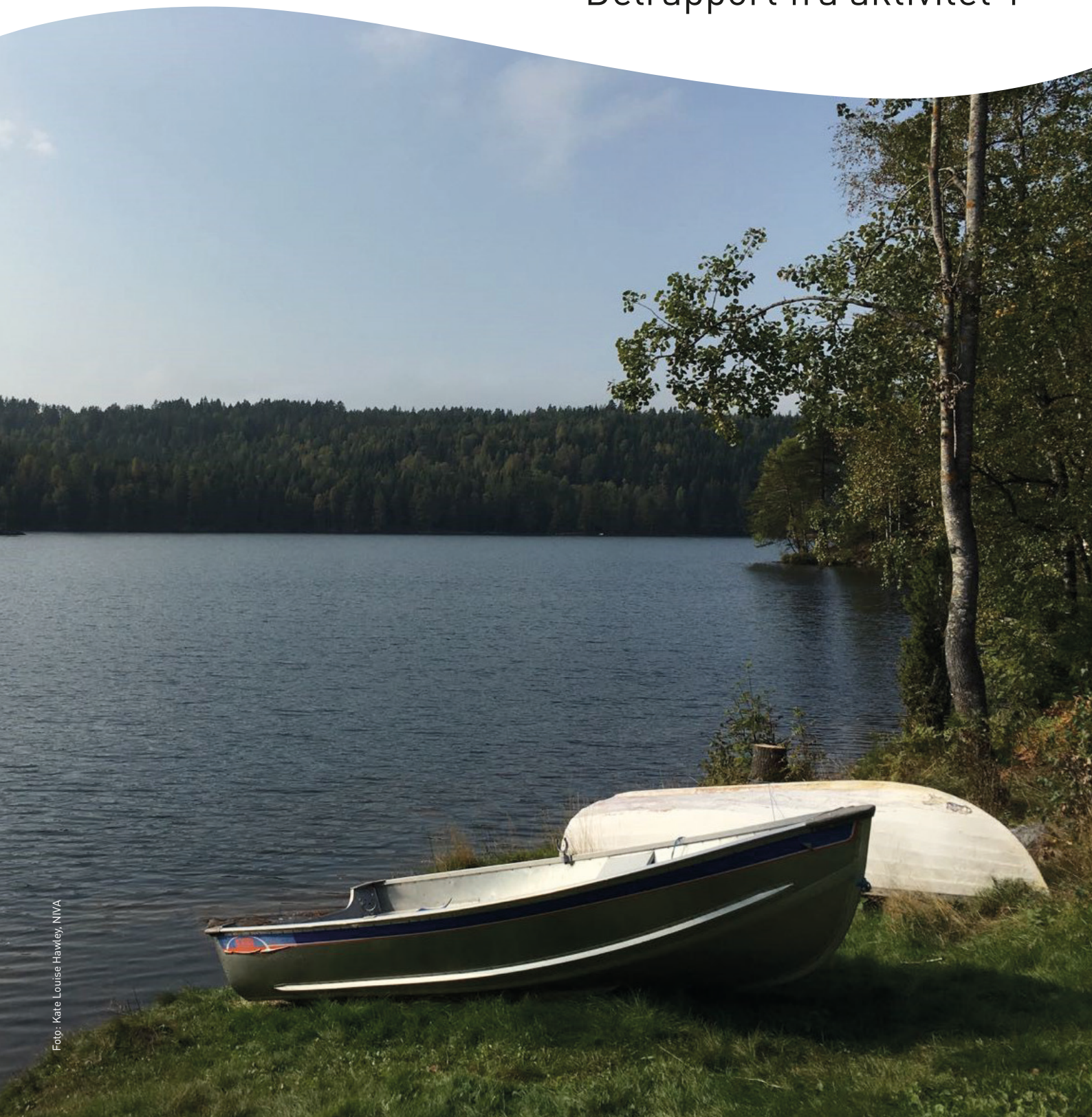


Overvåking av kvikksølv i fisk fra Gunneklev- fjorden og andre nærliggende lokasjoner

Tiltaksrettede undersøkelser i Gunneklevfjorden

Delrapport fra aktivitet 1



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Overvåking av kvikksølv i fisk fra Gunneklevfjorden og andre nærliggende lokasjoner. Tiltaksrettede undersøkelser i Gunneklevfjorden. Delrapport fra aktivitet 1.	Løpenummer 7195-2017	Dato 20.10.2017
Forfatter(e) Braaten, Hans Fredrik Veiteberg; Olsen, Marianne; Beylich, Bjørnar; Lund, Espen; Hawley, Kate	Fagområde Forurensninger	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sør-Norge	Utgitt av NIVA Prosjektnr 16133

Oppdragsgiver(e) Norsk Hydro	Oppdragsreferanse Bernt Malme
---------------------------------	----------------------------------

Sammendrag

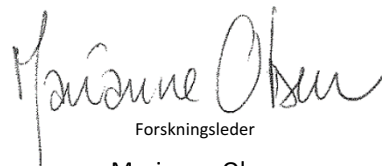
I denne grunnlagsundersøkelsen ble konsentrasjoner av kvikksølv i abbor (*Perca fluviatilis*) bestemt fra brakkvannslokasjonen Gunneklevfjorden, samt de to ferskvannssjøene Flåte og Svanstulvatnet. Kvikksølv er en miljøgift som har både naturlige og menneskeskapt kilder, og hovedmålet med undersøkelsen har vært å vurdere påvirkningen fra henholdsvis en lokal industrikilde og langtransportert atmosfærisk kvikksølv. Gunneklevfjorden har vært en resipient for utslipp som inkluderer kvikksølv fra Norsk Hydros klorfabrikk på Herøya mellom 1947 og 1987, mens Flåte og Svanstulvatnet ikke har kjente lokale industritilførsler av kvikksølv. Konsentrasjoner av kvikksølv ble bestemt i fisk, zooplankton, sedimenter og vann. Arbeidet skal danne grunnlaget for dokumentasjon av effekten av planlagte opprensingstiltak mot forurenset sjøbunn i Gunneklevfjorden.

Fire emneord 1. Kvikksølv 2. Abbor 3. Forurenset sjøbunn 4. Langtransportert kvikksølv	Four keywords 1. Mercury 2. Perch 3. Contaminated seabed 4. Long-range transported mercury
--	--



Prosjektleder

Hans Fredrik Veiteberg Braaten



Forskningsleder

Marianne Olsen

Overvåking av kvikksølv i fisk fra Gunneklevfjorden og andre nærliggende lokasjoner

Tiltaksrettede undersøkelser i Gunneklevfjorden

Delrapport fra aktivitet 1

Forord

Denne rapporten er en beskrivelse og presentasjon av resultatene fra overvåking av kvikksølvkonsentrasjoner i fisk, zooplankton, vann og sedimenter fra Gunneklevfjorden, samt de to nærliggende innsjøene Flåte og Svanstulvatnet. Det gjennomførte arbeidet er en av flere tiltaksrettede aktiviteter tilknyttet tiltak mot forurenset sjøbunn i Gunneklevfjorden, organisert som et prosjekt hos NIVA ledet av Marianne Olsen. Arbeidet skal danne grunnlaget for å vurdere hvilken effekt som kan forventes av sediment-tiltak på kvikksølvkonsentrasjoner i fisk, og for å dokumentere effekten av pålagte opprensingstiltak mot forurenset sjøbunn i Gunneklevfjorden.

Oppdragsgiver har vært Norsk Hydro med Bernt Malme som kontaktperson.

Aktiviteten ble ledet av Hans Fredrik Veiteberg Braaten som har analysert og vurdert data, og skrevet det meste av rapportens tekst. Feltarbeidet ble gjennomført av Bjørnar Beylich, Espen Lund, Vetle Fredheim og Kate Louise Hawley. Alle medforfattere har kommet med innspill til rapporten.

Kjemiske analyser er gjennomført ved NIVA (alle målinger av kvikksølv, samt generell vannkjemi) og UC Davis (California, USA, målinger av stabile isotoper i fisk).

Takk til alle bidragsytere for godt samarbeid.

Oslo, 23. oktober 2017
Hans Fredrik Veiteberg Braaten

Innholdsfortegnelse

Forord	3
Sammendrag	5
1 Innledning og bakgrunn	9
1.1 Kvikksølv som miljøutfordring.....	9
1.2 Overvåking av kvikksølv i miljøet	9
1.3 Biotilgjengelighet av kvikksølv	10
1.4 Gunneklevfjorden – tidligere undersøkelser.....	10
1.5 Hovedformål og målsetninger.....	11
2 Materialer og metoder	12
2.1 Prøvelokaliteter.....	12
2.2 Prøveinnsamling.....	14
2.3 Bestemmelse av kjemiske parametere	15
2.3.1 Biologiske prøver	15
2.3.2 Vannprøver	16
2.3.3 Bestemmelse av stabile isotoper	16
2.3.4 Kondisjonsfaktor.....	17
2.4 Databehandling og statistiske analyser.....	17
3 Resultater og diskusjon	18
3.1 Vannkjemi	18
3.1.1 Nivåer av vannkjemiske parametere i 2016.....	18
3.1.2 Historiske målinger av vannkjemiske parametere	19
3.2 Fisk	19
3.2.1 Observerte og justerte kvikksølvkonsentrasjoner fra 2016	19
3.2.2 Stabile isotoper, bioakkumulering og kondisjonsfaktorer.....	22
3.2.3 Selen og kvikksølv i fisk	23
3.2.4 Historiske målinger og relevans for miljøstandardmål.....	24
3.2.5 Kvikksølvspesiering i fiskeprøver	28
3.3 Kvikksølv i andre deler av næringskjeden	28
4 Konklusjoner og anbefalinger	29
Litteratur	30
Vedlegg – rådata 2016	33

Sammendrag

Fisk er en viktig menneskelig eksponeringskilde for kvikksølv (Hg), en miljøgift som har både naturlige og menneskeskapt utslippsskilder til miljøet. I denne grunnlagsundersøkelsen ble nivåer av Hg i næringskjeden i ulike typer vannforekomster fra nærliggende nedbørfelt undersøkt med det formål å vurdere den relative påvirkningen fra en lokal kilde til Hg og fra antatt langtransportert atmosfærisk Hg. Konsentrasjoner av Hg i fisk, zooplankton, sedimenter og vann, ble bestemt i prøver fra en brakkvannslokasjon påvirket av lokal Hg-forurensing (Gunneklevfjorden) og to ferskvannsinnsjøer i nærliggende nedbørfelt (Flåte og Svanstulvatnet). Arbeidet skal danne grunnlaget for dokumentasjon av effekten av planlagte opprensingstiltak mot forurenset sjøbunn i Gunneklevfjorden.

Undersøkelsen viste at det i 2016 var signifikant høyere nivåer av Hg i populasjoner av abbor (*Perca fluviatilis*) i Gunneklevfjorden (0.56 ± 0.32 mg/kg) sammenlignet med Flåte (0.18 ± 0.06 mg/kg) og Svanstulvatnet (0.25 ± 0.17 mg/kg, Tabell 1, lengdejusterte konsentrasjoner). Av de totalt 113 abbor som er samlet inn i perioden 2013 til 2016 fra Gunneklevfjorden har 14 en Hg-konsentrasjon over EUs omsetningsgrense for fisk (0.5 mg/kg, observerte konsentrasjoner). Til sammenligning ble det i 2016 fanget 2 fisk fra Svanstulvatnet og ingen fra Flåte der Hg-konsentrasjonen overskred 0.5 mg/kg.

Tabell 1 Et sammendrag av de viktigste funnene fra undersøkelsen i 2016, inkludert konsentrasjoner av Hg i fisk, sediment, vann og zooplankton. I vann og zooplankton ble det også bestemt metyl-Hg (MeHg). På bakgrunn av MeHg i vann og zooplankton, ble bioakkumuleringsfaktorer (BAF) bestemt.

Matriks	Parameter	Enhet	Konsentrasjon i vannforekomst		
			Gunneklevfjorden	Flåte	Svanstulvatnet
Vann	Hg	ng/L	3.4	3.5	1.3
	MeHg	ng/L	0.06	0.11	0.02
Zooplankton	Hg	µg/kg	352	104	187
	MeHg	µg/kg	70.5	53.5	60.2
Fisk	Hg	mg/kg	0.56 ± 0.32	0.18 ± 0.06	0.25 ± 0.17
Sediment (0-5 cm)	Hg	mg/kg	11.9	0.13	0.06
BAF	MeHg	-	$1.2 * 10^6$	$2.7 * 10^6$	$0.5 * 10^6$

De forhøyede konsentrasjonene av Hg i abborpopulasjonen fra Gunneklevfjorden i 2016 sammenlignet med Flåte og Svanstulvatnet, gjenspeiler høyere konsentrasjoner av Hg i overflatesedimentene (0-5 cm, 11.9 mg/kg). Flåte og Svanstulvatnet hadde mye lavere konsentrasjoner av Hg i overflatesedimentet (henholdsvis 0.13 mg/kg og 0.06 mg/kg), og et nivå tilsvarende det som forventes i sør-norske innsjøer der langtransportert atmosfærisk Hg er hovedkilde til avsetning. De høye konsentrasjonene i Gunneklevfjorden dokumenteres også i en rekke tidligere publikasjoner, og kan knyttes direkte til de historiske utslippene av Hg til fjorden.

Forskjellene mellom de ulike vannforekomstene dokumenteres også til en viss grad i lavere deler av næringskjeden: pelagisk zooplankton fra Gunneklevfjorden hadde i 2016 en høyere konsentrasjon av både organisk, metyl-Hg (MeHg, 70.5 µg MeHg/kg) og total-Hg (352 µg Hg/kg) enn tilsvarende i Flåte (53.5 µg MeHg/kg og 104 µg Hg/kg) og Svanstulvatnet (60.2 µg MeHg/kg og 187 µg Hg/kg). Tilsvarende øyeblikksbilder av MeHg-nivåene i vann var

henholdsvis 0.06 ng/L, 0.11 ng/L og 0.02 ng/L. Dette gir bioakkumuleringsfaktorer (BAF = konsentrasjon i zooplankton delt på konsentrasjon i vann) for MeHg henholdsvis $1.2 \cdot 10^6$, $2.7 \cdot 10^6$ og $0.5 \cdot 10^6$ for Gunneklevfjorden, Flåte og Svanstulvatnet. Basert på dette kan en konkludere at akkumuleringen, eller konsentreringen, av MeHg fra vann til de laveste nivåene i næringskjeden er høyest i Flåte, og høyere i Gunneklevfjorden enn i Svanstulvatnet. Mulige forklaringer for dette kan relateres til vannkjemiske parametere, der for eksempel oppløst organisk materiale og næringssalter kan begrense og/eller stimulere opptak av MeHg i næringskjeden.

Undersøkelsen dokumenterer høyere Hg-konsentrasjoner i biota i Gunneklevfjorden enn i de andre innsjøene upåvirket av lokale Hg-kilder fra nærliggende nedbørfelt. De høye konsentrasjonene som finnes av Hg i sedimentene i Gunneklevfjorden, og de historiske, lokale utslippene til fjorden, er trolig med på å påvirke konsentrasjonene i fisk da verken vannkjemi eller BAF gir grunnlag for å si at andre faktorer vil påvirke Hg-nivåene i fisken. På bakgrunn av resultatene i denne rapporten konkluderes det derfor at både lokale og langtransporterte kilder til Hg er viktig å ta i betraktning når utvikling av kvikksølvkonsentrasjonene i biota i Gunneklevfjorden skal vurderes over tid.

Summary

Title: Monitoring of mercury in fish from Gunneklevfjorden and two freshwater lakes nearby

Year: 2017

Authors: Braaten, Hans Fredrik Veiteberg; Olsen, Marianne; Beylich, Bjørnar; Lund, Espen; Hawley, Kate

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6930-7

Fish is an important source of human exposure to mercury (Hg), a pollutant having both natural and anthropogenic sources of emissions to the environment. In this survey, levels of Hg in the food webs of various water bodies from nearby catchments were examined to assess the relative impact from a local source of Hg and long-range transported atmospheric Hg. Concentrations of Hg in fish, zooplankton, sediment and water were determined in samples from a brackish fjord affected by local Hg pollution (Gunneklevfjorden) and two freshwaters in nearby catchment areas (Flåte and Svanstulvatnet). The work is intended to form a basis for documentation of the effect of planned clean-up measures for the contaminated seabed in Gunneklevfjorden.

The study revealed significantly higher levels of Hg in the population of perch (*Perca fluviatilis*) in Gunneklevfjorden (0.56 ± 0.32 mg/kg) compared to Flåte (0.18 ± 0.06 mg/kg) and Svanstulvatnet (0.25 ± 0.17 mg/kg, Table 1, length adjusted concentrations). Of the total of 113 perch gathered in the period from 2013 to 2016 from Gunneklevfjorden, 14 specimens had a Hg concentration above the EU limit for fish (0.5 mg/kg, observed concentrations). By comparison, in 2016 1 fish from Svanstulvatnet and none from Flåte, had Hg concentrations exceeding 0.5 mg/kg.

Table 1 An overview of the most important findings from the 2016 survey, including concentrations of Hg in fish, sediment, water and zooplankton. In samples of water and zooplankton, also methyl-Hg (MeHg) was determined. Based on concentrations of MeHg in water and zooplankton, bioaccumulation factors (BAF) were calculated.

Matrix	Parameter	Unit	Concentrations in water body		
			Gunneklevfjorden	Flåte	Svanstulvatnet
Water	Hg	ng/L	3.4	3.5	1.3
	MeHg	ng/L	0.06	0.11	0.02
Zooplankton	Hg	µg/kg	352	104	187
	MeHg	µg/kg	70.5	53.5	60.2
Fish	Hg	mg/kg	0.56 ± 0.32	0.18 ± 0.06	0.25 ± 0.17
Sediment (0-5 cm)	Hg	mg/kg	11.9	0.13	0.06
BAF	MeHg	-	$1.2 * 10^6$	$2.7 * 10^6$	$0.5 * 10^6$

The high concentrations of Hg in the perch population from Gunneklevfjorden in 2016 compared to the concentrations in Flåte and Svanstulvatnet, is reflected also in higher concentrations of Hg in the surface sediments (0-5 cm, 11.9 mg/kg). Flåte and Svanstulvatnet had much lower concentrations of Hg in the surface sediment (0.13 mg/kg and 0.06 mg/kg, respectively), and levels similar to what is expected in southern Norwegian lakes where long-range transported atmospheric Hg is the main source of deposition. The high concentrations in

Gunneklevfjorden sediments are also documented in a number of previous publications, and can be linked directly to the historical emissions of Hg to the fjord.

The differences between the various water bodies are also documented to some extent in lower parts of the food webs: pelagic zooplankton from Gunneklevfjorden had a higher concentration of both organic Hg, methyl-Hg (MeHg, 70.5 µg MeHg/kg) and total Hg (352 µg Hg/kg), compared to Flåte (53.5 µg MeHg/kg and 104 µg Hg/kg) and Svanstulvatnet (60.2 µg MeHg/kg and 187 µg Hg/kg). Corresponding snapshots of the MeHg concentrations in water were 0.06 ng/L, 0.11 ng/L and 0.02 ng/L, respectively. This gives bioaccumulation factors (BAF = concentration in zooplankton divided by concentration in water) for MeHg $1.2 \cdot 10^6$, $2.7 \cdot 10^6$ and $0.5 \cdot 10^6$ for Gunneklevfjorden, Flåte and Svanstulvatnet, respectively. Based on this, one can conclude that the accumulation, or concentration, of MeHg from water to the lowest levels in the food chain is highest in Flåte, and higher in Gunneklevfjorden than in Svanstulvatnet. Possible explanations for this may be related to water chemistry parameters, such as dissolved organic matter and nutrients, which can limit and/or stimulate uptake of MeHg in the food chain.

The present survey documents higher Hg concentrations in biota in Gunneklevfjorden compared to other lakes in nearby catchments unaffected by local Hg sources. The high concentrations of Hg in the sediments in Gunneklevfjorden and the historical local emissions to the fjord are likely to affect the concentrations in fish as neither water chemistry nor BAF provides explanations for saying that other factors will affect Hg levels in the fish. Based on the results of this report, it is therefore concluded that both local and long-range sources of Hg are important to take into account for the future Gunneklevfjorden clean-up plan.

1 Innledning og bakgrunn

1.1 Kvikksølv som miljøutfordring

Hg er et metall som på grunn av sine unike egenskaper har hatt et bredt bruksområde for mennesker i flere tusen år (Horowitz et al., 2014), inkludert bruk i ulike industrielle prosesser (Streets et al., 2011). Hg er imidlertid et grunnstoff som finnes naturlig i jordskorpa, slik at naturlige prosesser som vulkanutslipp og skogbranner er signifikante utslippskilder til miljøet (Driscoll et al., 2013; Pirrone et al., 2010). Fordi Hg har lang levetid i atmosfæren (ca. 1 år) kan grunnstoffet transporteres over store avstander, og er en global miljøutfordring (Driscoll et al., 2013).

Nesten to hundre år med antropogene aktiviteter (Streets et al., 2011) har ført til at store mengder Hg er avsatt i jordsmonnet, også i områder som ikke er berørt av lokale utslippskilder (Fitzgerald et al., 1998). Uorganisk Hg lagres i nedbørfeltet etter deposisjon og kan gjennom bakterielle prosesser (Ullrich et al., 2001) omdannes til den giftige og bioakkumulerende organiske forbindelsen metylkvikksølv (MeHg, Scheulhammer et al., 2007). Som en følge av dette kan vannforekomster langt fra lokale utslippskilder også ha utfordringer knyttet til høye konsentrasjoner av Hg i biota, særlig fisk. Eksempler på forhøyede konsentrasjoner i fisk er dokumentert i en rekke studier i norske innsjøer (Fjeld og Rognerud, 2009; Fjeld et al., 2010; Munthe et al., 2007; Braaten et al., 2017) og også i de andre Skandinaviske landene (Åkerblom et al., 2014; Åkerblom et al., 2012; Miller et al., 2013; Åkerblom and Johansson, 2008).

Norge er et av mange land der myndighetene har gitt advarsler om inntak av fisk, i både ferskvann og marine miljøer, på grunn av forhøyede konsentrasjoner av Hg (Mattilsynet, 2013; Mattilsynet, 2015). I en nylig publisert rapport ble det dokumentert at for en database over omtrent 4 800 fisk samlet fra 141 norske innsjøer i perioden mellom 1983 og 2015, hadde hver femte fisk en Hg-konsentrasjon over EUs grenseverdi på 0.5 mg/kg (Braaten et al., 2017). MeHg akkumulerer og magnifiseres gjennom næringskjeden, og selv om konsentrasjonene i vann ofte er lave (Braaten et al., 2014a), er konsentrasjonene i fisk og annen biota konsentrert millioner av ganger (Braaten et al., 2014c). På toppen av akvatiske næringskjeder, ofte representert ved fiskearter som abbor og gjedde i norske ferskvann, kan totale mengder Hg være representert som > 90 % MeHg (Bloom, 1992).

1.2 Overvåking av kvikksølv i miljøet

Selv om de giftige egenskapene til Hg har vært kjent i mer enn et halvt århundre (Kurland et al., 1960), og bevisstgjøringen omkring Hg i fisk startet allerede i 1960-årene (Johnels et al., 1967), er det fortsatt mange uavklarte spørsmål omkring de komplekse prosessene som er involvert i den biogeokjemiske Hg-syklusen i miljøet. Derfor er det også vanskelig å fastslå hvorvidt miljøet er i en tilstand av fremgang eller forverring med tanke på Hg-forurensning, og hvorvidt reduserte atmosfæriske utslipp (Streets et al., 2011) har en effekt på for eksempel konsentrasjoner av Hg i fisk. Trender for konsentrasjoner av Hg i ferskvannsfisk fra Norge, Sverige, Finland og Russland i perioden 1965-2015 dokumenterer at nivåene ikke endres i innsjøer som har langtransporterte atmosfæriske avsetninger som hovedkilde av Hg (Braaten et al., 2017). Braaten et al. (2017) viser imidlertid at dersom også innsjøer som har lokale kilder til Hg inkluderes i analysen viser

trendene at det har vært en reduksjon av nivåene for Hg i fisk siden 1965. Dette skyldes i stor grad vellykkede grep fra forvaltningen for å redusere slike lokale utslipp (Braaten et al., 2017).

For å besvare en rekke av spørsmålene knyttet til potensielt endrede prosesser for Hg i miljøet er overvåking av nivåer av grunnstoffet i ulike matrikser (vann, sediment, fisk) avgjørende. Dette er også spesielt viktig med tanke på Minamatakonvensjonen, en global avtale som trådte i kraft i august 2017, og som tar sikte på å redusere effektene fra Hg på miljøet og menneskers helse (UNEP, 2014). For å kunne kvantifisere effektiviteten av en slik konvensjon når den implementeres, er slike overvåkingsundersøkelser som det vi har gjennomført her avgjørende. Ikke minst er grunnlagsundersøkelser viktige for å dokumentere effekten av konkrete forurensningsreducerende tiltak.

1.3 Biotilgjengelighet av kvikksølv

Fordi MeHg bioakkumuleres i næringskjeden er konsentrasjonen av Hg svært avhengig av organismenes trofiske posisjon i næringskjeden (Kidd et al., 1995). Det er derfor viktig å analysere på stabile isotoper av nitrogen (N, $\delta^{15}\text{N}$) og karbon (C, $\delta^{13}\text{C}$) i organismene. $\delta^{15}\text{N}$ gir et godt mål på trofisk posisjon, mens $\delta^{13}\text{C}$ gir god indikasjon på hva organismene spiser (Vander Zanden and Rasmussen, 1999). For å kunne sammenligne nivåer av isotopene mellom ulike lokaliteter korrigeres det ofte med organismer på laveste trofiske nivå (Post, 2002).

Ved sammenligning av Hg-nivåer i abbor mellom lokalitetene bør det samtidig undersøkes i hvilken grad vannkjemiske forhold har betydning for biotilgjengeligheten av Hg.

Vannforekomstene som er foreslått som referanseområder for Gunneklevfjorden i denne undersøkelsen (Flåte og Svanstulvatnet) antas å være upåvirket av lokale Hg-kilder. Siden alle vannforekomstene i undersøkelsen ligger relativt nære hverandre i det samme området i Sør-Norge (innenfor en radius på ca. 20 km), antas de imidlertid å ha den samme påvirkningen av lang-transporterte atmosfæriske Hg-tilførsler (Fjeld og Rognerud, 2009). Samtidig er det ønskelig å velge referanseområder med ulike næringssaltnivåer og ulik vannkjemisk sammensetning. Eventuelle variasjoner i Hg-nivåer i fisk mellom referansevannene antas å gjenspeile ulik biotilgjengelighet av MeHg på grunn av ulike vannkjemiske forhold. Det er antatt at Gunneklevfjorden som sjøvannpåvirket brakkvannlokalitet vil ha høyere konsentrasjon av selen (Se) enn innsjøvann, noe som antas å ha en reducerende effekt på Hg-nivåene i organismer siden Se kan bidra til både redusert opptak og økt utskillelse av Hg i organismer (Chen et al., 2001; Økelsrud et al., 2016; Yang et al., 2010).

1.4 Gunneklevfjorden – tidligere undersøkelser

Gunneklevfjorden har vært en av flere resipienter 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. Undersøkelser av sedimentet i Gunneklevfjorden ble gjennomført i 1988 og 1989 og avdekket svært høye konsentrasjoner av miljøgifter (Næs and Oug, 1992; Skei, 1989). Undersøkelser ble senere gjennomført i forbindelse med konsekvensutredning og reguleringsplan for utfylling i fjorden (Nerland et al., 2007), og senest i forbindelse med utarbeidelse av tiltaksplan for forurenset sediment (Olsen et al., 2015). Det er beregnet at utlekking av Hg fra sedimentene til vannmassene i Gunneklevfjorden summerer til 14 g/år (Olsen et al., 2015).

Undersøkelser av fisk i Gunneklevfjorden ble første gang gjort i 1989 (Berge and Knutzen, 1989) og viste høye konsentrasjoner av både klorerte organiske forbindelser og Hg. I forbindelse med et tiltaksplanarbeid for fjorden ble det i 2013 gjennomført en betydelig innsamling av fisk med hovedvekt på abbor (Olsen et al., 2015). Olsen et al. (2015) estimerte at for bestemte størrelsesfordelinger av abbor var det en betydelig nedgang i konsentrasjonene av Hg mellom 1989 og 2013. Det ble dessuten observert at konsentrasjonene var i samme størrelsesorden som i abbor fra innsjøer i Telemark uten direkte industripåvirkning (Moreno et al., 2015; Moreno et al., 2016). På tross av store usikkerheter forbundet med sammenligning av tilfeldige undersøkelser uten å ha kjennskap til sesong- og årsvariasjoner, næringskjedens struktur og fiskenes alder, størrelse og trofiske nivå, antydte funnene et behov for å avklare betydningen av lokale Hg-kilder i forhold til langtransportert Hg via nedbørfeltet, for opptak av Hg i fisk.

1.5 Hovedformål og målsetninger

I denne grunnlagsundersøkelsen ønsker vi å dokumentere nivåer av Hg i næringskjeden i ulike typer vannforekomster i det samme nedbørfeltet for å estimere den relative påvirkning fra en lokal kilde til Hg og langtransportert atmosfærisk Hg. Vi har bestemt konsentrasjoner av Hg i fisk og zooplankton fra Gunneklevfjorden og to ferskvannsinnsjøer i nærliggende nedbørfelt (Flåte og Svanstulvatnet). Hovedformålet med arbeidet var at det senere skal være mulig, på bakgrunn av denne undersøkelsen, å kunne dokumentere effekten av planlagte opprensingstiltak mot forurenset sjøbunn i Gunneklevfjorden.

Prosjektets hovedmålsettinger inkluderer:

- En kartlegging av konsentrasjoner av Hg i fisk og andre deler av næringskjeden, samt Hg i sedimenter og overflatevann;
- En sammenligning av konsentrasjoner av Hg i fisk med tidligere undersøkelser for å dokumentere eventuelle endringer i nivåer over tid;
- Bestemme bioakkumuleringsfaktorer (BAF), definert som forholdet mellom konsentrasjonen av Hg i en organisme (zooplankton) og konsentrasjonen av Hg i det omkringliggende miljøet (vann), for de ulike næringskjedene for hver av vannforekomstene; og
- Diskutere hvorvidt generell vannkjemi, inkludert Hg, næringssalter, organisk materiale og pH, kan benyttes som forklaringsvariabler for biotilgjengelighet og opptak av Hg i abbor.

Gjennomføringen tok sikte på å samle inn abbor (*Perca fluviatilis*) i ulike årsklasser (størrelsesklasser) fra Gunneklevfjorden og de to nærliggende innsjøene i området. I tillegg ble det samlet inn zooplankton, sediment og vann. Prøver av overflatesediment og vann ble undersøkt for Hg for å avklare forurenningssituasjonen i alle vannforekomstene. I tillegg ble det analysert for næringssalter og andre kjemiske parametere i vann som kan bidra til å forklare tilgjengelighet og nivåer av Hg.

2 Materialer og metoder

2.1 Prøvelokaliteter

Gunneklevfjorden, samt to utvalgte referanseinnsjøer (Flåte og Svanstulvatnet) inngår i denne undersøkelsen (Tabell 2, Figur 1). Referanseinnsjøene ble utvalgt på bakgrunn av følgende kriterier, der innsjøene skulle være:

- Ferskvannsføremønstre lokalisert i nedbørfelt < 50 km unna Gunneklevfjorden;
- Lokaliteter der tidligere data eksisterer på målinger av Hg i fisk (abbor);
- Føremønstre 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 næringssaltforhold og konsentrasjoner av organisk karbon.

På bakgrunn av dette ble innsjøene Flåte og Svanstulvatnet valgt ut (Tabell 2, Figur 1). I alle de tre studielokalitetene er Hg og andre miljødata undersøkt i ulike matrikser tidligere, inkludert biota (fisk), sediment og vann. En oversikt over relevante data som eksisterer fra tidligere undersøkelser og når disse ble registrert er vist i Tabell 3.

Tabell 2 En oversikt over utvalgte karakteristika for de tre studerte vannføremønstrene, inkludert Norges Vassdrags- og Energidirektorats vannføremønstre-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	Vannføremønstre		
		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	0.529	3.929
Nedbørfeltareal	km ²	-	10.333	97.1066
Høyde over havet	m	0	571	53
Innsjøvolum	10 ⁶ m ³	3.5	2.16	-
Middeldyp	m	4.6	5.1	-
Avrenning	10 ⁶ m ³	-	6.75	-
Oppholdstid	år	-	0.4	-



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

Tabell 3 En summarisk oversikt over hvilke miljøundersøkelser som er gjennomført i de tre studielokalitetene tidligere. I tabellen er det dokumentert når undersøkelsene er gjennomført i de ulike vannforekomstene og hvilke parametere som ble bestemt (Referanser er dokumentert som fotnoter).

Matriks	Parameter(e) undersøkt	Vannforekomst (årstall for undersøkelse)		
		Gunneklevfjorden	Flåte	Svanstulvatnet
Biota (fisk)	Kvikksølv	1988 ^{*7} , 2013 ¹	~1995 ² , 2001, 2008 ³	1991, 2008 ³
	Stabile isotoper	2013 ¹	~1995 ²	*
Biota (lavere næringskjede)	Kvikksølv	2013 ¹	*	*
	Stabile isotoper	2013 ¹	*	*
Vann	Generell vannkjemi	2014 ⁴	2001 ⁵	2011 ⁶
	Kvikksølv	1988 ⁷ , 2014 ⁸	2001 ⁵	2011 ⁶
Sediment	Metaller	1988 ⁷ , 1989 ⁹ , 1997 ¹⁰ , 2014 ⁸	*	*

* Ingen undersøkelser eller spesifikke data ikke tilgjengelig

2.2 Prøveinnsamling

Feltarbeid ble gjennomført høsten 2016, etterfulgt av prøveopparbeiding og kjemisk analyse. Prøver fra Svanstulvatnet, Flåte og Gunneklevfjorden ble samlet inn henholdsvis 11., 12. og 13.oktober.

Fisk ble samlet inn med et fokus på abbor, fordi den er av fiskeslagene som ofte overskrider norske advarsler for ferskvannsfisk (Mattilsynet, 2013). I tillegg er abbor svært vanlig i sørøst Norge, og kan således fanges i mengder som gjør statistiske analyser mellom innsjøer robuste.

Innsamling av fisk ble gjennomført med garnfangst. Vi benyttet garn med ulik størrelse for å fange et så bredt størrelsesutvalg av fisk som mulig. All fisk ble fryst umiddelbart 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

¹ Olsen, Beylich, Braaten 2015. Næringsnett og miljøgifter i Gunneklevfjorden. Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden, Delrapport aktivitet 2. Rapportnr: 6795/2015.

² Fjeld, Knutzen, Brevik, Schlabach, Skotvold, Borgen, Wiborg 2001. Halogenerede organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, 1995-1999. Rapportnr: 4402/2001.

³ Fjeld 2009. Miljøgifter i ferskvannsfisk, 2008. Kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret. Statens Forurensingstilsyn (SFT) Statlig program for forurensingsovervåking. Rapportnr: 1056/2009.

⁴ Mjelde 2014. Vannvegetasjon i brakkvann, med spesiell vekt på Gunneklevfjorden i Telemark. Rapportnr: 6767/2014.

⁵ Fjeld, Rognerud 2001. Miljøundersøkelser for ERAMET Norway AS i Sauda og Porsgrunn, ferskvann og vilt. Rapportnr: 4458/2001.

⁶ Braaten, de Wit, Fjeld, Rognerud, Lydersen, Larssen 2014. Environmental factors influencing mercury speciation in Subarctic and Boreal lakes. Science of the Total Environment, 476, 336-345.

⁷ Skei 1989. Miljøgifter i Gunneklevfjorden. Oppsummering. Rapportnr: 2198/1989.

⁸ Olsen, Schaanning, Eek, Næs 2015. Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. Rapportnr: 6922/2015.

⁹ Næs 1989. Miljøgifter i Gunneklevfjorden. Delrapport 1: Konsentrasjon og mengde av miljøgifter i sedimentene. Rapportnr: 2192/1989.

¹⁰ Næs 1999. Overvåking av miljøgifter i sedimentene i Grenlandsfjordene 1997. Rapportnr: 4066/1999.

gjennomført i henhold til EMERGE-manualen (*European Mountain Lake Ecosystems: Regionalisation, Diagnostic and Socio-economic Evaluation*, Rosseland et al., 2001).

Innsamling av overflatevann for bestemmelse av generell vannkjemi, i tillegg til bestemmelse av Hg og Se, 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 et al., 2014b). 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 og Se ble tatt i egne flasker (500 mL). Alle prøver ble tatt i sentrale områder av vannforekomsten og ved en dybde ca. 0.5 m.

Overflateprøver av sediment ble i alle lokalitetene fanget med en Ekman grabb. Prøvene av sediment representerer en blandprøve av de ca. fem øverste cm. Før analyse ble sedimentet frysetørket, slik at konsentrasjonene er beregnet og presentert på tørrvektbasis.

På grunn av tidspunktet på året for gjennomføringen av feltarbeidet (oktober) ble innsamlingen av nedre deler av næringskjeden begrenset til zooplankton. Prøvetakingen ble gjennomført med en 250 µm planktonhåv som ble ført horisontalt gjennom de øvre lag av vannmassene (ca. 0-2 m). Kjemisk analyse ble gjennomført på blandprøver for hver vannforekomst individuelt.

2.3 Bestemmelse av kjemiske parametere

2.3.1 Biologiske prøver

All fisk ble analysert for Hg ved bestemmelse av totale konsentrasjoner av grunnstoffet. Studier henviser ofte til at mer enn 90 % av Hg i fisk er tilstede som den organiske formen MeHg (Bloom, 1992), og bestemmer derfor Hg i fisk som THg. I tidligere undersøkelser fra Gunneklevfjorden er det imidlertid påvist at andelen Hg i fisk representert som MeHg varierer mellom 60 og 85 % (Olsen et al., 2015), og vi bestemte derfor MeHg i et utvalg av fiskeprøvene fra 2016. Alle konsentrasjoner for fiskemålinger er oppgitt i våtvekt.

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

MeHg ble bestemt i zooplankton i tillegg til i utvalgte fiskeprøver for å kontrollere andelen Hg som foreligger som MeHg i øvre lag av næringskjeden. Dette ble gjort ved syreekstraksjon (Braaten et al., 2014d) der tørket materiale ble 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 DI vann (1-10 mL), før kjemisk analyse ble gjennomført slik som beskrevet for vannprøver i avsnitt 2.3.2.

Prøver per tørrvekt av fiskemuskel fra individuell fisk ble forbehandlet med HNO₃ (50 %, 4 mL) i en UltraClave (Milestone) før analyse ved *Induktivt koblet plasma massespektrometri* (ICP-MS) for bestemmelse av Se. For direkte sammenligning av konsentrasjoner av Se og Hg (se kapittel 3.2.3) ble også Hg bestemt per tørrvekt ved ICP-MS. Deteksjonsgrense for de to parameterne var henholdsvis 0.150 og 0.001 µg/L. Ingen prøver hadde konsentrasjoner under disse grensene. Analysene ble gjennomført av Syverin Lierhagen ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) i Trondheim.

2.3.2 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 av bestemmelse av THg og MeHg i vann inkluderte kvalitetskontrollen blankprøver, blank spiked prøver, prøveduplikater og matriks spiked prøver. RSD av prøveduplikatene var alltid < 10 % og < 20 % for henholdsvis THg og MeHg. Gjenfunnet mengde i blank og matriks spiked prøver var 80-120 % for MeHg, og 90-110 % for THg.

Prøver for bestemmelse av generell vannkjemi (inkludert Se) 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); total nitrogen (NS4743), total fosfor (NS-EN1189) og nitrat (NS4745) ved spektrofotometri; og sulfat ved væsekromatografi (NS-EN-ISO10304-1). Totalt organisk karbon (TOC) ble bestemt ved infrarød spektrofotometri (NS-EN14894).

Alle analyser ble utført 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 *University of California Davis Stable Isotope Facility* ved bruk av *Elemental Analysis – Isotope Ratio Mass Spectrometry* (EA – IRMS). Laboratoriet rapporterer lang-tids standardavvik (STD) for akkreditert referansemateriale henholdsvis 0.2 ‰ og 0.3 ‰ for $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$.

For at en sammenligning av fiskens trofiske posisjon skal være mulig mellom ulike innsjøer, må fiskens $\delta^{15}\text{N}$ verdi korrigeres for innsjøens baselinje verdi. En slik baselinjekorreksjon gjøres normalt med en primærkonsument som for eksempel snegle eller musling (Vander Zanden and Rasmussen, 1999). I de utvalgte innsjøene var det under feltarbeidet i 2016 ikke mulig å finne disse organismene, og denne studiens baselinjekorreksjon er gjennomført ved å justere fisken til trofisk nivå 3 (små plantespisende abbor). Dette er gjort ved å benytte hver innsjø minimum $\delta^{15}\text{N}$ -verdi, henholdsvis 3.0 ‰, 7.6 ‰ og 4.9 ‰ for Flåte, Gunneklevfjorden og Svanstulvatnet (Tabell 5). Alle individuelle fiskeverdier ble korrigert ved å trekke fra den innsjø-spesifikke baselinje verdien.

2.3.4 Kondisjonsfaktor

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

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

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 reproduksjon og god vekst (Blackwell et al., 2000).

2.4 Databehandling og statistiske analyser

Når konsentrasjoner av Hg i fisk fra ulike innsjøer og ulike år skal sammenlignes, er det nødvendig å gjøre 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 et al., 2014c). I denne undersøkelsen har vi beregnet lengdejusterte Hg-konsentrasjoner for sammenligning av observasjonene fra de ulike vannforekomstene i 2016, mens vi benyttet såkalte *general linear models* (GLM) for å forklare og beskrive variasjonen av Hg i fiskepopulasjonene over tid.

De observerte konsentrasjonene fra 2016 ble justert til gjennomsnittslengden 14.8 cm for materialet fra 2016. 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.

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 influerer den statistiske analysen ble data som ikke var normalfordelt transformert til logaritmisk skala. Den endelige modellen inneholdt følgende parametere: *fiskelengde* ($p < 0.0001$), *innsjø* ($p < 0.0001$), *innsjø x fiskelengde* ($p < 0.0001$), *innsjø x fiskevekt* ($p < 0.0001$), *fangstår* ($p < 0.0001$), *innsjø x fangstår* ($p < 0.0001$), og spesifikasjoner inkluderer: $r^2 = 0.64$, RMSE = 0.12, og AIC = -311.

All statistikk ble gjennomført med JMP 11 (SAS) og figurer laget i ArcMap (GIS) og Inkscape 0.91.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Vannkjemi

3.1.1 Nivåer av vannkjemiske parametere i 2016

Svanstulvatnet og Flåte representerer typiske dystrofe innsjøer på Østlandet, med lave pH verdier ($\text{pH} < 7$) og relativt høyt innhold av organisk materiale (målt som totalt (TOC) og løst organisk karbon (DOC) Tabell 4). Svanstulvatnet ($\text{TOC} = 9.6 \text{ mg/L}$) inneholder høyere nivåer av organisk materiale enn Flåte ($\text{TOC} = 4.2 \text{ mg/L}$), noe som også gjenspeiles i høyere konsentrasjoner av THg (henholdsvis 3.5 ng/L og 1.3 ng/L) og MeHg (henholdsvis 0.11 ng/L og 0.02 ng/L). I slike dystrofe innsjøer i den boreale skogssonen er det ofte sterke positive korrelasjoner mellom konsentrasjonsnivåene av organisk materiale og Hg, som et resultat av transport av lagret Hg fra nedbørfelt til innsjø (Braaten et al., 2014a). Både Svanstulvatnet og Flåte er relativt næringsfattige med lave fosforkonsentrasjoner ($< 5 \text{ } \mu\text{g/L}$).

Gunneklevfjorden viser med all tydelighet at vannforekomsten er påvirket av det marine miljøet, med høyere nivåer av både klorid og sulfat enn det som vises i de to innsjøene (Tabell 4).

Fjorden har også høyere pH (7.5) og lavere konsentrasjoner av organisk materiale ($\text{TOC} = 2.8 \text{ mg/L}$) enn det som finnes i Svanstulvatnet og Flåte. Allikevel er konsentrasjonene av både THg (3.4 ng/L) og MeHg (0.06 ng/L) på nivå med det som finnes i Svanstulvatnet. Gunneklevfjorden er mer næringsrik enn de to innsjøforekomstene, med fosforkonsentrasjon på $9 \text{ } \mu\text{g/L}$.

Konsentrasjoner av nitrogen (som totalt nitrogen, Tot-N) og Se er relativt likt i de tre vannforekomstene (Tabell 4).

Tabell 4 Konsentrasjoner av de ulike vannkjemiske parametere som ble bestemt i de tre vannforekomstene.

Parameter	Enhet	Vannforekomst		
		Gunneklevfjorden	Svanstulvatnet	Flåte
Ammonium, NH_4	$\mu\text{g/L}$	41	28	18
Klorid, Cl	mg/L	2400	1.07	3.43
Sulfat, SO_4	mg/L	300	0.78	1.98
Fosfat, PO_4	$\mu\text{g/L}$	3	2	< 1
Selen, Se	$\mu\text{g/L}$	0.05	0.06	0.06
Nitritt, NO_2 og nitrat, NO_3	$\mu\text{g/L}$	130	48	165
pH	-	7.5	5.8	6.9
Silisium, SiO_2	$\mu\text{g/L}$	1010	2040	2880
Løst organisk karbon, DOC*	mg/L	3.3	9.4	4.4
Totalt organisk karbon, TOC*	mg/L	2.8	9.6	4.2
Totalt nitrogen, Tot-N	$\mu\text{g/L}$	320	355	355
Totalt fosfor, Tot-P	$\mu\text{g/L}$	9	2	2
Totalt kvikksølv, THg	ng/L	3.4	3.5	1.3
Metylkvikksølv, MeHg	ng/L	0.06	0.11	0.02

* Konsentrasjonene av løst organisk materiale (DOC) kan i enkelte tilfeller være høyere enn observerte nivåer av totalt organisk karbon (TOC), da målesikkerheten ligger på 20 %. Alle oppgitte konsentrasjoner ligger innenfor denne usikkerheten.

3.1.2 Historiske målinger av vannkjemiske parametere

Ved sammenligning med tidligere undersøkelser er det små endringer å spore i Flåte siden 2001, der pH (6.8), TOC (4.0 mg/L), nitrogen (Tot-N = 450 µg/L), fosfor (Tot-P = 1.8 µg/L) og Hg (< 2 ng/L), ligger omtrent på dagens nivåer (Fjeld and Rognerud, 2001). For Svanstulvatnet eksisterer det målinger av vannkjemiske parametere, inkludert Hg, fra 2011. Målingene fra 2011 viser at THg (4.7 ng/L), MeHg (0.09 ng/L), pH (5.7), TOC (11.3 mg/L) og Tot-N (365 µg/L) var relativt like dagens nivåer, mens Tot-P konsentrasjonene (8 µg/L i 2011) er lavere i 2016 (Braaten et al., 2014a). Svanstulvatnet er en innsjø som har vært en del av norske myndigheters forsureningsovervåking siden 1970-tallet, og en del historiske vannkjemiske måleparametere eksisterer i Miljødirektoratets database for miljøovervåking (tilgjengelig via <http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>). For pH, som er målt med ujevne mellomrom siden 1974 (n = 28), viser dataene et gjennomsnitt på 5.8 ± 0.6 (\pm ett standardavvik) over hele perioden frem til 2016. Nivåene var imidlertid høyere på slutten av 90-tallet, med målinger opp til pH 6.9. For TOC er det færre registrerte målinger, men på 80-tallet varierte konsentrasjonene fra 4.0 til 7.8 mg/L (n = 4), altså noe lavere enn dagens nivåer (9.6 mg/L, Tabell 4).

For Gunneklevfjorden eksisterer det målinger av vannkjemiske parametere og Hg i ulike rapporter siden 1980-tallet (da utslipp fra Norsk Hydro til Gunneklevfjorden var omtrent 1 kg Hg/år, Skei, 1989). Målinger fra mai 1988 viser konsentrasjoner av Hg i vannmassene som varierte fra 12 til 45 ng/L. Nyere målinger av Hg i vannmassene viser imidlertid langt lavere konsentrasjoner av både THg og MeHg i overflatevannet, henholdsvis ca. 4 ng/L og 0.03 ng/L i 2015 (Olsen et al., 2015). I 2014 ble også enkelte vannkjemiske parametere bestemt i Gunneklevfjorden (Mjelde, 2014). Disse viste nivåer av pH (8.3) og Tot-P (11 µg/L) omtrent som for våre målinger i 2016, mens Tot-N lå høyere (550 µg/L).

3.2 Fisk

3.2.1 Observerte og justerte kvikksølvkonsentrasjoner fra 2016

Det ble totalt samlet inn 43 fisk fra de tre lokasjonene i 2016. En summarisk oversikt over fiskens lengde og vekt er gitt i Tabell 5, og observerte konsentrasjoner av Hg i Tabell 6. Det var en signifikant sammenheng mellom Hg-konsentrasjon og fiskelengde (Figur 2) i datamaterialet for Flåte ($r^2=0.68$, $p=0.002$) og Svanstulvatnet ($r^2=0.26$, $p=0.022$), men ikke for Gunneklevfjorden ($r^2=0.05$, $p=0.48$). For Hg-konsentrasjon og vekt (Figur 2), var igjen sammenhengene for både Flåte ($r^2=0.67$, $p=0.002$) og Svanstulvatnet ($r^2=0.20$, $p=0.048$) signifikante, men ikke for materialet fra Gunneklevfjorden ($r^2=0.06$, $p=0.45$). For Gunneklevfjorden skyldes mangelen på signifikante sammenhenger trolig et relativt lite prøveutvalg og liten variasjon i Hg-konsentrasjon. Tidligere undersøkelser har vist at det er signifikant sammenheng når variasjonen i prøvematerialet er større (Olsen et al., 2015).

En direkte sammenligning (*Students t-test*) mellom de tre lokasjonenes observerte data viser at det ikke er noen signifikante forskjeller i gjennomsnittlig fiskelengde (alle $p>0.05$), mens for vekt er gjennomsnittsfisken fra Gunneklevfjorden signifikant tyngre enn fisken fra Flåte ($p=0.02$, Tabell 5). Observerte gjennomsnittlige Hg-konsentrasjoner er signifikant høyere i Gunneklevfjorden enn i de to andre lokasjonene (begge $p<0.001$), der Flåte og Svanstulvatnet ikke har signifikant forskjellige gjennomsnittskonsentrasjoner ($p=0.07$).

Ved å lengdejustere Hg-konsentrasjonene fra 2016 til utvalgets gjennomsnittslengde (14.8 cm), er også konsentrasjonene i Gunneklevfjorden signifikant høyere enn i de to andre populasjonene ($p < 0.001$, Figur 3). Gjennomsnittskonsentrasjonene fra 2016 er henholdsvis 0.18 ± 0.06 mg/kg, 0.56 ± 0.32 mg/kg og 0.25 ± 0.17 mg/kg for Flåte, Gunneklevfjorden og Svanstulvatnet. Det er ingen signifikante forskjeller i Hg-konsentrasjoner mellom Flåte og Svanstulvatnet ($p = 0.41$).

Det samme mønsteret gjenspeiles dersom vi benytter korrelasjonen mellom justerte Hg-konsentrasjoner og lengde for de tre innsjøene for å beregne ved hvilken lengde konsentrasjonen i fiskepopulasjonene overskrider EUs omsetningsgrense på 0.5 mg/kg. For Gunneklevfjorden inntreffer dette allerede ved 17.3 cm, mens for Flåte og Svanstulvatnet er verdien langt høyere, henholdsvis 65.7 og 53.1 cm. Til sammenligning var den lengste fisken som ble innsamlet i Flåte og Svanstulvatnet i 2016 henholdsvis 19.4 og 21.1 cm (Tabell 3).

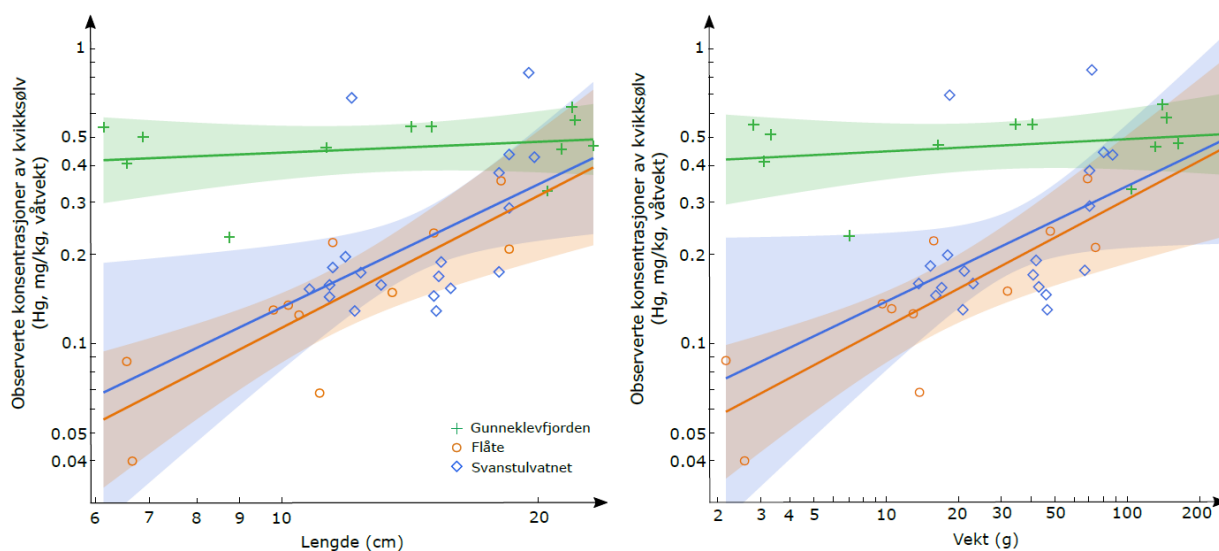
Det kan også nevnes at av målingene av Hg i fisk som inngår i denne rapporten er det ingen datapunkter (av totalt $n = 244$) som *ikke* overskrider Vanddirektivets grenseverdi for beskyttelse av vilt fra Hg, 0.02 mg/kg.

Tabell 5 Lengde, vekt og stabile isotoper for fisken samlet inn fra de tre lokalitetene i 2016. Inkludert er lengde, vekt og stabile isotoper av karbon (C) og nitrogen (N). Bokstaver indikerer signifikante statistiske forskjeller (t-test av gjennomsnitt): 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.

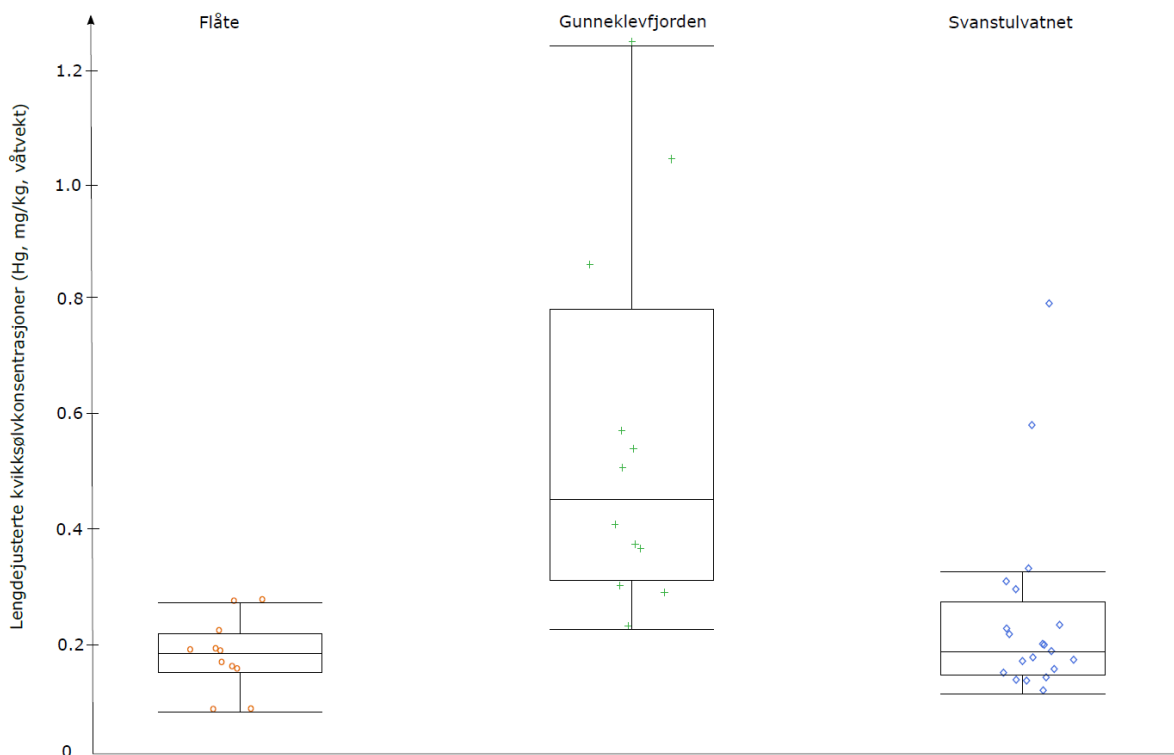
Spesifikasjon		Vannforekomst		
		Gunneklevfjorden	Svanstulvatnet	Flåte
Lengde (cm)	Snitt	15.5 ^A	15.7 ^A	12.5 ^A
	STD	7.1	3.2	4.2
	Min.	6.4	11.8	6.9
	Max.	24.1	21.1	19.4
Vekt (g)	Snitt	65.9 ^A	41.2 ^{A, B}	26.3 ^B
	STD	65.0	24.8	25.8
	Min.	2.8	13.6	2.15
	Max.	163.1	87.0	73.8
Stabile C-isotoper (‰)	Snitt	-26.56 ^B	-28.50 ^C	-24.38 ^A
	STD	2.24	0.38	3.07
	Min.	-31.2	-29.1	-28.4
	Max.	-23.3	-27.9	-17.8
Stabile N-isotoper (‰)	Snitt	8.5 ^A	6.0 ^B	4.8 ^C
	STD	0.6	0.9	0.9
	Min.	7.6	4.9	3.0
	Max.	9.8	7.6	6.2
Antall fisk	n	12	20	11

Tabell 6 Målinger av metallene kvikksølv og selen i de tre undersøkte lokalitetene (observerte konsentrasjoner). Bokstaver indikerer signifikante statistiske forskjeller (t-test av gjennomsnitt): 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	
Kvikksølv (mg/kg, våtvekt)	Snitt	0.47 ^A	0.26 ^B	0.16 ^B
	STD	0.11	0.19	0.09
	Min.	0.23	0.13	0.04
	Max.	0.63	0.83	0.36
Selen (mg/kg, tørrvekt)	Snitt	0.85 ^B	2.83 ^A	2.05 ^C
	STD	0.13	0.53	0.33
	Min.	0.60	2.10	1.55
	Max.	1.08	3.91	2.49
Antall fisk	n	12	20	11



Figur 2 Sammenhengene mellom observerte Hg-konsentrasjoner (y-aksene) og lengde (x-aksen, venstre figur) og vekt (x-aksen, høyre figur) for de tre fiskepopulasjonene fra Gunneklevfjorden (grønne kryss), Flåte (blå diamanter) og Svanstulvatnet (oransje sirkler) for 2016. De lineære regresjonene for logaritmisk transformerte akser er vist som heltrukne linjer med 95 % konfidensintervall som skravert område.



Figur 3 Box-plot som viser de individuelle lengdejusterte Hg-konsentrasjonene fra Flåte (oransje sirkler), Gunneklevfjorden (grønne kryss) og Svanstulvatnet (blå diamanter) for 2016.

3.2.2 Stabile isotoper, bioakkumulering og kondisjonsfaktorer

Målinger av stabile isotoper viser at det er signifikante forskjeller i både $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ mellom de tre prøvepopulasjonene (Tabell 5). For Flåte ($r^2 = 0.52$, $p < 0.02$) og Svanstulvatnet ($r^2 = 0.27$, $p < 0.02$) er det signifikante sammenhenger mellom fiskens Hg-konsentrasjoner og $\delta^{15}\text{N}$, en indikasjon på bioakkumulering av Hg i næringskjeden. Stigningstallet for den lineære sammenhengen mellom konsentrasjoner av Hg i fisk (på logaritmisk skala) og $\delta^{15}\text{N}$ ble beregnet til henholdsvis 0.51 og 0.32 for Flåte og Svanstulvatnet. Dette stigningstallet benyttes ofte som et mål på bioakkumulering av Hg (Yoshinaga et al., 1992) og tallene i Flåte og Svanstulvatnet gjenspeiler typiske størrelser for boreale innsjøer (Braaten et al., 2014c).

For Gunneklevfjorden er sammenhengen mellom Hg-konsentrasjoner og $\delta^{15}\text{N}$ ikke signifikant, noe som skyldes den relativt lave variasjonen i $\delta^{15}\text{N}$ (Tabell 5) og Hg (Tabell 6).

$\delta^{13}\text{C}$ data viser en mye større variasjon i Flåte og Gunneklevfjorden enn i Svanstulvatnet. Forskjellene mellom de tre lokalitetene er også signifikante (Tabell 5). Variasjoner og forskjeller i $\delta^{13}\text{C}$ forteller om ulike næringskilder og kan være en av årsakene til de ulike nivåene av Hg som observeres i de tre vannforekomstene (Figur 4). En større variasjon i $\delta^{13}\text{C}$ signal betyr at variasjonen i næringskilder kan være større og følgelig også potensielt større variasjon i byttedyr. Dette må imidlertid tolkes med en del usikkerhet, gitt mangelen på bunnlinjekorrigerings (Post, 2002; Vander Zanden and Rasmussen, 1999).

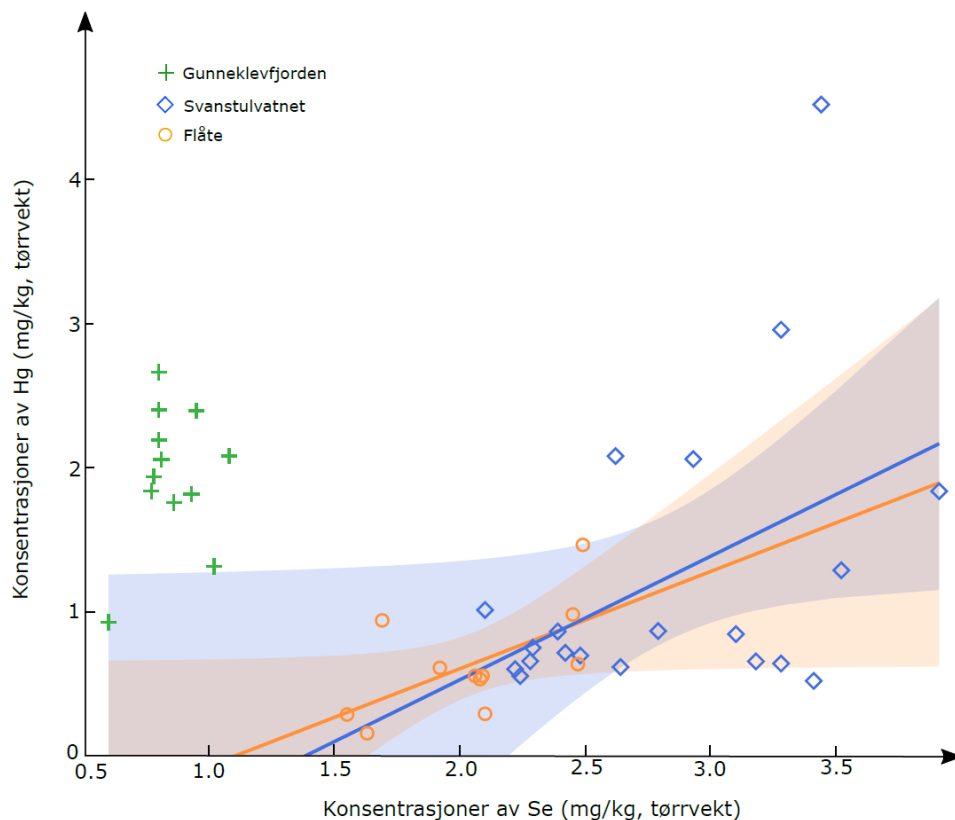
I denne undersøkelsen var $\delta^{13}\text{C}$ signalet signifikant lavest i Svanstulvatnet (-28.5 ‰), en verdi som indikerer en pelagisk næringskjede (Vander Zanden and Rasmussen, 1999). Signalet i Flåte (-24.4 ‰) representerer en mer litoral næringskjede, mens Gunneklevfjorden (-26.6 ‰) ser ut til å være noe mer variert. Gjennomsnittsfisken i Flåte er mindre enn fisken i Svanstulvatnet (Tabell 5), noe som passer godt med antagelsen om at større abbor benytter de pelagiske vannmassene i større grad enn mindre abbor. Det er tidligere antydnet at abbor skifter til en fiskespisende diett ved størrelser omkring 90 – 240 mm (Hjelm et al., 2000).

Fisken som ble fanget i 2016 har i gjennomsnitt signifikant ($p < 0.03$) høyere kondisjonsfaktor i Gunneklevfjorden ($K = 1.04 \pm 0.03$) sammenlignet med Flåte ($K = 0.93 \pm 0.03$) og Svanstulvatnet ($K = 0.94 \pm 0.03$). En større, mer «velholden» fisk fra Gunneklevfjorden stemmer godt med at lokaliteten er mer næringsrik enn både Flåte og Svanstulvatnet (Tabell 4). Dersom økt næringstilgang fører til høyere vekstrater vil imidlertid dette føre til en vekstfortynning av Hg-konsentrasjonene i fisken (Sandheinrich and Drevnick, 2016). I denne undersøkelsen var imidlertid Hg-konsentrasjonene fra 2016 signifikant høyere i Gunneklevfjorden sammenlignet med Flåte og Svanstulvatnet (Tabell 6), noe som kan indikere at uten vekstfortynningen ville Hg-konsentrasjonene vært enda høyere i Gunneklevfjorden. Dette krever imidlertid ytterligere undersøkelser.

3.2.3 Selen og kvikksølv i fisk

I litteraturen er det flere eksempler på at Se kan motvirke noen av de negative effektene MeHg har, og at det kan gjenspeiles i en negativ korrelasjon mellom Se og Hg i fisk (Yang et al., 2010). For de undersøkte lokalitetene fant vi imidlertid ikke noen signifikant negativ korrelasjon mellom de to parameterne (Figur 4). For Gunneklevfjorden ($r^2 = 0.05$, $p = 0.50$) var det ingen signifikant lineær sammenheng, mens for Flåte ($r^2 = 0.36$, $p = 0.0498$) og Svanstulvatnet ($r^2 = 0.20$, $p = 0.0468$) økte konsentrasjonene av Hg signifikant med økende konsentrasjoner av Se.

Konsentrasjonene av Se i både vann (< 60 ng/L) og fisk (0.60 – 3.91 mg/kg tørrvekt) er relativt lave i vår studie (Tabell 6). Årsaken til at vi ikke observerte signifikante negative korrelasjoner mellom Hg og Se i fisk kan skyldes at konsentrasjonsnivåene er for lave (Økelsrud et al., 2016; Yang et al., 2010). Chen et al. (2001) fant en reduksjon av Hg konsentrasjoner i fisk med økende Se-konsentrasjoner, men for innsjøer der konsentrasjonene av Se i vannmassene (87 – 727 ng/L) var mye høyere enn i vår studie (< 60 ng/L). Våre Se-konsentrasjoner var likere det som tidligere er dokumentert i norske boreale sjøer, for eksempel av Økelsrud et al. (2017): 22.0 – 59.5 ng/L. I vår studie var også Se-konsentrasjonene i fisk innenfor det samme området som er rapportert for disse områdene tidligere: 0.5 – 3.0 mg/kg (tørrvekt, Økelsrud et al., 2017). Økelsrud et al. (2016) og Økelsrud et al. (2017) fant heller ikke noen negative sammenhenger mellom Se og Hg i fisk.



Figur 2 xy-plot som viser konsentrasjoner av Hg (y-aksen, mg/kg, tørrvekt) mot Se (x-aksen, mg/kg, tørrvekt) for fisken fanget i Gunneklevfjorden (grønne kryss), Flåte (oransje sirkler) og Svanstulvatnet (blå diamanter) i 2016. De oransje og blå heltrukne linjene med 95 % konfidensintervall som skravert område illustrerer den signifikante lineære sammenhengen for de to faktorene i henholdsvis Flåte og Svanstulvatnet.

3.2.4 Historiske målinger og relevans for miljøstandardmål

Alle de tre studerte vannforekomstene er tidligere undersøkt med tanke på miljøgifter generelt, og Hg i fisk spesielt (her er kun undersøkelser som inkluderte abbor vurdert). Flåte og Svanstulvatnet ble undersøkt både på 90-tallet og ved henholdsvis to og en gang(er) på 00-tallet (Fjeld og Rognerud, 2009), slik at fire og tre målinger finnes for de to innsjøene når målingene fra denne undersøkelsen er inkludert (Tabell 3). For målingene fra Flåte på 90-tallet er det ikke kjent hvilket år dette ble gjort, og dataene er utelatt fra den historiske vurderingen av data. For Gunneklevfjorden finnes det en måling med noen få prøvepunkter fra 1988 i tillegg til nyere målinger (fra 2013 i Olsen et al., 2015, og fra 2016 i denne rapporten). Rådataene for Hg-konsentrasjoner i fisk er imidlertid ikke tilgjengelig fra 1988 (Berge and Knutzen, 1989), slik at en vurdering av nivåene siden den gang ikke er mulig for denne rapporten.

Det er svært stor variasjon i både størrelse (lengde og vekt) og konsentrasjoner av Hg mellom de ulike fangstårene og innsjøer (Tabell 7). Dette gir en del utfordringer ved sammenligning av konsentrasjoner mellom lokaliteter og år (diskutert og behandlet i detalj i delkapittel 3.4).

For de justerte konsentrasjonene av Hg i fisk er det ulike endringer over tid for alle de tre undersøkte fiskepopulasjonene (Figur 5). For Flåte er det en signifikant nedgang i

gjennomsnittskonsentrasjon fra 2001 (0.25 ± 0.03 mg/kg) til 2008 (0.17 ± 0.08 mg/kg, $p < 0.0001$) og ingen endring fra 2008 til 2016 (0.15 ± 0.08 mg/kg, $p = 0.08$). I Gunneklevfjorden er det en signifikant økning i gjennomsnittskonsentrasjon fra 2013 (0.30 ± 0.20 mg/kg) til 2016 (0.47 ± 0.07 mg/kg, $p = 0.0037$), mens mønsteret i Svanstulvatnet viser at gjennomsnittskonsentrasjonen øker fra 1991 (0.17 ± 0.07 mg/kg) til 2008 (0.31 ± 0.15 mg/kg, $p < 0.001$), men forblir uendret fra 2008 til 2016 (0.31 ± 0.14 mg/kg, $p = 0.94$).

For både Flåte og Svanstulvatnet er det altså ingen økning i konsentrasjoner fra 2008 til 2016, og det kan tenkes at den signifikante økningen som ble observert for flere innsjøer på Østlandet mellom 90-tallet og 2008 (Fjeld og Rognerud, 2009) har avtatt. Vi observerte imidlertid en betydelig økning for Svanstulvatnet fra 1991 til 2008 i det justerte materialet i denne undersøkelsen, tilsvarende det som ble dokumentert av Fjeld og Rognerud (2009). Den reduserte konsentrasjonen observert for Flåte mellom 2001 til 2008 kan skyldes andre faktorer, men også år-til-år variasjon, som er dokumentert for flere lignende innsjøer (Braaten et al., 2014c). Trender for konsentrasjoner av Hg i ferskvannsfisk ble nylig analysert i et større arbeid med data fra Norge, Sverige, Finland og Russland i perioden 1965-2015 (Braaten et al., 2017). Braaten et al. (2017) dokumenterer at nivåene av Hg i fisk ikke endres i denne perioden for innsjøer som har langtransporterte atmosfæriske avsetninger som hovedkilde av Hg.

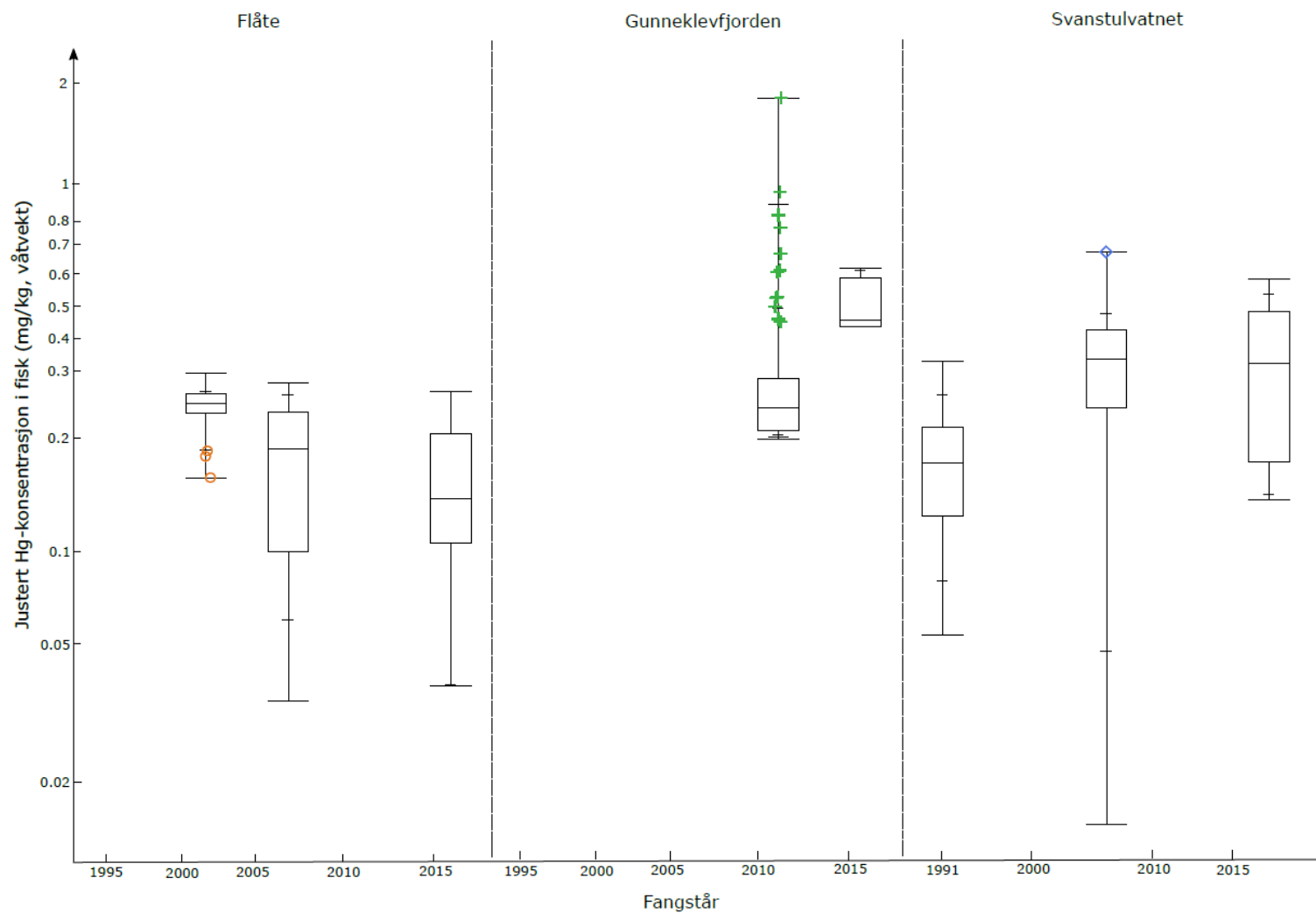
Både Flåte og Svanstulvatnet er typisk brune og dystrofe innsjøer (Tabell 4) der høye konsentrasjoner av Hg i fisk typisk dokumenteres (Hakanson et al., 1988). Økende konsentrasjoner av organisk materiale i vannmassene i disse innsjøene, dokumentert for de siste 20 årene (Monteith et al., 2007), har blitt foreslått som en mulig faktor for endrete Hg-konsentrasjoner i fisk. Dette skyldes at organisk materiale kan påvirke Hg-konsentrasjoner, -tilgjengelighet, -transport og -omdanning gjennom flere ulike prosesser, inkludert transport fra nedbørfeltet (Braaten et al., 2014a), mikrobiell produksjon av MeHg (Ullrich et al., 2001), og abiotisk nedbrytning av MeHg (Poste et al., 2015). For lokalitetene undersøkt i denne rapporten er det ikke funnet vannkjemiske data fra tidligere år som kan bekrefte eller avkrefte slike hypoteser.

For Gunneklevfjorden har vi dessverre ikke lyktes i å lokalisere data for Hg i fisk fra 1988, noe som ville styrket eventuelle teorier om endrete konsentrasjoner av Hg i fisk over tid for vannforekomsten. Spesielt ville det vært interessant å se hvorvidt en nedgang kunne kobles opp mot reduserte konsentrasjoner av Hg i toppsedimentene over denne perioden. Den signifikante økningen av Hg i fisk som vi dokumenterer for Gunneklevfjorden mellom 2013 og 2016, avviker fra mønsteret i de andre undersøkte lokalitetene der konsentrasjonene virker å være uendrete. Dette bekrefter behovet for å dokumentere Hg i fisk over flere år, og at den store år-til-år variasjonen av Hg i fisk (også fra samme vannforekomst) ofte kompliserer resultater og konklusjoner.

Tabell 7 Et sammendrag av historiske undersøkelser av kvikksølv (Hg) i fisk fra de tre studerte vannforekomstene. Inkludert er gjennomsnittsverdier (snitt), standardavvik (SA), minimums- (Min.) og maksimumsverdier (Maks.) for Hg (mg/kg), lengde (cm) og vekt (g) for de ulike fangstårene. Tabellen viser kun observerte Hg-konsentrasjoner.

Vannforekomst	Fangstår	n	Hg (mg/kg)			Lengde (cm)			Vekt (g)					
			Snitt	SA	Min.	Maks.	Snitt	SA	Min.	Maks.	Snitt	SA	Min.	Maks.
Flåte	~1995*	20	0.21	-	-	-	20.5	3.2	-	-	124.0	102.0	-	-
	2001	30	0.25	0.07	0.10	0.41	20.1	2.2	14.6	24.3	104.6	33.9	38.0	186.0
	2008	24	0.16	0.08	0.04	0.33	14.8	4.4	7.5	22.0	49.9	40.3	4.0	137.0
	2016	11	0.16	0.09	0.04	0.36	12.5	4.2	6.9	19.4	26.3	25.8	2.2	73.8
Gunneklevfjorden	1988	9	-	-	-	-	27.1	2.2	22.5	29.5	244.7	57.6	146.0	331.0
	2013	101	0.30	0.25	0.04	2.06	18.2	6.1	10.7	41.6	92.2	134.3	11.0	1029.0
	2016	12	0.47	0.11	0.23	0.63	15.5	7.1	6.4	24.1	65.9	65.0	2.8	163.1
Svanstulvatnet	1991	26	0.16	0.06	0.10	0.38	18.5	3.0	15.0	30.0	103.2	76.7	49.0	443.0
	2008	20	0.37	0.21	0.12	0.88	17.6	3.8	10.8	27.4	65.2	39.7	12.0	194.0
	2016	20	0.26	0.19	0.13	0.83	15.7	3.2	11.8	21.1	41.2	24.8	13.6	87.0

* For målingene fra Flåte i ca. 1995 (samlet i perioden 1995-1999) og fra Gunneklevfjorden i 1988 er ikke rådataene gjort tilgjengelige, henholdsvis (Fjeld et al., 2001) og (Skei, 1989). Følgelig kan ikke disse målingene inkluderes i videre trendanalyser.



Figur 3 Lengde-justerte konsentrasjoner av kvikksølv (Hg, mg/kg, våtvekt) fra de undersøkte lokalitetene fra ulike undersøkelser mellom 1991 og 2016. Den horisontale linjen i hver boks representerer median-verdien og endene av hver boks representerer 25 og 75 % prosentilene. De horisontale linjene på hver ende av den vertikale linjen representerer minimums- og maksimumsverdiene i datasettet.

3.2.5 Kvikksølvspesiering i fiskeprøver

Andelen Hg som foreligger som den organiske formen MeHg i muskelprøver av fisk antas normalt å være mer enn 95 % (Bloom, 1992). Vi har testet denne antakelsen på et utvalg av prøvene fra Flåte, Gunneklevfjorden og Svanstulvatnet (Tabell 8). Andelen MeHg som THg varierer relativt mye i våre utvalgte prøver, fra 59.2 til 83.2 %. Dette er imidlertid i overensstemmelse med det som tidligere er dokumentert av Bloom (1992, 69-132 %), og også vist for Gunneklevfjorden (Olsen et al., 2015, 60-85 %). En slik variasjon kan for eksempel skyldes at MeHg er bestemt i tørkede prøver og THg er bestemt i prøver på våtvektsbasis. Ulik homogenisering av prøver vil kunne påvirke resultatene (Bloom, 1992), og beregningen fra tørr- til våtvekt vil også være tilknyttet en viss usikkerhet. Vi konkluderer med at antakelsen om å bruke THg som et mål på andelen Hg i fisk er god, men at tallene presentert i Tabell 8 bør behandles med en viss varsomhet på grunn av usikkerhetene nevnt over.

Tabell 8 En oversikt over konsentrasjoner av metylkvikksølv (MeHg) og total kvikksølv (THg) i utvalgte fiskeprøver fra 2016. Tabellen viser konsentrasjoner i mg/kg våtvekt for både MeHg og THg, samt andelen MeHg av THg i %.

Vannforekomst	Prøve ID	MeHg (w.w., mg/kg)	THg (w.w., mg/kg)	%MeHg
Gunneklevfjorden	2016-05	0.449	0.543	82.6
	2016-10	0.349	0.456	76.5
Svanstulvatnet	2016-01	0.325	0.437	74.4
	2016-11	0.128	0.154	83.2
Flåte	2016-07	0.130	0.220	59.2
	2016-09	0.193	0.237	81.4

3.3 Kvikksølv i andre deler av næringskjeden

Vi bestemte konsentrasjoner av MeHg også i zooplankton fra de tre vannforekomstene. I Gunneklevfjorden, Svanstulvatnet og Flåte, fant vi konsentrasjoner henholdsvis 70.5, 60.2 og 53.5 ng/g. Tilsvarende konsentrasjoner i vann var 0.06 ng/L (Gunneklevfjorden), 0.11 ng/L (Svanstulvatnet) og 0.02 ng/L (Flåte). Dette gir BAF (konsentrasjon av MeHg i zooplankton delt på konsentrasjon av MeHg i vann) henholdsvis $1.2 \cdot 10^6$, $0.5 \cdot 10^6$ og $2.7 \cdot 10^6$ for Gunneklevfjorden, Svanstulvatnet og Flåte. Basert på dette kan en konkludere at akkumuleringen, eller konsentreringen av MeHg, fra vann til nedre deler av næringskjeden er mye større i Flåte enn i de to andre forekomstene, og mye høyere i Gunneklevfjorden enn i Svanstulvatnet. Dette er interessant, da det ikke gjenspeiler konsentrasjonene funnet i fisk fra 2016 i de tre forekomstene.

Konsentrasjoner av THg i prøver av zooplankton ble også bestemt, og variasjonen tilsvarer den som ble observert for MeHg: 352 µg/kg for Gunneklevfjorden, 187 µg/kg for Svanstulvatnet og 104 µg/kg for Flåte. Dette betyr at, for zooplanktonprøvene, var andelen Hg representert som MeHg henholdsvis 20 %, 32 % og 51 % for de tre vannforekomstene.

4 Konklusjoner og anbefalinger

Nivåer av Hg i fiskepopulasjoner fra tre vannforekomster med ulike vannkjemi som antas å ha omtrent lik atmosfærisk tilførsel av Hg ble undersøkt. Formålet var å vurdere den relative påvirkningen fra henholdsvis en lokal kilde til Hg og langtransportert atmosfærisk Hg. Undersøkelsen viste at det i 2016 var signifikant høyere nivåer av Hg i populasjoner av abbor i brakkvannsløkasjonen Gunneklevfjorden (0.56 ± 0.32 mg/kg) sammenlignet med de to ferskvannene Flåte (0.18 ± 0.06 mg/kg) og Svanstulvatnet (0.25 ± 0.17 mg/kg). Av abbor som er samlet inn i perioden 2013 til 2016 fra Gunneklevfjorden overskrider 14 av 113 fisk EUs omsetningsgrense for fisk (0.5 mg/kg).

De høye konsentrasjonene av Hg i abborpopulasjonen fra Gunneklevfjorden i 2016 gjenspeiler de høyere konsentrasjoner av Hg i overflatesedimentene (11.9 mg/kg). Flåte (0.13 mg/kg) og Svanstulvatnet (0.06 mg/kg) hadde mye lavere konsentrasjoner av Hg i overflatesedimentet, og et nivå tilsvarende det som forventes i sør-norske innsjøer der langtransportert atmosfærisk Hg er hovedkilde til avsetning.

Selv om konsentrasjonene av Hg i vannprøver fra de tre lokalitetene var relativt like i undersøkelsen fra 2016, ble det påvist høyere konsentrasjoner av Hg (THg og MeHg) i lavere deler av næringskjeden for Gunneklevfjorden sammenlignet med Flåte og Svanstulvatnet. Basert på disse funnene konkluderer vi at det er sannsynlig at den historiske lokale tilførselen av Hg til Gunneklevfjorden fortsatt påvirker konsentrasjonene av Hg i fisk i fjorden. For å dokumentere dette med større grad av sikkerhet er det mulig å «kildespore» Hg i fisken fra de tre utvalgte lokalitetene. Dette kan for eksempel gjøres ved å analysere ulike isotoper av Hg i fisk og sediment.

Vi anbefaler at det i fremtidige undersøkelser legges vekt på jevnlig prøvetaking av fisk fra de utvalgte lokasjonene. Konsentrasjoner av Hg i fisk viser ofte store svingninger fra år til år, og dette kan påvirke konklusjonene som trekkes etter kun ett år med vurderinger. I tillegg bør det legges vekt på prøvetaking av bunndyr for å kunne si mer om transporten fra sediment til næringskjede. Bunndyrene er i direkte kontakt med sedimentene, i motsetning til for eksempel zooplankton som ble samlet i denne undersøkelsen. Bunndyr er tidligere samlet for Gunneklevfjorden, men ikke vurdert for de to andre vannene så langt vi vet.

Litteratur

- Berge JA, 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*. 8, Reviews in Fisheries Sciences, 2000, pp. 1 – 44.
- Bloom NS. *On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 1992; 49: 1010-1017.
- 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 2014a; 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 2014b; 94: 381-384.
- Braaten HFV, 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 and chemistry / SETAC 2014c; 33: 2661-70.
- 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 HFV, Åkerblom S, de Wit HA, Skotte G, Rask M, Vuorenmaa J, Kahilainen KK, Malinen T, Rognerud S, Lydersen E, Amundsen PA, Kashulin N, Kashulina T, Terentyev P, Christensen G. *Spatial patterns and temporal trends of mercury in freshwater fish in Fennoscandia*, NIVA-rapport 7179/2017, ICP Waters report 132/2017, 2017.
- Chen YW, 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.
- Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, Jacob DJ, Pirrone N. *Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects*. Environmental Science & Technology 2013; 47: 4967-4983.
- Fitzgerald WF, Engstrom DR, Mason RP, Nater EA. *The case for atmospheric mercury contamination in remote areas*. Environmental Science & Technology 1998; 32: 1-7.
- Fjeld, Knutzen, Brevik, Schlabach, Skotvold, Borgen, et al. *Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norske ferskvannsfiske, 1995-1999*. NIVA-rapport 4402/2001, 2001.
- Fjeld E og Rognerud S. *Miljøgifter i ferskvannsfiske, 2008. Kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i orret*. NIVA-rapport 1056/2009, 2009.
- Fjeld E, Braaten HFV, Rognerud S, Christensen GN, Dahl-Hanssen G. *Miljøovervåking av kvikksølv i abbor, 2010*. NIVA-rapport 6090/2010, 2010.
- Fjeld E og Rognerud S. *Miljøundersøkelser for ERAMET Norway AS i Sauda og Porsgrunn, ferskvann og vilt*. NIVA-rapport 4458/2001, 2001.
- Hakanson L, Nilsson A, Andersson T. *Mercury in fish in Swedish lakes*. Environmental Pollution 1988; 49: 145-162.
- Hjelm J, Persson L, Christensen B. *Growth, morphological variation and ontogenetic niche shifts in perch (Perca fluviatilis) in relation to resource availability*. Oecologia 2000; 122: 190-199.
- Horowitz HM, Jacob DJ, Amos HM, Streets DG, Sunderland EM. *Historical Mercury Releases from Commercial Products: Global Environmental Implications*. Environmental Science & Technology 2014; 48: 10242-10250.
- Johnels AG, Westermark 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*. 18. Oikos, 1967, pp. 232-333.

- Kidd KA, Hesslein RH, Fudge RJP, Hallard KA. *The influence of trophic level as measured by delta-n-15 on mercury concentrations in fresh-water organisms*. Water Air and Soil Pollution 1995; 80: 1011-1015.
- 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, 1, 1960, pp. 370-395.
- Mattilsynet. *Ferskvannsfisk og kvikksølvforurensing*. Tilgjengelig fra: http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/ferskvannsfisk_og_kvikksolvforurensing, 2013.
- Mattilsynet. *Advarer gravide og små barn mot torsk fra Indre Oslofjord*. Tilgjengelig fra: http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/advarer_fortsatt_gravide_og_smaa_barn_mot_torsk_fra_indre_oslofjord, 2015.
- Miller A, Bignert A, Porvari P, Danielsson S, Verta M. *Mercury in Perch (Perca fluviatilis) from Sweden and Finland*. Water Air and Soil Pollution 2013; 224.
- Mjelde M. *Vannvegetasjon i brakkvann, med spesiell vekt på Gunneklevfjorden i Telemark*. NIVA-rapport 6767/2014, 2014.
- Monteith DT, Stoddard JL, Evans CD, de Wit HA, Forsius M, Hogasen T, et al. *Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry*. Nature 2007; 450: 537-540.
- Moreno CE, Fjeld E, Deshar MK, Lydersen E. *Seasonal variation of mercury and delta N-15 in fish from Lake Heddalsvatn, southern Norway*. Journal of Limnology 2015; 74: 21-30.
- Moreno CE, Fjeld E, Lydersen E. *The effects of wildfire on mercury and stable isotopes (delta N-15, delta C-13) in water and biota of small boreal, acidic lakes in southern Norway*. Environmental Monitoring and Assessment 2016; 188.
- Munthe J, Wängberg I, Rognerud S, Fjeld E, Verta M, Porvari P, et al. *Mercury in Nordic Ecosystems*, Swedish Environmental Research Institute, 2007.
- Nerland Ø, Sparrevik M, Kibsgaard A, Okkenhaug G, Molvær J, Walday M, et al. *Herøya Industripark, Konsekvensutredning - Utfylling i Gunneklevfjorden. Deltema Utfylling i sjø. Deltema Helse, miljø og sikkerhet*. NGI, 2007.
- Næs K og Oug E. *Sedimentenes betydning for forurensningssituasjonen i Frierfjorden og tilgrensede områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje*. NIVA-rapport 2785/1992, 1992.
- Olsen M, Schaanning M, Eek E, Næs K. *Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden*. NIVA-rapport 6922/2015, 2015.
- Pirrone N, Cinnirella S, Feng X, Finkelman RB, Friedli HR, Leaner J, et al. *Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources*. Atmospheric Chemistry and Physics 2010; 10: 5951-5964.
- Post DM. *Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions*. Ecology 2002; 83: 703-718.
- Poste AE, Braaten HFV, de Wit HA, Sorensen K, Larssen T. *Effects of photodemethylation on the methylmercury budget of boreal Norwegian lakes*. Environmental Toxicology and Chemistry 2015; 34: 1213-1223.
- Rosseland BO, Massabuau J-C, Grimalt J, Hofer R, Lackner R, Raddum G, et al. *The EMERGE fish sampling manual for live fish. The EMERGE Project (European Mountain lake Ecosystems: Regionalisation, diagnostic and socio-economic valuation)*, 2001.
- Sandheinrich MB og Drevnick PE. *Relationship among mercury concentration, growth rate, and condition of northern pike: a tautology resolved?* Environmental Toxicology and Chemistry 2016; 35: 2910-2915.
- Scheulhammer AM, Meyer MW, Sandheinrich MB, Murray MW. *Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish*. Ambio 2007; 36: 12-18.

- Skei J. *Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Oppsummering*. NIVA-rapport 2198/1989, 1989.
- 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 and Technology* 2001; 31: 241-293.
- UNEP. *The Minamata Convention*. Tilgjengelig fra: <http://www.mercuryconvention.org/>, 2014.
- USEPA. *Method 1669: Sampling Ambient Water for Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Level*. USEPA-rapport, 1996.
- USEPA. *Method 1630 Methylmercury in Water by Distillation, Aqueous Ethylation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry*. USEPA-rapport, 1998.
- USEPA. *Method 1631, Revision E: Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry*. USEPA-rapport, 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.
- 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: 1676-1683.
- Yoshinaga J, Suzuki T, Hongo T, Minagawa M, Ohtsuka R, Kawabe T, et al. *Mercury concentration correlates with the nitrogen stable isotope ratio in the animal food of papuans*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1992; 24: 37-45.
- Økelsrud A, Lydersen E, Fjeld E. *Biomagnification of mercury and selenium in two lakes in southern Norway*. *Science of the Total Environment* 2016; 566: 596-607.
- Økelsrud A, Lydersen E, Moreno C, Fjeld E. *Mercury and selenium in free-ranging brown trout (*Salmo trutta*) in the River Skienselva watercourse, Southern Norway*. *Science of the Total Environment* 2017; 586: 188-196.
- Åkerblom S og Johansson K. *Kvicksilver i svenske innsjöfisk - variationer i tid och rum*. SLU-rapport, 2008.
- Åkerblom S, Bignert A, Meili M, Sonesten L, Sundbom M. *Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish*. *Ambio* 2014; 43 Suppl 1: 91-103.
- Åkerblom S, Nilsson M, Yu J, Ranneby B, Johansson K. *Temporal change estimation of mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius* L.) in Swedish lakes*. *Chemosphere* 2012; 86: 439-445.

Vedlegg – rådata 2016

Tabellen viser rådata for det innsamlede materialet fra 2016, inkludert prøvedato, fiskeslag, lengde, vekt, kjønn (M = hankjønn, F = hunkjønn), konsentrasjoner av Hg (våtvekt), nivåer av stabile C og N isotoper, og konsentrasjoner av Se (tørrvekt).

Prøve ID	Lokalitet	NVE-nummer	Prøvedato	Fiskeslag	Lengde (cm)	Vekt (cm)	Kjønn	Hg (mg/kg)	delta C (‰)	delta N (‰)	Se (mg/kg)
SA01	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	19.6	79.8	M	0.437	-28.080	6.885	2.62
SA02	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	20.6	87.0	F	0.428	-27.975	7.052	2.93
SA03	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	21.1	71.3	M	0.827	-28.516	7.313	3.44
SA04	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	19.8	69.7	F	0.288	-28.318	7.260	3.52
SA05	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	12.7	18.3	M	0.680	-28.141	5.257	2.28
SA06	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	19.1	66.6	M	0.175	-27.850	7.612	3.28
SA07	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	16.0	46.0	M	0.145	-28.903	5.251	2.10
SA08	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	19.1	69.7	M	0.379	-28.338	7.063	3.91
SA09	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	16.2	40.7	F	0.169	-28.959	5.839	3.10
SA10	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	11.9	15.2	M	0.181	-28.398	5.695	3.18
SA11	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	16.3	42.9	F	0.154	-28.588	5.684	3.28
SA12	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	16.4	41.8	F	0.189	-28.838	6.549	2.79
SA13	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	16.3	46.5	F	0.129	-28.057	6.096	3.41
SA14	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	11.8	13.6	F	0.158	-28.224	5.104	2.42
SA15	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	12.2	16.9	M	0.153	-28.906	5.503	2.64
SA16	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	13.1	21.0	M	0.174	-29.027	5.189	2.29
SA17	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	13.9	22.9	M	0.158	-28.773	5.232	2.48
SA18	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	12.2	16.0	M	0.144	-28.668	5.181	2.22
SA19	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	12.6	17.9	M	0.197	-28.275	4.942	2.39
SA20	Svanstulvatn	6467	11.10.2016	Abbor	12.9	20.7	M	0.129	-29.110	5.183	2.24
GU01	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	9.1	7.0	n.a.	0.229	-26.730	8.667	0.60
GU02	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	7.1	3.3	M	0.501	-28.718	8.936	0.86

GU03	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	6.4	2.8	n.a.	0.540	-31.239	8.261	0.81
GU04	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	12.0	16.4	M	0.462	-25.445	8.430	0.77
GU05	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	14.9	34.3	F	0.543	-27.615	8.960	0.80
GU06	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	21.2	104.0	F	0.329	-23.310	9.820	1.02
GU07	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	23.2	145.6	M	0.571	-25.145	7.650	0.95
GU08	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	7.0	3.1	n.a.	0.407	-28.686	7.712	0.93
GU09	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	15.9	40.3	M	0.543	-27.237	8.015	0.80
GU10	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	22.5	131.2	F	0.456	-24.537	8.194	0.78
GU11	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	23.0	140.2	F	0.632	-24.725	8.672	0.80
GU12	Gunneklevfjorden		12.01.2016	Abbor	24.1	163.1	F	0.468	-25.328	8.977	1.08
FL01	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	7.0	2.6	n.a.	0.040	-17.753	3.008	1.58
FL02	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	6.9	2.2	n.a.	0.087	-21.287	3.629	1.55
FL03	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	11.8	13.7	F	0.068	-22.580	4.831	2.10
FL04	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	10.1	10.5	M	0.130	-24.985	4.521	1.92
FL05	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	10.6	9.6	M	0.135	-27.300	5.342	1.97
FL06	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	11.1	12.9	M	0.125	-24.744	4.637	2.09
FL07	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	11.9	15.7	M	0.220	-26.287	4.917	2.08
FL08	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	14.2	31.8	F	0.149	-24.301	5.212	2.47
FL09	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	15.8	47.9	F	0.237	-27.212	4.552	2.45
FL10	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	19.4	73.8	F	0.209	-23.333	6.195	1.69
FL11	Flåte	110	10.13.2016	Abbor	19.1	68.4	M	0.356	-28.360	5.426	2.49

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