



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Miljøovervåking av kvikksølv i abbor, 2010

TA
2737
2010

Forord

På oppdrag av Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Akvaplan-niva kartlagt konsentrasjonene av kvikksølv i abbor i tre innsjøer i Øst-Norge og to innsjøer i Finnmark. Prosjektet ble utført høsten 2010. Det er valgt innsjøer hvor forekomsten av kvikksølv tidligere har vært undersøkt i fisk. Prosjektet skal bidra med økt kunnskap om nivåer av kvikksølv i ferskvannsfisk og skal kunne danne grunnlag for trendovervåking av kvikksølv i abbor i de samme innsjøene.

Prosjektet har mottatt betydelig delfinansiering fra NIVA og Akvaplan-niva gjennom det NFR-finansierte prosjektet Merino, det strategiske instituttprogrammet Hg-SIS, samt interne instituttmidler fra Akvaplan-niva.

Prosjektleder og hovedforfatter av rapporten har vært forsker Eirik Fjeld. Medarbeidere har vært seniorforsker Sigurd Rognerud (NIVA), senior rådgiver Guttorm Chistensen (Akvaplan-niva), seniorrådgiver Geir Dahl-Hansen (Akvaplan-niva) og stipendiat Hans-Fredrik Veiteberg Braaten.

Prosjektansvarlig hos Klif har vært sjefingeniør Jon L. Fuglestad

De kjemiske analysene har vært gjort ved NIVA og analyser av stabile isotoper er gjort ved Institutt for energiteknikk (IFE).

En stor takk rettes til alle involverte.

NIVA, Oslo 30.11.2010

Eirik Fjeld

Forsker, prosjektleder

Sammendrag.....	4
English summary.....	5
1. Innledning.....	6
2. Materialer og metoder.....	7
2.1 Prosjektorganisering	7
2.2 Lokalteter og prøvetaking	7
2.3 Kjemiske analyser	8
2.4 Statistiske analyser	9
3. Resultater og diskusjon	10
3.1 Vannkjemi	10
3.2 Fisk	11
3.3 Beskrivelse av prøvematerialet	11
3.4 Historisk utvikling	13
3.5 Kvikksølv og stabile N-isotoper.....	16
4. Konklusjoner	19
5. Referanser.....	20

Sammendrag

Kvikksølvkonsentrasjonene i abbor, innfanget i perioden september – oktober i 2010, ble undersøkt i fem innsjøer. Tre av innsjøene lå i Øst-Norge og to i Finnmark. For alle innsjøene fantes det data på kvikksølv fra tidligere undersøkelser. Bakgrunnen for undersøkelsen var tidligere rapporter som viste tildels betydelige økninger i kvikksølvkonsentrasjonen fra 1990-tallet og til 2008. Undersøkelsen skal danne utgangspunkt for en eventuell framtidig trendovervåking av kvikksølv i abbor.

For bestandene i Øst-Norge hadde konsentrasjonen av kvikksølv i snitt økt med 27 % sammenliknet med nivåene i 1990/1991. Dette var mindre enn økningen fra 1990/1991 og til 2008, som var på 54 %. For den ene bestanden i Finnmark hadde konsentrasjonen sunket med 45 % i 2010 sammenliknet med nivået i 1991. For den andre bestanden var nivåene i 2010 og 1995 nær identiske.

Konsentrasjonene økte generelt med fiskens størrelse. For de tre østnorske bestandene var det sannsynlig at kvikksølvkonsentrasjonene oversteg EUs omsetningsgrense på 0,5 mg/kg når fisken ble større enn omlag 20–23 cm. For fisken fra Finnmark var det lite sannsynlig at omsetningsgrensen skulle overskrides.

Konsentrasjonene av kvikksølv i vann ble målt i de tre innsjøene i Øst-Norge. Konsentrasjonene av totalt kvikksølv var i området 3–4 ng/L, hvorav metylkvikksølv utgjorde 2–4 %. Dette er konsentrasjoner som ikke atskiller seg fra de vanlig forekommende nivåer i nordiske skogssjøer.

Årsaken til de økte konsentrasjonene i abbor fra 1990-tallet og til 2008/2010 er uviss. De atmosfæriske avsetningene av kvikksølv har trolig sunket i samme periode, så dette forholdet kan vanskelig skyldes økt tilførsel av kvikksølv til nedbørområdene. Reduksjonene fra 2008 til 2010 tyder på at det kan også være betydelige år-til-år variasjoner. For å belyse mekanismene bak eventuelle trender og mer kortsiktige fluktuasjoner i nivåene trengs det en mer langsiktig overvåking av kvikksølv i fisk og relaterte miljøfaktorer.

English summary

Mercury concentrations in perch (*Perca fluviatilis*), caught in the period from September to October in 2010, was investigated in five lakes. Three of the lakes were in eastern Norway and two in North Norway, the county of Finnmark. There existed data on mercury from previous surveys for all lakes. The motivation for this survey was earlier reports showing significant increases in mercury concentration from the 1990s and to 2008. The survey will form the basis for future trend monitoring of mercury in perch.

For the perch populations from Eastern Norway we found an average increase in mercury concentration by 27% compared with the levels in 1990/1991. This was less than the increase between 1990/1991 and 2008, which was 54%. For the Finnmark populations, one had the concentration reduced by 45% in 2010 compared with the level in 1991. The levels in 2010 and 1995 were nearly identical for the other population.

The concentrations generally increased with fish size. For the three Eastern Norway populations, it was likely that the mercury concentrations exceeded the EU consumption limit of 0.5 mg Hg/ kg if the fish were larger than about 20-23 cm. For fish from Finnmark it was unlikely that the consumption limit would be exceeded.

The concentrations of mercury in water were measured in the three lakes in eastern Norway. The concentrations of total mercury was in the range 3-4 ng Hg /L, of which methyl mercury concentrations accounted for 2-4%. These concentrations do not differ from those commonly occurring in Nordic forest lakes.

The reason for the increased concentrations from the 1990s and 2008/2010 is uncertain. As the atmospheric deposition of mercury probably has declined during the same period, the cause can not be due to increased supply of mercury to the watersheds.

1. Innledning

I to undersøkelser av kvikksølv i abbor og ørret fra Øst- og Sør-Norge i 2008 (Fjeld og Rognerud, 2009a og b) ble det påvist tildels betydelige økninger i konsentrasjonene sammenliknet med nivåer på 1990-tallet. For abbor ble det funnet en gjennomsnittlig økning på 63% fra 1991 (10 bestander), mens det for ørret ble påvist en gjennomsnittlig økning på 23 % fra perioden 1998–2001 og til 2008 (14 bestander). Dette var dramatiske og overraskende tall, særlig for abbor. Da de atmosfæriske avsetningene av kvikksølv har blitt redusert i samme periode (Wängberg *et al.* 2010) var det forventet en reduksjon eller nær uforandrede nivåer av kvikksølv i fisk.

Årsaken til de stigende kvikksølvkonsentrasjonene er uvisst, og situasjonen ble tatt alvorlig av Klif som så behovet for en oppfølging av undersøkelsene. Kvikksølv er en av norsk miljøforvaltnings prioriterte miljøgifter, og Norge deltar aktivt i FNs miljøprogram UNEP for å få til en global avtale om reduksjoner i utslippene av kvikksølv.

Klif ønsket å følge situasjonen nærmere i noen utvalgte lokaliteter, samt å inkludere innsjøer fra Finnmark i undersøkelsen. Det ble derfor utlyst et prosjekt som skulle legge grunnlaget for en for trendovervåking av kvikksølv i abbor i de samme innsjøene. NIVA sammen med vår partner Akvaplan-niva fikk oppdraget, og økte de økonomiske rammene i prosjektet ved å inkludere aktiviteter fra andre pågående prosjekter, samt med interne instituttmidler.

Vi har i denne undersøkelsen kartlagt kvikksølvkonsentrasjonene i abbor fra tre sjøer i Øst-Norge og to i Finnmark. I samtlige sjøer har NIVA og Akvaplan-niva undersøkt kvikksølvnivåene i fisk på første halvdel av 1990-tallet.

Videre har vi analysert vannkjemien i de utvalgte innsjøene, med tanke på å kartlegge forhold som kan tenkes å påvirke kvikksølvkonsentrasjonene i fisk. Vi har med moderne analytiske metoder kunnet gjøre nøyaktige bestemmelser av konsentrasjonene av kvikksølv og metylkvikksølv i vann. Analyser av metylkvikksølv er svært relevant for forståelsen av prosessene som ligger bak oppkonsentreringen av kvikksølv i fisk. Kvikksølv i fisk foreligger i all hovedsak som metylkvikksølv (Wiener and Spry, 1996). Dette er en farlig nervegift, som binder seg til proteiner i organismer og oppkonsentreres i det økologiske næringsnett (biomagnifiseres).

2. Materialer og metoder

2.1 Prosjektorganisering

Prosjektet er inndelt i to hoveddeler: en basisdel finansiert av Klif og en supplerende del finansiert gjennom pågående prosjekter ved NIVA: det NFR-finansierte prosjektet Merino; det strategiske instituttprogrammet Hg-SIS; samt interne instituttmidler fra Akvaplan-niva.

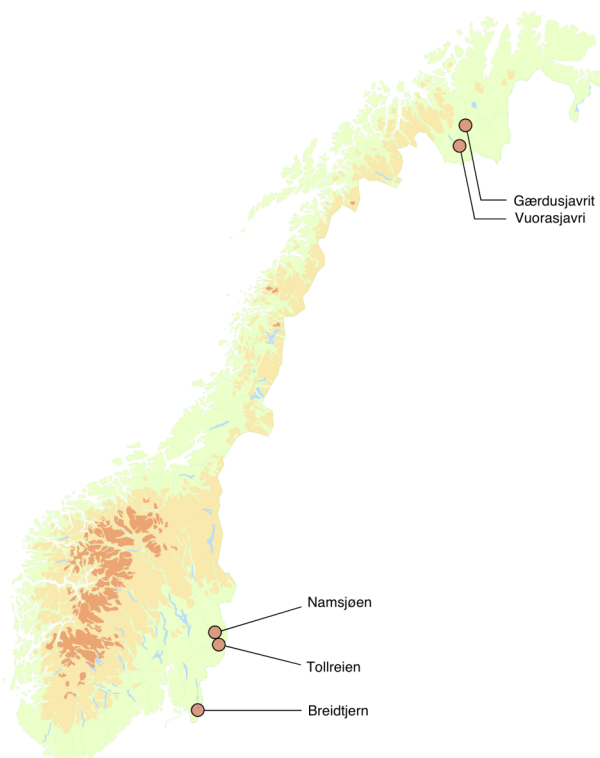
Basisdelen omfatter de tre innsjøene Vourasjavri, Breitjern og Tollreien, med analyser (Hg og stabile isotoper) av 20 fiskeprøver fra hver sjø, vannkjemi (hovedioner og TOC), samt rapportering. Det øvrige arbeidet er finansiert av de andre prosjektene.

Feltarbeidet i Finnmark er gjort av medarbeiderne fra Akvaplan-niva, mens feltarbeidet i Øst-Norge er gjort av personell fra NIVA.

2.2 Lokalteter og prøvetaking

Det ble fisket abbor i fem ulike innsjøer; tre på Østlandet og to i Finnmark (Figur 1, Tabell 1). For alle innsjøene fantes det data på kvikksølv fra tidligere undersøkelser (Rognerud *et al.* 1996, Fjeld og Rognerud 2009a, Skotvold *et al.* 1997).

Fisken ble fanget med garn i løpet av september 2010, og vannprøver ble da tatt samtidig. All fisk ble frosset eller kjølt ned like etter innfangning og fraktet til NIVA hvor den ble oppbevart i kjøleskap (4 °C) eller i dypfryser (-18°C) inntil uttak av vevsprøver. Under transport og nedfrysing ble fisken oppbevart i ren aluminiumsfolie og polyetylenposer.



Figur 1. Kart over de undersøkte lokalitetene.

Registrering av fiskedata og uttak av prøver av fisk fulgte i all hovedsak protokollen som beskrevet i EMERGE- manualen (<http://www.mountain-lakes.org/emerge/methods/29.pdf>). Gjellelokk ble dissekert ut for påfølgende registrering av alder.

Tabell 1. Innsjøene som er med i undersøkelsen. NVE nr. er innsjønummer i NVEs innsjødatabase. Koordinatene er gitt for UTM sone 33.

NVE nr.	innsjø	kommune	fylke	areal, km ²	hoh, m	UTM ØV	UTM NS	prøvedato
3555	Breidtjern	Aremark	Østfold	0,24	190	309876	6557372	13.09.2010
157	Namsjøen	Grue	Hedmark	1,09	198	343900	6711242	09.09.2010
4076	Tollreien	Kongsvinger	Hedmark	0,84	220	351575	6686815	09.10.2010
54372	Gærdusjavrit	Kautokeino	Finnmark	0,60	368	838993	7714038	10.09.2010
2235	Vuorasjavri	Kautokeino	Finnmark	3,37	345	827362	7673354	11.09.2010

2.3 Kjemiske analyser

Kvikksølvanalysene av fisk som inngår i basisprogrammet (60 prøver) ble analysert på NIVAs laboratorium etter akkreditert metode E-4-3, dvs. salpetersyreoppslutning og kaldamp-atomabsorpsjon-spektroskopi. Alle konsentrasjoner som omtales er basert på prøvens våtvekt. De supplerende prøvene ble analysert med en Lumex Mercury Analyser RA 915 (atomisering ved pyrolysis og direkte bestemmelse ved atomabsorpsjonspektrometri). Resultatene fra disse to metodene viser svært god overensstemmelse ($r = 0,99$; parvis test for forskjeller: $t = 0,04$, $p = 0,97$; $N = 60$).

Analysene av hovedioner og TOC (totalt organisk karbon) i vann fulgte akkrediterte metoder og er de samme som rutinemessig benyttes i NIVAs forsuringsovervåking (SURPAK analyseprogram). Metodene er oppgitt i Tabell 3.

Analyser av kvikksølv i vann (tot-Hg) og metylkvikksølv (MeHg) ble gjort ved NIVA med kalddamp-atomfluorescens-spektroskopi (Brook Rand MERCX analyzer).

Vannprøvene ble tatt om høsten samtidig med prøvefisket, og de ble tatt i overflatesjiktet (0-0,2 m) midt i innsjøene.

Videre ble fiskeprøvene analysert for stabile N- og C-isotoper, målt som $\delta^{15}\text{N}$ (forholdet mellom ^{15}N og ^{14}N) og $\delta^{13}\text{C}$ (forholdet mellom ^{13}C og ^{12}C) for å bestemme deres relative trofiske posisjon (plass i næringsnett) og karbonkilder (Minagawa og Wada 1984, Van der Zanden 1997).

Analysene (akkreditert metode) ble gjort ved Institutt for energiteknikk (IFE). Isotopforholdene er informasjon som i en framtidig trendovervåking vil være nyttig for å avgjøre om det har skjedd endringer i næringsnett som kan ha betydning for oppkonsentreringen av miljøgifter.

$$\delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}})-1] \cdot 1000$$

Her er R_{sample} forholdet $^{14}\text{N}:^{15}\text{N}$ i prøven, mens R_{standard} er tilsvarende forhold i atmosfærisk nitrogen. Det er antatt at den underliggende isotop-fraksjoneringsmekanismen er knyttet til forskjeller i vibrasjonsenergi mellom ^{14}N - og ^{15}N -aminogrupper og de kinetiske forskjeller

dette igjen innebærer for transaminering- og deamineringsreaksjoner i aminosyresyntesen (Minagawa and Wada 1984).

Tabell 2. *Analysemetoder og deteksjonsgrenser for kjemiske analyser av vann og biota. Samtlige analyser er akkrediterte, med unntak av total-Hg og metyl-Hg i vann.*

Analysevariabel	kode	enhet	deteksjonsgrense	analysemetode
Surhetgrad	pH	pH-enheter	1–13	NS 4720
Ledningsevne	KOND	mS/m 25C	0,2	NS-ISO 7888
Alkalitet	ALK	mmol/L	0,01	NS-ISO 9963-1
Klorid	Cl	µg/L	2	NS-EN ISO 10304-1
Sulfat	SO4	µg/L	2	NS-EN ISO 10304-1
Nitrat	NO3	µg/L	1	NS-4745
Kalsium	Ca	µg/L	5	NS-EN-ISO 14911
Magnesium	Mg	µg/L	1	NS-EN-ISO 14911
Natrium	Na	µg/L	4	NS-EN-ISO 14911
Kalium	K	µg/L	3	NS-EN-ISO 14911
Total nitrogen	Tot-N	µg/L	10	NS 4743
Fosfat	PO4-P	µg/L	1	NS 4724
Total fosfor	Tot-P	µg/L	1	NS-4745
Total organisk karbon	TOC	mg/L	0,1	NS-EN 1484
Reaktivt og illabilt aluminium	Al/R+Al/II	mg/L	5	NIVA metode E 3-2
Total Hg i biota	Hg-B	mg/kg	0,005	NIVA metode E 4-3
Total Hg i vann	Hg-L	ng/L	0,03	EPA Method 1631
metyl-Hg i vann	Me-Hg L	ng/L	0,01	EPA Method 1630

2.4 Statistiske analyser

Til de statistiske analysene er det benyttet dataprogrammet JMP (SAS Institute Inc., 2004).

3. Resultater og diskusjon

3.1 Vannkjemi

Innsjøene på Østlandet var sure, dårlig buffrede, brune (dystrofe) og næringfattige – med unntak av Namsjøen som var mer næringsrik og mindre sur enn de andre. Generelt kan de klassifiseres som typiske øst-norske skogssjøer, selv om Namsjøen hadde et avvikende høyt innhold av fosfor. Innsjøene i Finmark var næringsfattige, uforsurede, oligotrofe innsjøer.

Sjøene på Østlandet ble analysert for kvikksølv: totalt Hg var i området 3,37–4,35 ng/l, mens metyl-Hg var i området 0,07–0,18 ng/l, det vil si 2–4 % av totalt Hg. Det eksisterer få pålitelige målinger av totalt Hg og metyl-Hg i norske innsjøer, men våre konsentrasjonene er omlag som de rapportert hos Larssen *et al.* (2008) og i tidligere undersøkelser av svenske sjøer (Lindqvist *et al.* 1991).

Tabell 3. Vannkemiske analyser av de undersøkte innsjøene.

Analysevariabel	NIVA metode	enhet	Breiddtjern	Namsjøen	Tollreien	Gærdusjavri	Vourasjavri
pH	A 1-4	pH	5,14	5,96	5,54	6,28	6,89
Konduktivitet	A 2-3	mS/m	2,67	2,00	1,57	2,33	7,97
Alkalinitet	C 1	mmol/l	0,023	0,086	0,040	0,195	0,690
Tot-P/L	D 2-1	µg P/l	4	28	7	4	8
Tot-N/L	D 6-1	µg N/l	235	310	245	185	160
NO ₃ -N	C 4-3	µg N/l	3	1	1	2	<1
TOC	G 4-2	mg C/l	7,8	14,8	11,7	4,3	2,9
Cl	C 4-3	mg/l	3,73	1,08	1,01	0,52	0,70
SO ₄	C 4-3	mg/l	1,55	1,21	1,42	0,90	5,36
Ca	C 4-3	mg/l	0,41	1,85	0,91	2,53	10,0
K	C 4-3	mg/l	0,13	0,27	0,23	0,62	1,30
Mg	C 4-3	mg/l	0,34	0,55	0,34	0,61	2,88
Na	C 4-3	mg/l	2,84	1,34	1,18	1,0	1,33
Al/R (reaktiv Al)	E 3-2	µg/l	196	67	137	<5	<5
Al/II (ikke-labil Al)	E 3-2	µg/l	104	62	109	<5	<5
Tot-Hg	US EPA 1631	ng/l	3,37	3,55	4,35		
MeHg (metyl-Hg)	US EPA 1630	ng/l	0,07	0,19	0,18		

3.2 Fisk

3.3 Beskrivelse av prøvematerialet

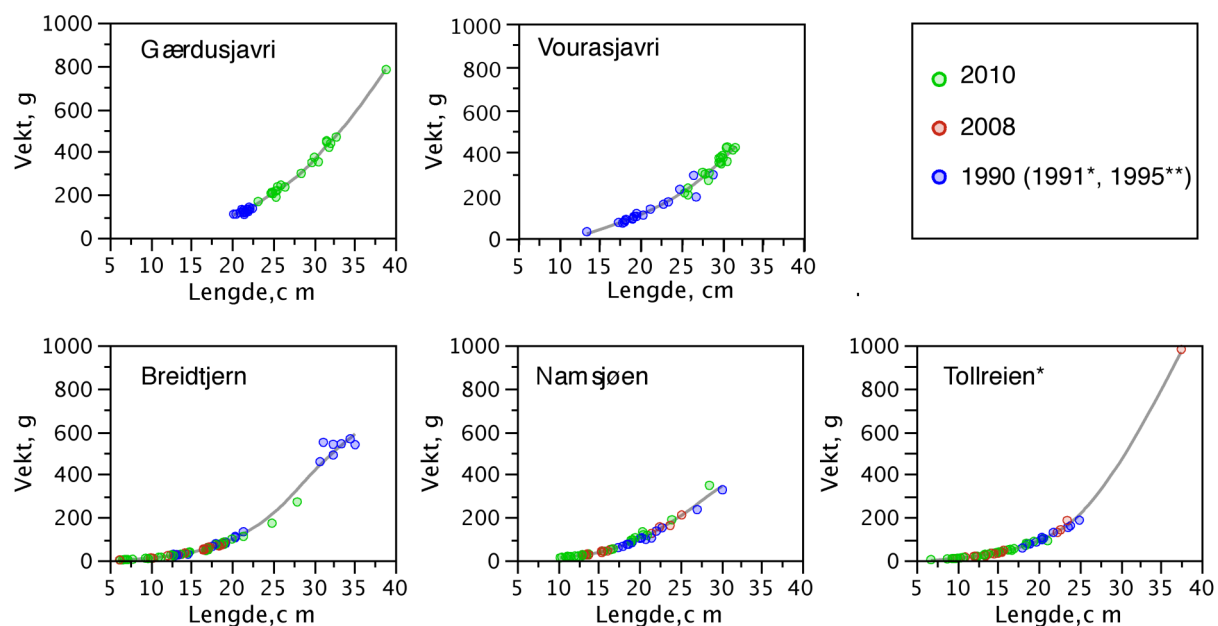
I 2010 ble det samlet inn og analysert kvikksølv i totalt 134 abbor fra fem innsjøer. Fra hver innsjø ble det forsøkt innsamlet og analysert omlag 30 individer. For innsjøene i Finnmark har vi imidlertid foreløpig analysert 20 individer fra hver bestand (kun basisprogrammet).

Fisken fra Østlandet var gjennomgående mindre enn fisken fra Finnmark, men hadde tildels vesentlig høyere kvikksølvkonsentrasjoner. Statistikker for lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon for de enkelte bestandene, sammen med historiske data, er gitt i Tabell 4. For materialet innsamlet i 2010 var midlere lengde i området 13,6–29,1 cm, midlere vekt i området 34–339 g, og midlere kvikksølvkonsentrasjon 0,14–0,39 mg/kg.

En grafisk sammenlikning av lengde-vekt forholdene til det analysert materialet fra de enkelte bestandene er gitt i Figur 2. Denne illustrerer de tildels betydelige størrelsesforskjellene i materialet fra de ulike bestandene og mellom de forskjellige fangstårene. Mens bestandene fra Østlandet hadde et stort innslag av småfisk (< 20 cm) besto materialet fra Finnmark av mer storvokste individer.

Tabell 4. *Lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon i abbor fanget i de ulike fangstårene. Antall (N), middelerverdi, standard avvik (SD) min- og maksimumsverdier.*

Lokalitet	År	N	Lengde, cm				Vekt, g				Hg, mg/kg			
			middel	SD	min	maks	middel	SD	min	maks	middel	SD	min	maks
Breidtjern	1991	25	21,1	8,0	12,8	35,1	191	216	21	565	0,40	0,37	0,13	1,90
	2008	25	15,2	3,3	6,2	19,1	45	23	2	84	0,33	0,16	0,08	0,68
	2010	34	14,0	5,5	6,3	28,0	47	56	3	272	0,25	0,17	0,08	0,72
Namsjøen	1991	16	20,8	3,5	17,4	30,2	116	72	59	328	0,44	0,19	0,19	0,83
	2008	20	16,0	3,9	13,0	25,2	58	57	24	211	0,47	0,18	0,20	0,78
	2010	30	15,4	4,6	10,3	28,6	61	71	12	349	0,39	0,26	0,09	1,19
Tollreien	1990	13	20,8	2,2	18,0	25,0	108	38	58	187	0,45	0,09	0,35	0,66
	2008	20	16,0	6,4	9,4	37,5	94	214	9	981	0,56	0,45	0,20	2,07
	2010	30	13,6	3,8	6,8	21,1	34	28	3	100	0,33	0,19	0,10	0,87
Gærdusjavrit	1991	19	21,6	0,6	20,2	22,5	125	10	108	142	0,23	0,02	0,20	0,29
	2010	20	28,5	3,9	23,2	38,9	326	148	169	782	0,15	0,04	0,11	0,30
Vuorasjavri	1995	20	20,7	3,8	13,4	28,9	130	72	30	296	0,09	0,04	0,04	0,16
	2010	20	29,1	1,8	25,4	31,6	339	68	202	426	0,14	0,04	0,09	0,26



Figur 2. Lengde-vekt forhold til abbor fra de enkelte bestandene. Prøvene fra de ulike fangstårene er merket med forskjellig farge.

3.4 Historisk utvikling

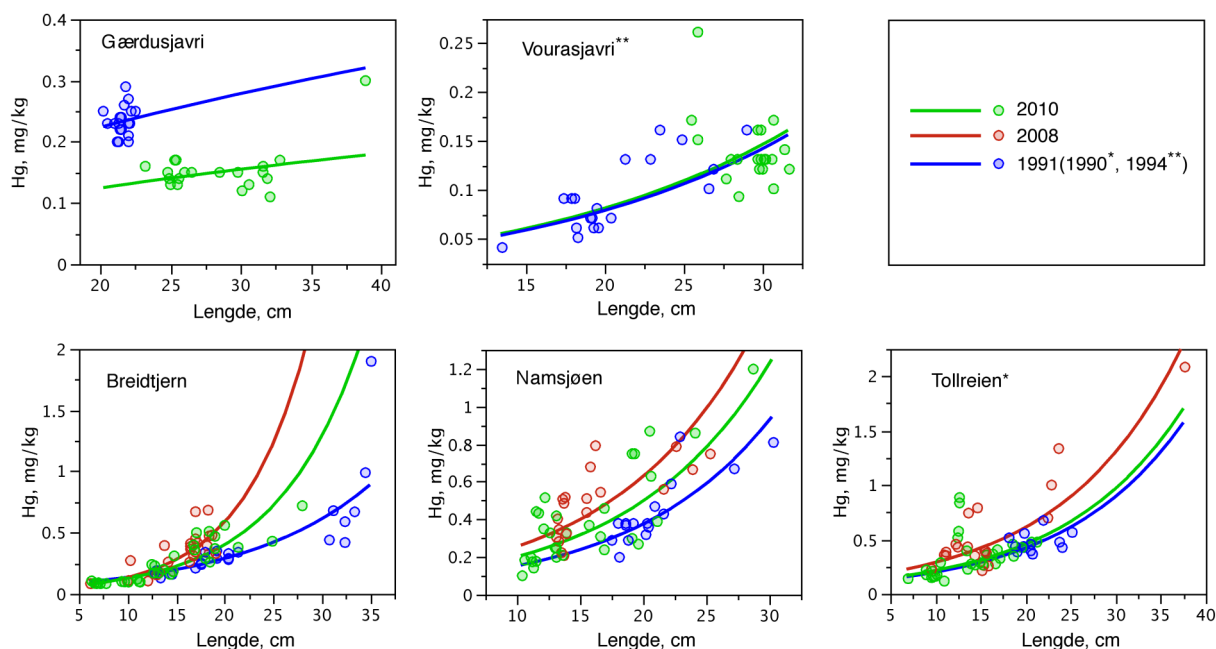
Det var generelt var en god sammenheng mellom fiskestørrelse og kvikksølvkonsentrasjon, og for fire av bestandene syntes det å ha vært tildels betydelige endringer i kvikksølvnivåene fra 1990-tallet og fram til 2010 (Figur 3).

På grunn av sammenhengen mellom konsentrasjon og fiskelengde – og det at størrelsesfordelingen kan variere mellom årene – må det justeres for ulik fiskelengde når kvikksølvkonsentrasjonen skal sammenliknes mellom år. Vi har gjort dette med kovariansanalyser hvor vi tillot effekter av interaksjoner mellom år og lengde. Modellen vi testet var følgende:

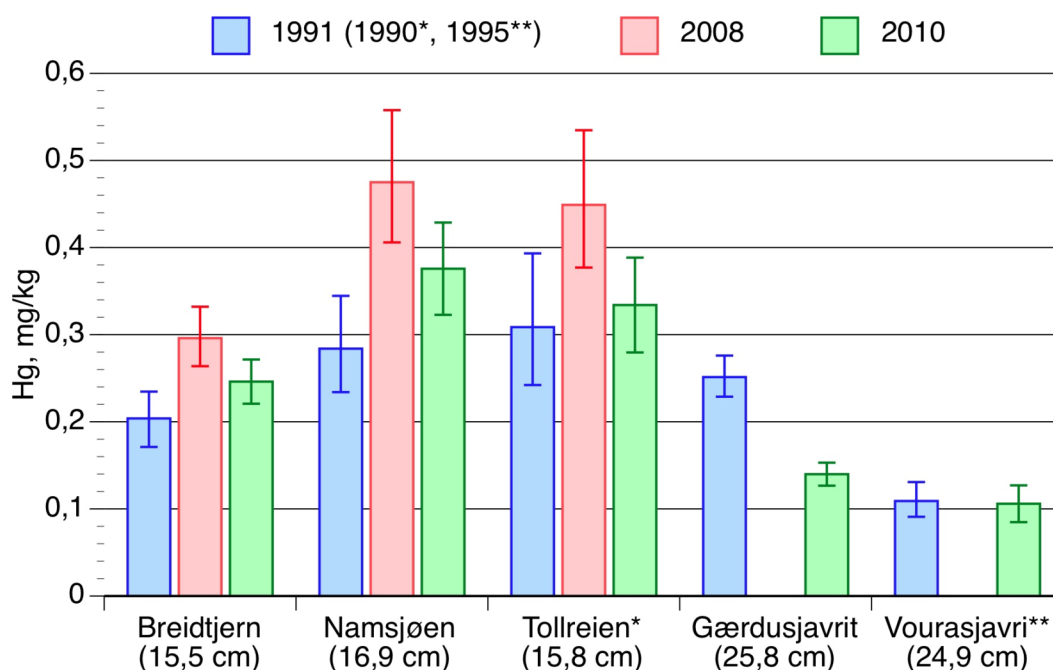
$$\log \text{Hg} = B_0 + B_1 \cdot \text{lengde} + B_2 \cdot \text{år} + B_{35} \cdot (\text{lengde} \cdot \text{år})$$

For hver bestand testet vi først for ulikheter mellom de årlige stigningskoeffisientene (interaksjonen mellom år og lengde). Dersom denne ikke var statistisk signifikant antok vi parallellitet mellom regresjonene av konsentrasjon på lengde. Vi re-estimerte da modellen og testet for forskjeller mellom år. Dette gjorde vi for hver abborbestand. De statistiske testene er i sin helhet gitt i vedlegg 2.

Når det gjøres slike gjentagne statistiske analyser på undergrupper av et utvalg observasjoner (multiple sammenlikninger) øker sannsynligheten for introdusere statistiske «Type I» feil. Dette er falske positive resultater hvor vi avviser nullhypotesen når denne er sann (nullhypotesen vil være at det ikke er noen forskjeller mellom årene). Signifikansnivåene vil således bli inflaterte og misvisende. Dette kan imidlertid korrigeres for ved å benytte et lavere signifikansnivå (Bonferroni-justeringer: p/n hvor p er signifikansnivået og n er antall tester).



Figur 3. Forholdet mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde i de undersøkte abborbestandene. Datapunktene og regresjonskurvene for de ulike fangstårene er markert med ulike farger. Regresjonene er basert på log-transformerte Hg-data.



Figur 4. Lengdejusterte midlere kvikksølvkonsentrasjon (m. 95 % konfidensintervall) i abbor fra de ulike fangstårene. Konsentrasjonene er justert til midlere lengde for det samlede utvalget fra hver bestand, og er basert på regresjonene i Figur 3. Midlere lengde er gitt under innsjønavnet.

Tabell 5. Lengdejustert midlere kvikksølvkonsentrasjon i abbor (Hg-just.), samt forventet lengde hvor konsentrasjonen er lik omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg ($L_{0,5}$). Ved lengdejusteringen er lengden satt til det aritmetisk middel for hver bestand. Øvre og nedre 95% konfidensgrenser (CL) er oppgitt.

Lokalitet	År	midlere lengde, cm	konsentrasjon, mg Hg/kg			Lengde ved 0,5 mg Hg/kg, cm		
			Hg-just.	nedre 95 % CL	øvre 95 % CL	$L_{0,5}$	nedre 95 % CL	øvre 95 % CL
Breidtjern	1991	15,5	0,20	0,17	0,23	27,4	25,8	29,5
Breidtjern	2008	15,5	0,30	0,26	0,33	19,1	17,9	20,9
Breidtjern	2010	15,5	0,25	0,22	0,27	22,6	21,0	24,6
Namsjøen	1991	16,9	0,28	0,23	0,34	23,1	21,0	25,8
Namsjøen	2008	16,9	0,47	0,41	0,56	17,4	15,7	19,3
Namsjøen	2010	16,9	0,38	0,33	0,43	20,0	19,1	21,6
Tollreien	1990	15,8	0,31	0,24	0,39	22,3	19,3	25,4
Tollreien	2008	15,8	0,45	0,38	0,53	17,7	14,9	19,8
Tollreien	2010	15,8	0,33	0,29	0,39	20,2	18,7	22,4
Gærdusjavrit	1991	25,1	0,25	0,23	0,28	.	.	.
Gærdusjavrit	2010	25,1	0,14	0,13	0,15	.	.	.
Vourasjavri	1995	24,9	0,11	0,09	0,13	.	.	.
Vourasjavri	2010	24,9	0,11	0,09	0,13	.	.	.

Kun for Breidtjern var det en signifikant effekt av interaksjonen mellom lengde og år. Etter en inspeksjon av regresjonene fikk vi bekreftet at de ikke krysset hverandre ved lengder over 5 cm, og det var derfor meningsfullt å teste for forskjeller mellom lengdejusterte gjennomsnitt.

De justerte gjennomsnittene er vist i Tabell 5 og i Figur 4. For bestandene med tre fangstår (sjøene på Østlandet) testet vi med *post-hoc* analyser om hvorvidt de justerte gjennomsnittene for 2010 og 2008 var forskjellig fra nivået på 1990-tallet. For disse var konsentrasjonen lavest i 1990/1991, høyest i 2008, mens i 2010 lå de mellom disse årene – med unntak for Tollreien hvor nivået da var nær identisk med det i 1991. Samtlige justerte gjennomsnitt fra 2008 var statistisk signifikant høyere enn de fra 1990/1991, og kun for Tollreien kunne vi ikke påvise noen statistisk signifikant forskjell mellom 2010 og det fra 1990-tallet.

Det høyeste justerte gjennomsnittet ble funnet i Namsjøen (0,38 mg/kg), etterfulgt av Tollreien (0,33 mg/kg) og Breidtjern (0,25 mg/kg). Dette er samme rangering som konsentrasjonene av metyl-Hg i vannmassene, men det lite trolig at dette reflekterer en enkel sammenheng mellom konsentrasjonene i vann og fisk, da biomagnifisering påvirkes av en rekke andre faktorer.

Lengejustert midlere kvikksølvkonsentrasjon for de tre Østlandssjøene økte med 54 % fra 1990/1991 og til 2008, mens økningen fra 1990/1991 og til 2010 var 27 %. For bestandene fra Finnmark hadde det justerte gjennomsnittet for Gærdusjavrit sunket med nær 45 % fra 1991 og til 2010, mens det for Vourasjavri ikke kunne spores noen endringer fra 1995.

Basert på regresjonene i Figur 3 kunne vi gjøre en prediksjon av forventet lengde ved en gitt kvikksølvkonsentrasjon. Vi tok utgangspunkt i EUs omsetningsgrense på 0,5 mg Hg/kg og estimerte ved hvilken forventet lengde vi ville finne disse nivåene. For sjøene på Østlandet viste prediksjonene at for 2010 ville omsetningsgrensen overskrides når fisken ble 20,0–22,6 cm lang (Tabell 5). For innsjøene i Finnmark var det imidlertid lite meningsfullt å gjøre slike beregninger, da det ville innebære at vi måtte ekstrapolerte fiskelengdene til umulige verdier. Det er derfor ikke sannsynlig at omsetningsgrensen vil overskrides i abbor fra disse sjøene.

Årsaken til de større endringene over tid, trendene, er uvisst. Da resultatene fra 2008 første gang ble publisert, som en del av en større undersøkelse (Fjeld og Rognerud, 2009a), var vi overrasket at vi i 10 ulike abborbestander fant at konsentrasjonene i gjennomsnitt hadde økt med mer enn 60 % siden 1991. Også i ørretbestander kunne vi finne en økning fra 1990-tallet og til 2008 på drøyt 20 % (Fjeld og Rognerud, 2009b). Da de atmosfæriske avsetningene av kvikksølv i Sørøst-Norge har sunket betydelig løpet av de siste tiår (Wängberg *et al.* 2010), hadde vi forventet å finne en nedgang eller uendrede nivåer i fisk. Som mulige hypoteser på økningen trakk vi fram forhold som endret temperatur/fuktighet som kunne stimulere den mikrobielle metyleringen av kvikksølv, skogsdrift og påfølgende økt avrenning av kvikksølv/metylkvikksølv, samt økt avrenning av humus (brunere vann) som kunne svekke fotodemetyleringen av metylkvikksølv. Undersøkelsen fra 2010 gir imidlertid ikke grunnlag for ytterligere funderinger om årsaksforholdene. Det trengs en mer langsiktig overvåking av kvikksølv i fisk og relaterte miljøfaktorer for å gi svaret på dette.

Reduksjonene fra 2008 og til 2010 indikerer at det kan være en vesentlig år-til-år variasjon i kvikksølvkonsentrasjonene i ferskvannsfisk. Slik variasjon vil framstå seg som mer tilfeldige fluktuasjoner omkring en mer langsiktig trendlinje. Dette er viktig å være bevisst under vurderingen av mulige trender, og understreker betydningen av å bygge opp langsiktige tidsserier basert på årlig prøvetakning. Årsakene til en slik år-til-år variasjon er lite studert,

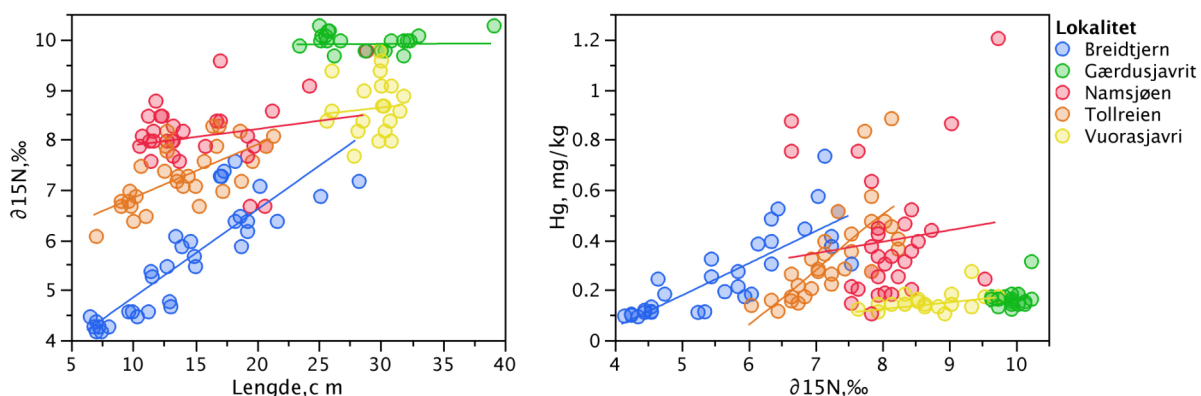
men det er ikke urimelig å anta at variabilitet i noen av de samme faktorer som nevnt ovenfor (temperatur, avrenning mm.) som påvirker forekomsten av metylkvikksølv, samt i produksjonsforhold i innsjøen som styrer tilgangen av ulike byttedyr og vekstrater hos fisken kan bidra.

Det er påfallende at mens konsentrasjonen i abbor fra Øst-Norge generelt har steget siden 1990-tallet, synes den å ha sunket eller være uforandret i Finnmark. En skal være forsiktig med å generalisere ut fra et så lite antall bestander som vi har undersøkt, men dersom dette er riktig kan det bety at vi har gradient med økende kvikksølvnivåer i sør og et avtak nordover. I og med at vi har så lite konkret informasjon om endringer i viktige miljøfaktorer som kan påvirke konsentrasjonene i fisk, er det vanskelig å gi noen hypoteser som kan forklare dette bildet. Men, igjen, dette reflekterer neppe endringer i tilførselene av kvikksølv til innsjøene. I en nasjonal undersøkelse av tungmetallkonsentrasjonene i innsjøsedimenter (Rognerud et al. 2008) har vi vist at det er en tendens til synkende kvikksølv konsentrasjoner i innsjø-sedimentene i Sørøst-Norge siden midten av 1990-tallet, mens det for Nord-Norge ikke kan påvises noen endringer. Dette bildet sammenfaller med informasjon sammenstilt av Wängberg et al. (2010) som viser at siden 1995 har de atmosfæriske avsetningene av kvikksølv avtatt sør i Skandinavia, mens de er nær uforandret i de nordlige områdene.

3.5 Kvikksølv og stabile N-isotoper

Fiskens innhold av kvikksølv økte med dens trofiske nivå eller plass i næringskjeden, målt som $\delta^{15}\text{N}$ (Figur 5). Dette er forholdet mellom de to stabile isotopene av nitrogen, ^{15}N og ^{14}N , og benyttes som et relativt mål på fiskens trofiske posisjon. En økning på ett trofisk nivå, som for eksempel fra å ernære seg på bunndyr eller zooplankton til å bli fiskespiser, er gjerne assosiert med en økning i $\delta^{15}\text{N}$ på 3,4 ‰ (Minagawa og Wada 1984, Van der Zanden 1997).

$\delta^{15}\text{N}$ -nivået varierte mye innen og mellom bestandene (Tabell 6), og deler av variasjonen skyldes effekter av fiskestørrelse (Figur 5). Hos abbor, som ofte får et større innslag av fisk i dietten ved økende størrelse, vil derfor $\delta^{15}\text{N}$ øke med fiskens lengde. Dette ser vi gode eksempler på materialet fra 2010, hvor det særlig for Breidtjern og Tollreien var en markant økning i $\delta^{15}\text{N}$ mot fiskelengde. En viktig grunn til at vi finner en så god sammenheng her er nok at prøvematerialet fra disse sjøene har et stort spenn i størrelsesfordelingene, fra liten zooplanktonspisende fisk og til større fiskespisende individer



Figur 5. Spredningsdiagrammer som viser forholdet mellom lengde, kvikksølvkonsentrasjon og N-isotop forholdet ($\delta^{15}\text{N}$) i prøvene av abbor, innsamlet høsten 2010. Bestandene er merket med forskjellige farger.

Tabell 6. Forholdet mellom stabile nitrogenisotoper, uttrykt som $\delta^{15}\text{N}$, i de undersøkte abborbestandene. Antall (N), middelerdi, standard avvik (SD), min- og maksimumverdier er gitt. Videre er korrelasjonskoeffisientene mellom $\delta^{15}\text{N}$ og lengde/kvikksølv gitt. Materialet er innsamlet høsten 2010.

Lokalitet	N	$\delta^{15}\text{N}$, ‰				korrelasjonskoeffisient, r	
		middel	SD	min	maks	$\delta^{15}\text{N}$ vs. lengde	$\delta^{15}\text{N}$ vs. Hg
Breidtjern	34	5,55	1,11	4,10	7,50	0,86	0,83
Gærdusjavrit	20	9,90	0,18	9,60	10,20	0,02	0,33
Namsjøen	30	8,06	0,66	6,60	9,70	0,32	0,12
Tollreien	30	7,21	0,61	6,00	8,20	0,67	0,72
Vuorasjavri	20	8,61	0,57	7,60	9,70	0,09	0,43

For Breidtjern var det en økning i $\delta^{15}\text{N}$ på omlag 3 ‰ fra den minste størrelsesgruppen på 6–7 cm og til den største på 20–28 cm. For Tollreien, hvor vi ikke hadde like stor spennvidde i størrelsesfordelingen (7–20 cm), var forskjellene noe mindre, omlag 1,5 ‰. For de samme to sjøene var det en god korrelasjon mellom kvikksølvkonsentrasjonen og $\delta^{15}\text{N}$ (Tabell 6), noe som viser betydningen biomagnifisering har for kvikksølvnivået i fisk.

For Namsjøen og Tollreien finnes det data på $\delta^{15}\text{N}$ fra undersøkelsen i 2008. Da kovariansanalyser ikke kunne påvise noen signifikante endringer i forholdet mellom $\delta^{15}\text{N}$ og lengde fra 2008 og til 2010. Dette indikerer at fiskens trofiske nivå ikke har endret seg i løpet av denne perioden, og vi har derfor valgt å ikke diskutere disse dataene noe nærmere.

Det var et stor sprik mellom $\delta^{15}\text{N}$ i de minste størrelsesgruppene fra hver bestand. En inspeksjon av mageinnholdet til denne størrelsesgruppen viste at de i all hovedsak ernærte seg av zooplankton. Ulikhetene avspeiler derfor sannsynligvis forskjeller i $\delta^{15}\text{N}$ -nivået hos primærprodusentene i bunn av næringskjeden, og er ikke knyttet til forskjeller i trofisk nivå.

Variasjoner i $\delta^{15}\text{N}$ -nivået hos primærprodusentene kan ha flere årsaker. Det kan skyldes at sjøene har noe ulike nitratkilder med forskjellig isotopsignatur, eller at de har forskjellige grupper av primærprodusenter med ulik fraksjonering av nitrogen (nitrogenfikserende blågrønnalger vs. ikke-fikserende alger). Det kan derfor være nødvendig å justere for

ulikheter i $\delta^{15}\text{N}$ -nivået i bunn av næringskjeden når man skal sammenlikne biomagnifiseringen mellom ulike innsjøer, eventuelt endringer over tid (baselinjusteringer).

Slike justeringer har tradisjonelt vært gjort ved å analysere $\delta^{15}\text{N}$ i veldefinerte grupper på lavt trofisk nivå (eks. snegl eller muslinger, herbivort zooplankton), for så å benytte seg av dette nivået som et referansepunkt eller baselinje i de videre beregningene. Vi har i et relatert prosjekt ved NIVA filtrert partikulært materiale/planktonalger fra overflatevannet i de undersøkte sjøene, og vil benytte $\delta^{15}\text{N}$ -nivået i klorofyll-a fra algene for videre baselinjusteringer.

4. Konklusjoner

- Konsentrasjonene av kvikksølv i abbor i tre bestander i Øst-Norge var i 2010 klart forhøyet (fordoblet) sammenliknet med nivåene i to bestander fra Finnmark (Kautokeino kommune).
- Konsentrasjonene økte generelt med fiskens størrelse. For de tre østnorske bestandene var det sannsynlig at kvikksølvkonsentrasjonene oversteg EUs omsetningsgrense på 0,5 mg/kg når fisken ble større enn omlag 20–23 cm.
- For de to bestandene fra Finnmark var det lite sannsynlig at kvikksølv-konsentrasjonene skulle overstige omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg.
- For de tre østnorske bestandene hadde konsentrasjonene i 2010 i snitt økt med nær 30 % sammenliknet med data fra 1990/1991, men de var lavere enn nivåene fra 2008. For én bestand var nivået i 2010 nær identisk med 1990-nivået. Resultatene indikerer at det kan være en viktig år-til-år variasjon som ikke fanges opp av undersøkelser som ikke pågår årlig.
- Årsaken til de økte konsentrasjonene fra 1990-tallet og til 2008/2010 er uviss. De atmosfæriske avsetningene av kvikksølv har sunket i samme periode, så årsaken kan vanskelig skyldes økt tilførsel av kvikksølv til nedbørområdene.
- For de to bestandene i Finnmark hadde konsentrasjonen i én sunket med 45 % i 2010 sammenliknet med nivået i 1991. For den andre bestanden var nivåene i 2010 og 1995 nær identiske.
- Konsentrasjonene økte tydelig med fiskens trofisk nivå (plass i næringsnettet), målt som $\delta^{15}\text{N}$. Dette viser at kvikksølvet i stor grad biomagnifiseres
- Kvikksølvkonsentrasjonene i vann ble målt høsten 2010 i de tre østnorske innsjøene. Konsentrasjonene av totalt kvikksølv var i området 3–4 ng/L, hvorav metylkvikksølv utgjorde 2–4 %. Dette er konsentrasjoner som ikke atskiller seg fra de vanlig forekommende nivåer i nordiske skogssjøer.

5. Referanser

- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2009a. Miljøgifter i ferskvannsfisk, 2008. Kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT. TA-2544/2009. 66 s. + vedlegg.
- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2009b. Kvikksølv i ørret fra Sør-Norge, 2008. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT. TA-2580/2009. 20 s. + vedlegg.
- Minagawa, M. and Wada, E., 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48, 1135–1140.
- Larssen, T. de Wit, H.A., Wiker, M. and Halse, K. 2008. Mercury budget of a small forested boreal catchment in southeast Norway. *Sci. Total Environ.* 404: 290-296.
- Lindqvist, O., Johansson, K. Aastrup, M., Andersson, A., Bringmark, L., Hovsenius, G. Håkanson, L., Iverfeldt, Å., Meili, M. & Timm, B. (1991). Mercury in forest lake ecosystems – bioavailability, bioaccumulation and biomagnification. *Water, Air Soil Pollut.* 55, 131-157.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Sundstøl, G., 1996. Landsomfattende undersøkelse av Hg i ferskvannsfisk. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT. Rapport l.nr. SR-96/017.
- Skotvold, T., Wartena, E.M.M., and Rognerud, S. Heavy metals and persistent organic pollutants in sediments and fish from lakes in Northern and Arctic regions of Norway. SFT. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport 688/97. 97 pp.
- Van der Zanden, M. J., G. Canbana & J. B. Rasmussen, 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data and $\delta^{13}\text{C}$ and the trophic position of aquatic consumers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1142–1158.
- Wängberg, I., Aspmo Pfaffhuber, K., Berg, T., Hakola, H., Kyllönen, K., Munthe, J., Porvari, P., and Verta, M. 2010. Atmospheric and catchment mercury concentrations and fluxes in Fennoscandia. *TemaNord* 2010:594. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 55 pp.
- Wiener, J.G., and D.J. Spry. 1996. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. pp. 297-339 in: Beyer, W.N., G.H. Heinz, and A.W. Redmon-Norwood, eds. *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Vedlegg 1.

Statistiske analyser (generelle lineære modeller) av relasjonene mellom kvikksølv i fisk (avhengig variabel) og lengde og fangstår (uavhengige variabler).

Vedlegg 2. Rådata for 2010

Kjønn er kodet som hann = 1 og hunn = 2.

Response Log(Hg, mg/kg) Lokalitet=Breidtjern**Summary of Fit**

RSquare	0.832526
RSquare Adj	0.821791
Root Mean Square Error	0.2839
Mean of Response	-1.38196
Observations (or Sum Wgts)	84

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	5	31.251842	6.25037	77.5489
Error	78	6.286730	0.08060	Prob > F
C. Total	83	37.538572		<.0001*

Lack Of Fit

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Lack Of Fit	62	5.8503038	0.094360	3.4594
Pure Error	16	0.4364265	0.027277	Prob > F
Total Error	78	6.2867303		0.0040*
				Max RSq
				0.9884

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-3.17109	0.114239	-27.76	<.0001*
År[1991]	-0.207998	0.051642	-4.03	0.0001*
År[2008]	0.2334476	0.049525	4.71	<.0001*
Lengde, cm	0.1129609	0.006945	16.26	<.0001*
År[1991]*(Lengde, cm-16.4655)	-0.037677	0.008114	-4.64	<.0001*
År[2008]*(Lengde, cm-16.4655)	0.0346822	0.012175	2.85	0.0056*

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
År	2	2	1.997899	12.3940	<.0001*
Lengde, cm	1	1	21.321229	264.5343	<.0001*
År*Lengde, cm	2	2	1.764983	10.9491	<.0001*

Response Log(Hg, mg/kg) Lokalitet=Gærdusjavrit**Summary of Fit**

RSquare	0.713148
RSquare Adj	0.697212
Root Mean Square Error	0.15
Mean of Response	-1.68172
Observations (or Sum Wgts)	39

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	2	2.0137588	1.00688	44.7501
Error	36	0.8100020	0.02250	Prob > F
C. Total	38	2.8237608		<.0001*

Lack Of Fit

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Lack Of Fit	29	0.73830141	0.025459	2.4855
Pure Error	7	0.07170060	0.010243	Prob > F
Total Error	36	0.81000200		0.1070
				Max RSq
				0.9746

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-2.205302	0.218252	-10.10	<.0001*
År[1991]	0.2930569	0.038516	7.61	<.0001*
Lengde, cm	0.0211417	0.008666	2.44	0.0198*

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
År	1	1	1.3026154	57.8939	<.0001*
Lengde, cm	1	1	0.1339114	5.9516	0.0198*

Response Log(Hg, mg/kg) Lokalitet=Namsjøen**Summary of Fit**

RSquare	0.567505
RSquare Adj	0.546578
Root Mean Square Error	0.348835
Mean of Response	-0.97537
Observations (or Sum Wgts)	66

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	3	9.899661	3.29989	27.1181
Error	62	7.544524	0.12169	Prob > F
C. Total	65	17.444185		<.0001*

Lack Of Fit

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Lack Of Fit	52	5.7097063	0.109802	0.5984
Pure Error	10	1.8348178	0.183482	Prob > F
Total Error	62	7.5445241		0.8870
				Max RSq
				0.8948

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-2.515653	0.189635	-13.27	<.0001*
År[1991]	-0.265139	0.076398	-3.47	0.0010*
År[2008]	0.2492983	0.065027	3.83	0.0003*
Lengde, cm	0.0901938	0.010604	8.51	<.0001*

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
År	2	2	2.0101004	8.2594	0.0007*
Lengde, cm	1	1	8.8034293	72.3455	<.0001*

Response Log(Hg, mg/kg) Lokalitet=Tollreien**Summary of Fit**

RSquare	0.541282
RSquare Adj	0.517957
Root Mean Square Error	0.390238
Mean of Response	-1.01894
Observations (or Sum Wgts)	63

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	3	10.602031	3.53401	23.2064
Error	59	8.984869	0.15229	Prob > F
C. Total	62	19.586899		<.0001*

Lack Of Fit

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Lack Of Fit	54	8.9369804	0.165500	17.2798
Pure Error	5	0.0478882	0.009578	Prob > F
Total Error	59	8.9848686		0.0023*
				Max RSq
				0.9976

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-2.21796	0.192402	-11.53	<.0001*
År[1990]	-0.151279	0.092447	-1.64	0.1071
År[2008]	0.2235235	0.07297	3.06	0.0033*
Lengde, cm	0.0753148	0.011025	6.83	<.0001*

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
År	2	2	1.4418293	4.7340	0.0124*
Lengde, cm	1	1	7.1064058	46.6649	<.0001*

Response Log(Hg, mg/kg) Lokalitet=Vuorasjavri**Summary of Fit**

RSquare	0.534587
RSquare Adj	0.509429
Root Mean Square Error	0.279056
Mean of Response	-2.23047
Observations (or Sum Wgts)	40

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	2	3.3095233	1.65476	21.2496
Error	37	2.8812829	0.07787	Prob > F
C. Total	39	6.1908061		<.0001*

Lack Of Fit

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Lack Of Fit	32	2.5461101	0.079566	1.1869
Pure Error	5	0.3351728	0.067035	Prob > F
Total Error	37	2.8812829		0.4702
				Max RSq
				0.9459

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-3.685981	0.382041	-9.65	<.0001*
År[1995]	0.0146493	0.078115	0.19	0.8523
Lengde, cm	0.0584837	0.015248	3.84	0.0005*

Response Log(Hg, mg/kg) Lokalitet=Namsjøen**Summary of Fit**

RSquare	0.567505
RSquare Adj	0.546578
Root Mean Square Error	0.348835
Mean of Response	-0.97537
Observations (or Sum Wgts)	66

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	3	9.899661	3.29989	27.1181
Error	62	7.544524	0.12169	Prob > F
C. Total	65	17.444185		<.0001*

Lack Of Fit

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Lack Of Fit	52	5.7097063	0.109802	0.5984
Pure Error	10	1.8348178	0.183482	Prob > F
Total Error	62	7.5445241		0.8870
				Max RSq
				0.8948

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-2.515653	0.189635	-13.27	<.0001*
År[1991]	-0.265139	0.076398	-3.47	0.0010*
År[2008]	0.2492983	0.065027	3.83	0.0003*
Lengde, cm	0.0901938	0.010604	8.51	<.0001*

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
År	2	2	2.0101004	8.2594	0.0007*
Lengde, cm	1	1	8.8034293	72.3455	<.0001*

Response Log(Hg, mg/kg) Lokalitet=Tollreien**Summary of Fit**

RSquare	0.541282
RSquare Adj	0.517957
Root Mean Square Error	0.390238
Mean of Response	-1.01894
Observations (or Sum Wgts)	63

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	3	10.602031	3.53401	23.2064
Error	59	8.984869	0.15229	
C. Total	62	19.586899		

Prob > F
<.0001*

Lack Of Fit

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Lack Of Fit	54	8.9369804	0.165500	17.2798
Pure Error	5	0.0478882	0.009578	
Total Error	59	8.9848686		

Prob > F
0.0023*
Max RSq
0.9976

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-2.21796	0.192402	-11.53	<.0001*
År[1990]	-0.151279	0.092447	-1.64	0.1071
År[2008]	0.2235235	0.07297	3.06	0.0033*
Lengde, cm	0.0753148	0.011025	6.83	<.0001*

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
År	2	2	1.4418293	4.7340	0.0124*
Lengde, cm	1	1	7.1064058	46.6649	<.0001*

Response Log(Hg, mg/kg) Lokalitet=Vuorasjavri**Summary of Fit**

RSquare	0.534587
RSquare Adj	0.509429
Root Mean Square Error	0.279056
Mean of Response	-2.23047
Observations (or Sum Wgts)	40

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	2	3.3095233	1.65476	21.2496
Error	37	2.8812829	0.07787	
C. Total	39	6.1908061		

Prob > F
<.0001*

Lack Of Fit

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Lack Of Fit	32	2.5461101	0.079566	1.1869

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Pure Error	5	0.3351728	0.067035	Prob > F
Total Error	37	2.8812829		0.4702
				Max RSq
				0.9459

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-3.685981	0.382041	-9.65	<.0001*
År[1995]	0.0146493	0.078115	0.19	0.8523
Lengde, cm	0.0584837	0.015248	3.84	0.0005*

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
År	1	1	0.0027387	0.0352	0.8523
Lengde, cm	1	1	1.1455880	14.7111	0.0005*

Miljøovervåking av kvikksølv i abbor, 2010. TA-2737/2010

FID	PID	LID	Lokalitet	Art	Dato	Fnr	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn	Stadium	Hg, mg/kg	d13C, ‰	d15N, ‰	C:N
9527	7174	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	1	10.5	15	2	2	0.175	-29.90	8.00	3.36
9528	7175	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	2	11	15	2	4	0.189	-30.00	8.40	3.41
9529	7176	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	3	11.1	15	2	4	0.166	-29.90	7.90	3.33
9530	7177	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	4	10.3	12	1	4	0.092	-29.60	7.80	3.32
9531	7178	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	5	11.4	16	2	4	0.169	-30.00	8.10	3.35
9532	7179	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	6	12	20	1	4	0.341	-30.80	8.40	3.37
9533	7180	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	7	11.2	19	1	4	0.133	-29.80	7.50	3.34
9534	7181	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	8	11.4	18	1	4	0.433	-30.50	7.90	3.37
9535	7182	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	9	11.6	18	1	4	0.424	-30.90	8.70	3.33
9536	7183	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	10	12.1	21	2	4	0.507	-30.50	8.40	3.28
9537	7184	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	11	12.5	21	4	2	0.32	-30.40	7.90	3.3
9538	7185	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	12	13	27	2	4	0.24	-31.30	8.20	3.28
9539	7186	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	13	12.9	26	2	4	0.24	-31.50	7.90	3.26
9540	7187	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	14	13	26	2	4	0.19	-30.30	7.60	3.29
9541	7188	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	15	13.5	26	2	4	0.2	-30.20	7.50	3.24
9542	7189	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	16	13	23	2	4	0.41	-30.60	7.90	3.31
9543	7190	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	17	13.8	30	2	4	0.32	-29.70	8.10	3.27
9544	7191	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	18	15.6	42	2	2	0.36	-28.80	7.80	3.21
9545	7192	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	19	16.5	50	2	4	0.3	-28.30	8.30	3.2
9546	7193	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	20	16.8	50	2	2	0.45	-28.60	8.30	3.15
9547	7194	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	21	16.8	54	2	2	0.23	-29.90	9.50	3.2
9548	7195	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	22	19	94	2	4	0.29	-31.30	8.00	3.18
9549	7196	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	23	19.2	96	2	4	0.74	-28.70	6.60	3.25
9550	7197	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	24	19	85	2	4	0.74	-28.60	7.60	3.24
9551	7198	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	25	19.5	106	2	4	0.26	-32.00	7.80	3.25
9552	7199	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	26	20.5	120	2	4	0.62	-28.90	7.80	3.19
9553	7200	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	27	21	117	2	7.2	0.38	-28.70	8.50	3.16
9554	7201	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	28	20.4	133	2	4	0.86	-28.30	6.60	3.21
9555	7202	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	29	24	189	2	7.2	0.85	-29.00	9.00	3.17
9556	7203	157	Namsjøen	Abbor	09.09.2010	30	28.6	349	2	4	1.19	-29.20	9.70	3.09
9463	7050	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	1	6.6	2.9	2	1	0.086	-29.20	4.20	3.32
9464	7051	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	2	6.8	3.1	1	1	0.08	-29.60	4.30	3.41
9465	7052	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	3	7.2	4.2	2	2	0.083	-29.70	4.10	3.36
9466	7053	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	4	6.8	3.6	1	2	0.083	-29.40	4.10	3.34
9467	7054	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	5	7	3.7	2	2	0.09	-29.10	4.20	3.36
9468	7055	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	6	6.3	2.5	2	1	0.106	-28.60	4.40	3.3
9469	7056	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	7	7.8	5.1	-9	1	0.084	-29.30	4.20	3.31
9470	7057	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	8	9.7	8.7	2	2	0.098	-29.50	4.50	3.23
9471	7058	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	9	10.1	10.1	2	2	0.097	-29.10	4.40	3.24
9472	7059	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	10	9.4	10.4	2	2	0.101	-29.10	4.50	3.23
9473	7060	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	11	11.3	14.2	1	4	0.097	-29.00	5.20	3.27
9474	7061	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	12	11	15	1	4	0.119	-29.90	4.50	3.23
9475	7062	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	13	12.7	22	.	.	0.17	-30.00	4.70	3.26
9476	7063	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	14	11.2	14	1	4	0.1	-28.60	5.30	3.24
9477	7064	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	15	12.8	23	1	4	0.23	-29.50	4.60	3.39
9478	7065	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	16	13.2	26	2	4	0.17	-28.60	6.00	3.2
9479	7066	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	17	12.5	25	1	5	0.24	-28.50	5.40	3.22
9480	7067	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	18	13.7	28	2	4	0.2	-28.70	5.80	3.24
9481	7068	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	19	14.4	33	2	4	0.16	-27.90	5.90	3.25
9482	7069	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	20	14.7	36	2	4	0.18	-28.50	5.60	3.2
9483	7070	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	21	14.8	40	1	4	0.31	-28.70	5.40	3.2
9484	7071	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	22	16.8	46	1	4	0.4	-27.60	7.20	3.22
9485	7072	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	23	18.5	76	2	4	0.26	-27.90	5.80	3.14
9486	7073	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	24	17.1	50	1	4	0.5	-27.90	7.30	3.2
9487	7074	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	25	16.9	57	1	4	0.36	-27.80	7.20	3.11
9488	7075	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	26	18	73	2	4	0.29	-28.00	7.50	3.13
9489	7076	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	27	18.4	68	2	4	0.51	-28.00	6.40	3.11
9490	7077	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	28	19	75	2	4	0.47	-28.00	6.30	3.09
9491	7078	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	29	18	69	2	4	0.29	-28.10	6.30	3.11
9492	7079	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	30	19	86	2	4	0.37	-28.40	6.10	3.1
9493	7080	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	31	20	100	1	4	0.56	-27.70	7.00	3.08
9494	7081	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	32	21.4	112	2	4	0.38	-28.00	6.30	3.05
9495	7082	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	33	24.9	173	2	4	0.43	-27.80	6.80	3.07
9496	7083	3555	Breidtjern	Abbor	13.09.2010	34	28	272	2	4	0.72	-27.70	7.10	3.11
9557	7204	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	1	6.8	3.3	-9	1	0.125	-31.20	6.00	3.4
9558	7205	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	2	8.8	7	2	2	0.205	-30.30	6.70	3.4
9559	7206	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	3	8.8	7	1	4	0.16	-30.30	6.60	3.35
9560	7207	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	4	9.4	8.5	1	4	0.134	-30.80	6.70	3.4
9561	7208	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	5	9.8	8	1	2	0.146	-30.90	6.30	3.43
9562	7209	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	6	9.5	8	2	2	0.192	-30.40	6.90	3.41
9563	7210	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	7	9.6	9	1	4	0.143	-30.60	6.60	3.37
9564	7211	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	8	10	10	1	4	0.16	-30.80	6.80	3.37
9565	7212	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	9	10.4	11	1	4	0.271	-30.10	7.40	3.35
9566	7213	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	10	10.8	14	1	4	0.102	-30.70	6.40	3.35
9567	7214	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	11	12.3	18	2	4	0.5	-30.20	7.30	3.34
9568	7215	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	12	12.5	18	1	4	0.82	-29.90	7.70	3.33
9569	7216	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	13	12.5	19	1	4	0.87	-30.10	8.10	3.29
9570	7217	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	14	12.4	19	2	4	0.56	-30.60	7.80	3.34
9571	7218	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	15	13.3	25	2	4	0.38	-30.10	7.10	3.35
9572	7219	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	16	13.4	28	1	4	0.21	-29.90	7.20	3.35
9573	7220	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	17	13.8	29	2	4	0.26	-30.00	7.00	3.41
9574	7221	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	18	14.2	34	2	4	0.25	-30.10	7.20	3.31
9575	7222	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	19	14.8	37	2	4	0.27	-29.30	7.00	3.22
9576	7223	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	20	15.1	39	2	4	0.25	-28.40	6.60	3.22

Miljøovervåking av kvikksølv i abbor, 2010. TA-2737/2010

FID	PID	LID	Lokalitet	Art	Dato	Fnr	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn	Stadium	Hg, mg/kg	d13C, ‰	d15N, ‰	C:N
9577	7224	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	21	15.5	41	2	4	0.34	-28.40	7.50	3.23
9578	7225	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	22	16.7	47	2	4	0.39	-30.00	8.20	3.2
9579	7226	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	23	16.5	51	2	4	0.26	-30.00	7.80	3.23
9580	7227	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	24	16.2	48	1	4	0.35	-29.80	8.20	3.24
9581	7228	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	25	17	55	2	4	0.31	-28.00	6.90	3.22
9582	7229	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	26	18.4	70	2	4	0.44	-28.60	8.10	3.21
9583	7230	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	27	18.5	80	2	4	0.33	-28.50	7.10	3.27
9584	7231	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	28	19.4	88	2	4	0.41	-28.90	7.50	3.22
9585	7232	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	29	21.1	91	2	4	0.46	-28.40	8.00	3.23
9586	7233	4076	Tollreien	Abbor	08.09.2010	30	20.5	100	1	4	0.46	-27.90	7.80	3.22
9597	7085	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	11	23.2	169	2	.	0.16	-27.00	9.80	3.37
9598	7086	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	12	26.5	236	2	.	0.15	-26.10	9.90	3.44
9599	7087	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	13	24.9	212	1	.	0.14	-26.40	9.90	3.39
9600	7088	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	14	26	245	1	.	0.15	-26.60	9.60	3.38
9601	7089	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	15	24.8	207	2	.	0.15	-26.10	10.20	3.42
9602	7090	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	16	25.3	217	1	.	0.17	-26.70	10.00	3.39
9603	7091	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	17	25.5	220	1	.	0.13	-26.20	10.10	3.42
9604	7092	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	18	25.6	238	2	.	0.14	-26.60	10.10	3.38
9605	7093	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	19	25	206	1	.	0.13	-25.70	10.00	3.45
9606	7094	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	20	25.4	189	2	.	0.17	-26.70	9.90	3.39
9607	7095	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	21	30.6	353	1	.	0.13	-24.00	9.90	3.41
9608	7096	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	22	30.1	374	1	.	0.12	-24.40	9.70	3.39
9609	7097	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	23	29.8	350	2	.	0.15	-23.40	9.70	3.39
9610	7098	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	24	28.5	300	2	.	0.15	-24.10	9.70	3.36
9611	7099	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	25	32.1	439	1	.	0.11	-24.00	9.90	3.39
9612	7100	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	26	31.9	421	1	.	0.14	-24.40	9.90	3.38
9613	7101	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	27	31.6	451	2	.	0.16	-22.50	9.60	3.41
9614	7102	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	28	32.8	469	1	.	0.17	-24.10	10.00	3.37
9615	7103	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	29	31.6	445	1	.	0.15	-24.30	9.90	3.38
9616	7104	54372	Gærdusjavrit	Abbor	14.09.2010	30	38.9	782	1	.	0.3	-22.90	10.20	3.29
9617	7114	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	1	25.8	202	2	.	0.15	-26.30	8.50	3.04
9618	7115	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	2	30.5	421	2	.	0.13	-25.80	8.30	3.07
9619	7116	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	3	29.6	373	2	.	0.13	-24.50	7.90	3.09
9620	7117	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	4	27.9	299	2	.	0.13	-26.40	8.10	3.07
9621	7118	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	5	27.6	307	2	.	0.11	-25.40	7.60	3.08
9622	7119	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	6	29.9	347	2	.	0.12	-27.50	8.60	3.1
9623	7120	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	7	30.6	426	2	.	0.17	-28.20	9.00	3.07
9624	7121	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	8	30.1	374	2	.	0.13	-26.30	8.10	3.15
9625	7122	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	9	30	385	2	.	0.13	-27.50	8.60	3.06
9626	7123	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	10	31.3	412	2	.	0.14	-26.60	8.50	3.06
9637	7134	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	21	30.6	358	1	.	0.1	-24.70	7.90	3.04
9638	7135	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	22	25.4	211	1	.	0.17	-27.10	8.30	3.04
9639	7136	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	23	25.8	234	2	.	0.26	-27.80	9.30	3.31
9640	7137	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	24	31.6	423	2	.	0.12	-23.60	8.80	3.27
9641	7138	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	25	29.6	353	1	.	0.16	-28.20	9.70	3.31
9642	7139	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	26	29.8	377	2	.	0.16	-27.10	9.50	3.3
9643	7140	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	27	29.7	352	2	.	0.12	-27.60	9.30	3.28
9644	7141	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	28	29.8	355	2	.	0.13	-26.30	9.00	3.3
9645	7142	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	29	28.3	270	1	.	0.13	-26.10	8.30	3.31
9646	7143	2235	Vuorasjavri	Abbor	15.09.2010	30	28.4	304	2	.	0.092	-26.20	8.90	3.3



Klima- og forurensningsdirektoratet
 Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
 Besøksadresse: Strømsveien 96
 Telefon: 22 57 34 00
 Telefaks: 22 67 67 06
 E-post: postmottak@klif.no
 Internett: www.klif.no

Utførende institusjon NIVA	ISBN-nummer 978-82-577-5825-7
-------------------------------	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Eirik Fjeld	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Jon L. Fuglestad	TA-nummer 2737/2010
		SPFO-nummer intet

	År 2010	Sidetall 31	Klima- og forurensningsdirektorat ets kontraktnummer 5010098
--	------------	----------------	---

Utgiver NIVA, O-10227 NIVA rapport LNR 6090-2010	Prosjektet er finansiert av Klif, NIVA, Akvaplan-niva
--	--

Forfatter(e) Eirik Fjeld, Sigurd Rognerud, Guttorm Christensen (Akvaplan-niva), Geir Dahl-Hanssen (Akvaplan-niva) og Hans Fredrik Veiteberg Braaten.
Tittel - norsk og engelsk Miljøovervåking av kvikksølv i abbor, 2010. Environmental survey of mercury in perch, 2010.
Sammendrag – summary Konsentrasjonen av kvikksølv ble undersøkt i fem bestander av abbor, innfanget høsten 2010. For tre bestander i Øst-Norge hadde konsentrasjonene i gjennomsnitt økt med 27 % sammenliknet med nivåene i 1990/1991. Nivåene var imidlertid lavere enn i 2008, og for en bestand var nivået likt som i 1991. For en av bestandene i Finnmark hadde konsentrasjonen blitt redusert med 45 % sammenliknet med nivået i 1991, mens det for en annen ikke kunne spores noen endringer. For bestandene i Øst-Norge vil omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg overskrides når fisken blir større enn 20–23 cm. For bestandene i Finnmark er det lite sannsynlig at omsetningsgrensen vil overskrides. Årsaken til den generelle økningen i konsentrasjonene i Øst-Norge er uvisst. The concentration of mercury was examined in five populations of perch (<i>Perca fluviatilis</i>), caught in autumn 2010. For three populations from eastern Norway the average levels had increased by 27% compared with the levels in 1990/1991. The levels here were lower than in 2008, and for one population the level was the same as in 1991. For two populations in Finnmark County (northern Norway), one had the average concentration reduced by 45% compared with the level in 1991, while for another no changes could be traced. For the eastern Norway populations, the consumption limit of 0.5 mg Hg/kg would likely be exceeded when the fish grow larger than 20–23 cm, whereas it's unlikely that this limit will be exceeded in the Finnmark populations. The cause of the general increase in concentrations in East-Norway is uncertain.

4 emneord kvikksølv, fisk, miljøgifter, ferskvann	4 subject words mercury, fish, pollutants, freshwater
--	--

Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Klima- og forurensningsdirektoratet

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) er fra 2010 det nye navnet på Statens forurensningstilsyn. Vi er et direktorat under Miljøverndepartementet med 325 ansatte på Helsfyr i Oslo. Direktoratet arbeider for en forurensningsfri framtid. Vi iverksetter forurensningspolitikken og er veiviser, vokter og forvalter for et bedre miljø.

Våre hovedoppgaver er å:

- redusere klimagassutslippene
- redusere spredning av helse- og miljøfarlige stoffer
- oppnå en helhetlig og økosystembasert hav- og vannforvaltning
- øke gjenvinningen og redusere utslippene fra avfall
- redusere skadevirkningene av luftforurensning og støy

TA-2737 /2010