

Oppfølgingsundersøkelse av kvikksølv i fisk fra Gunneklevfjorden og nærliggende referanseinnsjøer



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Oppfølgingsundersøkelse av kvikksølv i fisk fra Gunneklevfjorden og nærliggende referanseinnsjøer	Løpenummer 7371-2019	Dato 26.04.2019
Forfatter(e) Hans Fredrik Veiteberg Braaten, Cathrine Brecke Gundersen, Bjørnar Beylich, Jarle Håvardstun, Pernilla Carlsson, Tina Bryntesen, Johnny Håll og Joanna Lynn Kemp	Fagområde Forurensninger	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sør-Norge	Sider 31 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Hydro Energi AS	Oppdragsreferanse
Oppdragsgivers utgivelse:	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180189

<p>Sammendrag</p> <p>Konsentrasjoner av kvikksølv og andre støtteparametere er bestemt for ulike matrikser, inkludert vann, fisk og annen biota, i Gunneklevfjorden og de to nærliggende referanseinnsjøene Flåte og Svanstulvatnet. Målinger viser at konsentrasjonene av kvikksølv i populasjoner av abbor (<i>Perca fluviatilis</i>) er signifikant høyere i Gunneklevfjorden enn i de to andre vannforekomstene, et mønster som gjenspeiler funn fra 2016. Forskjellene antyder at de historiske utslippene av kvikksølv til Gunneklevfjorden fortsatt kan ha betydning for kvikksølvnivåene i fisk. Resultatene fra undersøkelsen vil styrke datagrunnlaget for å kunne dokumentere effekten av planlagte tiltak mot forurenset sjøbunn i Gunneklevfjorden.</p>
--

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Kvikksølv Forurenset sjøbunn Abbor (<i>Perca fluviatilis</i>) Opprensingstiltak 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Mercury Contaminated marine sediments Perch (<i>Perca fluviatilis</i>) Remediation measures
--	---

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Prosjektleder
Hans Fredrik Veiteberg Braaten

ISBN 978-82-577-7106-5
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Forskningsleder
Marianne Olsen

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

**Oppfølgingsundersøkelse av kvikksølv i fisk
fra Gunneklevfjorden og nærliggende
referanseinnsjøer**

Forord

Gunneklevfjorden i Porsgrunn kommune i Telemark var en resipient for utslipp av kvikksølv fra Norsk Hydros klorfabrikk på Herøya i perioden 1947 til 1987. Denne rapporten inkluderer presentasjon og diskusjon av resultater fra overvåking gjennomført i 2018 av kvikksølvkonsentrasjoner i vann, fisk og annen biota fra Gunneklevfjorden og de to nærliggende referanseinnsjøene Flåte og Svanstulvatnet. Arbeidet er en del av flere tiltaksrettede aktiviteter mot forurenset sjøbunn i Gunneklevfjorden, og skal danne grunnlaget for en vurdering av gjennomførte tiltak og hvilken effekt som kan forventes på kvikksølvkonsentrasjoner i fisk. Undersøkelsen er en oppfølging av overvåkingen som ble startet i 2013 og en gjentakelse av overvåkingen som ble gjennomført høsten 2016.

Gjennomføringen av arbeidet ble ledet av Hans Fredrik Veiteberg Braaten, som sammen med Cathrine Brecke Gundersen har skrevet rapporten. Feltarbeidet ble gjennomført av Bjørnar Beylich og Jarle Håvardstun. Pernilla Carlsson var ansvarlig for bestemmelse av kvikksølv i fisk, Tina Bryntesen for bestemmelse av kvikksølv i vann, og Johnny Håll og Joanna Lynn Kemp for artsbestemmelse av biota. Marianne Olsen har kvalitetssikret rapporten.

Kjemiske analyser ble gjennomført ved Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA, generell vannkjemi og kvikksølv i vann og biota) og Institutt for Energiteknikk (IFE, stabile isotoper i fisk).

Oppdragsgiver har vært Norsk Hydro med Thor Oscar Bolstad som kontaktperson.

Takk til alle bidragsyttere for godt samarbeid.

Oslo, 26.04.2019

Hans Fredrik Veiteberg Braaten

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	9
1.1	<u>Kvikksølv som miljøutfordring</u>	9
1.2	<u>Bioakkumulering av kvikksølv i næringskjeden</u>	9
1.3	<u>Evaluering av miljøstatus for kvikksølv</u>	10
1.4	<u>Gunneklevfjorden – status og tidligere undersøkelser</u>	10
1.5	<u>Hovedformål og målsetninger</u>	11
2	Materialer og metoder	13
2.1	<u>Prøvelokaliteter</u>	13
2.2	<u>Prøveinnsamling</u>	15
2.3	<u>Bestemmelse av kjemiske parametere</u>	16
2.3.1	<u>Opparbeiding og analyse av biologiske prøver</u>	16
2.3.2	<u>Analyse av vannprøver</u>	16
2.3.3	<u>Bestemmelse av stabile isotoper</u>	16
2.4	<u>Databehandling, beregninger og statistiske analyser</u>	17
2.4.1	<u>Justering og modellering av konsentrasjoner av Hg i fisk</u>	17
2.4.2	<u>Kondisjonsfaktor</u>	17
2.4.3	<u>Vurdering av bioakkumulering av Hg</u>	18
3	Resultater og diskusjon	19
3.1	<u>Vannkjemi</u>	19
3.2	<u>Fisk</u>	20
3.2.1	<u>Observerte og justerte kvikksølvkonsentrasjoner fra 2018</u>	20
3.2.2	<u>Historiske målinger av Hg i fisk</u>	22
3.2.3	<u>Trofisk biomagnifisering av Hg</u>	24
3.2.4	<u>Stabile isotoper og kondisjonsfaktor</u>	24
3.3	<u>Kvikksølv i andre deler av næringskjeden</u>	26
4	Konklusjon og anbefalinger	28
5	Referanser	29
	Vedlegg	32

Sammendrag

I Norge og Skandinavia er den viktigste menneskelige eksponeringskilden for kvikksølv (Hg) fra konsum av fisk. Hg kan ha både naturlige og menneskeskapt kilder, der de menneskeskapt kan påvirke både lokalt og globalt. I denne oppfølgingsundersøkelsen ble det bestemt konsentrasjoner av Hg i ulike matrikser fra Gunneklevfjorden, en brakkvannslokalitet med en historisk lokal Hg-kilde, og fra Flåte og Svanstulvatnet, to innsjøer uten lokale utslippskilder der hovedkilden av Hg til nedbørfeltet er langtransportert atmosfærisk forurensing. Arbeidet skal styrke datagrunnlaget for å kunne dokumentere effekten av planlagte opprensingstiltak mot forurenset sjøbunn i Gunneklevfjorden.

Prøver innsamlet i 2018 viser at konsentrasjonene av Hg i abbor (*Perca fluviatilis*) fra Gunneklevfjorden ($0,48 \pm 0,15$ mg/kg) er signifikant høyere enn Hg i abborpopulasjoner fra Flåte ($0,25 \pm 0,04$ mg/kg) og Svanstulvatnet ($0,32 \pm 0,07$ mg/kg). Resultatene bekrefter mønsteret som ble funnet i tilsvarende undersøkelse fra 2016, der de to innsjøene som har langtransportert atmosfærisk Hg som hovedkilde har lavere konsentrasjoner enn det som observeres i Gunneklevfjorden. Av abbor som er samlet inn fra Gunneklevfjorden i perioden 2013-2018 har 34 av 138 fisk konsentrasjoner høyere enn EUs omsetningsgrense for fisk (0,5 mg/kg). For Flåte og Svanstulvatnet er det registrert henholdsvis ingen og tre fisk med tilsvarende høye konsentrasjoner i den samme perioden. Fisken fra Gunneklevfjorden tilhører et signifikant høyere trofisk nivå enn fisken fra de to andre innsjøene, og det er således ikke overraskende at det er flere fisk med høyere Hg-nivåer i Gunneklevfjorden. Av 319 fisk samlet inn for de tre vannforekomstene i perioden 1991 til 2018, har alle Hg-konsentrasjoner høyere enn Vanddirektivets grense for beskyttelse av økosystemer (0,02 mg/kg).

I vannmassene er konsentrasjonsforskjellene for Hg små mellom lokalitetene, men Hg-nivåene i sedimentene er mye høyere i Gunneklevfjorden enn i Flåte og Svanstulvatnet (data fra 2016). Sett i sammenheng med små forskjeller i biomagnifisering og bioakkumulering av Hg gjennom næringskjedene mellom de tre vannene, men høyere konsentrasjoner av metyl-Hg (MeHg) i lavere nivåer av næringskjeden (zooplankton og makro-invertebrater) i Gunneklevfjorden, kan det ikke utelukkes at de forurensede sedimentene i Gunneklevfjorden fortsatt påvirker konsentrasjonene av Hg i fisk i fjorden ut over den generelle påvirkningen som også sees i vann uten lokal Hg-kilde. Grunnlaget for å vurdere utvikling i Hg-konsentrasjoner over tid basert på undersøkelsene i 2013, 2016 og 2018 for Gunneklevfjorden, og i 2016 og 2018 for de to andre lokalitetene er ikke tilstrekkelig til å se en trend.

Basert på resultatene fra denne undersøkelsen anbefaler vi at det fortsatt legges vekt på jevnlig prøvetaking av fisk fra de utvalgte vannforekomstene for å kunne si noe om endringer av Hg i fisk over tid og eventuelle effekter av tiltak i Gunneklevfjorden. Det kan potensielt være mange andre faktorer enn tiltak som påvirker Hg i fisk, for eksempel endringer i vannkjemi og klima. På grunn av dette varierer ofte konsentrasjoner av Hg i fisk mye fra år til år, noe som kan påvirke konklusjonene som trekkes etter kun få år med undersøkelser. Det bør i fremtiden, i tillegg til årlige undersøkelser av fisk, legges vekt på å teste «kildesporing» av Hg i fisk med målinger av stabile Hg-isotoper og

målinger av MeHg og stabile isotoper av nitrogen i makro-invertebrater (bunndyr). Dette vil kunne fortelle mer om transporten av Hg og MeHg fra sedimenter og nedbørfelt til næringskjeden, og gi et styrket grunnlag for å måle effektene av tiltak i Gunneklevfjorden på Hg i næringskjeden.

Summary

Title: Follow-up survey of mercury in fish from Gunneklevfjorden and nearby lakes of reference

Year: 2019

Author(s): Hans Fredrik Veiteberg Braaten and Cathrine Brecke Gundersen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7106-5

In Norway and Scandinavia, fish is the most important human exposure route for mercury (Hg). Hg can be of both natural and anthropogenic origin, where the anthropogenic sources can have both local and global effects. In this follow-up survey of work conducted in 2013 and 2016, we investigated Hg concentrations in different environmental matrices from Gunneklevfjorden, a brackish fjord with a local historical Hg source, and from Flåte and Svanstulvatnet, two nearby freshwater lakes without any local pollution sources where the main source of Hg to the catchments is long-range atmospherically transported Hg. The work is aiming to strengthen the data basis for documentation of effects from planned polluted sediment remediation measures in Gunneklevfjorden.

Samples from 2018 shows significantly higher concentrations of Hg in perch (*Perca fluviatilis*) from Gunneklevfjorden (0.48 ± 0.15 mg/kg) compared to populations from Flåte (0.25 ± 0.04 mg/kg) and Svanstulvatnet (0.32 ± 0.07 mg/kg). The results confirm patterns found in the survey from 2016, where the two lakes with long-range atmospherically transported Hg as the main pollution source demonstrated lower concentrations than what was observed in Gunneklevfjorden. Of perch collected in Gunneklevfjorden between 2013 and 2018, 34 out of 138 fish specimens have concentrations higher than the EU limit for protection of human health (0.5 mg/kg). For the reference lakes Flåte and Svanstulvatnet, zero and three fish demonstrate concentrations above the limit during the same period. The fish from Gunneklevfjorden belongs to significantly higher trophic levels than the fish from the two freshwater lakes and it is not surprising to find more fish with higher Hg levels in Gunneklevfjorden. Of the 319 fish collected from the three water bodies between 1991 and 2018, not one fish has Hg concentrations below the Water Framework Directive limit for protection of ecosystems (0.02 mg/kg).

In the aqueous phase, differences in Hg concentration are small between the three localities, while sediment concentrations are much higher in Gunneklevfjorden compared to Flåte and Svanstulvatnet (data from 2016). Considering that levels of biomagnification and bioaccumulation are similar in the three food webs, but that Methyl-Hg (MeHg) concentrations are significantly higher in the lower parts of the food web (zooplankton and macro invertebrates) in Gunneklevfjorden, it cannot be ruled out that a potential influence from high sediment concentrations in Gunneklevfjorden on Hg concentrations in fish adds to the influence from long-range transported Hg. The data from 2013, 2016 and 2018 from Gunneklevfjorden and from 2016 and 2018 from Svanstulvatnet and Flåte is not sufficient to determine a time trend for Hg concentrations in fish.

Based on the results from this survey we recommend continuous sampling of fish from the selected water bodies to be able to determine whether concentration of Hg in fish is changing over time and

potential effects from sediment remediation measures in Gunneklevfjorden. In addition to remediation measures, several factors can potentially affect Hg levels in fish, such as for example changing water chemistry and climate. Hence, fish Hg concentrations often vary substantially from year to year, something which can affect the conclusions drawn from only a few years of data. In the future, yearly sampling and monitoring of Hg in fish should be combined with tracing of Hg sources in fish using stable Hg isotopes measurements and determination of MeHg and stable nitrogen isotopes in macro-invertebrates. This will provide a more detailed understanding of the transport of Hg and MeHg from sediments and catchments to the food web, and then effectively determine effects on Hg in fish from sediment remediation measures in Gunneklevfjorden.

1 Introduksjon

1.1 Kvikksølv som miljøutfordring

Fisk i mange norske vann og vassdrag har forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) (Braaten m. fl., 2014a; Braaten m. fl., 2018; Fjeld, 2009; Fjeld, 2010), noe som også gjelder de andre skandinaviske landene (Braaten m. fl., 2019). En nylig publisert rapport viser at så mange som hver femte fisk (20 %) fra over hundre norske innsjøer i perioden fra 1983 til 2015 overskrider EUs grenseverdi for Hg (0,5 mg/kg, Braaten m. fl., 2017a). På bakgrunn av slike forhøyede verdier advarer Norske myndigheter mot inntak av fisk, både fra ferskvann og marine områder (Mattilsynet, 2013; Mattilsynet, 2015).

Hg har historisk sett, på grunn av sine unike egenskaper, blitt benyttet i en lang rekke industrielle prosesser (Streets m. fl., 2011). Det har medført utslipp av store mengder Hg til miljøet. Hg er et flyktig grunnstoff med lang levetid i atmosfæren (ca. 1 år), og vil derfor kunne transporteres med globale luftstrømmer over store avstander (Driscoll m. fl., 2013). Dermed utgjør Hg både et lokalt og et globalt miljøproblem.

Bevistgjøringen omkring helsefaren ved Hg ble tydeliggjort av Minamataulykken i Japan, som ble påvist i 1956 (Kurland m. fl., 1960). I Skandinavia startet overvåkingen av Hg i fisk i 1960-årene (Johnels m. fl., 1967), og siden den gang har de globale menneskeskapte utslippene av Hg økt betydelig (Streets m. fl., 2011). Konsentrasjonene i norske vann er fortsatt høye (Braaten m. fl., 2019), noe som skyldes en kombinasjon av *i*) at vi mottar langtransportert Hg fra industrielle prosesser andre steder i verden, og *ii*) at det gjennom årevis med utslipp har blitt dannet et lager av Hg i sedimenter og/eller jordsmonn som fortsetter å lekke ut i nærliggende vann. Områder som har blitt eksponert for en lokal utslippskilde har potensielt høye Hg nivåer i sedimenter/jordsmonn, og utlekking til nærliggende vann utgjør dermed en potensielt kritisk kilde.

1.2 Bioakkumulering av kvikksølv i næringskjeden

Hg kan foreligge ved ulike kjemiske former og med tilsvarende ulike egenskaper. Hg transporteres i luft i sin elementære form (Hg^0), og deponeres og lagres i nedbørsfelt hovedsakelig i uorganiske form (Hg^{+2+}), som er lite biotilgjengelig. I nedbørsfeltet kan imidlertid uorganisk Hg omdannes til den toksiske og svært biotilgjengelige formen metyl-Hg (MeHg) (Scheuhammer m. fl., 2007; Ullrich m. fl., 2001). Omdanningsprosessen fra uorganisk til organisk Hg drives av bakterier og foregår ved fravær av oksygen (Gilmour m. fl., 1992). MeHg akkumuleres i næringskjeden, og som et resultat av dette vil man selv i innsjøer med lave konsentrasjoner av Hg i vann kunne finne nivåer av MeHg som er millioner av ganger høyere i fisk og annen biota (Braaten m. fl., 2014a).

Fiskearter som abbor og gjedde representerer ofte toppen av næringskjeden i norske ferskvann, og det er der man vil finne de høyeste verdiene av MeHg (Braaten m. fl., 2019). Ulike faktorer knyttet til næringskjeden og vannkjemien vil påvirke hvor høye konsentrasjonene vil være. Næringskjedens lengde og artssammensetning av primærprodusenter vil, sammen med vekstraten til individet,

påvirke konsentrasjon av Hg i organismen (Kidd m. fl., 1995). For eksempel vil man forvente å finne høyere konsentrasjoner i en eldre, saktevoksende abbor fra et vann med lang næringskjede sammenliknet med en yngre og rasktvoksende abbor fra et annet vann med kort næringskjede. Slik informasjon kan man få ved å måle nivåer av stabile isotoper av nitrogen og karbon i en organisme (Vander Zanden og Rasmussen, 1999). Videre kan denne informasjonen brukes til å korrigere for ulikheter mellom innsjøer når nivåer av Hg i samme type fisk skal sammenliknes mellom ulike innsjøer (Post, 2002). Biotilgjengeligheten av Hg kan påvirkes av ulik vannkjemi i ulike vann. For eksempel kan høyere konsentrasjoner av grunnstoffet selen (Se) i vannet gi redusert biotilgjengelighet og økt utskillelse av kvikksølv for en organisme (Chen m. fl., 2001; Økelsrud m. fl., 2016; Yang m. fl., 2010).

1.3 Evaluering av miljøstatus for kvikksølv

For å kunne evaluere miljøstatus for kvikksølv er det nødvendig med overvåkning av miljøet samt å etablere en god forståelse for prosesser i nedbørfelt som styrer mobilitet og biotilgjengelighet av kvikksølv.

En ny studie fra Fennoskandia (Norge, Sverige, Finland og Murmansk i Russland) viser at det er signifikant høyere konsentrasjoner av Hg i innsjøer som har hatt en lokal industrikilde og langtransportert atmosfærisk avsetning sammenliknet med innsjøer som kun har hatt langtransportert atmosfærisk avsetning som hovedkilde (Braaten m. fl., 2019). Imidlertid viser begge grupper av innsjøer en tydelig reduksjon av konsentrasjoner mellom 1965 og 2015. For innsjøene der det har vært en lokal industrikilde skyldes nedgangen sannsynligvis nedleggelse av virksomheter eller vellykkede grep fra myndigheter og industri i form av omlegging av produksjon og reduserte utslipp. For innsjøene eksponert for langtransportert Hg kan nedgangen skyldes regionale utslippsreduksjoner i Europa (European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP), 2016). Det er imidlertid flere ubesvarte spørsmål knyttet til det å forstå nedgangen i konsentrasjoner, der forståelsen av de biogeokjemiske prosessene som styrer transport og biotilgjengelighet av Hg i nedbørfelt er særlig viktig. Det er også sannsynlig at klimaforandringer som endret temperatur og nedbør vil kunne påvirke ulike Hg-prosesser i miljøet (Shanley m. fl., 2012; Verta m. fl., 2010). For eksempel forventes det økt transport av organisk materiale (OM) fra skogbunn til overflatevann, noe som kan føre med seg økte mengder Hg. Før vi får en bedre forståelse av slike endrede prosesser vil det være utfordrende å forutse umiddelbare effekter av redusert atmosfærisk deposisjon av Hg.

For å kunne dokumentere effekter av tiltak er det nødvendig å måle nivåer av Hg i naturen (vann, fisk og sedimenter/jordsmonn). Dette er spesielt aktuelt nå i sammenheng med at Minamatakonvensjonen tredder i kraft i august 2017 (UN Environment, 2019). Konvensjonen er en global avtale der hovedmålet er å beskytte menneskers helse og miljøet fra antropogene utslipp av Hg, og vil de kommende årene føre til igangsettelse av en rekke utslippsreducerende tiltak samt tiltak for å redusere effekten av tidligere utslipp.

1.4 Gunneklevfjorden – status og tidligere undersøkelser

En undersøkelse av Hg i fisk tilsvarende den som rapporteres i dette arbeidet viste at det i 2016 var signifikant høyere nivåer av Hg i populasjoner av abbor (*Perca fluviatilis*) i Gunneklevfjorden ($0,56 \pm 0,32$ mg/kg) sammenlignet med Flåte ($0,18 \pm 0,06$ mg/kg) og Svanstulvatnet ($0,25 \pm 0,17$ mg/kg) (Braaten m. fl., 2017b). De forhøyede konsentrasjonene av Hg i abborpopulasjonen fra Gunneklevfjorden i 2016 sammenlignet med Flåte og Svanstulvatnet, gjenspeiler trolig høyere konsentrasjoner av Hg i overflatesedimentene (0-5 cm, 11,9 mg/kg) sammenlignet med Flåte og Svanstulvatnet (henholdsvis 0,13 mg/kg og 0,06 mg/kg). Dette er et nivå på Hg i sediment tilsvarende det som kan forventes i sør-norske innsjøer der langtransportert atmosfærisk Hg er hovedkilde til avsetning (Rognerud og Fjeld, 2001; Rognerud m. fl., 2000). Dette indikerer at Flåte og Svanstulvatnet egner seg godt som referanse vann i denne undersøkelsen.

De høye konsentrasjonene av Hg i sedimentet i Gunneklevfjorden dokumenteres også i en rekke tidligere publikasjoner, og kan knyttes til de historiske utslippene av Hg til fjorden. Gunneklevfjorden har vært primær resipienten for utslipp fra Norsk Hydros klorfabrikk på Herøya siden etablering i 1947 og fram til nedleggelse i 1987. Det meste av utslippene skjedde før 1974. Det er tidligere anslått at det er lagret ca. 20-30 tonn Hg i sedimentet i Gunneklevfjorden. Det er beregnet at utlekking av Hg fra sedimentene til vannmassene i Gunneklevfjorden summerer til 14 g/år (Olsen m. fl., 2015).

I forbindelse med utvikling av tiltaksplan for forurenset sediment i fjorden ble det gjennomført en betydelig innsamling av fisk i 2013, med hovedvekt på abbor (Olsen m. fl., 2015). Olsen m. fl. (2015) estimerte at for abbor mellom 22 og 29 cm var det en betydelig nedgang i konsentrasjonene av Hg mellom 1989 (0,55 – 1,34 mg/kg) og 2013 (0,16 – 0,68 mg/kg). I en nyere publikasjon ble det også vist at makro-invertebrater var en viktigere kilde til næring for abborpopulasjonene i Gunneklevfjorden enn zooplankton, men at opptaket av MeHg fra sediment til lavere trofiske nivåer var begrenset (Olsen m. fl., 2019).

1.5 Hovedformål og målsetninger

I denne undersøkelsen ønsker vi å følge opp arbeidet fra 2016, ved å dokumentere nivåer av Hg i næringskjeden (fisk og makro-invertebrater) i de tre vannforekomstene Gunneklevfjorden, Flåte og Svanstulvatnet for å vurdere den relative påvirkning fra henholdsvis en lokal kilde til Hg (Gunneklevfjorden) og kun langtransportert atmosfærisk Hg som kilde (Flåte og Svanstulvatnet).

Formålet med undersøkelsen er å fremskaffe et mer solid grunnlagsmateriale på Hg i fisk (og andre deler av næringskjeden) slik at eventuelle endringer som følge av tiltak mot forurenset sjøbunn i Gunneklevfjorden kan dokumenteres. Målingene som skal gjennomføres i 2018 vil sammenlignes med historiske målinger der dette er tilgjengelig.

Prosjektets hovedmålsettinger inkluderer:

- Kartlegge konsentrasjoner av Hg i fisk (abbor) og MeHg i andre deler av næringskjeden;

- Vurdere konsentrasjoner av Hg i fisk fra Gunneklevfjorden fra 2018 mot nivåer i de to referanseinnsjøene;
- Vurdere konsentrasjoner av Hg i fisk fra de tre vannlokalitetene i 2018 mot tilgjengelig historisk datamateriale: Gunneklevfjorden (2013 og 2016), Flåte (2001, 2008 og 2016) og Svanstulvatnet (1991, 2008 og 2016);
- Måle nivåer av Hg og MeHg i overflatevann for å bestemme bioakkumuleringsfaktorer (BAF), definert som forholdet mellom konsentrasjonen av Hg i en organisme (e.g. zooplankton, bunndyr, fisk) og konsentrasjonen av Hg i det omkringliggende miljøet (vann).
- Sammenligne bioakkumulering av Hg i de tre vannforekomstene ved å beregne trofiske magnifiseringsfaktorer (TMF) for fisk.

2 Materialer og metoder

2.1 Prøvelokaliteter

I undersøkelsen ble det samlet inn prøver fra Gunneklevfjorden og to innsjøer, Flåte og Svanstulvatnet (**Tabell 1, Figur 1**). De samme tre lokalitetene inngikk i tilsvarende undersøkelse gjennomført i 2016 (Braaten m. fl., 2017b), og de to referanseinnsjøene ble i utgangspunktet valgt på bakgrunn av følgende kriterier, der innsjøene skulle være:

- Ferskvannsforekomster lokalisert i nedbørfelt < 50 km unna Gunneklevfjorden;
- Lokaliteter der tidligere data eksisterer på målinger av Hg i fisk (abbor);
- Forekomster som ikke har kjente lokale tilførsler av Hg (altså er hovedkilden av Hg til innsjøene antatt å være lang-transportert atmosfærisk Hg); og
- Lokaliteter med ulikt næringsstoffforhold og konsentrasjoner av organisk karbon.

Tabell 1 En oversikt over utvalgte karakteristika for de tre studerte vannforekomstene, inkludert Norges Vassdrags- og Energidirektorats vannforekomst-ID (NVE ID), koordinater (UTM 33N), innsjø- og nedbørfeltareal, høyde over havet, samt volum, middeldyp, avrenning og oppholdstid der disse dataene var tilgjengelig.

Spesifikasjon	Enhet	Vannforekomst		
		Gunneklevfjorden	Svanstulvatnet	Flåte
NVE ID	-	n.a.	6467	110
Kommune	-	Porsgrunn	Skien	Skien/Bamble
Fylke	-	Telemark	Telemark	Telemark
UTM 33N	øst; nord	193300; 6566110	183770; 6597048	182696; 6560103
Innsjøreal	km ²	0,76	0,53	3,93
Nedbørfeltareal	km ²	-	10,33	97,11
Høyde over havet	m	0	571	53
Innsjøvolum	10 ⁶ m ³	3,5	2,2	-
Middeldyp	m	4,6	5,1	-
Avrenning	10 ⁶ m ³	-	6,75	-



Figur 1 Den geografiske lokaliteten til de tre undersøkte vannforekomstene, Gunneklevfjorden, Flåte og Svanstulvatnet.

2.2 Prøveinnsamling

Feltarbeid ble gjennomført høsten 2018, etterfulgt av prøveopparbeiding og kjemisk analyse. Prøver fra Svanstulvatnet, Flåte og Gunneklevfjorden ble samlet inn henholdsvis 10. september, 11. september og 2. oktober. Fisk ble samlet inn med fokus på abbor (*Perca fluviatilis*), fordi den er av fiskeslagene som ofte overskrider norske advarsler for ferskvannsfisk (Braaten m. fl., 2017a; Braaten m. fl., 2019; Mattilsynet, 2013). I tillegg er abbor svært vanlig i Sørøst-Norge, og kan således fanges i mengder som gjør statistiske analyser mellom innsjøer robuste.

Som for arbeidet i 2016 ble innsamling av fisk gjennomført med garnfangst. Vi benyttet garn med ulik størrelse for å fange et så bredt størrelsesutvalg av fisk som mulig. All fisk ble fryst ned etter innsamling og holdt nedfrost (-18 °C) frem til prøveopparbeiding og kjemisk analyse. Registrering av spesifikke fiskedata (lengde, vekt og kjønn) og prøvetaking av muskel, otolitter og operculum ble gjennomført i henhold til EMERGE-manualen (*European Mountain Lake Ecosystems: Regionalisation, Diagnostic and Socio-economic Evaluation*) (Rosseland m. fl., 2001).

Innsamling av overflatevann for bestemmelse av generell vannkjemi, i tillegg til bestemmelse av Hg, ble gjennomført i parallell med innsamling av fisk. Vannprøver for bestemmelse av total Hg (THg) og MeHg ble tatt med 250 mL fluorpolymer-flasker, og vi fulgte prosedyrer for å unngå prøvekontaminering (USEPA, 1996). Alle flasker til dette formålet var tidligere ubrukt. For å unngå feil i forbindelse med tap av Hg under konservering, ble vann for bestemmelse av henholdsvis THg og MeHg prøvetatt i individuelle flasker (Braaten m. fl., 2014c; Creswell m. fl., 2016). Flaskene ble holdt avkjølt og i doble plastposer frem til analyse. Konservering fulgte prosedyrer fra *United States Environment Protection Agency* (USEPA) for både THg (USEPA, 2002) og MeHg (USEPA, 1998). Prøver innsamlet til bestemmelse av generell vannkjemi ble tatt i egne flasker (500 mL). Alle prøver ble tatt i sentrale områder av vannforekomsten og ved en dybde på ca. 0,5 m.

For undersøkelsen i 2016 ble feltarbeidet gjennomført sent i oktober og innsamlingen av prøver fra nedre deler av næringskjeden ble begrenset til zooplankton (Braaten m. fl., 2017b). I 2018 valgte vi derfor å fokusere mer av innsatsen til denne delen av undersøkelsen, og med feltarbeid gjennomført tidligere på året ble det samlet inn totalt 10 prøver fra Flåte, 9 prøver fra Gunneklevfjorden og 3 prøver fra Svanstulvatnet av zooplankton og bunndyr (makro-invertebrater). For zooplankton ble prøvene samlet med en 250 µm planktonhåv som ble ført horisontalt gjennom de øvre lag av vannmassene (ca. 0-2 m). Bunndyr ble samlet inn fra littoralsonen i innsjøene ved å benytte en sparkehåv med 250 µm duk og åpning med areal på ca. 0,25 m x 0,25 m. Håven ble plassert nær bunnen og etter å ha sparket i bunnsstratet ble hoven ført gjennom vannet for å fange opp dyr. Dette ble gjort på flere typer bunnsstrat, som for eksempel mudder, sand og stein og grus hvis mulig. Prosedyren ble gjentatt flere ganger. Materialet fra hoven ble deretter overført til hvite bakker med litt vann hvor synlige dyr fra prøvene ble plukket ut med pinsett eller plastpipette. Dyrene ble så overført til mindre prøvebeholdere og fryst ned samme dag.

Kjemisk analyse av zooplankton ble gjennomført på blandprøver for hver vannforekomst individuelt. Prøvene av bunndyr ble gruppert etter lavest mulige taksonomisk nivå diktert av minstekravet til tilgjengelig biomasse for kjemisk analyse, og analysert per gruppe fra hver enkelt vannforekomst.

2.3 Bestemmelse av kjemiske parametere

2.3.1 Opparbeiding og analyse av biologiske prøver

Prøver per våtvekt av fiskemuskel fra individuell fisk ble analysert for Hg ved termisk nedbrytning og direkte atomabsorpsjons-spektrofotometri (Lumex Mercury Analyser RA915). Kvalitetskontrollprøver i analyseprosessen inkluderte blankprøver, referansemateriale (DORM-3, fiskeprotein) og prøveduplikater. Relativt standardavvik (RSD) av prøveduplikatene var alltid < 10%, og gjenfunnet mengde av referansematerialet var alltid 90-110 %.

MeHg ble bestemt i zooplankton og makro-invertebrater ved syreekstraksjon slik som beskrevet i (Braaten m. fl., 2014d). Metoden inkluderer at tørket materiale blir løst i salpetersyre (HNO₃, 30 %, 1-10 mL avhengig av tilgjengelig prøvemengde) under oppvarming (ca. 16 timer, 65 °C). Etter avkjøling ble prøven fortynnet med like mengder deionisert vann (1-10 mL), før kjemisk analyse ble gjennomført slik som beskrevet for vannprøver i avsnitt 2.3.2.

2.3.2 Analyse av vannprøver

Kjemisk analyse for bestemmelse av MeHg i vann fulgte USEPA metode 1630 (USEPA, 1998), som er basert på destillering etterfulgt av etylering og *purge and trap*, og kvantifisering ved kalddamps atomfluorescens spektrometri (CVAFS). Tilsvarende fulgte metoden for THg i vann USEPA metode 1631 (USEPA, 2002), som baseres på oksidering av prøven, *purge and trap*, og CVAFS. Metodenes deteksjonsnivå var henholdsvis 0,02 ng/L og 0,1 ng/L for MeHg og THg. For begge analyser ble det benyttet automatiserte systemer for analysene (Brooks Rand Instruments MERX automatiserte systemer med Model III AFS Detektor). For hver batch for bestemmelse av THg og MeHg i vann inkluderte kvalitetskontrollen blankprøver, blank spikede prøver (prøver tilsatt Hg), prøveduplikater og matriks spikede prøver (prøver tilsatt Hg). RSD av prøveduplikatene var alltid < 10 % og < 20 % for henholdsvis THg og MeHg. Gjenfunnet mengde i blank- og matriks spikede prøver var 80-120 % for MeHg, og 90-110 % for THg.

Prøver for bestemmelse av generell vannkjemi ble analysert i henhold til Norsk Standard (NS) og Europeisk Standard (EN-ISO). pH ble bestemt ved potensiometri (NS4720); alkalinitet ved titrering (NS-EN-ISO9963); totalt nitrogen (NS4743), totalt fosfor (NS-EN1189) og nitrat (NS4745) ved spektrofotometri; og sulfat ved væskechromatografi (NS-EN-ISO10304-1). Totalt organisk karbon (TOC) ble bestemt ved infrarød spektrofotometri (NS-EN14894).

Alle analyser ble gjennomført ved NIVA.

2.3.3 Bestemmelse av stabile isotoper

Stabile isotoper av C ($\delta^{13}\text{C}$) og N ($\delta^{15}\text{N}$) ble bestemt ved Institutt for Energiteknikk (IFE) på Kjeller. Tørkede og homogeniserte prøver ble behandlet slik som beskrevet i Braaten m. fl. (2014a) og analysert ved bruk av *Horizon Isotope Ratio Mass Spectrometry* (Nu-Instruments). På grunn av for liten prøvemengde av zooplankton og makro-invertebrater ble stabile isotoper kun bestemt i prøver av fisk.

2.4 Databehandling, beregninger og statistiske analyser

All statistikk og databehandling ble gjennomført med JMP 13.0.0 (SAS). Alle figurer ble fremstilt i R: *A language and environment for statistical computing* (www.R-project.org/), med følgende pakker: *ggplot2*, *magrittr*, *plyr* og *scales*.

2.4.1 Justering og modellering av konsentrasjoner av Hg i fisk

Når konsentrasjoner av Hg i fisk fra ulike innsjøer og år skal sammenlignes, er det nødvendig med en størrelse- og/eller aldersjustering av konsentrasjonene. Dette skyldes den sterke korrelasjonen som ofte observeres mellom Hg-konsentrasjoner i fisk og fiskens størrelse (lengde og vekt, Braaten m. fl., 2014a). Fettløselige miljøgifter, slik som Hg, vil øke i konsentrasjon med alder og størrelse på fisken. Vi har beregnet lengdejusterte Hg-konsentrasjoner for sammenligning av observasjonene fra de ulike vannforekomstene i 2018, mens vi benyttet såkalte *general linear models* (GLM) for å forklare og beskrive variasjonen av Hg i fiskepopulasjonene over tid.

De observerte konsentrasjonene fra 2018 ble justert til gjennomsnittslengden, 18,5 cm, for materialet fra 2018. GLM ble benyttet for de historiske dataene for å kunne si noe om forskjellene i fiskens Hg-konsentrasjon i de tre undersøkte lokalitetene over tid. Potensielle forklaringsvariabler i modellen inkluderte innsjø og fangstår, og fiskekarakteristikker der data var tilgjengelig for alle fangstår: lengde, vekt, kjønn og kondisjonsfaktor. For å vurdere eventuelle forskjeller i forholdet mellom fiskestørrelse og konsentrasjoner av Hg, inkluderte vi også interaksjoner mellom disse variablene, eksempelvis innsjø x lengde og innsjø x vekt. På denne måten tas det høyde for at fisken i de ulike vannene akkumulerer ulik mengde Hg per år.

Forklaringsvariablene ble utvalgt, evaluert og eventuelt inkludert i den endelige modellen basert på signifikans og *Akaike's Information Criterion* (AIC). For å unngå at ikke-normaliserte data skulle influere den statistiske analysen ble data som ikke var normalfordelt transformert til logaritmisk skala (Hg-konsentrasjoner, fiskelengde og fiskevekt). Den endelige modellen inneholdt følgende signifikante ($p < 0,05$) forklaringsvariabler: *fiskelengde* ($p < 0,0001$) og *-vekt* ($p = 0,007$), *innsjø* ($p = 0,007$), *innsjø x fiskelengde* ($p = 0,02$), *fangstår* ($p < 0,0001$), *innsjø x fangstår* ($p < 0,0001$), *fangstår x fiskelengde* ($p = 0,007$), *fangstår x fiskevekt* ($p = 0,03$), *innsjø x fiskevekt* ($p = 0,03$).

Modellspekifikasjoner inkluderer: $r^2 = 0,63$, RMSE (*Root Mean Square Error*) = 0,37, og AIC (*Akaike Information Criterion*) = 296. Dette innebærer at den endelige modellen forklarer 63 % av variasjonen som ligger i datasettet.

En enklere modell som baseres på fiskevekt, fiskelengde, innsjø og fangstår forklarer kun 51 % av variasjonen (med betydelig høyere AIC, 364) i Hg-konsentrasjonene. En slik modell tar imidlertid ikke høyde for at fiskelengde og -vekt varierer mellom de ulike innsjøene og at fangstår påvirker konsentrasjonene (merk at fangstår kan være en tilfeldig årsak til at ulik størrelse på fisk fanges).

2.4.2 Kondisjonsfaktor

Fiskens kondisjonsfaktor K , et uttrykk for den relative sammenhengen mellom fiskens vekt (W) og lengde (L), ble beregnet gjennom Fulton's formel:

$$K = 100*(W/L^3) \quad (1)$$

Kondisjonsfaktoren K benyttes ofte som en indikator på fiskens fysiologiske helse. En høy K-verdi indikerer en «lubben» fisk, en indikasjon på at fisken har tilstrekkelige energireserver og at fiskens naturlige habitat favoriserer god vekst og gode betingelser for reproduksjon (Blackwell m. fl., 2000).

2.4.3 Vurdering av bioakkumulering av Hg

For at en sammenligning av fiskens trofiske posisjon skal være mulig mellom ulike vannforekomster, må fiskens $\delta^{15}\text{N}$ verdi korrigeres for vannforekomstens baselinje verdi. En slik baselinjekorreksjon gjøres normalt med en primærkonsument som for eksempel snegle eller musling (Vander Zanden og Rasmussen, 1999). I denne undersøkelsen var det ikke nok materiale tilgjengelig til å bestemme $\delta^{15}\text{N}$ i en primærkonsument fra verken Flåte, Gunneklevfjorden eller Svanstulvatnet.

For å beregne trofisk magnifiseringsfaktor (TMF; et uttrykk for biomagnifisering av Hg i næringskjeden) for fisk i de tre lokalitetene ble derfor baselinjekorreksjon gjennomført ved å justere fisken til omtrent trofisk nivå 3 (mindre plantespisende abbor). Dette ble gjort ved å benytte hver innsjø's laveste $\delta^{15}\text{N}$ -verdi, henholdsvis 3,6 ‰ (13,9 cm lang fisk), 7,1 ‰ (18,5 cm lang fisk) og 5,3 ‰ (18,0 cm lang fisk) for Flåte, Gunneklevfjorden og Svanstulvatnet (**Tabell 3**). Alle individuelle fiskeverdier ble korrigert ved å trekke fra den innsjø-spesifikke baselinje verdien.

Vi vurderte biomagnifisering av Hg i de tre vannlokalitetene for 2018 ved å beregne TMF gjennom følgende likning:

$$\text{TMF} = 10^b \quad (2)$$

Der b er stigningstallet til den log-lineære regresjonslinjen mellom konsentrasjonen av Hg i fisk (log-justert) og fiskens trofiske posisjon (Borgå m. fl., 2012). Vi benyttet korrigerte $\delta^{15}\text{N}$ -verdier som et mål på fiskens trofiske posisjon.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Vannkjemi

Et sammendrag av de vannkemiske parameterne målt i Gunneklevfjorden og i de to referansevannene er presentert i **Tabell 2**. Vannkjemien for alle tre lokaliteter er stort sett i overensstemmelse med verdiene presentert for 2016 (Braaten m. fl., 2017b), og dermed også i overensstemmelse med historiske nivåer (beskrevet i detalj i Braaten m. fl., 2017b). For å summere hovedfunnene er Svanstulvatnet og Flåte typiske dystrofiske innsjøer med lav pH (< 7) og relativt høyt innhold av OM, målt som totalt organisk karbon (TOC \geq 3,8 mg/L). Gunneklevfjorden viser tydelig marin påvirkning ved forhøyede nivåer av klorid (1240 mg/L) og sulfat (187 mg/L), samt lavere konsentrasjoner av OM (TOC = 2,2 mg/L). Konsentrasjonen av TOC korrelerer generelt godt med konsentrasjon av Hg i vann ettersom OM er en kjent transportør av Hg (Braaten m. fl., 2014b; Braaten m. fl., 2018). Det er også tilfelle for disse lokasjonene der den relativt høye konsentrasjonen av TOC i Svanstulvatnet (11,0 mg/L) akkompagneres med den høyeste konsentrasjon av THg (3,1 ng/L), mens Flåte har lavere nivåer av både TOC (3,8 mg/L) og THg (0,9 ng/L).

Tabell 2 Konsentrasjon av de ulike vannkemiske parameterne som ble bestemt i de tre vannforekomstene.

Parameter	Enhet	Vannforekomst		
		Gunneklevfjorden	Svanstulvatnet	Flåte
Klorid, Cl	mg/L	1240	0,89	4,04
Sulfat, SO ₄	mg/L	187	0,78	2,22
Nitrat, NO ₃	µg N/L	260	29	200
pH	-	7,3	6,0	6,9
Totalt organisk karbon, TOC	mg/L	2,2	11,0	3,8
Totalt nitrogen, Tot-N	µg/L	280	240	300
Totalt fosfor, Tot-P	µg/L	5	8	2
Totalt kvikksølv, THg	ng/L	3,0	3,1	0,9
Metylkvikksølv, MeHg	ng/L	0,09	0,10	0,04

Sammenliknet med verdier fra 2016 er nivåene av THg og MeHg i vann lavere i 2018 for alle tre lokasjoner, bortsett fra MeHg i Flåte (2016: 0,02 ng/L) (Braaten m. fl., 2017b). Imidlertid er forskjellene så små at nedgangen må antas å skyldes naturlige variasjoner. Ellers kan det nevnes at konsentrasjon av total fosfor (Tot-P) i Svanstulvatnet i 2018 er tilbake på historiske nivå på 8 µg/L (Braaten m. fl., 2014b), mens det i 2016 ble målt til noe lavere (2016: 2 µg/L).

3.2 Fisk

3.2.1 Observerte og justerte kvikksølvkonsentrasjoner fra 2018

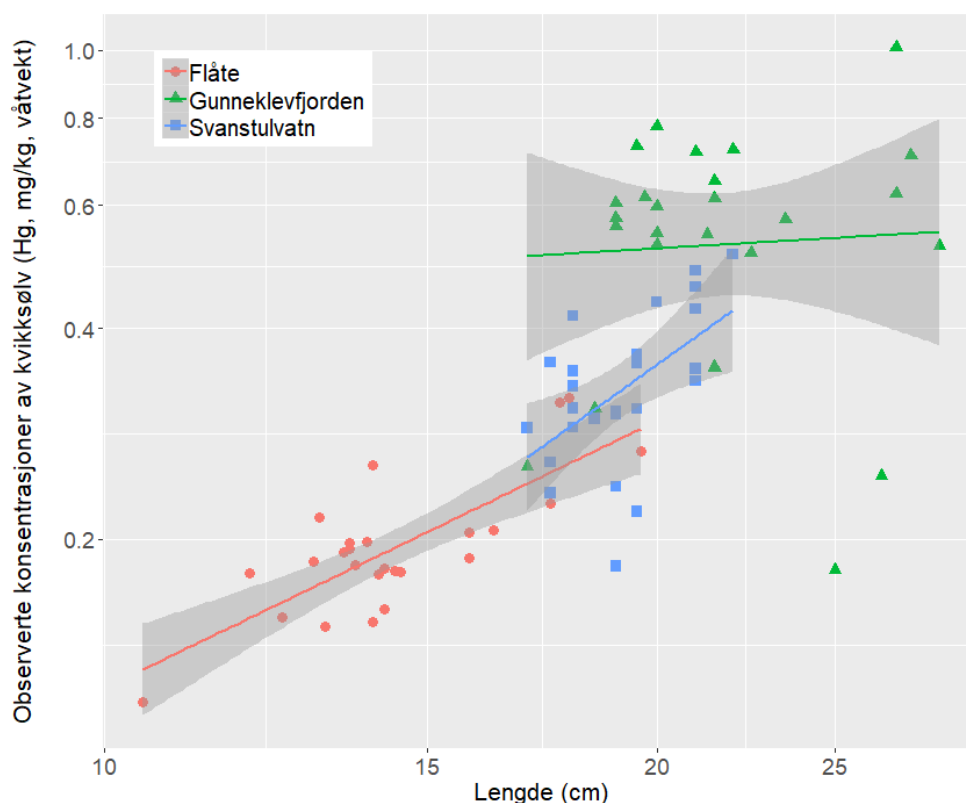
Totalt ble det samlet inn 75 fisk i 2018 fordelt likt på de tre ulike lokasjonene. I **Tabell 3** er et sammendrag av fiskens lengde og vekt, konsentrasjoner av stabile C og N isotoper samt konsentrasjon av Hg presentert. All fisk som ble fanget ble benyttet til kjemisk analyse, og generelt sett var fisken som ble samlet inn i 2018 både lengre og tyngre enn fisken i 2016 (Braaten m. fl., 2017b). For 2018 var fisken fra Gunneklevfjorden signifikant større enn fisk fra de to referansevannene ($p < 0,05$), både med hensyn til lengde og vekt. Fisken fra Svanstulvatnet var signifikant lenger enn fisken fra Flåte, mens fiskens vekt ikke var signifikant ulik mellom de to referansevannene.

Tabell 3 Lengde, vekt, stabile isotoper (N og C) og observerte Hg-konsentrasjoner for fisken samlet inn fra de tre lokalitetene i 2018. Bokstaver indikerer signifikante statistiske forskjeller (ANOVA og t-test): Verdier som er indikert med ulike bokstaver er signifikant ($p < 0,05$) forskjellige, og A representerer en høyere verdi enn B, som igjen er høyere enn C.

Spesifikasjon		Vannforekomst		
		Gunneklevfjorden	Svanstulvatnet	Flåte
Lengde (cm)	Snitt	22 ^A	19 ^B	15 ^C
	STD	3	1	2
	Min.	17	17	10,5
	Max.	29	22	20
Vekt (g)	Snitt	145 ^A	69	34
	STD	90	13	16
	Min.	51	51	10
	Max.	422	102	80
Stabile C-isotoper (‰)	Snitt	-20,8 ^A	-27,9	-27,3
	STD	1,8	0,58	0,61
	Min.	-23,1	-29,4	-28,2
	Max.	-16,3	-27,0	-25,4
Stabile N-isotoper (‰)	Snitt	9,4 ^A	6,3 ^B	4,0 ^C
	STD	0,97	0,5	0,5
	Min.	7,1	5,3	3,6
	Max.	11,2	7,1	5,3
Hg (mg/kg, våtvekt)	Snitt	0,56	0,34	0,20
	STD	0,18	0,08	0,05
	Min.	0,18	0,18	0,12
	Max.	1,01	0,51	0,32
Antall fisk	n	25	25	25

En sammenligning av de observerte Hg-konsentrasjonene med miljøstandardmål, som for eksempel EUs omsetningsgrense for fisk (0,5 mg/kg, (EU, 2015)), viser at kun 1 av 25 fisk fra Svanstulvatnet overskrider denne grensen og ingen fra Flåte. For Gunneklevfjorden har hele 20 av 25 fisk konsentrasjoner som er høyere enn 0,5 mg/kg. Målinger av stabile isotoper av N viser imidlertid at fisken som er fanget fra Gunneklevfjorden tilhører et signifikant høyere trofisk nivå enn fisken fra de to andre innsjøene (**Tabell 2**), og det er således ikke overraskende at Hg-nivåene er høyere. Dette mønsteret begrunnes også ved både lengre og tyngre fisk fanget fra Gunneklevfjorden. Det kan også nevnes at av målingene som inngår i denne undersøkelsen er det ingen fisk som ikke overskrider Vanndirektivets grenseverdi for beskyttelse av økosystemer mot bioakkumulering av Hg; 0,02 mg/kg (WFD, 2000), tilsvarende det som ble dokumentert i fisk fra 2016 (Braaten m. fl., 2017b).

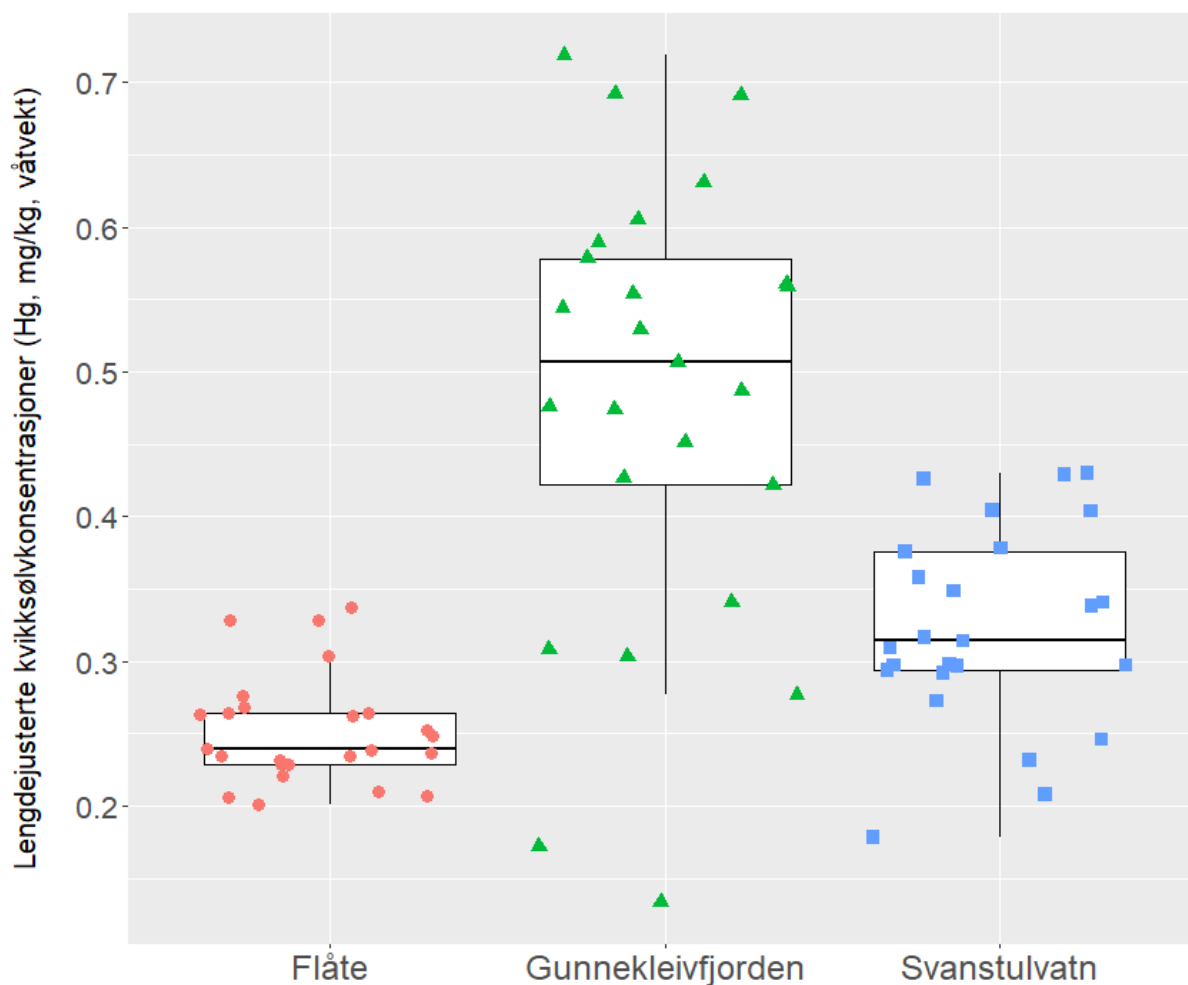
Sammenheng mellom fiskens størrelse og observerte konsentrasjoner av Hg kan statistisk bekreftes for fisk fra Flåte, både med hensyn til fiskens lengde ($r^2 = 0,61$, $p < 0,05$, **Figur 2**) og vekt ($r^2 = 0,65$, $p < 0,05$, data ikke vist), mens dette ikke er tilfelle for de to andre lokasjonene. Årsaken til dette antas å være at det i 2018 var mindre variasjon i størrelse fisk som ble samlet, og spesielt for lokasjonene Gunneklevfjorden og Svanstulvatnet. I 2016 var sammenhengen signifikant for begge referansevann med hensyn til både vekt og lengde, men ikke for Gunneklevfjorden. Samtidig var det i 2016 (6,4-24,1cm; 2,1-163,1 g) en mindre variasjon i størrelse fisk som var samlet sammenliknet med 2018 (10,5-28,5 cm; 9,7-422 g) (Braaten m. fl., 2017b).



Figur 2 Sammenheng mellom observerte Hg-konsentrasjoner (mg/kg) og lengde (cm) for de ulike fiskepopulasjonene fra Gunneklevfjorden (grønne trekant), Flåte (rød sirkel) og Svanstulvatnet (blå firkant) for 2018. Lineære regresjonsmodeller for logaritmisk transformerte akser er vist som heltrukne linjer med 95 %

konfidensintervall som skravert område (Gunneklevfjorden: $y = -0,45 + 0,155x$, $r^2 < 0,01$, Flåte: $y = -2,18 + 1,27x$, $r^2 = 0,61$, Svanstulvatnet: $y = -2,89 + 1,88x$, $r^2 = 0,28$).

Ved å lengdejustere konsentrasjonene av Hg til utvalgets gjennomsnittslengde for 2018 (18,5 cm), er konsentrasjonene i Gunneklevfjorden signifikant høyere enn i de to andre populasjonene ($p < 0,001$, **Figur 3**). For 2018 er gjennomsnittskonsentrasjonene (\pm ett standardavvik) i fisken fra Flåte, Svanstulvatnet og Gunneklevfjorden henholdsvis $0,25 \pm 0,04$ mg/kg, $0,32 \pm 0,07$ mg/kg og $0,48 \pm 0,15$ mg/kg.



Figur 3 Box-plot som viser lengdejusterte Hg-konsentrasjoner (mg/kg) i fisk fra Flåte (røde sirkler), Gunneklevfjorden (grønne trekkanter) og Svanstulvatnet (blå firkanter) for 2018.

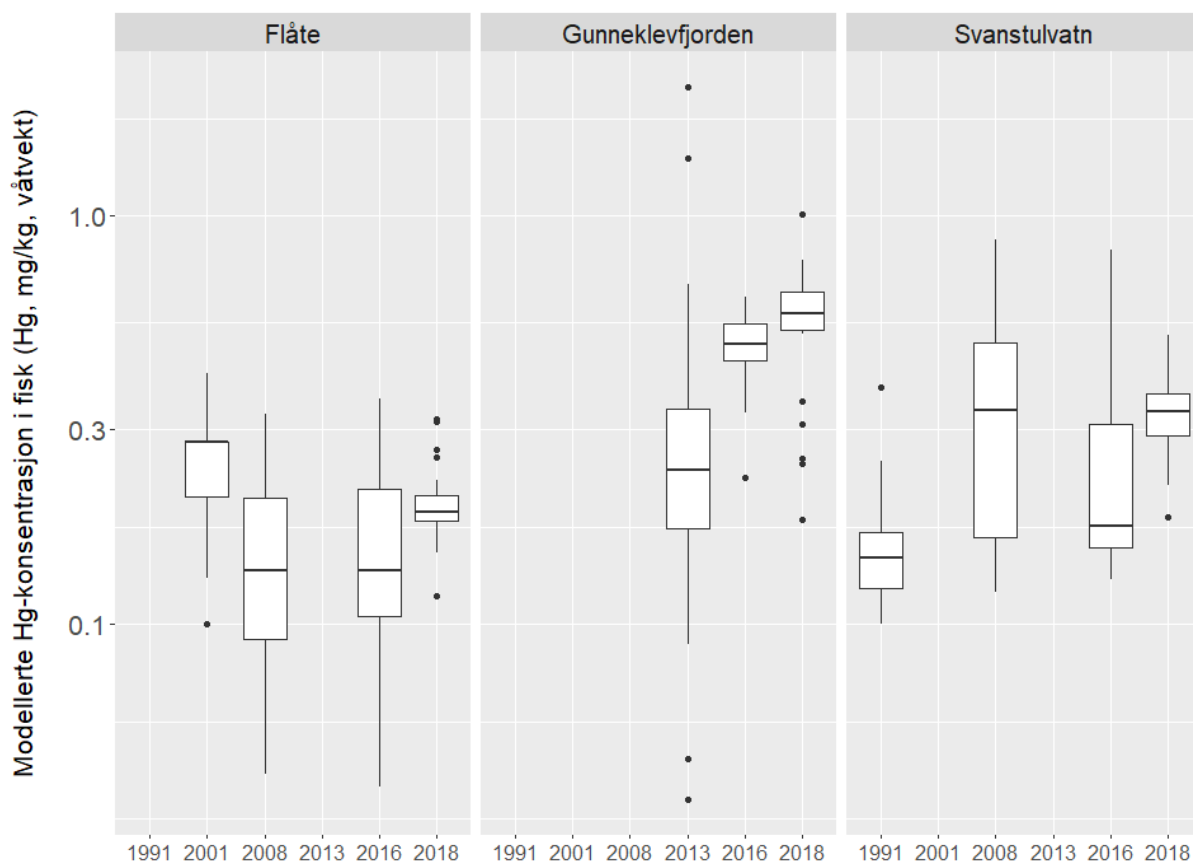
3.2.2 Historiske målinger av Hg i fisk

Fisk fra alle de tre vannene har tidligere blitt undersøkt for forekomst av Hg og andre miljøgifter.

Figur 4 viser sammendrag av tilgjengelig data for Hg målt i abbor for perioden 1991 til 2018.

(Dataene er justert for forskjeller i lengde og vekt mellom de ulike lokalitetene og fangstårene slik

som beskrevet i kapittel 2.4.1). Ettersom dataene er samlet inn fra ulike individuelle studier er det variasjon mellom innsjøene når det kommer til årstall for analyse, og også antall fisk som har blitt samlet inn. For eksempel finnes det tidlige verdier fra 1991 og 2001 fra henholdsvis Svanstulvatnet og Flåte, mens de tidligste tilgjengelige verdiene fra Gunneklevfjorden er fra 2013 (data fra 1989 inneholder ikke nok spesifikasjoner for å kunne bedømme ulikheter mellom fangstår). Dette fører til begrensninger ved direkte sammenlikning mellom de tre vannene. For detaljert beskrivelse av slike variasjoner henviser vi til undersøkelsen fra 2016 (Braaten m. fl., 2017b).



Figur 4 Modellerte konsentrasjoner av kvikksølv i fisk (Hg, mg/kg, våtvekt) basert på historisk målte konsentrasjoner fra Flåte (2001: n=30, 2008: n=24, 2016: n=11, 2018: n=25), Gunneklevfjorden (2013: n=101, 2016: n=12, 2018: n=25) og Svanstulvatnet (1991: n=26, 2008: n=20, 2016: n=20, 2018: n=25). Den horisontale linjen i hver boks representerer medianen, de horisontale endene av boksen illustrerer 25 og 75 % prosentilene, og de vertikale linjene maksimum og minimums observasjoner. Observasjoner som skiller seg signifikant fra resten for det aktuelle år kan ses som svarte punkter.

Når observasjonene fra 2018 settes i sammenheng med de historiske dataene tydeliggjøres trendene som ble beskrevet i 2017-rapporten for alle tre vannlokalitetene. For Gunneklevfjorden betyr dette at konsentrasjonene i både 2016 ($p < 0,05$) og 2018 ($p < 0,05$) er signifikant høyere enn i 2013, men det er ikke signifikant forskjell fra 2016 ($0,47 \pm 0,07$ mg/kg) til 2018 ($0,56 \pm 0,20$ mg/kg) ved 95 % konfidensnivå ($p = 0,08$). I Flåte og Svanstulvatnet bekrefter 2018-målingene, på henholdsvis $0,20 \pm 0,05$ mg/kg og $0,34 \pm 0,08$ mg/kg, at konsentrasjonene av Hg holder seg stabile ved at det ikke er

noen signifikant endring fra 2016 ($p > 0,05$). Altså er Hg-nivåene i fisk i de to referansevannene fortsatt stabile, slik de har vært de siste 10 årene. Dette er i overensstemmelse med en nylig publisert større studie for perioden 1965 til 2015 som viser at det ikke er noen signifikant endring av nivåer i Hg i fisk fra undersøkte innsjøer i Skandinavia etter 1995 (Braaten m. fl., 2019). Det er imidlertid slik at konsentrasjoner av Hg i en enkelt vannforekomst kan endres mye fra år til år (Braaten m. fl., 2014a) og det er derfor knyttet en del usikkerhet til hvor stabile verdiene i Gunneklevfjorden er over tid, selv om tidlige studier har vist vesentlig høyere verdier av Hg i abbor enn målt i 2013, 2016 og 2018 (Berge og Knutzen, 1989).

3.2.3 Trofisk biomagnifisering av Hg

Beregning av TMF kan fortelle om Hg akkumulerer signifikant i næringskjeden. TMF viser stor variasjon mellom de ulike årene og vannforekomstene i undersøkelsen (**Tabell 4**). TMF ble beregnet basert på forholdet mellom modellerte Hg-konsentrasjoner og års-spesifikk justering av $\delta^{15}\text{N}$. Sammenhengen mellom Hg-konsentrasjoner (log-justert) og $\delta^{15}\text{N}$ var imidlertid kun signifikant for Flåte og Svanstulvatnet i 2016, og for Gunneklevfjorden i 2018. For de tre vannforekomstene ble TMF beregnet til 11,0 og 5,2 for Flåte og Svanstulvatnet i 2016, og til 1,3 for Gunneklevfjorden i 2018. Ettersom TMF-verdier $> 1,0$ indikerer biomagnifisering i næringskjeden (Borgå m. fl., 2012), viser resultatene at Hg magnifiseres signifikant i alle disse fiskepopulasjonene.

TMF-verdiene er sammenlignbare med det som er funnet tidligere for boreale vannforekomster (Braaten m. fl., 2014a; Kidd m. fl., 2012) og forskjellene mellom vannforekomstene kan indikere viktige økosystemforskjeller. Imidlertid er kunnskapen om slike forskjeller og hvordan disse påvirker biomagnifisering av Hg svært begrenset. Viktige begrensninger for vår studie var at TMF-beregningene var basert på THg i fisk og ikke MeHg, og at $\delta^{15}\text{N}$ -data ikke var tilgjengelig for biota lavere i næringskjeden. En innsamling av større mengder data for å kunne bestemme både Hg og $\delta^{15}\text{N}$ i for eksempel bunndyr og zooplankton vil være viktig for å øke utsagnskraften i vurderingen av TMF.

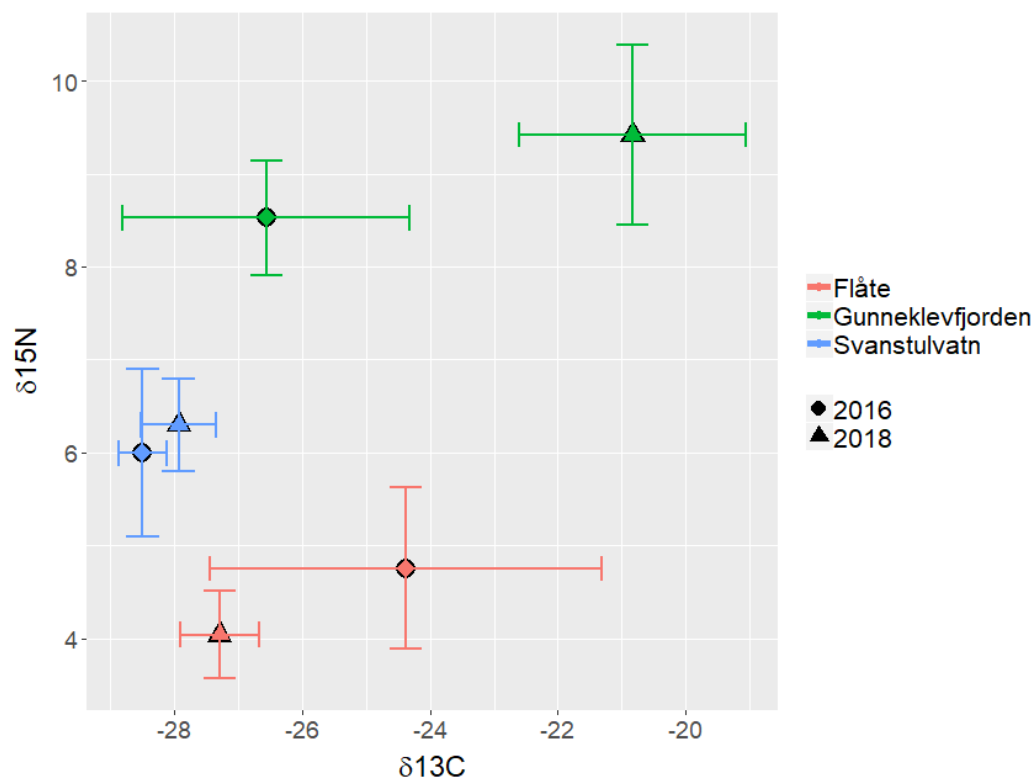
Tabell 4 Et sammendrag av sammenhengen mellom Hg i fisk og $\delta^{15}\text{N}$ for de tre vannforekomstene i undersøkelsen for 2016 og 2018. Vist er likningen for den log-lineære sammenhengen og hvorvidt denne er signifikant eller ikke (indikert med p -verdi), og beregnet trofisk magnifiseringsfaktor (TMF).

Vannforekomst	log-lineær sammenheng		p		TMF	
	2016	2018	2016	2018	2016	2018
Flåte	$\log(\text{Hg}) = -6,4 + 1,04 * \delta^{15}\text{N}$	$\log(\text{Hg}) = -3,9 + 0,30 * \delta^{15}\text{N}$	$< 0,01$	0,06	11,0	2,0
Gunneklevfjorden	$\log(\text{Hg}) = -2,8 + 0,27 * \delta^{15}\text{N}$	$\log(\text{Hg}) = -1,5 + 0,13 * \delta^{15}\text{N}$	0,56	$< 0,01$	1,9	1,3
Svanstulvatnet	$\log(\text{Hg}) = -4,0 + 0,72 * \delta^{15}\text{N}$	$\log(\text{Hg}) = -2,9 + 0,27 * \delta^{15}\text{N}$	$< 0,0001$	0,08	5,2	1,9

3.2.4 Stabile isotoper og kondisjonsfaktor

Målinger av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ viser interessante forskjeller mellom fisken i de tre vannforekomstene (**Figur 5**). Variasjoner og forskjeller i $\delta^{13}\text{C}$ indikerer ulikheter i fiskens næringskilder og kan være en av

årsakene til de ulike nivåene av Hg som observeres i de tre vannforekomstene (**Figur 3 og 4**). En stor variasjon i $\delta^{13}\text{C}$ signal, slik som observerte for Gunneklevfjorden i både 2016 og 2018, betyr stor variasjon i næringskilder (byttedyr). I denne sammenhengen må dette imidlertid tolkes med en del usikkerhet, gitt mangelen på bunnlinjekorrigerings (Post, 2002; Vander Zanden og Rasmussen, 1999).



Figur 5 Gjennomsnittsverdi \pm standardavvik (‰) for stabile isotoper av N ($\delta^{15}\text{N}$) og C ($\delta^{13}\text{C}$) målt i fisk fra Flåte (rød), Gunneklevfjorden (grønn) og Svanstulvatnet (blå) fra årene 2016 (sirkel) og 2018 (trekant). $n = 11, 12,$ og 20 i henholdsvis Flåte, Gunneklevfjorden og Svanstulvatnet i 2016, $n=25$ for alle tre vannlokaliteter i 2018.

I denne undersøkelsen var gjennomsnittlig $\delta^{13}\text{C}$ signal signifikant lavere i Svanstulvatnet ($-27,9$ ‰) og Flåte ($-27,3$ ‰), sammenlignet med Gunneklevfjorden ($-20,8$ ‰). Verdiene fra Svanstulvatnet og Flåte indikerer en pelagisk næringskjede (Vander Zanden og Rasmussen, 1999). Signalet i Gunneklevfjorden representerer en mer littoral næringskjede. Dette stemmer godt med en nyere publikasjon fra Gunneklevfjorden, der det ble vist at makro-invertebrater var en viktigere kilde til næring enn zooplankton for abbor i fjorden (Olsen m. fl., 2019). Tidligere undersøkelser har vist at littorale næringskjeder kan ha signifikant høyere MeHg-konsentrasjoner enn pelagiske (Lindholm m. fl., 2014), hvilket kan påvirke forskjellene i fiskens Hg-konsentrasjoner slik som observert i denne studien. Imidlertid varierer gjennomsnittsverdien av $\delta^{13}\text{C}$ signalet fra år til år (**Figur 5**), hvilket kan tyde på at Hg-konsentrasjonene i fisk er signifikant høyere i Gunneklevfjorden uavhengig av forskjeller i fiskens prioriterte næringskilde.

Når vi sammenligner $\delta^{15}\text{N}$ i de tre fiskepopulasjonene i 2016 og 2018 er det interessant å se at forskjellene er veldig små (**Figur 5**). For 2016 er det gjennomsnittlige signalet signifikant høyere i Gunneklevfjorden ($9,4 \pm 1,0$ ‰) enn i Svanstulvatnet ($6,3 \pm 0,5$ ‰, $p < 0,05$), som igjen er signifikant

høyere enn i Flåte ($4,0 \pm 0,5$ ‰, $p < 0,05$). Forskjellene er de samme også når verdiene justeres (se avsnitt 3.2.3), og tyder på varige forskjeller i fiskens trofiske nivå mellom de tre vannforekomstene. Det vil være relevant å undersøke dette i mer detalj i videre studier.

Fisken som ble fanget i 2016 hadde i gjennomsnitt signifikant ($p < 0,05$) høyere kondisjonsfaktor i Gunneklevfjorden ($K = 1,04 \pm 0,10$) sammenlignet med Flåte ($K = 0,93 \pm 0,16$) og Svanstulvatnet ($K = 0,94 \pm 0,09$), noe som indikerer ulikt forhold mellom fiskenes lengde og vekt. Dataene fra 2018 viser at Gunneklevfjorden ($K = 1,23 \pm 0,24$) fortsatt har signifikant høyere kondisjonsfaktor enn Flåte ($K = 1,07 \pm 0,14$) og Svanstulvatnet ($K = 0,97 \pm 0,06$). En større, mer «velholden» fisk fra Gunneklevfjorden stemmer godt med at lokaliteten er mer næringsrik enn både Flåte og Svanstulvatnet (**Tabell 2**). Som diskutert i rapporten fra 2017 vil det imidlertid være slik at dersom økt næringstilgang fører til høyere vekstrater kan dette føre til en vekstfortynning av Hg-konsentrasjonene i fisken (Sandheinrich og Drevnick, 2016). Som i 2016 er imidlertid Hg-konsentrasjonene i 2018 signifikant høyere i Gunneklevfjorden sammenlignet med Flåte og Svanstulvatnet (**Figur 3**), noe som ikke kan forklares med mønsteret i vekstfortynning i de tre lokalitetene.

Nytt for 2018 sammenlignet med 2016 er at det dette året også er signifikante forskjeller mellom Flåte og Svanstulvatnet ($p < 0,05$). Kondisjonsfaktoren for Svanstulvatnet er omtrent lik i 2018 og 2016, så de nye forskjellene skyldes en økning i Flåte. Basert på kun ett års prøvetaking er det vanskelig å spekulere i hvorfor vi observerer en slik økning, og vi anbefaler sammenligninger over flere år der også for eksempel temperaturmålinger kan gi nyttig informasjon om vekstrater.

3.3 Kvikksølv i andre deler av næringskjeden

Målinger av Hg i prøver av zooplankton og makro-invertebrater viser stor variasjon i MeHg-konsentrasjoner (**Tabell 5**). For Flåte er konsentrasjonene av MeHg i zooplankton ($43,7$ µg/kg) omkring det samme som ble funnet i 2016 ($53,5$ µg/kg), mens for Svanstulvatnet er konsentrasjonene markant høyere i 2018 ($111,2$ µg/kg) sammenlignet med 2016 ($60,2$ µg/kg). Dessverre var det ikke mulig å bestemme nivåer av MeHg i zooplankton fra Gunneklevfjorden i 2018 på grunn av for liten prøvemengde. For både Flåte og Svanstulvatnet er bioakkumuleringsfaktorer (BAF) for 2018 $1,1 \cdot 10^6$. For Svanstulvatnet er dette noe høyere enn det som ble bestemt i 2016 ($0,5 \cdot 10^6$), mens det for Flåte er noe lavere ($2,7 \cdot 10^6$), en respons på henholdsvis lavere og høyere konsentrasjoner av MeHg i zooplankton. Selv om begge verdiene er innenfor det som kan forventes for boreale sjøer i Sørøst-Norge (Braaten m. fl., 2018), er det interessant at verdiene er så like selv om nivåene av OM er svært forskjellig (**Tabell 2**). OM vil kunne påvirke opptak av MeHg i næringskjeden og potensielt påvirke bioakkumuleringen av Hg i fisk.

Selv om nivåer av $\delta^{15}\text{N}$ ikke var tilgjengelig for makro-invertebratene i denne undersøkelsen, og resultatene blir vanskelig å tolke, er det allikevel noen interessante slutninger vi kan trekke. Et eksempel er forskjellen i MeHg-konsentrasjoner mellom larver og voksne individer av *Haliplidae* fra Gunneklevfjorden. Fra larvenivå til voksne individer stiger konsentrasjonene av MeHg mer enn ti ganger, noe som er en tydelig indikasjon på den sterke biomagnifisering av MeHg gjennom lavere deler av næringskjeden. Larver av *Haliplidae* lever typisk av alger, mens voksne individer er mer altetende.

Det er også interessant å sammenligne MeHg-konsentrasjonene i individer som ble funnet i flere av vannforekomstene. Dette gjelder for eksempel *Odonata*, der konsentrasjonene var mer enn fire ganger høyere i Gunneklevfjorden (806,3 µg/kg) enn i Flåte (179,1 µg/kg). Tilsvarende var MeHg-konsentrasjonene nesten tre ganger høyere i *Dytiscidae* fra Gunneklevfjorden (590,8 µg/kg) sammenlignet med tilsvarende i Flåte (214,5 µg/kg).

Tabell 5 Konsentrasjoner av MeHg i zooplankton og makro-invertebrater for de tre vannforekomstene. Prøvene ble gruppert etter lavest mulige taksonomisk nivå slik som beskrevet i avsnitt 2.2.

Lokalitet	Taksonomisk nivå	MeHg (µg/kg)
Flåte	Odonata	179,1
Flåte	Ephemeroptera	86,3
Flåte	Zooplankton	43,7
Flåte	Megaloptera	68,7
Flåte	Corixidae	131,6
Flåte	Dytiscidae	214,5
Flåte	Gyrinidae	21,8
Flåte	Phryganeidae	123,8
Flåte	Erpobdelidae	27,8
Flåte	stickleback	171,3
Gunneklev	Zooplankton	n.a.
Gunneklev	Odonata	806,3
Gunneklev	Haliplidae (larve)	29,2
Gunneklev	Haliplidae (voksen)	347,5
Gunneklev	Oligocheta	15,4
Gunneklev	Gammaridae	310,3
Gunneklev	Asellidae	413,3
Gunneklev	Gastropoda	57,6
Gunneklev	Dytiscidae	590,8
Svanstul	Zooplankton	111,2
Svanstul	Polycentropodide	212,8
Svanstul	Leptophlebidae	28,9

4 Konklusjon og anbefalinger

Undersøkelsen med prøver innsamlet i 2018 viser at konsentrasjonene av Hg i abbor fra Gunneklevfjorden ($0,48 \pm 0,15$ mg/kg), en brakkvannslokaltet med en historisk lokal Hg-kilde, er signifikant høyere enn Hg i abborpopulasjoner fra to innsjøer uten lokale utslippskilder av Hg; Flåte ($0,25 \pm 0,04$ mg/kg) og Svanstulvatnet ($0,32 \pm 0,07$ mg/kg). Resultatene bekrefter mønsteret som ble funnet i tilsvarende undersøkelse fra 2016, der lavere konsentrasjoner ble observert i de to innsjøene med langtransportert atmosfærisk Hg som hovedkilde sammenliknet med nivåer i Gunneklevfjorden med lokal- og langtransportert atmosfærisk Hg som kilde.

Av abborfisk som ble samlet inn fra Gunneklevfjorden i perioden 2013-2018 har 34 av 138 fisk konsentrasjoner høyere enn EUs omsetningsgrense for fisk (0,5 mg/kg). For Flåte og Svanstulvatnet er det registrert henholdsvis ingen og tre fisk med tilsvarende høye konsentrasjoner i den samme perioden. Fisken fra Gunneklevfjorden tilhører et signifikant høyere trofisk nivå enn fisken fra de to andre innsjøene, og det er således ikke overraskende at det er flere fisk med høyere Hg-nivåer i Gunneklevfjorden. Sett i sammenheng med høyere konsentrasjoner av MeHg i utvalgte lavere nivåer av næringskjeden, kan det ikke utelukkes at de forurensede sedimentene i Gunneklevfjorden fortsatt påvirker konsentrasjonene av Hg i fisk i fjorden ut over den generelle påvirkningen som også sees i vann uten lokal Hg-kilde.

Basert på resultatene fra denne undersøkelsen anbefaler vi at det fortsatt legges vekt på jevnlig prøvetaking av fisk fra de utvalgte vannforekomstene for å kunne si noe om endringer av Hg i fisk over tid og eventuelle effekter av tiltak i Gunneklevfjorden. Det kan potensielt være mange andre faktorer enn tiltak som påvirker Hg i fisk, for eksempel endringer i vannkjemi og klima. På grunn av dette varierer ofte konsentrasjoner av Hg i fisk mye fra år til år, noe som kan påvirke konklusjonene som trekkes etter kun få år med prøvetaking.

Det bør i fremtiden, i tillegg til årlige undersøkelser av Hg i fisk, legges vekt på å teste «kildesporing» av Hg i fisk med målinger av stabile Hg-isotoper og MeHg og $\delta^{15}\text{N}$ i makro-invertebrater. Dette vil kunne fortelle oss mer om transporten av Hg og MeHg fra sedimenter og nedbørfelt til næringskjeden, og gi et styrket grunnlag for å måle effektene av tiltak i Gunneklevfjorden på Hg i næringskjeden.

5 Referanser

- Berge J og Knutzen J. *Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 3. Opptak av miljøgifter i fisk*, NIVA-rapport 2197/1989, 1989.
- Blackwell B, Brown M, Willis D. *Relative weight (Wr) status and current use in fisheries assessment and management*. Reviews in Fisheries Sciences, 2000; 8: 1-44.
- Borgå K, Kidd KA, Muir DCG, Berglund O, Conder JM, Gobas FAPC, m.fl. *Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems, and study design*. Integrated Environmental Assessment and Management, 2012; 8: 64-84.
- Braaten HF, Fjeld E, Rognerud S, Lund E, Larssen T. *Seasonal and year-to-year variation of mercury concentration in perch (Perca fluviatilis) in boreal lakes*. Environmental Toxicology & Chemistry, 2014a; 33: 2661-70.
- Braaten HFV, de Wit HA, Fjeld E, Rognerud S, Lydersen E, Larssen T. *Environmental factors influencing mercury speciation in Subarctic and Boreal lakes*. Science of the Total Environment, 2014b; 476: 336-345.
- Braaten HFV, de Wit HA, Harman C, Hagestrom U, Larssen T. *Effects of sample preservation and storage on mercury speciation in natural stream water*. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 2014c; 94: 381-384.
- Braaten HFV, Harman C, Overjordet IB, Larssen T. *Effects of sample preparation on methylmercury concentrations in Arctic organisms*. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 2014d; 94: 863-873.
- Braaten H, Åkerblom S, de Wit H, Skotte G, Rask M, Vuorenmaa J, m.fl. *Spatial patterns and temporal trends of mercury in freshwater fish in Fennoscandia*. NIVA-rapport 7179/2017, ICP Waters report 132/2017, 2017a.
- Braaten HFV, Olsen M, Beylich B, Lund E, Hawley K. *Overvåking av kvikksølv i fisk fra Gunnekleivfjorden og andre nærliggende lokasjoner. Tiltaksrettede undersøkelser i Gunnekleivfjorden. Delrapport fra aktivitet 1*. NIVA-rapport 7195/2017, 2017b.
- Braaten HFV, de Wit HA, Larssen T, Poste AE. *Mercury in fish from Norwegian lakes: The complex influence of aqueous organic carbon*. Science of the Total Environment, 2018; 627: 341-348.
- Braaten HFV, Åkerblom S, Kahilainen KK, Rask M, Vuorenmaa J, Mannio J, m.fl. *Improved environmental status: 50 years of declining fish mercury levels in boreal and subarctic Fennoscandia*, Environmental Science & Technology, 2019.
- Chen Y-W, Belzile N, Gunn JM. *Antagonistic effect of selenium on mercury assimilation by fish populations near Sudbury metal smelters?* Limnology and Oceanography, 2001; 46: 1814-1818.
- Creswell JE, Carter A, Chen B, DeWild J, Fajon V, Rattonetti A, m.fl. *Assessing bias in total mercury results after removing a subsample from the bottle*. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 2016; 96: 1038-1047.
- Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, Jacob DJ, Pirrone N. *Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects*. Environmental Science & Technology, 2013; 47: 4967-83.
- European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). *Air pollution trends in the EMEP region between 1990 and 2012*. Joint Report of the EMEP Task Force on Measurements and Modelling (TFMM), Chemical Coordinating Centre (CCC), Meteorological Synthesizing Centre East (MSCE), Meteorological Synthesizing Centre West (MSCW), 2016.
- Fjeld E og Rognerud S. *Miljøgifter i ferskvannsfisk, 2008. Kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret*. NIVA-rapport 1056/2009. Statens Forurensingstilsyn (SFT) Statlig program for forurensingsovervåking, 2009.

- Fjeld E, Rognerud S, Braaten HFV, Christensen GN, Dahl-Hanssen G. *Miljøovervåking av kvikksølv i abbor, 2010*. NIVA-rapport 6090/2010. KLIF (Klima og Forurensingsdirektoratet), 2010.
- Gilmour CC, Henry EA, Mitchell R. *Sulfate stimulation of mercury methylation in fresh-water sediments*. Environmental Science & Technology, 1992; 26: 2281-2287.
- Johnels AG, Westermarck T, Berg W, Persson PI, Sjöstrand B. *Pike (Esox lucius L.) and Some Other Aquatic Organisms in Sweden as Indicators of Mercury Contamination in the Environment*. Oikos, 1967; 18: 323-333.
- Kidd KA, Hesslein RH, Fudge RJO, Hallard KA. *The Influence of Trophic Level as Measured by $\delta^{15}N$ on Mercury Concentrations in Freshwater Organisms*, kapittel i *Mercury as a Global Pollutant*. Editorer: Porcella DB, Huckabee JW, Wheatley B. Springer, Dordrecht, 1995.
- Kidd KA, Muir DCG, Evans MS, Wang X, Whittle M, Swanson HK, m.fl. *Biomagnification of mercury through lake trout (Salvelinus namaycush) food webs of lakes with different physical, chemical and biological characteristics*. Science of the Total Environment, 2012; 438: 135-143.
- Kurland T, Faro S, Siedler H. *Minamata disease. The outbreak of a neurologic disorder in Minamata, Japan, and its relationship to the ingestion of seafood contaminated by mercuric compounds*. World Neurology, 1960, 1, 370-395.
- Lindholm M, de Wit HA, Eriksen TE, Braaten HFV. *The Influence of Littoral on Mercury Bioaccumulation in a Humic Lake*. Water, Air & Soil Pollution, 2014, 225:2141.
- Mattilsynet. *Ferskvannsfisk og kvikksølvforurensning, 2013*. Fra: http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/ferskvannsfisk_og_kvikksolvforurensing
- Mattilsynet. *Advarer gravide og små barn mot torsk fra Indre Oslofjord, 2015*. Fra: http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/advarer_fortsatt_gravide_og_smaa_barn_mot_torsk_fra_indre_oslofjord
- Olsen, M., Schaanning M, Eek E, Næs K. *Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden*. NIVA-rapport 6922/2015, 2015.
- Olsen M, Fjeld E, Lydersen E. *The influence of a submerged meadow on uptake and trophic transfer of legacy mercury from contaminated sediment in the food web in a brackish Norwegian fjord*. Science of The Total Environment, 2019, 654, 209-217.
- Post DM. *Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions*. Ecology, 2002; 83: 703-718.
- Rognerud S, Fjeld E. *Trace element contamination of Norwegian lake sediments*. Ambio 2001; 30: 11-19.
- Rognerud S, Hongve D, Fjeld E, Ottesen RT. *Trace metal concentrations in lake and overbank sediments in southern Norway*. Environmental Geology 2000; 39: 723-732.
- Rosseland BO, Massabuau J-C, Grimalt J, Hofer R, Lackner R, Raddum G, m.fl. *Fish ecotoxicology, The EMERGE fish sampling manual for live fish*. The EMERGE Project (European Mountain lake Ecosystems: Regionalisation, diagnostic and socio-economic valuation), 2001.
- Sandheinrich MB, Drevnick PE. *Relationship among mercury concentration, growth rate, and condition of northern pike: a tautology resolved?* Environmental Toxicology & Chemistry, 2016; 35: 2910-2915.
- Scheuhammer AM, Meyer MW, Sandheinrich MB, Murray MW. *Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish*. Ambio, 2007; 36: 12-8.
- Shanley JB, Moore R, Smith RA, Miller EK, Simcox A, Kamman N, m.fl. *MERGANSER: An Empirical Model To Predict Fish and Loon Mercury in New England Lakes*. Environmental Science & Technology, 2012; 46: 4641-4648.
- Streets DG, Devane MK, Lu Z, Bond TC, Sunderland EM, Jacob DJ. *All-Time Releases of Mercury to the Atmosphere from Human Activities*. Environmental Science & Technology, 2011; 45: 10485-10491.

- Ullrich SM, Tanton TW, Abdrashitova SA. *Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation*. Critical Reviews in Environmental Science & Technology, 2001; 31: 241-293.
- UN Environment. *The Minamata Convention*, 2019. Fra: <http://www.mercuryconvention.org/>
- United States Environment Protection Agency (USEPA). *Method 1669: Sampling Ambient Water for Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Level*, 1996.
- USEPA. *Method 1630 Methylmercury in Water by Distillation, Aqueous Ethylation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry*, 1998.
- USEPA. *Method 1631, Revision E: Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry*, 2002.
- Vander Zanden MJ, Rasmussen JB. *Primary consumer delta C-13 and delta N-15 and the trophic position of aquatic consumers*. Ecology, 1999; 80: 1395-1404.
- Verta M, Salo S, Korhonen M, Porvari P, Paloheimo A, Munthe J. *Climate induced thermocline change has an effect on the methyl mercury cycle in small boreal lakes*. Science of the Total Environment, 2010; 408: 3639-3647.
- Water Framework Directive (WFD). *EU Water Framework Directive*, 2014. Fra: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html, 2000.
- Yang DY, Ye X, Chen YW, Belzile N. *Inverse relationships between selenium and mercury in tissues of young walleye (Stizosedion vitreum) from Canadian boreal lakes*. Science of the Total Environment, 2010; 408: 1676-83.
- Økelsrud A, Lydersen E, Fjeld E. *Biomagnification of mercury and selenium in two lakes in southern Norway*. Science of The Total Environment, 2016; 566-567: 596-607.

Vedlegg

Rådata fra 2018.

Innsjø	Fangst dato	Fiskeslag	Lengde (cm)	Vekt (g)	Kjønn (M=hann, F=hunn)	Hg (mg/kg)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	17	55.5	M	0.2886	-27.98	5.68
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	18	57	M	0.2891	-29.44	5.32
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	17.5	52.1	M	0.3576	-27.74	6.27
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	18	60.2	M	0.3078	-28.1	6.76
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	19.5	71.6	F	0.3563	-28.34	6.13
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	18	56.2	M	0.3481	-28.56	6.71
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	17.5	51.1	M	0.2579	-27.97	6.72
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	19	73.8	M	0.3019	-27.21	7.08
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	18.5	59.2	M	0.2976	-26.99	6.46
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	21	82.6	M	0.3509	-27.98	6.97
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	19	67.2	F	0.2380	-28.14	5.66
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	21	79.6	F	0.3367	-27.15	6.99
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	21	89.5	F	0.4586	-28.14	6.04
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	20	73.8	F	0.4371	-27.43	6.65
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	19.5	68.7	M	0.3675	-29.1	6.63
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	22	102.5	F	0.5119	-27.86	6.21
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	19	68.8	F	0.1832	-27.7	6.11
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	19.5	72.5	F	0.21902	-27.71	6.92
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	19	66.7	F	0.3050	-28.34	5.64
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	17.5	59.1	M	0.2328	-27.85	5.85
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	21	84.8	F	0.4267	-27.49	6.61
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	19.5	68.9	F	0.3074	-27.55	6.36
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	18	57.7	F	0.4174	-28.65	5.91
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	18	54	F	0.3312	-27.49	5.7
Svanstulvatnet	09.10.2018	Abbor	21	85.9	F	0.4838	-27.47	6.1
Flåte	10.02.2018	Abbor	12	17.1	M	0.1792	-27.3	3.87
Flåte	10.02.2018	Abbor	10.5	9.7	M	0.1171	-26.89	4.67
Flåte	10.02.2018	Abbor	14	28.1	M	0.1521	-26.74	4.12
Flåte	10.02.2018	Abbor	16.3	42.5	F	0.2063	-27.11	4.29
Flåte	10.02.2018	Abbor	17.5	57.6	F	0.2253	-27.47	4.28
Flåte	10.02.2018	Abbor	19.6	79.5	M	0.2675	-25.4	5.33
Flåte	10.02.2018	Abbor	17.9	63.2	M	0.3181	-26.58	5.18
Flåte	10.02.2018	Abbor	17.7	62.6	M	0.3137	-28.2	4.49
Flåte	10.02.2018	Abbor	14.5	36.5	M	0.1793	-27.87	3.61
Flåte	10.02.2018	Abbor	13.9	25	F	0.1981	-27.76	3.6
Flåte	10.02.2018	Abbor	15.8	24.3	F	0.1883	-27.6	3.82
Flåte	10.02.2018	Abbor	15.8	37.3	F	0.2045	-27.6	3.9
Flåte	10.02.2018	Abbor	13.6	31.5	M	0.1974	-26.94	3.81
Flåte	10.02.2018	Abbor	13.5	29.8	M	0.1915	-27.67	3.84
Flåte	10.02.2018	Abbor	13.7	27.5	F	0.1836	-27.2	3.97
Flåte	10.02.2018	Abbor	14.4	33.3	M	0.1805	-27.43	3.55
Flåte	10.02.2018	Abbor	14	30.7	M	0.2554	-28.09	3.8
Flåte	10.02.2018	Abbor	14.2	31.8	M	0.1814	-27.51	3.67
Flåte	10.02.2018	Abbor	13.1	26.6	F	0.2147	-27.06	4.04
Flåte	10.02.2018	Abbor	14.1	30.7	M	0.1784	-27.3	3.68
Flåte	10.02.2018	Abbor	13.2	25.3	F	0.1500	-26.37	3.83
Flåte	10.02.2018	Abbor	12.5	23.6	F	0.1546	-26.87	3.6
Flåte	10.02.2018	Abbor	14.2	31.4	F	0.1590	-27.95	3.95
Flåte	10.02.2018	Abbor	13.6	30.5	F	0.1937	-27.8	3.67
Flåte	10.02.2018	Abbor	13	24.2	M	0.1856	-27.62	4.43
Gunneklevfjorden	09.11.2018	Abbor	28.5	260.6	F	0.5255	-22.57	9.14
Gunneklevfjorden	09.11.2018	Abbor	23.5	212.9	f	0.5734	-22.94	9.75

Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	27	261.6	f	0.6232	-23.06	9.18
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	22.5	135.6	F	0.5134	-23.07	9.9
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	21.5	117.1	F	0.3521	-21.94	8.01
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	21	98.3	f	0.7159	-21.29	9.43
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	22	107.1	F	0.7203	-20.85	9.67
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	20	90.5	f	0.7771	-20.6	9.97
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	20	92.2	F	0.5482	-22.13	9.58
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	19	77.6	m	0.5593	-22.89	9.23
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	18.5	71.1	m	0.3080	-22.64	7.05
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	17	50.7	f	0.2542	-22.73	7.43
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	27	422	f	1.0085	-19.93	11.21
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	21.5	118.2	F	0.6151	-19.9	9.04
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	26.5	276.1	f	0.2467	-17.15	11.07
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	27.5	255.1	F	0.7072	-20.19	9.5
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	21.5	114.4	f	0.6492	-20.17	9.53
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	19.5	84.2	M	0.7296	-20.2	9.53
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	25	223.1	M	0.1808	-16.31	10.18
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	19	84.3	M	0.6056	-18.86	9.4
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	19.7	87.4	M	0.6161	-20.05	9.21
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	21.3	116	F	0.5460	-19.67	10.62
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	19	78	M	0.5763	-20.51	9.7
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	20	86.6	F	0.5268	-21.42	8.14
Gunnekelevfjorden	09.11.2018	Abbor	20	97.2	M	0.5986	-19.71	10.01

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no