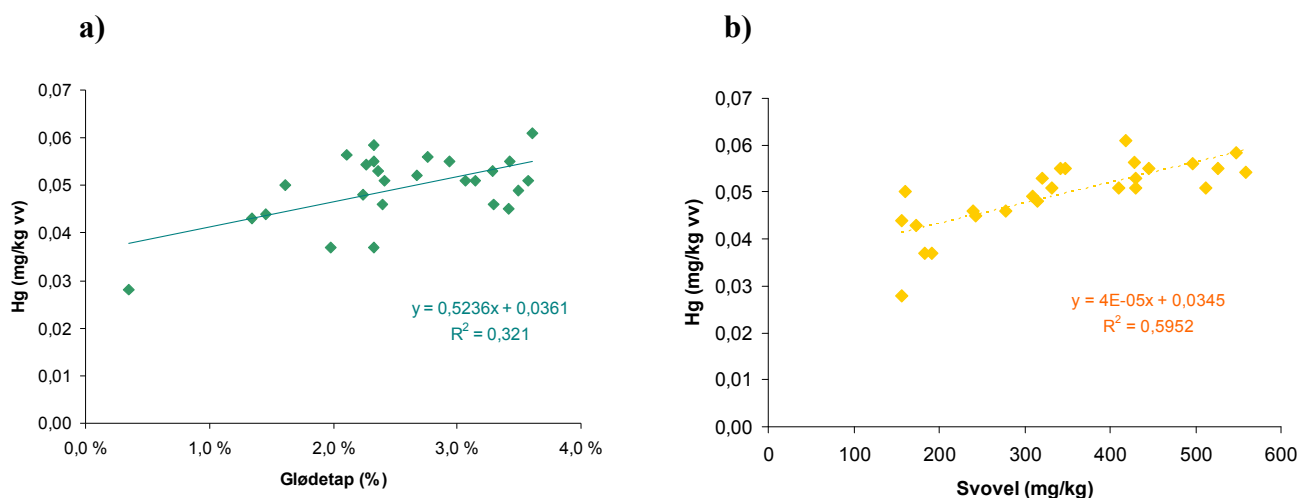
Konsentrasjonen av THg i sedimentene i Øyeren varierte mellom 0,028 – 0,097 mg kg⁻¹ TS med et gjennomsnittet på 0,057 mg kg⁻¹. Konsentrasjonen av THg i ulike sjikt ved fire ulike områder er vist i figur 21. I overflatesjiktet var THg konsentrasjonen rundt 0,05 mg kg⁻¹ ved alle lokaliteter. Ved Sandstangen og ved Brekket (3 m dyp) økte konsentrasjonen av THg nedover i sedimentet.



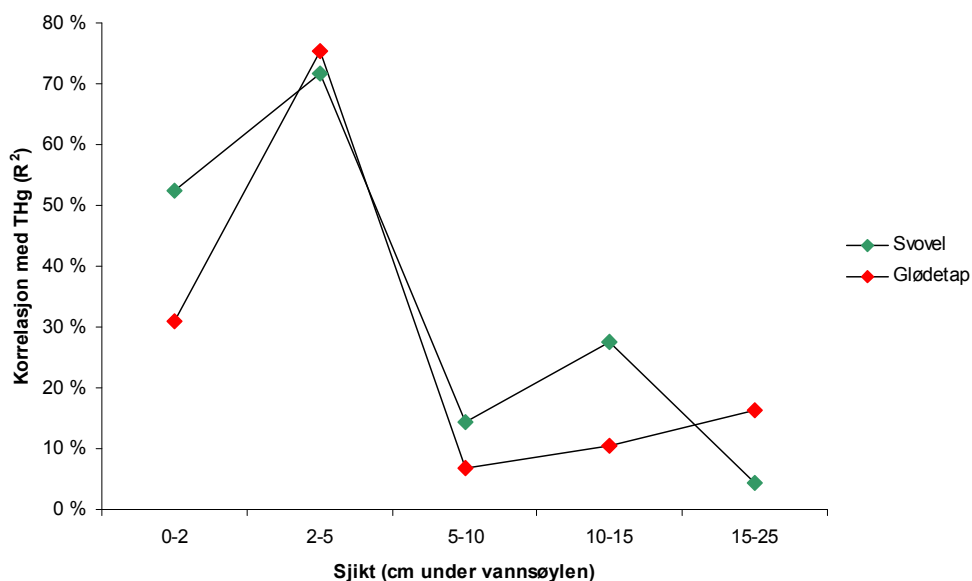
Figur 21. Konsentrasjon av THg (mg kg⁻¹ TS) i sedimenter ved to lokaliteter i Øyeren, Sandstangen og Brekket, og ved tre ulike dyp ved Brekket, 3, 5 og 9 meter. Antall prøver vises i parentes og ved søylene.

4.3.4. Svovel og glødetap sammenlignet med THg.

Det var en signifikant sammenheng mellom THg og glødetap ($P < 0,05$) (figur 22a) og kvikksølv og svovel ($P < 0,05$) (figur 22b) i overflatesjiktet (0-5cm). Både i overflatesjiktet og totalt sett viste konsentrasjonen av THg større sammenheng med svovel enn med glødetap, men i referansesjiktet viste begge parameterne dårlig korrelasjon. Korrelasjonskoeffisienten R^2 for glødetap og svovel relatert til THg forandret seg nedover i sedimentkjernen (figur 23). Det er tydelig at korrelasjonen med både svovel og glødetap var sterkest 2-5 cm ned i sedimentene.



Figur 22. a) Konsentrasjon av THg og glødetap (%) i overflatesjiktet (0-5 cm) av sedimentprøver fra Øyeren sommeren 2010, $R^2 = 0,32$. b) Konsentrasjon av THg og svovel (mg kg^{-1} TS) i det samme overflatesjikt (0-5 cm), $R^2 = 0,60$.

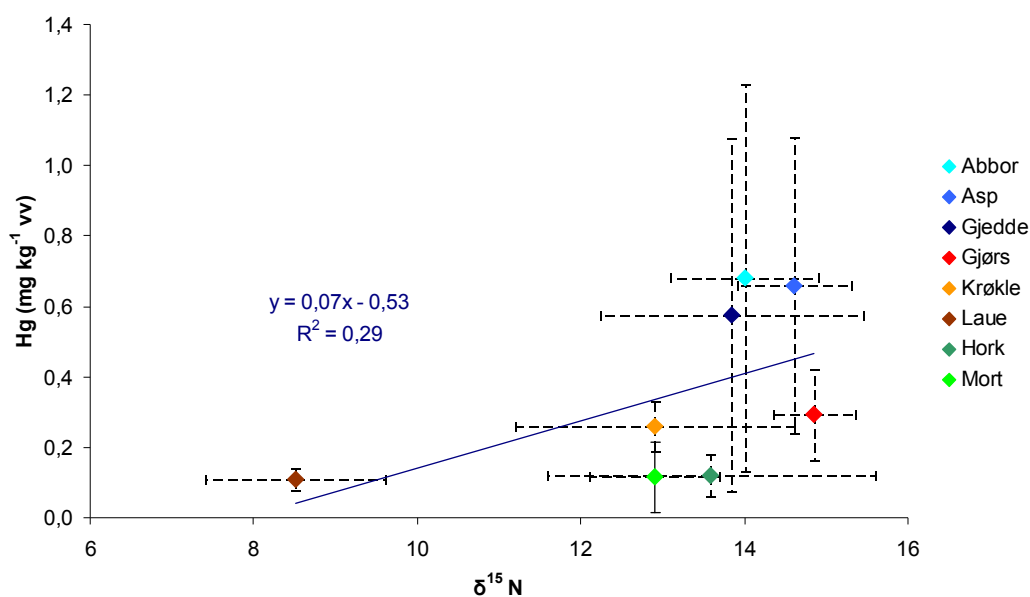


Figur 23. Korrelasjon vist med R^2 mellom THg og henholdsvis svovel (mg kg^{-1}) og glødetap (%) i ulike sjikt i sedimentprøver fra Øyeren sommeren 2010.

5. Diskusjon

5.1. Totalkvikksølv i mort

Alle mort i utvalget bortsett fra et individ hadde lavere konsentrasjoner av THg enn gjeldende kostholdsråd, et avvikende individ hadde et THg nivå som tilsvarte kostholdsrådet ($0,5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ vv}$). Det var ikke forventet å finne høye konsentrasjoner av THg i mort fordi mort vanligvis befinner seg på et lavt trofnivå (Brabrand 1977). Konsentrasjonen av THg funnet i mort var signifikant lavere enn konsentrasjonen av THg funnet i gjedde, asp, gjørs og krøkle ($P < 0,05$) Moseby (2011) og Svae (2011) (figur 24). Men ikke signifikant ulik konsentrasjonen av THg funnet i laue, hork, og sik Moseby (2011) og Svae (2011) (figur 24). Dette bekrefter forventningen om at høyere trofisk nivå gir høyere belastning av THg (Rognerud et al. 2002).



Figur 24. Konsentrasjonen av THg og $\delta^{15}\text{N}$ (‰) i abbor (n=22), asp (n=22), gjerdde (n=20), gjørs (n=20), krøkle (n=10), laue (n=11), hork (n=14) og mort (n=24), $R^2=0,29$. Kilde til konsentrasjon av THg nivå i abbor, asp, krøkle, laue og hork (Svae 2011). Kilde til konsentrasjon av THg i gjerdde, abbor og gjørs (Moseby 2011).

5.1.1. Konsentrasjonen av THg i mort sammenlignet med trofisk nivå, alder og størrelse

Konsentrasjon av THg i mort var positivt korrelert med størrelse, alder og $\delta^{13}\text{C}$ men ikke til $\delta^{15}\text{N}$. Det var overraskende at THg nivået i prøvene viser bedre korrelasjon med $\delta^{13}\text{C}$ enn med $\delta^{15}\text{N}$. Men siden $\delta^{13}\text{C}$ også viste god korrelasjon med alder og størrelse kan dette være den underliggende årsak. Konsentrasjon av THg er kjent for å bioakkumulere, det vil si øke med alder og størrelse hos individer der inntaket av THg er større enn utskillelse (Downs et al. 1997). At dette mønsteret ble funnet også i mort i Øyeren var derfor som forventet. Inkludert alle prøvene (også avvikende prøve) var $\delta^{15}\text{N}$ positivt korrelert med THg, men uten avvikende prøver var det som sagt ingen korrelasjon. Fordi mort i Øyeren sannsynligvis blir på det samme trofiske nivå hele livet vil ikke inntaket av THg øke med alder på grunn av biomagnifisering. Noen individer vil kunne skifte diett og dermed få et høyere inntak av THg men hvor mange dette gjelder er usikkert. De to enkeltindividene med høyest $\delta^{15}\text{N}$ viser at overgangen til fiskediett raskt endrer isotopprofil og THg konsentrasjon

Det ble ikke funnet signifikant korrelasjon mellom trofisk nivå og alder eller størrelse. Dette indikerer at mort i Øyeren i stor grad blir på det samme trofiske nivå hele livet. Det kan likevel være individuelle forskjeller. I denne studien ble det funnet et individ med betydelig høyere $\delta^{15}\text{N}$ -verdi enn resten av utvalget. Dette individet var størst i sin aldersgruppe men ikke blant de største eller eldste i utvalget. Siden $\delta^{15}\text{N}$ -verdien var høy har dietten sannsynligvis bestått av fisk i større grad enn resten av utvalget. Dette bekreftes av stor vekst i forhold til alder. Individet med nest høyest $\delta^{15}\text{N}$ -verdi hadde små fiskebein i spiserør/tarm. Dette indikerer at en diett med fisk blir gjenspeilet i høye $\delta^{15}\text{N}$ -verdier. De to individene med høyest verdi av $\delta^{15}\text{N}$ hadde også høy verdi av THg og MeHg. Dette viser igjen sammenhengen mellom trofisk nivå og THg belastning.

5.1.2. Næringsnettet i Øyeren

I Øyeren var forskjellen mellom lavest og høyest $\delta^{15}\text{N}$ verdi 13,1%, med å anta en anrikning av $\delta^{15}\text{N}$ på 3,4‰ per trofisk nivå (Minagawa & Wada 1984) vil dette tilsi at det er om lag fire trofiske nivå fra planter til topppredatorene i innsjøen. Asp, gjedde, gjørs og abbor hadde gjennomsnittlig høyest $\delta^{15}\text{N}$ verdi og var i det øverste trofiske nivå. Mort hadde signifikant lavere $\delta^{15}\text{N}$ verdi enn asp, gjedde, gjørs og abbor ($P < 0,05$), men forskjellen i

gjennomsnittsverdi var likevel mindre enn 3,4‰. Verdien av $\delta^{15}\text{N}$ hos mort kan være kunstig høy. Sult kan forårsake at ^{14}N blir brutt ned i større grad enn ^{15}N og $\delta^{15}\text{N}$ verdier kan av denne grunn bli overestimert (Gaye-Siessegger et al. 2007). Andre forklaringer på høyt $\delta^{15}\text{N}$ nivå hos mort er høy $\delta^{15}\text{N}$ verdi i zooplankton og innslag av fisk i diett hos noen individ. Men det er mulig at den høye $\delta^{15}\text{N}$ -verdi i zooplankton skyldes feil i analysen. Laue i Øyeren spiser zooplankton (Sva), det er derfor underlig at zooplankton har en $\delta^{15}\text{N}$ -verdi nesten et helt trofisk nivå over laue.

Det vil være en stor spredning av $\delta^{13}\text{C}$ -verdier hos primærkonsumentene i nesten alle innsjøer (Hecky & Hesslein 1995) og dette ble funnet også i Øyeren. Hornblad, periphyton og kjempesøtgras hadde høyere $\delta^{13}\text{C}$ -verdi (mindre negativt) enn fytoplankton og zooplankton. Dette var som forventet siden høy $\delta^{13}\text{C}$ -verdi indikerer at karbonopptaket har skjedd i littoral sone, mens lav $\delta^{13}\text{C}$ indikerer at karbonopptaket har skjedd i pelagisk sone (Hecky & Hesslein 1995). Kjempesøtgras hadde en del lavere $\delta^{13}\text{C}$ -verdi enn de andre littorale plantene og indikerer at det kan være variasjon mellom ulike plantearter. Alle fiskeartene hadde $\delta^{13}\text{C}$ verdi rundt gjennomsnittsverdien i Øyeren. Siden alle de undersøkte artene fra Øyeren hadde $\delta^{13}\text{C}$ -verdier rundt gjennomsnittet i Øyeren kan dette indikere at alle artene har både littorale og pelagiske karbonkilder.

Den negative sammenhengen mellom $\delta^{13}\text{C}$ og henholdsvis størrelse og alder hos mort tyder på et habitatbytte fra bentisk til pelagisk sone ettersom fisken blir eldre. Det er mulig at yngre mort i større grad vil oppholde seg i littoral sone der det er flere skjulesteder mens eldre mort som ikke er like sårbar for rovfisk i større grad oppholder seg pelagisk. Alder, størrelse og $\delta^{13}\text{C}$ var lite korrelert med trofisk nivå ($\delta^{15}\text{N}$) noe som indikerer at habitatbytte vil ha lite å si for dietttype. I undersøkelser av mageinnholdet til mort i denne studien besto hovedmengden av det som kunne identifiseres av plantemateriale og terrestriske insekter.

5.2. Metylkvikksølv i mort, gjedde, gjørs og asp

Bestemmelse av THg og MeHg i mort, gjedde, gjørs og asp viste at mesteparten av kvikksølvet forelå som MeHg (90 – 105%). Konsentrasjonen av MeHg ble bestemt hos svært få individ av asp (n=7), gjedde (n=7) og gjørs (n=5), men resultatene gir likevel en indikasjon på MeHg/THg forholdet. Resultatene stemmer godt med tidligere undersøkelser av MeHg i asp og gjedde og mort og var som forventet (Bloom 1992; Edwards et al. 1999; Jewett et al. 2003; Marsalek et al. 2005). Det ble ikke påvist signifikant forskjell mellom THg og MeHg verdiene i noen av artene. Det konkluderes med at nesten alt av MeHg foreligger som THg hos disse artene. Ved fastsettelse av kostholdsråd vil det spille en liten rolle om forskjellen mellom MeHg og THg er 95 eller 100%. Praksisen med å bare bestemme THg og ikke MeHg vil derfor være god nok for artene undersøkt.

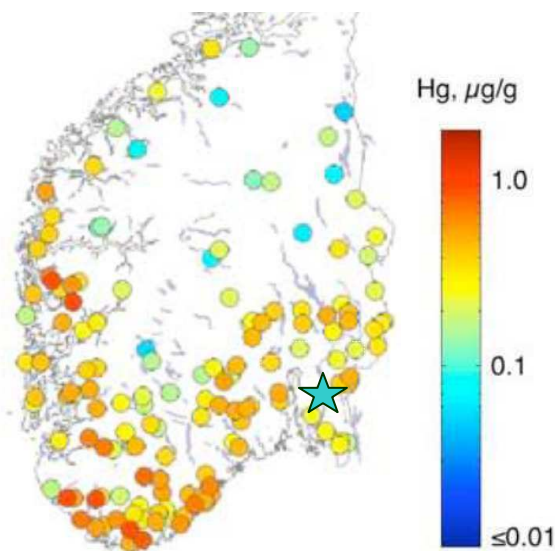
Konsentrasjon av MeHg ble hos noen individ bestemt til over 100%, dette kan skyldes to faktorer. Lengre lagringstid av MeHg kan ha ført til større fordamping i disse prøvene (Gjengedal et al. 2011). Konsentrasjon av THg er vanligvis oppgitt i mg kg^{-1} vv. Dette vil være nøyaktig forutsatt at fordamping av væske ikke har forekommet, ved fordamping vil kvikksølv konsentreres i muskelvevet og resultatene kan bli overestimert. Ved nedfrysing i aluminiumsfolie innpakket i plast vil dette problemet minimeres, men selv med denne metoden vil nedfrysing over 8 måneder kunne føre til dehydrering (Gjengedal et al. 2011). Noen av prøvene fra Øyeren som ble analysert for MeHg var fryst ned opp til 10 måneder så noe væske kan ha fordampet i disse. Konsentrasjon av THg ble bestemt etter 3 måneders lagring og fordampingen her ansees som ubetydelig. Konsentrasjonen av MeHg kan derfor være noe overestimert i forhold til THg.

Alternativt vil relativt store analytiske variabler være årsaken. I en undersøkelse av Bloom (1992) ble det funnet et MeHg/THg forhold på mellom 69 og 132% hos 229 prøver av 7 ulike fiskeslag. Det relativt standardavviket var på 10%. Bloom (1992) konkluderte med at de analytiske variablene kunne forklare nesten all variasjon i MeHg/THg forhold i hans forsøk. Det vil være variasjon mellom ulike metoder for bestemmelse av MeHg og THg, men Bloom (1992) konkluderte videre med at tidligere undersøkelser som hadde rapportert om lavere forholdstall sannsynligvis ikke hadde tatt hensyn til analytiske variabler. I denne undersøkelsen ble det funnet et relativt standardavvik på 7%. Denne usikkerheten kan være stor nok til gi MeHg verdier over THg.

5.3. Totalkvikksølv i sediment

5.3.1. Konsentrasjonen av THg i sediment sammenlignet med regionale verdier

Konsentrasjonen i overflatesjiktet i sedimentene var gjennomsnittlig $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$. I følge Klifs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann vil verdier under $0,15 \text{ mg kg}^{-1}$ klassifiseres som bakgrunnskonsentrasjonen og vil ikke utgjøre risiko for økologiske effekter (Bakke et al. 2007). Ingen av prøvene fra Øyeren oversteg denne verdien. I forhold til andre regionale undersøkelser var konsentrasjonen av THg i overflatesjiktet i Øyeren lav (figur 25)(Rognerud et al. 2008; Sæther 2009; Zambon 2010).



Figur 25. Gjennomsnittsverdi av THg funnet i overflatesjiktet i Øyeren (★) og i en rekke andre innsjøer i Sør-Norge. Kilde bakgrunnskart: (Rognerud et al. 2008). Sjekk kilde

Det var små mengder organisk materiale i prøvene og innholdet av svovel var også lite sammenlignet med nærliggende innsjøer (Sæther 2009; Zambon 2010). Siden kvikksølv ofte kan være tilknyttet humus eller svovelpartikler kan dette ha mye å si for konsentrasjonen av THg i vann og sedimentene. I en stor innsjø vil organisk materiale i større grad bli fortynnet og en lengre oppholdstid i vannsøylen vil føre til større nedbrytning enten fotokjemisk eller biologisk (Rasmussen et al. 1989), større gjennomstrømming vil også kunne føre til mindre sedimentasjon av større partikler. Nedbørsfeltet rundt innsjøen vil også være svært viktig, innsjøer i nærheten av skog og/eller nylige hogstfelt vil ha større grad av organisk materiale enn innsjøer i nærheten av jordbruksområder eller fjellområder (Munthe et al. 2007).

I følge Rognerud et. al, (2008) vil akkumulasjonssonen i store vindutsatte innsjøer starte ved 25-30 m. Prøvematerialet i denne oppgaven ble hentet på mellom 3-9 m dyp. Øyeren er en stor innsjø og den er vindutsatt, det er derfor mulig at sedimentene kan være påvirket av vindomveltning og ikke avsatt kronologisk. Øyeren er i store områder en relativ grunn innsjø og prøvene kan derfor likevel være representative for innsjøen med hensyn til biotilgjengelighet.

Videre sier Rognerud et. al (2008) at referansesediment ofte er 35–55 cm under vannsøylen. Flere av sedimentsøylene i denne oppgaven ble under 25 cm lange og flere av prøvene hadde høyere verdier av THg i dype sjikt. Dette tyder på at søylene ikke har nådd ned til referansesedimentene. Fra innløpselvene Leira, Glomma og Nitelva kommer det store mengder alloktont materiale til Øyeren: sedimentasjonen er derfor stor men kan variere med vannhastighet, flom og reguleringsregimer. I følge Rognerud et. al. (2008) kan en forvente en sedimentasjonsrate på 1 mm per år: med dette utgangspunktet vil referansesjiktet i denne oppgaven være avsatt mellom 1760 og 1810. Det er normalt antatt at antropogen forurensing av THg begynte ved starten av industrialiseringen rundt 1750 (Rognerud et al. 2008) Det nederste sjiktet i sedimentsøylene i denne undersøkelsen kan være avsatt akkurat på grensen til industrialiseringen og det kan derfor være mulig at de ikke representerer sanne bakgrunnsverdier for Øyeren. Men verdiene i bunnsjiktet er likevel lave og på samme nivå som referansesjikt i andre innsjøer i Sør-Norge (Rognerud et al. 2008).

I denne undersøkelsen ble det ikke funnet forhøyede verdier av THg i overflatesjiktet i forhold til referansesjikt. Mulig årsaker til at en ikke finner forhøyede konsentrasjoner i overflatesjiktet er remobilisering og oppvirvling av sedimentene: fine partikler kan på denne måten transporteres fra grunne områder til dypere. Lavt nivå av organisk materialet i sedimentene kan også tilsi lav konsentrasjon av THg (Munthe et al. 2007; Ravichandran 2004).

5.3.2. Konsentrasjonen av THg i sediment sammenlignet med svovel og organisk materiale

Mengde svovel og organisk materiale i sedimentene i Øyeren var størst i sjiktet 2–5 cm ned i sedimentkjernen. Korrelasjonen mellom THg og svovel og organisk materiale var også sterk i dette sjiktet ($P < 0,05$) men ikke i referansesjikt. Dette var som forventet basert på undersøkelsene til Sæther i 2009. Munthe et al (2007) rapportert at antropogent tilført THg og SO_4^{-2} kan komme fra samme utslippskilde og dette kan forklare hvorfor Hg og S er sterkere korrelert i overflatesjikt enn i referansesjikt. I sedimenter som er avsatt uten antropogen påvirkning vil kildene til Hg og svovel være forskjellig og dermed mindre korrelert. Sterk korrelasjon mellom svovel og THg i overflatesjiktet indikerer dermed antropogen tilførsel av THg i nyere tid. Organisk materiale vil over tid brytes ned i sedimentene, og dette kan forklare dårlig korrelasjon mellom THg og organisk materiale nedover i sedimentet. Både svovel og kvikksølv kan bindes til organisk materiale og studier viser at kvikksølv ofte er bundet til svovelgrupper, som thiol eller sulfid, i det organiske materialet (Ravichandran 2004).

Det finnes ikke alltid en positiv korrelasjon mellom kvikksølv og organisk materialet. I følge (Ravichandran 2004) vil THg være positivt korrelert med organisk materiale i tilfeller der kildene til THg hovedsakelig er våtmarker eller jord og THg kan bli kotransportert med organisk materiale til innsjøen. Videre vil THg og organisk materiale være mindre korrelert i tilfeller der THg i større grad kommer i fra direkte atmosfæriske kilder. Øyeren er en relativ stor innsjø og det er rimelig å anta at en større del av THg belastningen kommer i fra direkte deponisjon enn i typiske skogsinnsjøer. Den høyeste konsentrasjon av glødetap og svovel var i sjikt 2-5 cm ned i sedimentkjernen. Det er mulig dette ble avsatt i en periode med større transport av organisk materiale fra nedbørsfeltet, noe som kan forklare hvorfor korrelasjonen er størst i dette laget.

6. Konklusjon og forslag til videre arbeid

Konsentrasjonen av THg i muskel av mort fanget i Øyeren var positivt korrelert med alder og størrelse. Økning i THg nivå med alder hos flesteparten av morten skyldes hovedsakelig bioakkumulering, det vil si at inntaket overgår utskilling, og ikke biomagnifisering med et skifte i diett. To individer i utvalget var sannsynligvis fiskespisere, disse individene hadde høyt nivå av $\delta^{15}\text{N}$, THg og MeHg i forhold til resten av utvalget. Flesteparten av morten blir på samme trofisk nivå hele livet men dette gjelder som vist ikke alle. Ved et skift i diett vil THg kunne biomagnifiseres og konsentrasjonen vil øke i muskel. Det anbefales å undersøke en større populasjon av mort for å finne ut hvor utbredt fiskespising er, da dette som vist har stor effekt på THg konsentrasjon.

Konsentrasjonen av THg i mort var generelt lavere enn gjeldende kostholdsråd i Norge med unntak av et individ. Konsentrasjonen av THg i mort kan hovedsakelig knyttes til risiko for forhøyede verdier av THg i alle fiskespisende arter som bruker mort som byttedyr. I denne sammenhengen var nivået av THg i enkelte mort høy siden THg har potensial til biomagnifisering. Det er ikke vanlig for mennesker å spise mort og det heller ikke nødvendig å innføre et generelt kostholdsråd med tanke på mort i Øyeren.

Det prosentvise forholdet MeHg/THg i mort, gjedde, gjørs og asp ble bestemt til over 95%. Den gjeldende praksis med kun bestemmelse av THg vil være tilstrekkelig ved fastsettelse av kostholdsråd for mennesker med hensyn til disse artene. Da det fremdeles er flere arter der forholdet MeHg/THg er ukjent vil det i fremtiden være viktig og fastlå dette hos annen fisk som benyttes som mat for mennesker. Også forholdet MeHg/THg i sediment, invertebrater og plankton er lite undersøkt, og vil være av interesse i fremtidige undersøkelser.

De lave verdiene av THg i sedimentene i Øyeren kan forklares med høy gjennomstrømming, lavt innhold av organisk materiale og muligens ikke representativt prøveuttak (to lokaliteter). Prøvene i Øyeren var hentet på relativt grunt vann. Dette gjør at prøvene ikke er direkte sammenlignbare med andre innsjøene på Østlandet undersøkt av Rognerud et. al. (2008), Sæther (2009) og Zambon (2010). Øyeren er en relativ grunn innsjø slik at prøvetakingen likevel kan være representativ for Øyeren. Oppvirling av sedimenter, remobilisering og muligens transport til dypere områder kan være mulige årsaker til de relativt lave verdiene av THg. Dette kan også være en årsak til at det ikke ble funnet forhøyede verdier av THg i

overflatesjiktet i forhold til referansesjikt. Det anbefales å undersøke sedimentene i Øyeren på dypere vann og over et større område. Konsentrasjonen av THg var positivt korrelert med svovel og glødetap i overflatesjiktet med ikke i referansesjikt. God korrelasjon med svovel i overflatesjiktet tyder på at THg har blitt antropogent tilført i Øyeren. Lav korrelasjon med organisk materiale i referansesjikt var som forventet på grunn av nedbrytning i dypere sjikt.

I følge Klif var verdiene av THg i sedimentene i Øyeren ikke høye nok til å utgjøre risiko for økologiske effekter. I undersøkelsene til Moseby (2011) og Svæe (2011) ble det imidlertid funnet høye verdier av THg i flere fiskearter, også et individ av mort hadde høy THg konsentrasjon. Hvis konsentrasjonen av THg i sedimentene er representative for Øyeren kan det antyde at grenseverdien for THg satt av Klif bør endres

7. Litteraturliste

- Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A. & Hylland, K. (2007). Veiledning for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann: Revidering av av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter, TA-2229/2007. Oslo: Statens forurensningstilsyn (SFT).
- Berge, D. (red.). (2002). *Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000: Hovedrapport*. Oslo: Akershus fylkeskommune.
- Bloom, N. S. (1992). On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49 (5): 1010-1017.
- Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (1987). *Fisk i ferskvann, Økologi og ressursforvaltning*. Oslo: Landbruksforlaget.
- Brabrand, Å. (1977). *Næringsvalg hos fire karpefisker, mort (*Rutilus rutilus* (L.)), vederbuk (*Leuciscus idus* (L.)), brasme (*Abramis brama* (L.)) og flire (*Blicca bjoerkna* (L.)) i Nordre Øyeren, med spesiell vekt på interspesifikk næringskonkurranse*. Hovedoppgave. Oslo: Universitetet i Oslo, Det matematiske og naturvitenskapelige fakultet.
- Brabrand, Å. (2002). Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994 - 2000, Langtidsutvikling og forvaltning av fiskesamfunn, LFI rapport 207-2002.
- Brabrand, Å. & Lien, I. (2004). Kvikksølv i gjedde, gjørs og abbor i Vansjø, Østfold. *LFI Rapport*, 226-2004. Oslo: Laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske (LFI): Zoologisk museum.
- Clarkson, T. W., Magos, L. & Myers, G. J. (2003). The toxicology of mercury - current exposures and clinical manifestations, Review article. *The New England journal of medicine*, 349 (18): 1731-7.
- Compeou, G. C. & Bartha, R. (1985). Sulphate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment *Applied environmental microbiology*, 48: 498.
- DORM - 2. (1993). Dogfish Muscle Certified Reference Material for Trace Metals. Ottawa, Canada: National Research Council of Canada.
- DORM - 3. (2000). Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals. Ottawa, Canada: National Research Council of Canada.
- Downs, S. G., Macleod, C. L. & Lester, J. N. (1997). Mercury in precipitation and its relation to bioaccumulation in fish: a literature review. *Water, Air and Soil Pollution*, 108 (1-2): 149-187.

- Edwards, S. C., Macleod, C. & Lester, J. N. (1999). Mercury contamination of the eel (*anguilla anguilla*) and roach (*Rutilus rutilus*) in East Anglia, UK. *Environmental Monitoring and Assessment*, 55: 371 - 387.
- Estuarine Sediment*. (1982). Standard Reference Material 1646. Washington, D.C., USA: National Bureau of Standards.
- Fjeld, E., Rognerud, S. & Steinnes, E. (1994). Influence of environmental-factors on heavy-metal concentration in lake-sediments in southern Norway indicated by path-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 (8): 1708-1720.
- Fjeld, E., Øxnevad, S., A, Følsvik, N. & Brevik, E. M. (1999). Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1999: Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. *NIVA Rapport LNR*, 4072-99. Oslo: Norsk Institutt for vannforskning (NIVA).
- France, R. L. (1995). Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. *Limnology and Oceanography*, 40 (7): 1310-1313.
- Gaye-Siessegger, J., Focken, U., Abel, H. & Becker, K. (2007). Starvation and low feeding levels result in an enrichment of ¹³C in lipids and ¹⁵N in protein of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* L. *Journal of Fish Biology*, 71: 90 -100.
- Gjengedal, E. (2011). *Personlig meddelelse fra Førsteamanuensis Elin Gjengedal*. Ås: Universitetet for Miljø- og biovitenskap.
- Gjengedal, E., Gundersen, P. O. M. & Lohne, S. (2011). *Effect of storage containers and storage time on mercury concentrations in frozen muscle tissue of northern pike (Esox lucius)*. Ås: Norwegian University of Life Sciences. Upublisert manuskript.
- Harrington, C. F. (2000). The speciation of mercury and organomercury compounds by using high-performance liquid chromatography. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 19 (2-3): 167-179.
- Hecky, R. E. & Hesslein, R. H. (1995). Contribution of benthic algae to alke food webs as revealed by stable isotope analysis. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 631 - 653.
- Houserova, P., Kuban, V., Kracmar, S. & Sitko, J. (2007). Total mercury and mercury species in birds and fish in an aquatic ecosystem in the Czech Republic. *Environmental Pollution*, 145 (1): 185-194.
- Jewett, S. C., Zhang, X. M., Naidu, A. S., Kelley, J. J., Dasher, D. & Duffy, L. K. (2003). Comparison of mercury and methylmercury in northern pike and Arctic grayling from western Alaska rivers. *Chemosphere*, 50 (3): 383-392.

- Klif. (2011). *Miljøstatus: Kvikksølv*. Oslo: Klima og forurensningsdirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kvikksolv/> (lest 06.05.2011).
- Krogstad, T. (1992). *Metoder for jordanalyse*. Ås: Norges Landbrukshøgskole, Institutt for jordfag.
- Maggi, C., Berducci, M., J. B., Giani, M. & Campanella, L. (2009). Methylmercury determination in marine sediment and organisms by Direct Mercury Analyser. *Analytica Chimica Acta*, 641 (1-2): 32 -36.
- Marsalek, P., Svobodova, Z., Randak, T. & Svehla, J. (2005). Mercury and methylmercury contamination of fish from the Skalka reservoir: A case study. *Acta Veterinaria Brno*, 74 (3): 427-434.
- Minagawa, M. & Wada, E. (1984). Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim Cosmochim Acta*, 48: 1135 - 1140.
- Moseby, K. (2011). *Vekst og byttefiskpreferanse påvirker kvikksølvinnhold hos abbor (Perca fluviatilis), gjedde (Esox lucius) og gjørs (Stizostedion lucioperca)*. Master. Ås: Universitetet for miljø og biovitenskap, Institutt for naturforvaltning.
- Munthe, J., Wängberg, I., Rognerud, S., Fjeld, E., Verta, M., Porvari, P., Meili, M. & (2007). Mercury in nordic ecosystems. *IVL report B1761*. 45 s.
- NIVA. (2011). *Aquamonitor Solbergåsen*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Tilgjengelig fra: <http://www.aquamonitor.no/loimp/Tema.aspx?id=4> (lest 12.05.2011).
- Peterson, B. J. & Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 293-320.
- Ranneklev, S. B., de Wit, H. A., Jenssen, M. T. S. & Lisa, S. B. (2009). An assesment of Hg in freshwater aquatic environment related to longrange transported air pollution in europe and North america. *NIVA Report SNO*, 5844-2009. Oslo: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA).
- Rask, M. & Metsälä, T. (1991). Mercury concentrations in northern pike, *Esox lucius* L., in small lakes of Evo area, southern Finland. *Water, Air and Soil Pollution*, 56 (1): 369-378.
- Rasmussen, J. B., Godbout, L. & Schallenberg, M. (1989). The humic content of lake water and its relationship to watershed and lake morphometry *Limnology and Oceanography*, 34 (7): 1336-1343.

- Ravichandran, M. (2004). Interactions between mercury and dissolved organic matter. *Chemosphere*, 55: 319-331.
- Regjeringen. (2009). *Globale miljøutfordringer - norsk politikk*. Oslo: Finansdepartementet. Tilgjengelig fra: <http://www.regjeringen.no/mobil/nn/dep/fin/dok/nouer/2009/nou-2009-16/7/3.html?id=576397> (lest 10.05.2011).
- Risher, J. F. (2003). Elemental mercury and inorganic mercury compounds: human health aspects. *Concise international chemical assesment document*, 50. Geneva: World Health Organization (WHO).
- River Sediment*. (2000). Certified Reference Material LGC6187. Middlesex, UK: LGC.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. (2001). Trace element concentration in norwegian lake sediments. *Ambio*, 30 (1): 11-19.
- Rognerud, S., Grimalt, J. O., Rosseland, B. O., Fernandez, P., Hofer, R., Lackner, R., Laurantzen, B., Lien, L., Massabuau, J. C. & Ribes, A. (2002). Mercury and organochloride contamination in brown trout (*Salmo trutta*) and artic charr (*Salvelinus alpinus*) from high mountain lakes in Europe and the Svalbard archipelago. *Water, Air and Soil Pollution*, Focus 2: 209-232.
- Rognerud, S. & Qvenild, T. (2002). Kvikksølv i fisk og næringskjedens struktur i fjellsjøer i Nord - Østerdalen. *NIVA Rapport*, 4540-2002. Oslo: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA).
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B., Christensen, G. & Røyset, O. (2008). Nasjonal innsjøundersøkelse 2004 - 2006, del 2: Sedimenter. Forurensing av metaller, PAH og PCB. *SPFO Rapport*, 1012-2008. Oslo: Statens forurensningstilsyn (SFT).
- Rosseland, B. O., Massabuau, J.-C., Grimalt, J., Hofer, R., Lacker, R., G, R., Rognerud, S. & Vives, I. (2002). *The EMERGE Sampling manual for live fish*: EMERGE project (European Mountain lake Ecosystem: Regionalisation, diaGnostic & socio-economic Evaluation). Tilgjengelig fra: <http://www.mountain-lakes.org/emerge/methods/29.pdf> (lest 06.05.2011).
- Rosseland, B. O. (2011). *Personlig meddelelse fra Professor Bjørn Olav Rosseland*. Ås: Universitetet for Miljø- og biovitenskap.
- Sharma, C. M. (2007). *Manipulation of a top predator, the northern pike (Esox Lucius L.), in lake Årungen; cascading effects on resource use, population densities and pollutant levels in the fish community*. PhD. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Department of ecology and natural resource management.

- Sloreid, S. E. & Halvorsen, G. (2002). Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000, plankton og bunndyr. *NINA fagrapport*, 53. Oslo: Norsk institutt for naturforskning.
- Sonesten, L. (2001). Mercury content in roach (*Rutilus rutilus*) in circumneutral lakes - effects of catchment area and water chemistry. *Environmental Pollution*, 112: 471 - 481.
- Svae, P. (2011). *Kvikksølvkonsentrasjon i asp (Aspius aspius), krøkle (Osmerus eperlanus) og hork (Gymnocephalus cernuus) fra Øyeren er bestemt av alder, vekst og trofisk nivå*. Master. Ås: Universitetet for miljø og biovitenskap, Institutt for naturforvaltning.
- Sæther, G. H. S. (2009). *Akkumulering av spormetaller og svovel i innsjøsedimenter med ulik tilførsel av organisk materiale- en undersøkelse av 5 innsjøer i Oslo Østmark*. Ås: Universitetet for miljø og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap.
- 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 - 293.
- WHO. (2008). Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. Geneva, Switzerland: UNEP DITIE Chemical Branch and WHO Department of Food Safety Zoonoses and Foodborne Diseases.
- WHO. (2010, 16-25 February 2010). *Joint FAO/WHO Expert committee on Food additives, seventy-second meeting, summary and conclusions*, Rome: World Health Organisation (WHO).
- Zambon, S. (2010). *Metals in the Sediments of Lake Årungen - Horizontal distribution and association with clay*. Master. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Department of Plant and Environmental Sciences
- Zanden, M. J. V. & Rasmussen, J. B. (2001). Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implication for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography*, 46 (8): 2061 - 2066.
- Øxnevad, S., A. (1995). Fiskeribiologiske undersøkelser i den sørlige delen av Øyeren. *Rapport fra Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen*, 2/95. Moss: Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen.
- Øyeren Grunneierlag. (2004). *Driftsplan for Øyeren 2004 -2008*. Tilgjengelig fra: <http://www.oyereninfo.no/Driftsplan/Driftsplan%20Øyeren%202004-2008.pdf> (lest 02.02.2011).

Vedlegg I

Tabell I. Dato for garnutsetning, lokalitet, maskevidde garn, fangst og utvalg av mort (viser bare garn med fangst av mort).

| Dato | Lokalitet | Maskevidde garn (mm) | Fangst Mort | Utvalgt Mort |
|---------------|------------------|---------------------------------|--------------------|-------------------------|
| 15/6 2010 | Sandstangen | 22,5 | 35 | 4 |
| 15/6 2010 | Sandstangen | 35 | 1 | 1 |
| 16/6 2010 | Sandstangen | 16,5 | 3 | |
| 16/6 2010 | Sandstangen | 13,5 | 2 | 3 |
| 16/6 2010 | Sandstangen | 29 | 1 | 1 |
| 16/6 2010 | Sandstangen | 26,5 | 1 | 1 |
| 16/6 2010 | Sandstangen | 22,5 | 2 | |
| 16/6 2010 | Sandstangen | 13,5 | 1 | |
| 17/6 2010 | Brekket | 35 | 1 | 1 |
| 17/6 2010 | Brekket | 22,5 | 2 | 2 |
| 17/6 2010 | Brekket | 10,5 | 1 | 1 |
| 13/7 2010 | Sandstangen | 22,5 | 1 | |
| 13/7 2010 | Sandstangen | 13,5 | 1 | |
| 14/7 2010 | Sandstangen | 10,5 | 4 | 1 |
| 14/7 2010 | Sandstangen | 26 | 11 | 3 |
| 14/7 2010 | Sandstangen | 22,5 | 36 | 3 |
| 15/7 2010 | Brekket | 29 | 10 | 2 |
| 15/7 2010 | Brekket | 26 | 44 | 2 |
| Totalt | | | 157 | 25 |

Vedlegg II

Tabell II. Lengde, vekt, alder samt konsentrasjonen av THg, MeHg, $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ i utvalget av mort.

| Lengde (cm) | Vekt (g) | Alder (år) | THg (mg kg^{-1} vv) | MeHg (mg kg^{-1} vv) | $\delta^{13}\text{C}$ (‰) | $\delta^{15}\text{N}$ (‰) |
|-------------|----------|------------|---------------------------------|----------------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 13,8 | 21 | 4 | 0,040 | | -21,6 | 12,3 |
| 17,0 | 47 | 5 | 0,041 | 0,0401 | -21,4 | 13,1 |
| 9,1 | 6 | 3 | 0,050 | | -25,3 | 11,7 |
| 11,5 | 9 | 5 | 0,052 | | -22,3 | 12,0 |
| 18,5 | 60 | 6 | 0,063 | 0,0656 | -24,4 | 12,6 |
| 12,0 | 13 | 4 | 0,063 | | -21,1 | 13,1 |
| 18,0 | 52 | 7 | 0,064 | 0,0654 | -24,5 | 13,2 |
| 12,7 | 16 | 3 | 0,064 | | -19,9 | 12,6 |
| 14,0 | 25 | 5 | 0,065 | 0,0634 | -25,7 | 12,3 |
| 22,3 | 102 | 7 | 0,075 | 0,0755 | -22,2 | 11,9 |
| 19,0 | 76 | 6 | 0,080 | 0,0814 | -27,9 | 12,4 |
| 20,0 | 78 | 8 | 0,081 | 0,0822 | -26,3 | 11,7 |
| 20,0 | 82 | 7 | 0,090 | 0,1003 | -27,2 | 12,0 |
| 21,0 | 78 | 9 | 0,099 | 0,2102 | | |
| 20,8 | 93 | 7 | 0,102 | 0,0939 | -24,2 | 12,6 |
| 24,7 | 144 | 12 | 0,105 | 0,1102 | -28,0 | 11,8 |
| 23,5 | 124 | 12 | 0,119 | 0,1153 | -27,0 | 12,0 |
| 24,4 | 160 | 11 | 0,136 | 0,1260 | -24,4 | 12,3 |
| 22,0 | 102 | | 0,151 | 0,1385 | -25,2 | 12,7 |
| 18,3 | 54 | 6 | 0,152 | 0,1439 | -25,1 | 12,5 |
| 25,0 | 162 | 11 | 0,160 | 0,1584 | -27,4 | 12,5 |
| 27,7 | 230 | 16 | 0,203 | 0,1885 | -27,2 | 12,7 |
| 24,5 | 137 | 11 | 0,206 | 0,1892 | -25,0 | 14,2 |
| 24,4 | 144 | 8 | 0,500 | 0,5118 | -23,8 | 15,4 |
| 9,0 | 7 | 2 | | | -22,9 | 12,3 |

Vedlegg III

Tabell III. Konsentrasjon av MeHg ($\mu\text{g l}^{-1}$ og mg kg^{-1}) i muskelprøver a mort, innveker og uttak av toluen

| MeHg ($\mu\text{g l}^{-1}$) | Innvekt (g) | Uttak av toluen (ml) | MeHg (mg kg^{-1}) |
|-------------------------------|-------------|----------------------|------------------------------|
| 2,13 | 1,484 | 15 | 0,11 |
| 2,80 | 1,564 | 15 | 0,14 |
| 1,00 | 1,665 | 10 | 0,07 |
| 2,50 | 1,528 | 15 | 0,13 |
| 1,28 | 1,506 | 15 | 0,07 |
| 1,68 | 1,553 | 15 | 0,08 |
| 3,62 | 1,592 | 15 | 0,18 |
| 1,40 | 1,601 | 15 | 0,07 |
| 0,58 | 1,483 | 10 | 0,04 |
| 2,78 | 1,498 | 15 | 0,14 |
| 3,74 | 1,528 | 15 | 0,21 |
| 2,28 | 1,804 | 10 | 0,15 |
| 1,49 | 1,487 | 15 | 0,08 |
| 10,29 | 1,593 | 15 | 0,51 |
| 2,76 | 1,624 | 17 | 0,12 |
| 4,30 | 1,565 | 17 | 0,19 |
| 2,05 | 1,553 | 15 | 0,10 |
| 2,41 | 1,472 | 20 | 0,09 |
| 4,01 | 1,666 | 15 | 0,19 |
| 2,82 | 1,737 | 10 | 0,19 |
| 3,28 | 1,559 | 15 | 0,16 |
| 3,37 | 1,595 | 15 | 0,17 |
| 1,58 | 1,474 | 15 | 0,08 |

Utrekning av MeHg (mg kg^{-1}):

$$\text{MeHg (mg kg}^{-1}\text{)} = \frac{\text{MeHg (}\mu\text{g l}^{-1}\text{)} - \text{gjennomsnitt blank}}{1000} \times \text{fortynning}$$
$$1000 \times (\text{Innvekt} \times (\text{uttak av toluen}/25) \times (2,5/12))$$

Vedlegg IV

Tabell IV. Svovel, glødetap, vanninnhold og tørrstoff i sedimentkjerner i fra ulike dyp og sjikt ved Sandstangen, Øyeren (koordinater er oppgitt).

| Koordinater | Sjikt (cm) | Dyp (m) | Svovel (mg kg ⁻¹) | Glødetap (%) | Tørrstoff (%) | Vanninnhold (%) |
|---------------------|------------|---------|-------------------------------|--------------|---------------|-----------------|
| 32 V 626218 6616329 | > 2 | 5 | | | 19,10 | 80,90 |
| 32 V 626218 6616329 | 0-2 | 5 | 161 | 1,6 | 39,36 | 60,64 |
| 32 V 626218 6616329 | 2-5 | 5 | 156 | 0,3 | 56,13 | 43,87 |
| 32 V 626814 6615616 | 0-2 | 3 | 183 | 2,3 | 35,28 | 64,72 |
| 32 V 626814 6615616 | 2-5 | 3 | 172 | 1,3 | 46,08 | 53,92 |
| 32 V 626814 6615616 | 5-6 | 3 | 480 | | 58,59 | 41,41 |
| 32 V 626814 6615616 | 0-2 | 3 | 192 | 2,0 | 39,34 | 60,66 |
| 32 V 626814 6615616 | 2-5 | 3 | 156 | 1,5 | 49,77 | 50,23 |
| 32 V 626814 6615616 | 5-6 | 3 | 453 | 1,2 | 51,69 | 48,31 |
| 32 V 626652 6616429 | 0-2 | 3,5 | 243 | 3,4 | 29,42 | 70,58 |
| 32 V 626652 6616429 | 2-5 | 3,5 | 315 | 2,2 | 40,70 | 59,30 |
| 32 V 626652 6616429 | 5-10 | 3,5 | 313 | 1,5 | 46,70 | 53,30 |
| 32 V 626652 6616429 | 10-15 | 3,5 | 433 | 1,6 | | |
| 32 V 626652 6616429 | 15-20 | 3,5 | 494 | 2,1 | | |
| 32 V 626652 6616429 | 20-25 | 3,5 | 583 | 1,5 | 54,07 | 45,93 |
| 32 V 626633 6616472 | 0-2 | 3,5 | 240 | 3,3 | 29,86 | 70,14 |
| 32 V 626633 6616472 | 2-5 | 3,5 | 278 | 2,4 | 39,34 | 60,66 |
| 32 V 626633 6616472 | 5-10 | 3,5 | 313 | 1,4 | 46,56 | 53,44 |
| 32 V 626633 6616472 | 10-15 | 3,5 | 384 | 2,0 | | |
| 32 V 626633 6616472 | 15-20 | 3,5 | 454 | 1,8 | | |
| 32 V 626633 6616472 | 20-25 | 3,5 | 356 | 1,3 | 52,23 | 47,77 |

Vedlegg V

Tabell V. Svovel, glødetap, vanninnhold og tørrstoff i sedimentkjerner i fra ulike dyp og sjikt ved Brekket, Øyeren (koordinater er oppgitt).

| Koordinater | Sjikt (cm) | Dyp (m) | Svovel (mg kg ⁻¹) | Glødetap | Tørrstoff | Vanninnhold |
|---------------------|------------|---------|-------------------------------|----------|-----------|-------------|
| 32 V 624959 6630542 | 0-2 | 9,5 | 332 | 3,6 | 25,99 | 74,01 |
| 32 V 624959 6630542 | 2-5 | 9,5 | | 2,7 | 36,36 | 63,64 |
| 32 V 624959 6630542 | 5-10 | 9,5 | 473 | 2,0 | 40,12 | 59,88 |
| 32 V 624959 6630542 | 10-15 | 9,5 | 380 | 0,9 | | |
| 32 V 624959 6630542 | 15-20 | 9,5 | 454 | 1,3 | | |
| 32 V 624959 6630542 | 20-25 | 9,5 | 375 | 0,8 | 50,95 | 49,05 |
| 32 V 624009 6631129 | 0-2 | 5,5 | 430 | 2,4 | 39,31 | 60,69 |
| 32 V 624009 6631129 | 2-5 | 5,5 | 497 | 2,8 | 42,83 | 57,17 |
| 32 V 624009 6631129 | 5-10 | 5,5 | 490 | 1,6 | 48,92 | 51,08 |
| 32 V 624009 6631129 | 10-15 | 5,5 | 431 | 1,2 | | |
| 32 V 624009 6631129 | 15-20 | 5,5 | 412 | 1,1 | | |
| 32 V 624009 6631129 | 20-22 | 5,5 | 289 | 0,7 | 56,54 | 43,46 |
| 32 V 623544 6631384 | 0-2 | 3 | 418 | 3,6 | 34,63 | 65,37 |
| 32 V 623544 6631384 | 2-5 | 3 | 526 | 2,9 | 43,43 | 56,57 |
| 32 V 623544 6631384 | 5-10 | 3 | 495 | 1,6 | 50,46 | 49,54 |
| 32 V 623544 6631384 | 10-15 | 3 | 482 | 1,1 | | |
| 32 V 623544 6631384 | 15-20 | 3 | 157 | 0,9 | 54,17 | 45,83 |
| 32 V 624959 6630542 | 0-2 | 9,5 | 310 | 3,5 | 27,25 | 72,75 |
| 32 V 624959 6630542 | 2-5 | 9,5 | 512 | 2,4 | 36,91 | 63,09 |
| 32 V 624959 6630542 | 5-10 | 9,5 | 388 | 1,2 | 43,85 | 56,15 |
| 32 V 624959 6630542 | 10-15 | 9,5 | 398 | 1,1 | | |
| 32 V 624959 6630542 | 15-20 | 9,5 | 511 | 0,7 | 48,83 | 51,17 |
| 32 V 624959 6630542 | 0-2 | 9,5 | 348 | | 26,95 | 73,05 |
| 32 V 624009 6631129 | 0-2 | 5,5 | 430 | 3,1 | 32,97 | 67,03 |
| 32 V 624009 6631129 | 2-7 | 5,5 | 445 | 2,3 | 43,91 | 56,09 |
| 32 V 624009 6631129 | 7-10 | 5,5 | 507 | 1,8 | 49,01 | 50,99 |
| 32 V 624009 6631129 | 10-15 | 5,5 | 490 | 1,6 | | |
| 32 V 624009 6631129 | 15-19 | 5,5 | 462 | 0,8 | 54,30 | 45,70 |
| 32 V 624009 6631129 | 0-2 | 5,5 | 410 | 3,1 | 33,68 | 66,32 |
| 32 V 624009 6631129 | 2-5 | 5,5 | 559 | 2,3 | 44,62 | 55,38 |
| 32 V 624009 6631129 | 5-10 | 5,5 | 481 | 1,7 | 46,20 | 53,80 |
| 32 V 624009 6631129 | 10-15 | 5,5 | 439 | 1,5 | | |
| 32 V 624009 6631129 | 15-20 | 5,5 | 513 | 1,0 | 54,96 | 45,04 |
| 32 V 623544 6631384 | 0-2 | 3 | 342 | 3,4 | 35,79 | 64,21 |
| 32 V 623544 6631384 | 2-5 | 3 | 429 | 2,1 | 45,86 | 54,14 |
| 32 V 623544 6631384 | 5-10 | 3 | 514 | 1,4 | 51,56 | 48,44 |
| 32 V 623544 6631384 | 10-15 | 3 | 531 | 1,3 | | |
| 32 V 623544 6631384 | 15-19 | 3 | 431 | 1,1 | 55,67 | 44,33% |
| 32 V 623544 6631384 | 0-2 | 3 | 321 | 3,3 | 34,03 | 65,97 |
| 32 V 623544 6631384 | 2-5 | 3 | 548 | 2,3 | 44,00 | 56,00 |
| 32 V 623544 6631384 | 5-10 | 3 | 517 | 1,2 | 49,51 | 50,49 |
| 32 V 623544 6631384 | 10-15 | 3 | 471 | 1,2 | | |
| 32 V 623544 6631384 | 15-20 | 3 | 367 | 0,7 | 55,05 | 44,95 |

Vedlegg VI

Tabell VI. Kvikksølv og innvekter i sedimentkjerner fra ulike dyp samt koordinater ved Sandstangen i Øyeren.

| Koordinater | Sjikt (cm) | Dyp (m) | Innvekt | THg (mg kg ⁻¹) |
|---------------------|------------|---------|---------------|----------------------------|
| 32 V 626218 6616329 | 0-2 | 5 | 5 paralleller | 0,051 ± 0,0028 |
| 32 V 626218 6616329 | 2-5 | 5 | 0,534 | 0,028 |
| 32 V 626814 6615616 | 0-2 | 3 | 0,491 | 0,038 |
| 32 V 626814 6615616 | 2-5 | 3 | 0,499 | 0,043 |
| 32 V 626814 6615616 | 5-6 | 3 | 0,484 | 0,045 |
| 32 V 626814 6615616 | 0-2 | 3 | 0,49 | 0,037 |
| 32 V 626814 6615616 | 2-5 | 3 | 0,488 | 0,044 |
| 32 V 626814 6615616 | 5-6 | 3 | 0,487 | 0,050 |
| 32 V 626652 6616429 | 0-2 | 3,5 | 5 paralleller | 0,047 ± 0,0004 |
| 32 V 626652 6616429 | 2-5 | 3,5 | 0,486 | 0,048 |
| 32 V 626652 6616429 | 5-10 | 3,5 | 5 paralleller | 0,056 ± 0,0008 |
| 32 V 626652 6616429 | 10-15 | 3,5 | 0,524 | 0,075 |
| 32 V 626652 6616429 | 15-20 | 3,5 | 0,481 | 0,097 |
| 32 V 626652 6616429 | 20-25 | 3,5 | 0,507 | 0,049 |
| 32 V 626633 6616472 | 0-2 | 3,5 | 0,485 | 0,047 |
| 32 V 626633 6616472 | 2-5 | 3,5 | 0,492 | 0,046 |
| 32 V 626633 6616472 | 5-10 | 3,5 | 0,521 | 0,055 |
| 32 V 626633 6616472 | 10-15 | 3,5 | 0,505 | 0,065 |
| 32 V 626633 6616472 | 15-20 | 3,5 | 5 paralleller | 0,092 ± 0,0005 |
| 32 V 626633 6616472 | 20-25 | 3,5 | 0,517 | 0,050 |

Vedlegg VII

Tabell VII. Kvikksølv og innvekter i sedimentkjerner samt koordinater fra ulike dyp ved Brekket i Øyeren.

| Koordinater | Sjikt (cm) | Dyp (m) | Innvekt | Hg (mg kg ⁻¹) |
|---------------------|------------|---------|---------------|---------------------------|
| 32 V 623544 6631384 | 0-2 | 3 | 5 paralleller | 0,062 ± 0,0077 |
| 32 V 623544 6631384 | 2-5 | 3 | 5 paralleller | 0,055 ± 0,0053 |
| 32 V 623544 6631384 | 5-10 | 3 | 0,511 | 0,064 |
| 32 V 623544 6631384 | 10-15 | 3 | 0,512 | 0,069 |
| 32 V 623544 6631384 | 15-20 | 3 | 0,515 | 0,082 |
| 32 V 623544 6631384 | 0-2 | 3 | 0,494 | 0,057 |
| 32 V 623544 6631384 | 2-5 | 3 | 0,494 | 0,056 |
| 32 V 623544 6631384 | 5-10 | 3 | 0,503 | 0,070 |
| 32 V 623544 6631384 | 10-15 | 3 | 0,498 | 0,072 |
| 32 V 623544 6631384 | 15-19 | 3 | 0,494 | 0,083 |
| 32 V 623544 6631384 | 0-2 | 3 | 0,498 | 0,055 |
| 32 V 623544 6631384 | 2-5 | 3 | 0,487 | 0,058 |
| 32 V 623544 6631384 | 5-10 | 3 | 0,506 | 0,080 |
| 32 V 623544 6631384 | 10-15 | 3 | 0,514 | 0,069 |
| 32 V 623544 6631384 | 15-20 | 3 | 5 paralleller | 0,082 ± 0,0036 |
| 32 V 624009 6631129 | 0-2 | 5,5 | 5 paralleller | 0,052 ± 0,0057 |
| 32 V 624009 6631129 | 2-5 | 5,5 | 0,499 | 0,056 |
| 32 V 624009 6631129 | 5-10 | 5,5 | 0,502 | 0,055 |
| 32 V 624009 6631129 | 10-15 | 5,5 | 0,536 | 0,055 |
| 32 V 624009 6631129 | 15-20 | 5,5 | 0,514 | 0,067 |
| 32 V 624009 6631129 | 20-22 | 5,5 | 0,492 | 0,060 |
| 32 V 624009 6631129 | 0-2 | 5,5 | 9,491 | 0,052 |
| 32 V 624009 6631129 | 2-7 | 5,5 | 0,507 | 0,055 |
| 32 V 624009 6631129 | 7-10 | 5,5 | 0,5 | 0,058 |
| 32 V 624009 6631129 | 10-15 | 5,5 | 5 paralleller | 0,057 ± 0,0019 |
| 32 V 624009 6631129 | 15-19 | 5,5 | 0,498 | 0,049 |
| 32 V 624009 6631129 | 0-2 | 5,5 | 0,511 | 0,052 |
| 32 V 624009 6631129 | 2-5 | 5,5 | 0,49 | 0,054 |
| 32 V 624009 6631129 | 5-10 | 5,5 | 0,507 | 0,057 |
| 32 V 624009 6631129 | 10-15 | 5,5 | 0,539 | 0,059 |
| 32 V 624009 6631129 | 15-20 | 5,5 | 0,500 | 0,053 |
| 32 V 624959 6630542 | 0-2 | 9,5 | 5 paralleller | 0,051 ± 0,0005 |
| 32 V 624959 6630542 | 2-5 | 9,5 | 0,515 | 0,052 |
| 32 V 624959 6630542 | 5-10 | 9,5 | 0,508 | 0,054 |
| 32 V 624959 6630542 | 10-15 | 9,5 | 0,486 | 0,047 |
| 32 V 624959 6630542 | 15-20 | 9,5 | 0,502 | 0,055 |
| 32 V 624959 6630542 | 20-25 | 9,5 | 0,481 | 0,057 |
| 32 V 624959 6630542 | 0-2 | 9,5 | 0,491 | 0,051 |
| 32 V 624959 6630542 | 2-5 | 9,5 | 0,504 | 0,051 |
| 32 V 624959 6630542 | 5-10 | 9,5 | 0,493 | 0,052 |
| 32 V 624959 6630542 | 10-15 | 9,5 | 0,502 | 0,057 |
| 32 V 624959 6630542 | 15-20 | 9,5 | 5 paralleller | 0,062 ± 0,0014 |
| 32 V 624959 6630542 | 0-2 | 9,5 | 0,519 | 0,055 |

Vedlegg VIII

Tabell VIII. Sertifiserte referansematerialer med tilhørende sertifiserte områder.

| Sertifisert referansemateriale | Brukt i analyse av: | Sertifisert område $\text{CH}_3\text{Hg}^{2+}$ (mg kg^{-1} tørrstoff) | Sertifisert område Hg (mg kg^{-1} tørrstoff) | Referanse |
|--------------------------------|---------------------|---|--|---------------------------|
| DORM-2 (dogfish muscle) | THg | | $4,64 \pm 0,26$ | (DORM - 2 1993) |
| DORM-3 (dogfish muscle) | MeHg | $0,355 \pm 0,056$ | | (DORM - 3 2000) |
| River Sediment LGC6187 | THg | | $1,4 \pm 0,1$ | (River Sediment 2000) |
| Estuarine Sediment 1646 | THg | | $0,063 \pm 0,012$ | (Estuarine Sediment 1982) |

Tabell IX. Oversikt over målte verdier av MeHg og THg og det sertifiserte området for DORM-3 (n=8) og DORM-2 (n=2), River Sediment LGC6187 (n=5) og Estuarine Sediment 1646 (n=5).

| SRM | Målte verdier MeHg (mg kg^{-1}) | Målte verdier THg (mg kg^{-1} TS) |
|-------------------------|--|---|
| DORM-3 | $0,32 \pm 0,026$ | |
| DORM- 2 | | 4,28 og 4,28 |
| River Sediment LGC6187 | | $1,47 \pm 0,092$ |
| Estuarine Sediment 1646 | | $0,08 \pm 0,005$ |