

Overvåking av utvalgte miljøgifter i Mjøsa 2016



RAPPORT

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 utvalgte miljøgifter i Mjøsa 2016	Løpenummer 7141-2017	Dato 15.03.2017
Forfatter(e) Øyvind Garmo, Eirik Fjeld, Merete Grung	Fagområde Miljøgifter - ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Innlandet	Utgitt av NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark	Oppdragsreferanse Ragnhild Skogsrud
Oppdragsgivers utgivelse:	Heftenr.:

Sammendrag

Metaller, PAH og omdanningsprodukter av PAH ble undersøkt i lake, hork og andemusling fanget ved Helgøya og utenfor renseanlegg ved Mjøsa. Konsentrasjonen av bly, nikkel, kadmium, sink, krom, kobber og arsen i hork- og lakelever var lav. Kvikksølvkonsentrasjonen i lakemuskel var høy (0,3-0,9 mg/kg) og omtrent som i fiskespisende ørret i Mjøsa. Kvikksølvkonsentrasjonene i horkemuskel (0,15-0,35 mg/kg) var omtrent på nivå med planktonspisende krøkle i Mjøsa. Konsentrasjonene av PAH-forbindelser i andemusling og PAH-metabolitter i fisk var lave.

Fire emneord 1. Metaller 2. PAH 3. Fisk 4. Andemusling	Four keywords 1. Metals 2. PAH 3. Fish 4. Duck mussel
--	---



Øyvind Garmo
Prosjektleder



Elisabeth Lie
Forskningsleder

Overvåking av utvalgte miljøgifter i Mjøsa 2016

Forord

Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver, Fylkesmannen i Oppland og Fylkesmannen i Hedmark ville ha overvåking av metaller og PAH på utvalgte stasjoner i Mjøsa. NIVA mottok tilbudsforespørsel i juni og fikk oppdraget. Bakgrunnen for undersøkelsen var pålegg fra Miljødirektoratet til to virksomheter i Mjøsas nedbørfelt om relevant overvåking for deres utslipp. Virksomhetene er medlemmer i Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver og har påslipp til HIAS og Lillehammer renseanlegg. Oppstartsmøte ble gjennomført den 23. august. Eirik Fjeld og undertegnede med lokale hjelpere gjennomførte prøveinnsamlingen. Eirik Fjeld tok ut prøvene assistert av Mette-Gun Nordheim. Analyse av PAH-metabolitter ble gjort av Katharina Bjarnar Løken ved NIVAs laboratorium. Analysene av metaller og PAH16 ble gjort av Eurofins.

Hamar, mars 2017

Øyvind Garmo

Innholdsfortegnelse

1 Innledning	7
2 Materiale og metoder.....	9
2.1 Innsamling av organismer og prøveuttak.....	9
2.2 Analyser	10
2.3 Statistikk	11
3 Resultater og diskusjon	12
3.1 Om individene	12
3.2 Metaller	13
3.3 PAH og PAH-metabolitter.....	16
4 Konklusjon.....	18
5 Litteratur	19
Vedlegg	21

Sammendrag

Metaller (bly, nikkel, kadmium, sink, krom, kobber, arsen og kvikksølv) og omdanningsprodukter av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) ble undersøkt i lake (*Lota lota*) og hork (*Gymnocephalus cernuus* L.) fanget i Mjøsa utenfor Helgøya og rensesanlegg ved HIAS, Lillehammer og Gjøvik. Videre ble 16 PAH-forbindelser undersøkt i andemusling (*Anodonta anatina*) fanget ved de to førstnevnte stasjonene.

Konsentrasjonen av bly, nikkel, kadmium, sink, krom, kobber og arsen i hørke- og lakelever var lav og på et nivå man kan forvente i innsjøer uten kjente lokale utslipp. De fire førstnevnte metallene var høyere i hørkelever enn i lakelever, mens det var omvendt for arsen. Kvikksølvnivået var >4 ganger høyere enn miljøkvalitetsstandarden i vannforskriften. Kvikksølvkonsentrasjonen i lakemuskel var på nivå med det man finner i fiskespisende ørret i Mjøsa (0,3-0,9 mg/kg). Kvikksølvkonsentrasjonene i horkemuskel var høyest ved Lillehammer og Helgøya og lavest ved HIAS, og var på nivåer som er funnet i planktonspisende krøkle i Mjøsa (0,15-0,35 mg/kg). Arsen varierte også mellom de ulike stasjonene i rekkefølgen Helgøya > HIAS > Gjøvik > Lillehammer.

Konsentrasjonen av PAH i musling var lav og godt under grenseverdien for god kjemisk tilstand i vannforskriften. Konsentrasjonen av PAH-metabolitter i hørke- og lakegalle var også lav, og godt under nivåer som kan regnes som skadelige. Konsentrasjonen av PAH-metabolitten 1-OH-pyren var høyere i lake enn i hork og falt i rekkefølgen Gjøvik > HIAS > Helgøya > Lillehammer.

Summary

Title: Monitoring of selected pollutants in Lake Mjøsa 2016

Year: 2017

Author: Øyvind Garmo, Eirik Fjeld and Merete Grung

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6876-8

Metals (lead, nickel, cadmium, zinc, chromium, copper, arsenic, and mercury) and metabolites of PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) were determined in burbot (*Lota lota*) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus* L.) caught in Lake Mjøsa outside Helgøya and waste water treatment plants at HIAS, Lillehammer, and Gjøvik. Furthermore, 16 PAH substances were determined in duck mussel (*Anodonta anatina*) caught at Helgøya and HIAS.

The concentration of lead, nickel, cadmium, zinc, chromium, copper, and arsenic in the liver of ruffe and burbot was low and at a level that can be expected in lakes without known local point sources. Lead, nickel, cadmium, and zinc were higher in ruffe liver than in burbot liver, while the opposite was true for arsenic. The mercury level was 4 times higher than the environmental quality standards. The mercury level in burbot muscle was approximately at the same level as that found in fish eating trout in Lake Mjøsa (0.3-0.9 mg/kg ww). Mercury concentrations in ruffe muscle were highest at Lillehammer and Helgøya and lowest at HIAS, and was approximately at the same level as that found in smelt feeding mainly on plankton in Lake Mjøsa (0.15-0.35 mg/kg ww). Arsenic varied between the station and decreased in the sequence Helgøya > HIAS > Gjøvik > Lillehammer.

The concentration of PAH substances in mussel and well below the environmental quality standard. The concentration of PAH metabolites in ruffe and burbot bile was also low, and well below levels that are expected to be harmful. The concentration of the PAH metabolite 1-OH-pyrene was higher in burbot than in ruffe and decreased in the sequence Gjøvik > HIAS > Helgøya > Lillehammer.

1 Innledning

Med areal på 362 km² og volum på 56 km³ er Mjøsa Norges største innsjø, ca. 4 ganger mer voluminøs enn den neststørste (Røssvatnet). Nedbørfeltet utgjør 5 % av arealet til Fastlands-Norge og inkluderer Gudbrandsdalen og deler av fjellområdene Jotunheimen, Dovrefjell og Rondane. Rundt innsjøen er det store jordbruksområder, men også tre mellomstore byer (i norsk målestokk). Mjøsa er drikkevannskilde for i underkant av 100 000 personer og avløpsresipient for det dobbelte. Med 20 fiskearter, deriblant lågåsild og storvokst ørret, er Mjøsa en viktig naturbiotop og gir dessuten mulighet til rekreasjon og matauk. Innsjøens kvaliteter har vært og er truet av ulike typer forurensning. Mest kjent er fosfortilførslene som kunne ha ødelagt Mjøsa som drikkevannsskilde dersom det ikke hadde vært for kostbare tiltak fra 1973 og utover (Nashoug, 1999). På 1960-tallet var det store tilførsler av kvikksølv fra treforedlingsindustrien, noe som gav høye nivåer av kvikksølv i fisk (Rognerud, 1985). Høye nivåer av kvikksølv gjør at Mattilsynet tilråder å begrense inntak av stor fisk. Stor fisk (f.eks. ørret > 2,5 kg) overskrider ofte 0,5 mg kvikksølv/kg våtvekt i muskel som er en grense for hva som er lov til å omsette i EU (**Tabell 1**).

Tabell 1. Omsetningsgrenser for metaller og PAH i fisk i EU (European Commission, 2006), og miljøkvalitetsstandard i vannforskriften (Miljødirektoratet, 2016). Omsetningsgrensene ble regnet om til hva de tilsvarer i levernivåer basert på sammenhenger i Faxneld m. fl. (2015)

Metall	Omsetningsgrense, muskel mg/kg våtvekt	Omsetningsgrense omregnet til lever mg/kg våtvekt	Vannforskriften, muskel mg/kg våtvekt
Kvikksølv	0,5*	-	0,02
Kadmium	0,05*	126	
Bly	0,3	>0,9	
Benzo(a)pyren (PAH)			0,005

*Grensen er dobbelt så høy for noen fiskeslag.

I perioden 1960–1980 ble området Åkersvika grundig forurenset med polyklorinerte bifenyler (PCB) (Kjellberg og Løvik, 2000). Den sannsynlige kilden var lekkasje av transformatorolje og hydraulisk olje fra NSBs verkstedsområde. Dette førte til en større oppryddingsaksjon hvor forurensete sedimenter ble fjernet. På begynnelsen av 2000-tallet førte utslipp av bromerte flammehemmere på Lillehammer til omfattende forurensning av sedimenter og fisk (Fjeld m. fl., 2004). Tilførselen ble stanset og nivåene i fisk har siden sunket med ca. 90 prosent (Fjeld m. fl., 2016). Nivåer i Mjøs fisk av noen nye miljøgifter som bl.a. skyldes bruk av hygieneprodukter og legemidler, blir også overvåket (Borgå m. fl., 2013; Fjeld m. fl., 2016). Det foreligger relativt lite informasjon om forekomster av de eldste miljøgiftene vi har i Mjøsa, nemlig metaller (unntatt kvikksølv) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Det finnes data for sedimenter (Rognerud m. fl., 1997, 2008), og det er gjort undersøkelser av aktuelle punktkilder (Kjellberg, 2001; Løvik og Rustadbakken, 2010). Store renseanlegg som HIAS, Rambekk og Lillehammer, overvåker tungmetaller og i noen grad PAH i avløpsvann som slippes ut i Mjøsa (**Tabell 2**). Andre potensielle kilder til disse stoffene i Mjøsa er avrenning fra industri og avfallsdeponier, vei og tette urbane overflater, reaktiv berggrunn som f.eks. alunskifer, samt fjerntliggende kilder (langtransport via luft). Metaller skiller seg bl.a. fra organiske miljøgifter ved at de ikke brytes ned og ved at mange av dem (f.eks. kobber, krom, nikkel, sink) er essensielle næringsstoffer for liv, men at de blir giftige i høye konsentrasjoner. Det er også slik at sårbarheten for negative effekter fra metallforurensning i vann som regel er større for akvatiske organismer enn for terrestriske organismer med førstnevnte på menyen (viktig unntak kvikksølv). Grenseverdier for drikkevann er derfor f.eks. gjennomgående høyere enn grenseverdier for vannforekomster. For vandige organismer avtar giftigheten til metaller omtrent i rekkefølgen kvikksølv > kadmium > bly > arsen > kobber = krom = nikkel > sink, noe som er tilnærmet motsatt av rekkefølgen på typiske konsentrasjoner i vann. PAH er upolare forbindelser som finnes i f.eks. tjære og kreosot og dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Både PAH og metaller har det til felles at det finnes både

menneskeskapte og naturlige kilder. Mange PAH-forbindelser og deres omdanningsprodukter (metabolitter) som dannes i organismene, er genotoksiske og kreftframkallende.

Tabell 2. Estimerte gjennomsnittlige årlige utslipp (kg/år) fra noen renseanlegg rundt Mjøsa (data fra www.norskeutslipp.no/).

Anlegg	Periode	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH-16
HIAS	2013-2015	5.9	2.5	0.6	34	23.4	0.1	32	219	0.8
Rambekk	2013-2015	1.7	5.1	0.1	120	2.9	0.5	13	93	
Lillehammer	2013-2015	2.7	2.2	0.2	61	9.4	0.1	11	154	0.6

Hensikten med denne undersøkelsen var å undersøke nivåene av metaller og PAH i hork, lake og musling fanget nær de største renseanleggene rundt Mjøsa. Hork (*Gymnocephalus cernuus* L.) tilhører abborfamilien og oppholder seg gjerne nær bunnen ned mot 80 meters dyp hvor den ifølge Christiansen (1976) lever av bunndyr, rogn og fiskeyngel. Lake (*Lota lota*) oppholder seg også nær bunnen ned mot 80 m. Hovedføden består av krepsdyret firetorntet istidskreps (*Pallasea quadrispinosa*) og krøkle, som foretrekkes framfor hork. (Qvenild, 2010). Andemusling (*Anodonta anatina*) er en littoral eller sublittoral art. Den sitter helst delvis nedgravd i bunnsubstratet, bare med den bakre enden stikkende opp. Andemuslingen tar opp næring ved å filtrere ut organiske partikler fra vannet, og i stillestående vann er dette i alt vesentlig fytoplankton (Larsen m. fl., 1998). Lake og hork ble valgt fordi de antas å være mer stasjonære enn andre predatorfisker i Mjøsa, og dermed bedre egnet til å avdekke lokale variasjoner i forurensningseksponering. Begge arter lever nær bunnen. Andemusling ble valgt som relativ stasjonær filtrerende indikatororganisme etter en antagelse om tilsvarende egenskaper som hos blåskjell og o-skjell som benyttes til PAH-målinger marint.

I fisk ble metallkonsentrasjonene målt i lever fordi mange metaller bindes der. Portvenen fører blodet direkte fra fordøyelseskanalen til leveren og lite passerer videre til muskelvev. Levernivåer er derfor i de fleste tilfeller bedre relatert til eksponering enn nivåer i muskel (Wiener og Giesy Jr., 1979). Kvikksølv er et unntak pga. de spesielle egenskapene til metylkvikksølv. Kvikksølv ble derfor analysert i muskel, og det er også for denne vevstypen at maksimumsgrenser er definert i lovverket. Videre ble det ikke analysert for PAH i fisk fordi disse i virveldyr raskt brytes ned og forekommer i lave konsentrasjoner. I stedet ble det analysert for enkelte av nedbrytningsproduktene (metabolittene) som kan påvises i galle i opptil en uke etter eksponering, og som derfor egner seg bedre som indikator på PAH-eksponering i fisk (Hylland m. fl., 2012). I virvelløse dyr som andemusling brytes PAH mye saktere ned, noe som gjøre dem bedre egnet som biomonitor for modersubstansen.

2 Materiale og metoder

2.1 Innsamling av organismer og prøveuttak

Lake (*Lota lota*) og hork (*Gymnocephalus cernuus*) ble samlet inn fra fire stasjoner (**Figur 2, Tabell 4**) i perioden 26. august – 30. september. I tillegg ble det fanget andemuslinger (*Anodonta anatina*) ved Helgøya og HIAS. Mesteparten av fisken ble fanget på én natts fiske med 1-2 nordiske oversiktsgarn og 3-4 bunngarn med assortert maskevidde. Ved Gjøvik ble det fisket to netter. Ved HIAS ble det i tillegg fisket med line for å få nok lake. Muslingene ble fanget av dykkere på hhv. 6-9 og 7-12 meters dyp ved HIAS og Holmen (15 ved hver stasjon). Ved hver stasjon ble det fanget minimum 5 laker og 15 hork. Både fisk og musling ble frosset hele ned til -20 °C. Individene ble veid og målt. Kjønn og modenhet av fisken ble bestemt ved visuell inspeksjon av gonadene. Individene ble sortert etter størrelse (lengde) for uttak av blandprøver. Disseksjonen fulgte i store trekk prosedyren for ferskvannsfisk, som er utarbeidet for den nasjonale miljøprøvebanken¹. Otolitter, som gjør det mulig å aldersbestemme individer, ble tatt vare på. Prøver av lever, muskel og galle ble tatt med ren skalpell og pinsett. Hvert individs vektbidrag til blandprøver ble registrert. For lake ble det ikke laget blandprøver. For hork ble det tatt tre blandprøver for hver stasjon av muskel og lever. Det ble også ansett som nødvendig å lage blandprøver av horkegalle, pga. lite volum. I delprøvene av hork fra Lillehammer var det for lite galle til at det var mulig å analysere prøvene. Mengden av galle i blæra varierer med hvorvidt fisken nylig har spist eller ikke (blæra tømmes under spising). For musling ble det laget tre blandprøver per stasjon av bløtdeler til størrelsessorterte grupper. Data om individene, inkludert fangstdato og metode, er listet i vedlegg. Prøver av fiskelever og muslingbløtdeler ble pakket i rene, glødede glass, mens muskelprøver ble pakket i aluminiumsfolie. Alle disse ble sendt i nedfrosset tilstand til Eurofins.



Figur 1. Lake, hork og andemusling som var med i dette studiet, samt tre eksemplarer av arten krøkle. Foto: Ø. Garmo.

¹ <https://mpbank.files.wordpress.com/2016/03/mpb-prosedyre-1-ferskvannsfisk-v1-1.docx>

2.2 Analyser

På laboratoriet ble materialet, oppsluttet og analysert (**Tabell 3**). Lever og muskel ble oppsluttet med syre og metallene bestemt med ICPMS. Bløtvevsdelene fra musling ble ekstrahert med organisk løsemiddel og PAH-forbindelsene bestemt med GC-MS. Alle analysene som ble gjort av Eurofins fulgte akkrediterte metoder. Konsentrasjonen av PAH-metabolitter i galle ble analysert av NIVA. Her finnes det foreløpig ingen akkreditert metode, og vi tar derfor med noe beskrivelse av metoden: Prøveopparbeidelse og analyse er basert på Krahn m. fl. (1992), og detaljene er beskrevet i Grung m. fl. (2009). I korte trekk ble galle (20 µL) tilsatt internstandard (trifenylamin), fortynnet med destillert vann (50 µL) og hydrolysert med β-glucuronidase/arylsulfatase (20 µL, 1 time ved 37 °C). Metanol (200 µL) ble tilsatt og prøven sentrifugert. Supernatanten ble analysert med HPLC bestående av en Waters 2695 Separations Module (injektor og pumpe) med en 2475 fluorescens detektor tilkoblet. Kolonnen som ble benyttet var en Waters PAH C₁₈ (4.6 × 250 mm) med 5 µm partikler. Mobilfasen var en gradient som startet på 40:60 acetonitril:ammoniumacetat buffer (0.05 M, pH 4.1) og endte på 100% acetonitril i løpet av 30 minutter. Gjennomstrømningshastigheten var på 1 ml/min, og kolonnen ble varmet opp til 35 °C. Fluorescens ble målt på optimum for hver enkelt komponent. 25 µL ekstrakt ble injisert for hver analyse. NIVA har deltatt i ringtest for 1-OH-pyren med gode resultater (lab nr. 7) (Kammann m. fl., 2013).

Tabell 3. Informasjon om analysemetoder.

Metall	Matriks	Kvantifiseringsgrense	Metode
Arsen (As)	Lever	0,05 mg/kg TS	ICP-MS
Bly (Pb)	Lever	0,03 mg/kg TS	ICP-MS
Nikkel (Ni)	Lever	0,04 mg/kg TS	ICP-MS
Sink (Zn)	Lever	0,5 mg/kg TS	ICP-MS
Kadmium (Cd)	Lever	0,001 mg/kg TS	ICP-MS
Kobber (Cu)	Lever	0,02 mg/kg TS	ICP-MS
Krom (Cr)	Lever	0,03 mg/kg TS	ICP-MS
Kvikksølv (Hg)	Muskel	0,005 mg/kg	AAS
PAH-16	Bløtdeler	0,5 ng/g	GC-MS
2-OH-naftalen	Galle	50 ng/g	HPLC-fluorescens
1-OH-fenantren	Galle	1 ng/g	HPLC-fluorescens
1-OH-pyren	Galle	0,8 ng/g	HPLC-fluorescens
3-OH-benzo[a]pyren	Galle	2 ng/g	HPLC-fluorescens

Tabell 4. Koordinater fra gps og dyp målt med ekkolodd der garn ble satt.

Stasjon	UTM33 Ø	UTM 33 N	Dyp (m)	Stasjon i Vannmiljø- databasen
HIAS	285654	6742927	25	002-43622
Helgøya	282449	6736976	18	Ny
Gjøvik	266704	6745660	32	002-43619
Lillehammer	255214	6781623	25	002-62343



Figur 2. Stasjonene som var med i denne undersøkelsen.

2.3 Statistikk

Programvaren JMP (v. 11.0) ble brukt til statistisk behandling av data. For de fleste av metallene var det betydelige forskjeller mellom nivåene i hork og lake. Forskjeller i metallnivåer mellom stasjonene ble derfor testet med enveis variansanalyse (ANOVA) for hver art. Testene ble gjort på enten ikke-transformerte, log- eller kvadratrott-transformerte data etter en vurdering av hvilken av disse som var best representert av en normalfordeling. I tilfeller der det var signifikante ($p < 0,05$) forskjeller mellom nivåer ved de ulike stasjonene ble Tukeys HSD-test brukt til å finne ut hvilke stasjoner som var forskjellige. Signifikansnivået ble satt til 0,05. I de tilfeller der målte verdier var lavere enn kvantifiseringsgrensen (Pb, Ni, Cr, 1-OH-pyren) ble verdien satt til halvparten av kvantifiseringsgrensen.

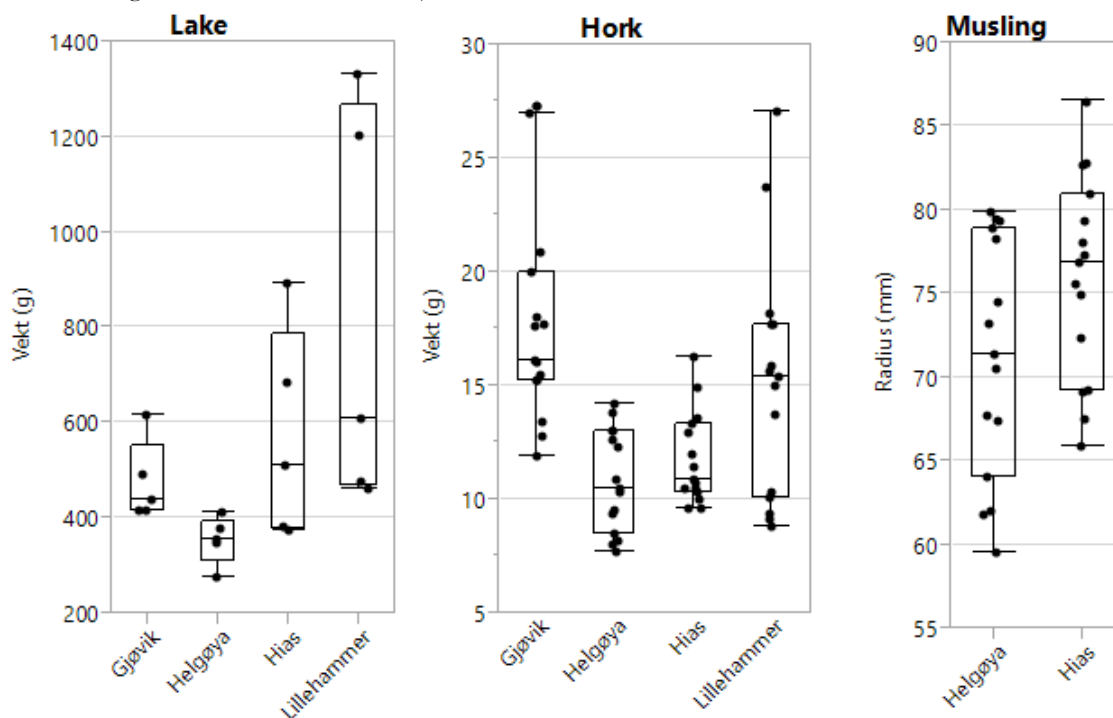
For 1-OH-pyren viste det seg at kvadratrotttransformering av konsentrasjonene gav tilnærmet normalfordeling (vedlegg). Dermed kunne det gjøres en toveis ANOVA med interaksjoner med hensyn på fiskeart og stasjon. Varianskomponenten til interaksjonen mellom fiskeart og stasjon (i analysen definert

som en tilfeldig effekt) viste seg å være ubetydelig. Analysen kunne dermed gjøres uten å ta hensyn til interaksjonen. Parvise forskjeller mellom stasjoner og fiskearter ble testet med Tukeys HSD-test. Signifikansnivået ble satt til 0,05.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Om individene

Det var noe forskjeller i størrelse og vekt på individene som ble fanget ved de ulike stasjonene (**Figur 3**). Lake, hork og muslinger fanget ved Helgøya var mindre enn på de andre stasjonene. Horken fanget ved HIAS var også mindre enn den fra Gjøvik.

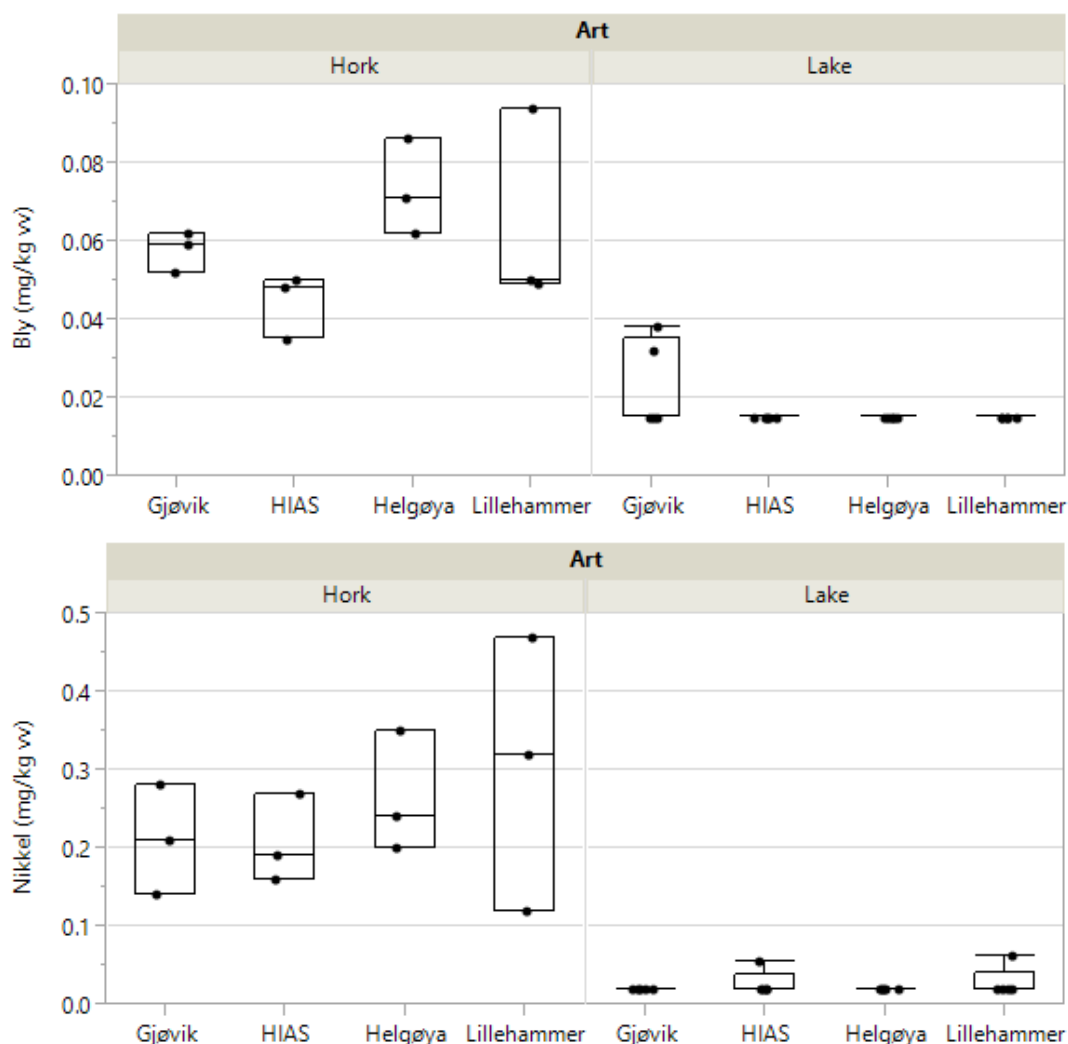


Figur 3. Fiskevekt og største radius målt fra umbo på andemusling. Andre data som indikerer størrelse, er listet i vedlegg. Punktene viser de målte verdiene. Boks med midtstrek indikerer kvartiler og median, mens strekene utenfor boksen er strukket til det mest avvikende punktet innenfor 1,5 ganger interkvartil spenn.

3.2 Metaller

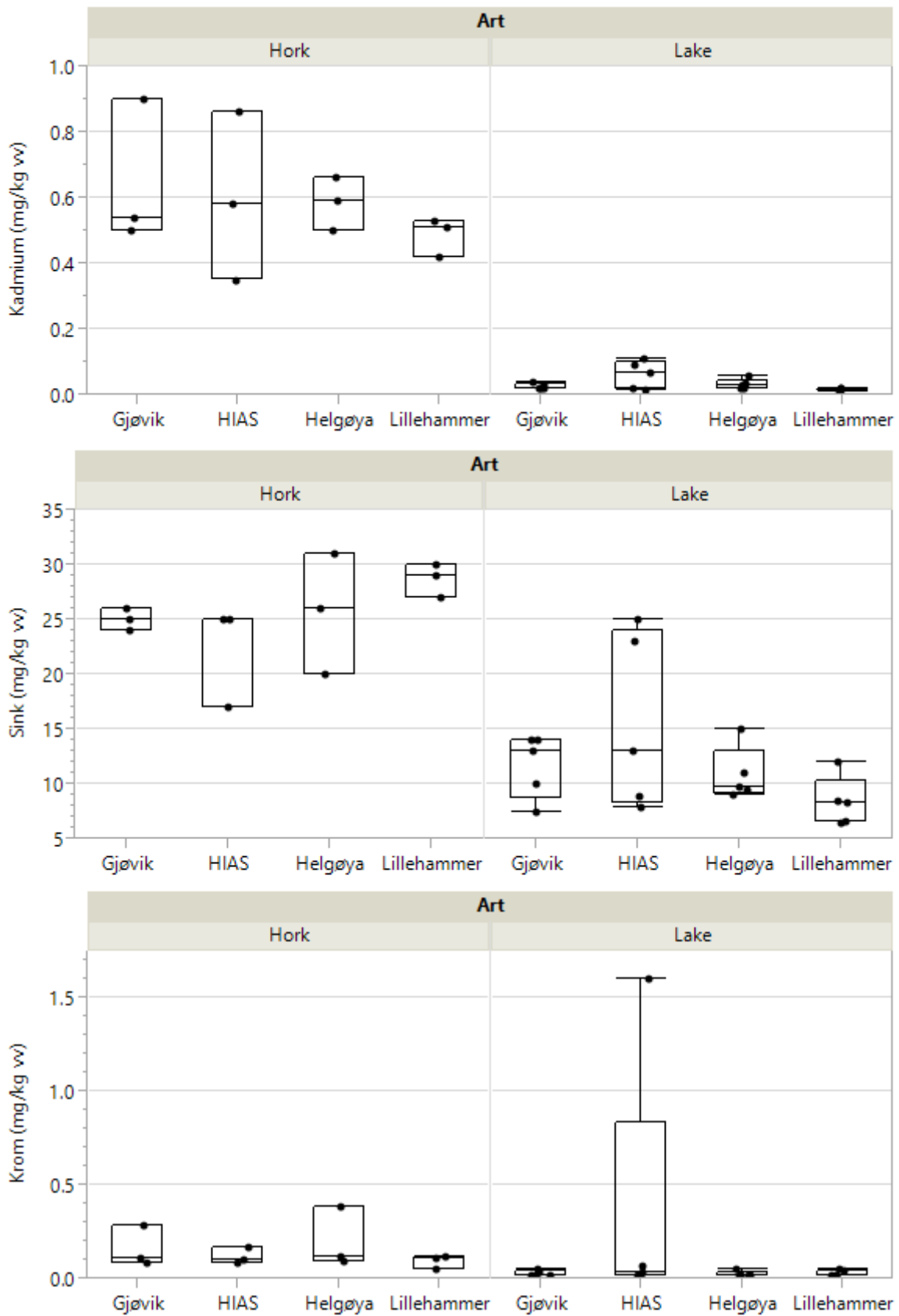
Konsentrasjonene av bly, nikkel, kadmium, sink og krom var høyere i horkelever enn i lakelever, mens det for kobber ikke var forskjell på nivåene i de to artene (**Figur 4**). Konsentrasjonen av arsen i lever og kvikksølv i muskel var høyere i lake enn i hork. Den observerte forskjellen på metallnivåene i lever mellom artene kan skyldes at de eksponeres ulikt gjennom vannet de svømmer i og maten de spiser. Det er imidlertid også mulig at det er forskjeller på hvor raskt hork og lake tar opp og kvitter seg med metaller, eller hvordan metallene fordeles mellom ulike organer/kroppsdeler (Farrell m. fl., 2011; Farrell and Brauner, 2011; Luoma og Rainbow, 2008).

Kun for arsen og kvikksølv ble det funnet signifikante forskjeller i nivåer mellom de fire stasjonene (**Figur 4**). Arsennivået falt i rekkefølgen Helgøya > HIAS > Gjøvik > Lillehammer og mønsteret var det samme både for hork og lake. Kvikksølv i hork falt i rekkefølgen Lillehammer > Helgøya > Gjøvik > HIAS. Det var ingen sammenheng mellom metallnivå og lengde eller vekt på fisken. Unntaket var kvikksølv i lake som var positivt korrelert med fiskens lengde og vekt (**Figur 5**).² Det ble ikke funnet forskjeller i kvikksølvnivå mellom den største, mellomste og minste gruppen hork (ikke vist). Det ble heller ikke påvist forskjeller i metallnivå mellom ulike kjønn eller modningsnivå i lake (ikke vist).

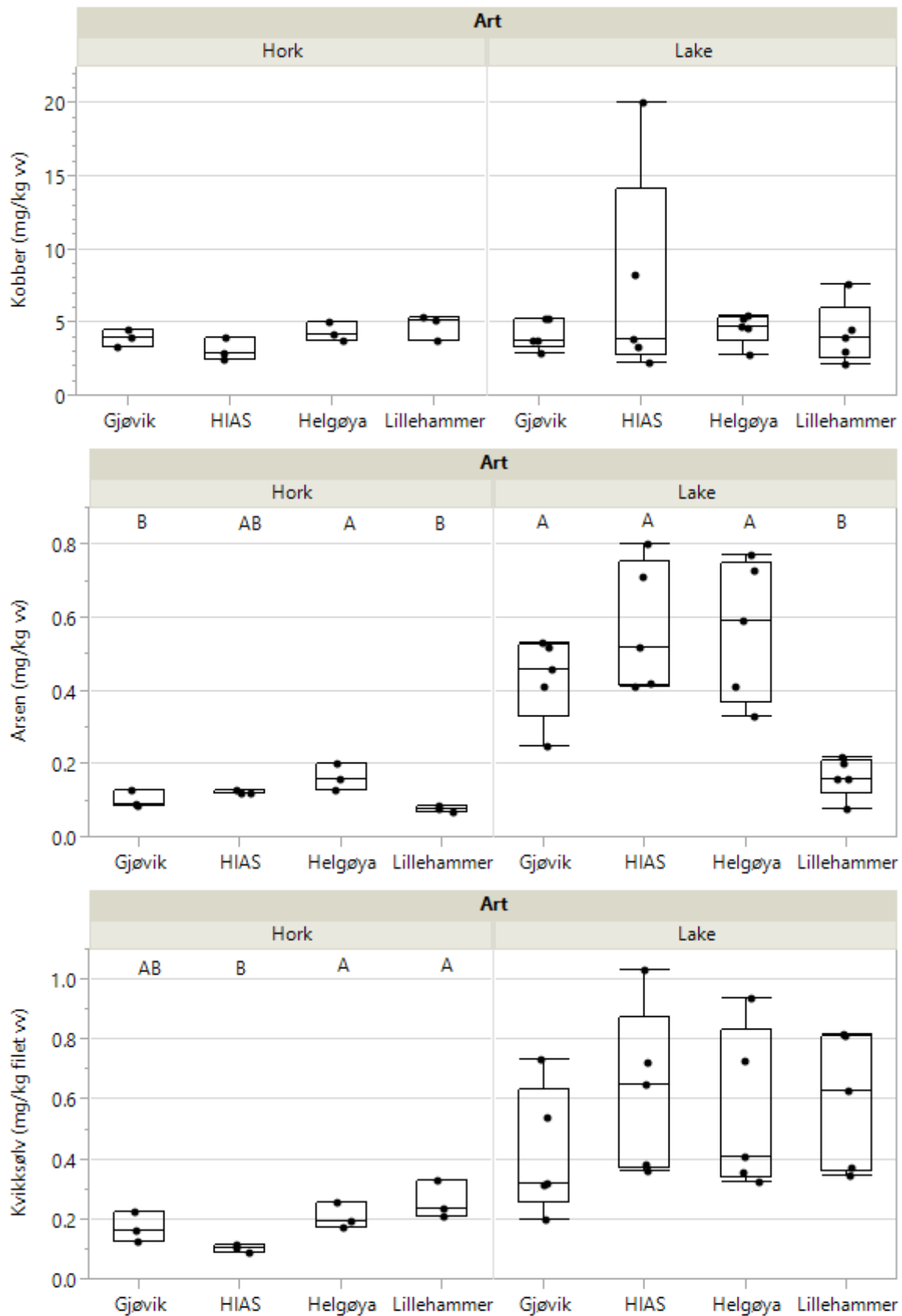


Figuren fortsetter med flere paneller på neste side.

² Det ble heller ikke funnet signifikante forskjeller på kvikksølvnivå i lake mellom stasjonene når det ble korrigert for forskjellen i lengde mellom stasjonene (basert på kovariansanalyse av kvikksølv i lake med lengde og stasjon som effekter).

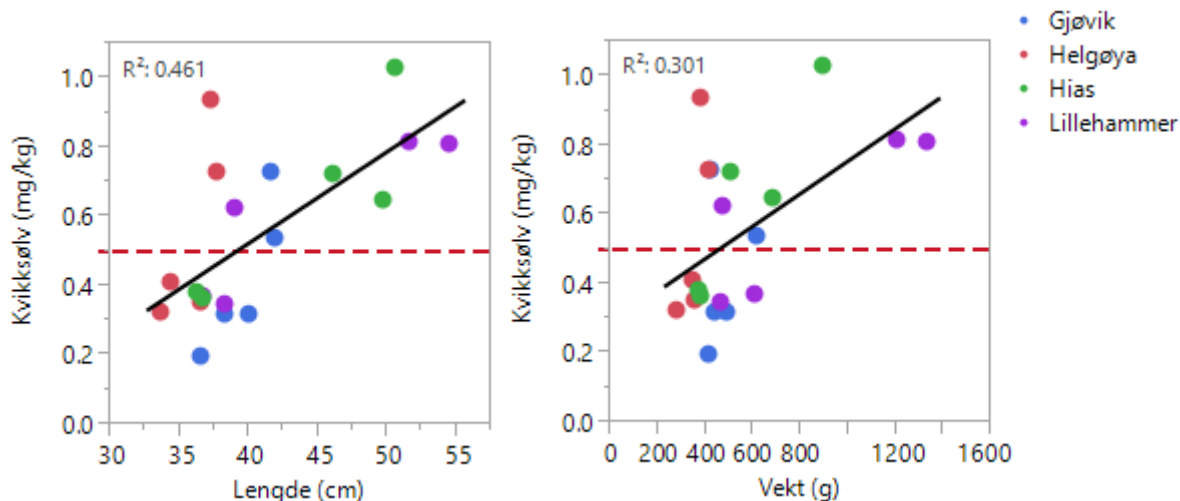


Figuren fortsetter med flere paneller på neste side.



Figur 4. Konsentrasjon av bly, nikkel, kadmium, sink, krom, kobber og arsen i lever, og konsentrasjon av kvikksølv i muskel. Punktene viser de målte konsentrasjonene, mens boksene indikerer median og

spredning. Prøvene av hork er blandprøver fra 5 hork. Signifikante forskjeller ($p < 0,05$) i nivåer mellom stasjoner er markert med bokstav (A, B, AB). Ved stasjoner som ikke var forbundet med felles bokstav, var det signifikant forskjell ($p < 0,05$) på nivåene. Maksimumsverdien av krom og kobber i laker er ble ikke påvist for samme individ.



Figur 5. Konsentrasjon av kvikksølv i lakemuskel (våtvekt) plottet mot lengde og vekt av fisken. Den stiplede horisontale linjen representerer omsetningsgrensen i EU (og Norge). Den heltrukne linjen er beste lineære tilpasning.

Metallkonsentrasjonene i lever må betegnes som lave selv om vi ikke er kjent med større studier av nivåer i akkurat hork og lake. Kadmiumnivåene var mye lavere enn omregnet omsetningsgrense (**Tabell 1**) og også betydelig lavere enn midlere nivåer i abbor og gjedde i den svenske overvåkingen av innsjøer uten punktutslipp og med relativt uforstyrrede nedbørfelt (Nyberg m. fl., 2015). Bly i horkeliver var også lavere enn omsetningsgrensen, men var sammen med nikkel 1-5 ganger høyere enn nivåene fra nevnte svenske undersøkelsen. Kobber og sink var på samme nivå eller lavere sammenlignet med middelverdier fra den svenske undersøkelsen, mens arsennivået var hhv. lavere og høyere for lake og hork. Kvikksølvnivået i lakemuskel var høyt og på nivå med det som finnes i stor ørret og kannibalsk krøkle fra Mjøsa (Fjeld m. fl., 2016). Trofisk nivå ble ikke bestemt, men sistnevnte art er et høyt preferert byttedyr for lake. Nivået av kvikksølv i hork var på nivå med det som finnes i planktonspisende krøkle. Alle prøvene av både lake og hork hadde nivåer langt over miljøkvalitetsstandarden på 0,02 mg/kg i vannforskriften.

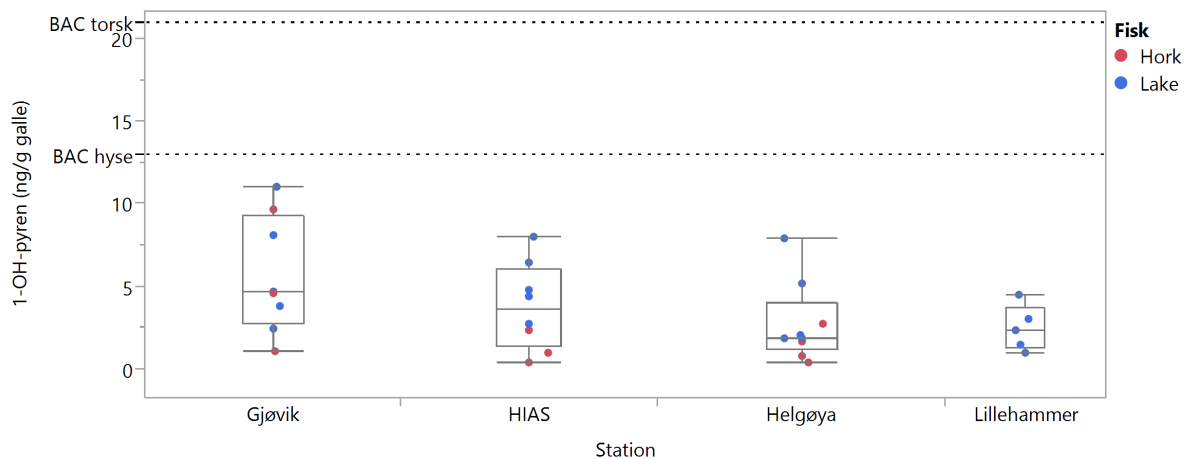
3.3 PAH og PAH-metabolitter

PAH-forbindelser er på listen over prioriterte farlige stoffer i vanddirektivet. Det er satt en grenseverdi på 5 µg benzo(a)pyren/kg våtvekt for kreps- og bløtdyr (Miljødirektoratet, 2016). Den eneste prøven som viste PAH-nivåer over kvantifiseringsgrensen på 0,5 µg/kg var blandprøven av de minste muslingene funnet ved stasjon HIAS. Her ble fenantren, fluoranten og pyren målt til hhv. 0,63, 1,1 og 0,71 µg/kg.

Det finnes ikke relevante grenseverdier for PAH-metabolitter i vannforskriften. For marin fisk er det utarbeidet grenseverdier for 1-OH-pyren og 1-OH-fenantren (Hylland m. fl., 2012). Grenseverdier for bakgrunnsnivå (BAC) og miljøpåvirkning (EAC) bestemt for flere marine fiskearter. Disse grenseverdiene ble her brukt til å vurdere nivåene i lake og hork fra Mjøsa selv om dette primært er ferskvannsararter. I vitenskapelig litteratur har de marine grenseverdiene blitt brukt til å vurdere nivåer i ferskvannsararten ørekyte (Grung m. fl., 2016).

Konsentrasjonen av 1-OH-fenantren, 2-OH-naftalen og 3-OH-BaP var under kvantifiseringsgrensene på hhv. 1, 50 og 2 ng/g galle i alle prøvene. Forbindelsen 1-OH-pyren ble derimot påvist i 30 av 32

galleprøver. Alle verdiene var lavere enn BAC for 1-OH-pyren i marine arter (**Figur 6**). Nivåene for miljøpåvirkning (EAC) er langt høyere enn BAC. Den laveste EAC for 1-OH-pyren i fisk er 483 ng/g galle (torsk).



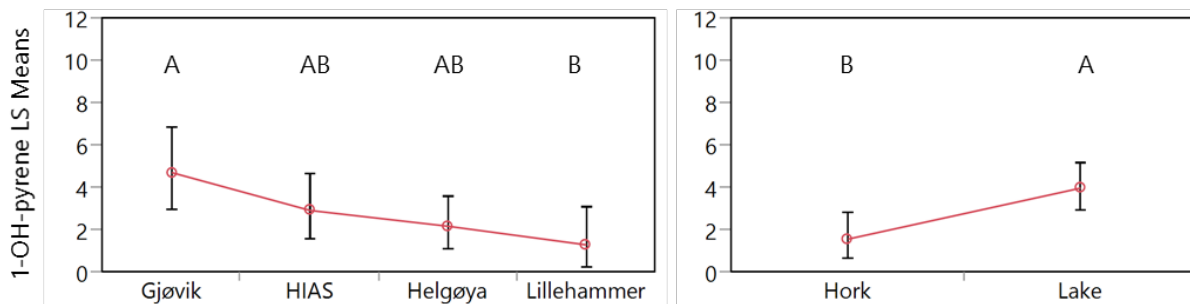
Figur 6. Boksplokk av 1-OH-pyren ved de undersøkte stasjonene i Mjøsa. Midtlinjen i hver boks er medianen for hver stasjon, mens 25 og 75%-kvartilene danner boksen og 10 og 90% er vist ved bunn- og toppstrekene utenfor boksen. Hork og Lake er vist som punkter i ulike farger. Grensenivåene for BAC av 1-OH-pyren er vist som stiplede linjer for de to marine artene som har høyest og lavest BAC.

BAC for 1-OH-fenantren er lavere enn for 1-OH-pyren, og ligger for marin fisk mellom 0,8 (hyse, lavest BAC) og 3,7 (sandflyndre, høyest BAC). Prøvene fra Mjøsa var alle under 1 ng/g og må derfor også sies å være på bakgrunnsnivå. Det ble heller ikke påvist 3-OH-BaP som det foreløpig ikke er utarbeidet grenseverdier for.

Det var forskjell på nivået av 1-OH-pyren mellom stasjonene, og konsentrasjonene falt i rekkefølgen Gjøvik > HIAS > Helgøya > Lillehammer (**Figur 7**). Nivået i lake var høyere enn i hork ($P < 0,01$). Det er kjent at ulike arter fisk har litt ulikt opptak av PAH, og dermed ulikt nivå av PAH-metabolitter i gallen. I mange tilfeller har dette blitt tilskrevet enten ulik diett eller eksponering (Collier and Varanasi, 1991). Det er ikke klart hva som er årsaken i dette tilfellet.

Det var, ikke overraskende, mer galle i lake enn i hork. For analysene av PAH-metabolitter er det ønskelig å ha minimum 20 μ l galle, noe som ble oppnådd for alle lakene. Bare én av horkprøvene hadde mer enn 20 μ l galle, mens de resterende hadde fra 2-12 μ l. Det er derfor knyttet noe mer usikkerhet til nivåene i hork, men det anses som uten betydning for hovedkonklusjonene.

Det er ingen grunn til å anta at ferskvannarter vil ha svært ulik toleranse for PAH enn marin fisk som vi har benyttet grenseverdier for. Det fremgår av ICES-rapporten (Hylland m. fl., 2012) at BAC og EAC varierer mellom ulike arter marin fisk. Også i dette studiet observerte vi artsforskjeller, men nivåene var så lave at vi ikke forventer negative miljøeffekter.



Figur 7. Predikerte gjennomsnittsverdier basert på to-veis ANOVA for 1-OH-pyren ved de ulike stasjonene (til venstre) og de ulike fiskeartene (til høyre). Resultatene fra tester for parvise forskjeller mellom stasjoner og arter (Tukey HSD) er vist med bokstavene i overkant, og ved stasjoner som ikke er forbundet med samme bokstav var det signifikante forskjell på nivåene.

4 Konklusjon

Konsentrasjonene av bly, nikkel, kadmium, sink, krom, kobber og arsen i hork- og lakelever var lave og på nivå med det man ville forvente i innsjøer uten kjente lokale utslipp. De fire førstnevnte metallene var høyere i horkeliver enn i lakelever, mens det var omvendt for arsen. Kvikksølvnivået var >4 ganger høyere enn miljøkvalitetsstandarden i vannforskriften i alle fiskeprøver. Kvikksølvkonsentrasjonen i lakemuskel var på nivå med det man har funnet i fiskespisende ørret fra Mjøsa.

Kvikksølvkonsentrasjonene i horkemuskel var høyest ved Lillehammer og Helgøya og lavest ved HIAS, og var på nivå med det man har funnet i planktonspisende krøkle i Mjøsa. Arsen varierte også mellom de ulike stasjonene i rekkefølgen Helgøya > HIAS > Gjøvik > Lillehammer.

Konsentrasjonen av PAH i musling var lav og godt under grenseverdien for god kjemisk tilstand i vannforskriften. Konsentrasjonen av PAH-metabolitter i hork- og lakegalle var også lav, og godt under nivåer som kan regnes som skadelige. Konsentrasjonen av PAH-metabolitten 1-OH-pyren var høyere i lake enn i hork og falt i rekkefølgen Gjøvik > HIAS > Helgøya > Lillehammer.

5 Litteratur

- Borgå, K., Fjeld, E., Kierkegaard, A., Løvik, J., Rognerud, S., Høgfeltdt, A., Bæk, K., McLachlan, M.S., 2013. Siloksaner i ferskvanns næringsnett – et studie av tre innsjøer i Norge Miljødirektoratet M-81.
- Christiansen, B., 1976. Norges fisker. J.W. Cappelens Forlag.
- Collier, T.K., Varanasi, U., 1991. Hepatic activities of xenobiotic metabolizing enzymes and biliary levels of xenobiotics in english sole (*Parophrys vetulus*) exposed to environmental contaminants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20, 462–473. doi:10.1007/BF01065834
- European Commission, 2006. COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.
- Farrell, A.P., Brauner, C.J., 2011. *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals*, Volume 31B, 1st ed. Academic Press.
- Farrell, A.P., Wood, C.M., Brauner, C.J., 2011. *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*. Academic Press.
- Faxneld, S., Danielsson, S., Nyberg, E., Bignert, A., 2015. Conversion factors for metals between liver, muscle and wholebody in perch (No. 1:2015). Swedish Museum of Natural History.
- Fjeld, E., Bæk, K., Rognerud, S., Rundberget, J.T., Schlabach, M., Warner, N.A., 2016. Miljøgifter i store norske innsjøer, 2015. Miljødirektoratet M-548.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Kjellberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A., Gundersen, H., 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. NIVA-rapport 4809.
- Grung, M., Holth, T.F., Jacobsen, M.R., Hylland, K., 2009. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Metabolites in Atlantic Cod Exposed via Water or Diet to a Synthetic Produced Water. *J. Toxicol. Environ. Health A* 72, 254–265. doi:10.1080/15287390802539210
- Grung, M., Petersen, K., Fjeld, E., Allan, I., Christensen, J.H., Malmqvist, L.M.V., Meland, S., Ranneklev, S., 2016. PAH related effects on fish in sedimentation ponds for road runoff and potential transfer of PAHs from sediment to biota. *Sci. Total Environ.* 566–567, 1309–1317. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.05.191
- Hylland, K., Vethaak, D., Davies, I.M., 2012. Background document: polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites in fish bile, in: *Integrated Marine Environmental Monitoring of Chemicals and Their Effects*. Eds. Ian M. Davies Og Dick Vethaak. ICES cooperative research report 315, Copenhagen, pp. 18–25.
- Kammann, U., Askem, C., Dabrowska, H., Grung, M., Kirby, M.F., Koivisto, P., Lucas, C., McKenzie, M., Meier, S., Robinson, C., Tairova, Z.M., Tuvikene, A., Vuorinen, P.J., Strand, J., 2013. Interlaboratory Proficiency Testing for Measurement of the Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Metabolite 1-Hydroxypyrene in Fish Bile for Marine Environmental Monitoring. *J. AOAC Int.* 96, 635–641. doi:10.5740/jaoacint.12-080
- Kjellberg, G., 2001. Undersøkelse av metaller, fenol og PAH i sedimenter i Mjøsa utenfor Esperen. Rapport fra undersøkelser høsten 2001. NIVA-rapport 4442.
- Kjellberg, G., Løvik, J., 2000. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Esperen Rapport fra undersøkelsen i 1999. NIVA-rapport 4167.
- Krahn, M.M., Burrows, D.G., Ylitalo, G.M., Brown, D.W., Wigren, C.A., Collier, T.K., Chan, S.L., Varanasi, U., 1992. Mass-Spectrometric Analysis for Aromatic-Compounds in Bile of Fish Sampled After the Exxon-Valdez Oil-Spill. *Environ. Sci. Technol.* 26, 116–126. doi:10.1021/es00025a012
- Larsen, B.M., Hartvigsen, R., Økland, K.A., Økland, J., 1998. Utbredelse av andemusling *Anodonta anatina* og flat dammusling *Pseudanodonta complanata* i Norge: en foreløpig oversikt. NINA Oppdragsmelding 521.
- Løvik, J.E., Rustadbakken, A., 2010. Strandsaga i Brumunddal. Vurdering av miljøtilstand i Mjøsa i forbindelse med planer om endret bruk av området. NIVA-rapport 6092.

- Luoma, S.N., Rainbow, P.S., 2008. Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management. Cambridge University Press.
- Miljødirektoratet, 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. M608, Miljødirektoratet.
- Nashoug, O., 1999. Vannkvaliteten i Mjøsa - før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa.
- Nyberg, E., Faxneld, S., Danielsson, S., Bignert, A., Eriksson, U., Egebäck, A.-L., Holm, K., Sundbom, M., Benskin, J., Haglund, P., 2015. The National Swedish Contaminant Monitoring Programme for Freshwater Biota, 2015. No. 14:2015. Swedish Museum of Natural History, Stockholm.
- Qvenild, T., 2010. Fiske i Hedmark. Tun Forlag.
- Rognerud, S., 1985. Kvikksølv i Mjøsas sedimenter. Arealfordeling og vertikalprofiler av antropogent kvikksølv. NIVA-rapport 1710.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Løvik, J., Skotvold, T., 1997. Miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 2. Tungmetaller og andre sporelementer. NIVA-rapport 3880.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L., Christensen, G., Røyset, O., 2008. Nasjonal innsjøundersøkelse 2004 - 2006, del 2: Sedimenter. Forurensning av metaller, PAH og PCB. NIVA-rapport OR-5549; Statlig program for forurensningsovervåking (SPFO)-rapport 1012/2008; SFT-rapport TA-2362/2008 No. OR-5549). Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.

Vedlegg

Tabell V1. Registrerte data om individene av arten lake (*Lota lota*) som var med i studiet.

Kode	Stasjon	Dato fanget	Individ		Lengde (cm)	Vekt (g)	Modenhet	Bidrag lever (g)
			nr	Kjønn				
Gj-La-1	Gjøvik	06.09.2016	1	F	41,8	615	Umoden	54
Gj-La-2	Gjøvik	06.09.2016	2	F	38,3	440	Moden	34
Gj-La-3	Gjøvik	06.09.2016	3	F	41,6	417	Moden	26
Gj-La-4	Gjøvik	06.09.2016	4	M	40	492	Moden	32
Gj-La-5	Gjøvik	06.09.2016	5	M	36,5	414	Moden	30
Li-La-1	Lillehammer	30.09.2016	1	M	36,7	610	Moden	73,4
Li-La-2	Lillehammer	30.09.2016	2	F	38,3	460	Umoden	37
Li-La-3	Lillehammer	30.08.2016	3	F	39	475	Moden	53,3
Li-La-4	Lillehammer	30.08.2016	4	M	54,5	1330	Moden	110
Li-La-5	Lillehammer	30.08.2016	5	M	51,5	1205	Moden	128
Ho-La-1	Helgøya	26.08.2016	1	F	36,5	356	Moden	23
Ho-La-2	Helgøya	26.08.2016	2	M	37,6	411	Moden	20
Ho-La-3	Helgøya	26.08.2016	3	F	34,3	347	Moden	27
Ho-La-4	Helgøya	26.08.2016	4	F	37,2	378	Moden	32
Ho-La-5	Helgøya	26.08.2016	5	F	33,6	275	Umoden	15
Hi-La-1	Hias	18.09.2016	1	F	50,5	892	Moden	28
Hi-La-2	Hias	18.09.2016	2	F	49,7	684	Moden	22
Hi-La-3	Hias	18.09.2016	3	M	46,1	509	Moden	23
Hi-La-4	Hias	18.09.2016	4	F	36,7	383	Umoden	27
Hi-La-5	Hias	18.09.2016	5	F	36,2	373	Umoden	26

Tabell V2. Registrerte data om individene av arten hork (*Gymnocephalus cernuus*) som var med i studiet.

Kode	Stasjon	Dato fanget	Individ nr	Kjønn	Lengde (cm)	Vekt (g)	Modenhet	Bidrag muskel (g)	Bidrag lever (g)
Li-Ho-1	Lilleha.	30.08.2016	1	F	12,5	23,7	Moden	0,5	0,25
Li-Ho-2	Lilleha.	30.08.2016	2	F	11,5	17,7	Moden	0,5	0,3
Li-Ho-3	Lilleha.	30.08.2016	3	F	12,4	27,1	Moden	0,5	0,19
Li-Ho-4	Lilleha.	30.08.2016	4	M	11,5	17,7	Moden	0,5	0,15
Li-Ho-5	Lilleha.	30.08.2016	5	F	11,5	18,2	Moden	0,5	0,24
Li-Ho-6	Lilleha.	30.08.2016	6	F	11,2	15,6	Moden	0,5	0,2
Li-Ho-7	Lilleha.	30.08.2016	7	M	10,8	15,4	Moden	0,5	0,2
Li-Ho-8	Lilleha.	30.08.2016	8	M	11,3	15,9	Moden	0,5	0,32
Li-Ho-9	Lilleha.	30.08.2016	9	M	10,9	15	Moden	0,5	0,09
Li-Ho-10	Lilleha.	30.08.2016	10	F	10,5	13,7	Moden	0,5	0,28
Li-Ho-11	Lilleha.	30.08.2016	11	M	9,2	10,1	Moden	0,5	0,16
Li-Ho-12	Lilleha.	30.08.2016	12	M	10,2	10,3	Moden	0,5	0,08
Li-Ho-13	Lilleha.	30.08.2016	13	F	9,2	9,1	Moden	0,5	0,15
Li-Ho-14	Lilleha.	30.08.2016	14	M	9,4	8,8	Moden	0,5	0,15
Li-Ho-15	Lilleha.	30.08.2016	15	F	9,3	9,4	Umoden	0,5	0,08
Ho-Ho-1	Helgøya	26.08.2016	1	F	11,5	13	Moden	0,5	0,11
Ho-Ho-2	Helgøya	26.08.2016	2	F	10,7	13,8	Moden	0,5	0,09
Ho-Ho-3	Helgøya	26.08.2016	3	M	10,3	13	Moden	0,5	0,1
Ho-Ho-4	Helgøya	26.08.2016	4	F	10,4	14,2	Moden	0,5	0,17
Ho-Ho-5	Helgøya	26.08.2016	5	F	10,3	12,3	Moden	0,5	0,13
Ho-Ho-6	Helgøya	26.08.2016	6	F	10,2	10,9	Moden	0,5	0,21
Ho-Ho-7	Helgøya	26.08.2016	7	M	10	10,5	Moden	0,5	0,06
Ho-Ho-8	Helgøya	26.08.2016	8	F	9,9	10,3	Moden	0,5	0,12
Ho-Ho-9	Helgøya	26.08.2016	9	M	10,1	12,6	Moden	0,5	0,1
Ho-Ho-10	Helgøya	26.08.2016	10	M	9,4	9,4	Moden	0,5	0,09
Ho-Ho-11	Helgøya	26.08.2016	11	M	9	8,5	Moden	0,5	0,13
Ho-Ho-12	Helgøya	26.08.2016	12	F	9,4	9,5	Moden	0,5	0,15
Ho-Ho-13	Helgøya	26.08.2016	13	F	8,5	7,7	Moden	0,5	0,09
Ho-Ho-14	Helgøya	26.08.2016	14	M	8,9	8,2	Moden	0,5	0,11
Ho-Ho-15	Helgøya	26.08.2016	15	F	9,1	8	Moden	0,5	0,11
Hi-Ho-1	Hias	06.09.2016	1	F	11,1	16,3	Moden	0,5	0,1
Hi-Ho-2	Hias	06.09.2016	2	M	11	13,3	Moden	0,5	0,2
Hi-Ho-3	Hias	06.09.2016	3	M	11,1	12,9	Moden	0,5	0,1
Hi-Ho-4	Hias	06.09.2016	4	F	10	14,9	Moden	0,5	0,1
Hi-Ho-5	Hias	06.09.2016	5	F	10,6	13,6	Moden	0,5	0,1
Hi-Ho-6	Hias	06.09.2016	6	M	9,5	11,4	Moden	0,5	0,22
Hi-Ho-7	Hias	06.09.2016	7	F	9,5	10,9	Moden	0,5	0,13
Hi-Ho-8	Hias	06.09.2016	8	F	9,9	12	Moden	0,5	0,11
Hi-Ho-9	Hias	06.09.2016	9	F	9,5	10	Moden	0,5	0,13
Hi-Ho-10	Hias	06.09.2016	10	F	9,6	10,5	Moden	0,5	0,13
Hi-Ho-11	Hias	06.09.2016	11	F	9,8	10,7	Moden	0,5	0,16
Hi-Ho-12	Hias	06.09.2016	12	M	9,3	10,3	Moden	0,5	0,18

Kode	Stasjon	Dato fanget	Individ nr	Kjønn	Lengde (cm)	Vekt (g)	Modenhet	Bidrag muskel (g)	Bidrag lever (g)
Hi-Ho-13	Hias	06.09.2016	13	F	9,4	9,6	Moden	0,5	0,09
Hi-Ho-14	Hias	06.09.2016	14	F	9,6	10,5	Moden	0,5	0,13
Hi-Ho-15	Hias	06.09.2016	15	F	9,4	9,6	Moden	0,5	0,1
Gj-Ho-1	Gjøvik	30.08.2016	1	F	13,5	27	Moden	0,5	0,33
Gj-Ho-2	Gjøvik	30.08.2016	2	M	13,2	27,3	Moden	0,5	0,26
Gj-Ho-3	Gjøvik	30.08.2016	3	M	12,3	20,9	Moden	0,5	0,19
Gj-Ho-4	Gjøvik	30.08.2016	4	F	11,4	20	Moden	0,5	0,22
Gj-Ho-5	Gjøvik	30.08.2016	5	F	11,2	17,6	Moden	0,5	0,26
Gj-Ho-6	Gjøvik	30.08.2016	6	F	11,8	17,7	Moden	0,5	0,1
Gj-Ho-7	Gjøvik	30.08.2016	7	F	11,3	18	Moden	0,5	0,19
Gj-Ho-8	Gjøvik	30.08.2016	8	F	10,6	15,2	Moden	0,5	0,12
Gj-Ho-9	Gjøvik	30.08.2016	9	F	11	16,1	Moden	0,5	0,24
Gj-Ho-10	Gjøvik	30.08.2016	10	M	11,1	16	Moden	0,5	0,27
Gj-Ho-11	Gjøvik	30.08.2016	11	F	10,5	15,2	Moden	0,5	0,14
Gj-Ho-12	Gjøvik	30.08.2016	12	M	11,1	15,5	Moden	0,5	0,14
Gj-Ho-13	Gjøvik	30.08.2016	13	F	10,4	12,8	Moden	0,5	0,14
Gj-Ho-14	Gjøvik	30.08.2016	14	F	10,5	13,4	Moden	0,5	0,2
Gj-Ho-15	Gjøvik	30.08.2016	15	M	10,3	11,9	Moden	0,5	0,11

Tabell V3. Registrerte data om individene av arten andemusling (*Anodonta anatina*) som var med i studiet.

Stasjon	Dato fanget	Prøve nr	Individ nr	Vekt total (g)	Vekt bløtdeler (g)	Radius umbo (mm)	Maks lengde (cm)	Maks bredde (mm)
Hias	05.09.2016		1	43,5	17,3	82,7	95	52,6
Hias	05.09.2016		2	43,8	20,1	78,1	90,8	51,5
Hias	05.09.2016	1	3	35,5	19,1	79,3	92,9	51,2
Hias	05.09.2016		4	56,5	27,1	86,5	102,3	54,6
Hias	05.09.2016		5	43	23,6	82,8	90,5	52
Hias	05.09.2016		6	34,4	17,7	72,3	81,2	50
Hias	05.09.2016		7	33,7	13,9	77,3	85,5	48,1
Hias	05.09.2016	2	8	31,8	14,6	75,6	82,2	48,4
Hias	05.09.2016		9	41,6	20,2	80,9	89,3	46,2
Hias	05.09.2016		10	33,2	17	74,9	84,4	49
Hias	05.09.2016		11	22	11,6	65,9	73,3	43,2
Hias	05.09.2016		12	22	12,7	67,5	75	44,9
Hias	05.09.2016	3	13	27,9	14,5	69,1	80,4	44,2
Hias	05.09.2016		14	31,2	14,1	76,9	84,4	45,3
Hias	05.09.2016		15	26,2	13,7	69,2	79,9	45,6
Holmen	06.09.2016		1	31,3	17,8	67,4	77,9	44,3
Holmen	06.09.2016		2	22,8	10,7	64,1	71,3	43,4
Holmen	06.09.2016	1	3	19,8	12,2	61,8	69,9	42,2
Holmen	06.09.2016		4	20,2	11,6	59,5	68,1	40,4
Holmen	06.09.2016		5	21,8	14,4	62	70,5	43,6
Holmen	06.09.2016		6	39,3	21,3	74,5	80,6	47,7
Holmen	06.09.2016		7	33,9	20,2	70,5	82,8	48
Holmen	06.09.2016	2	8	33,2	19,4	73,2	84,8	41,9
Holmen	06.09.2016		9	31,6	16,6	67,7	76,9	48,3
Holmen	06.09.2016		10	35,4	20,7	71,4	81,1	46,1
Holmen	06.09.2016		11	46,8	25,1	79,5	89,3	53,2
Holmen	06.09.2016		12	50	25,4	78,3	88,3	52
Holmen	06.09.2016	3	13	39,3	15,5	79,9	89	49,5
Holmen	06.09.2016		14	43,2	21,8	79,3	91,7	49,2
Holmen	06.09.2016		15	50,7	28,4	78,9	92,9	58,5

Tabell V4. Konsentrasjoner av metaller og PAH-metabolitter i vev og galle fra lake.

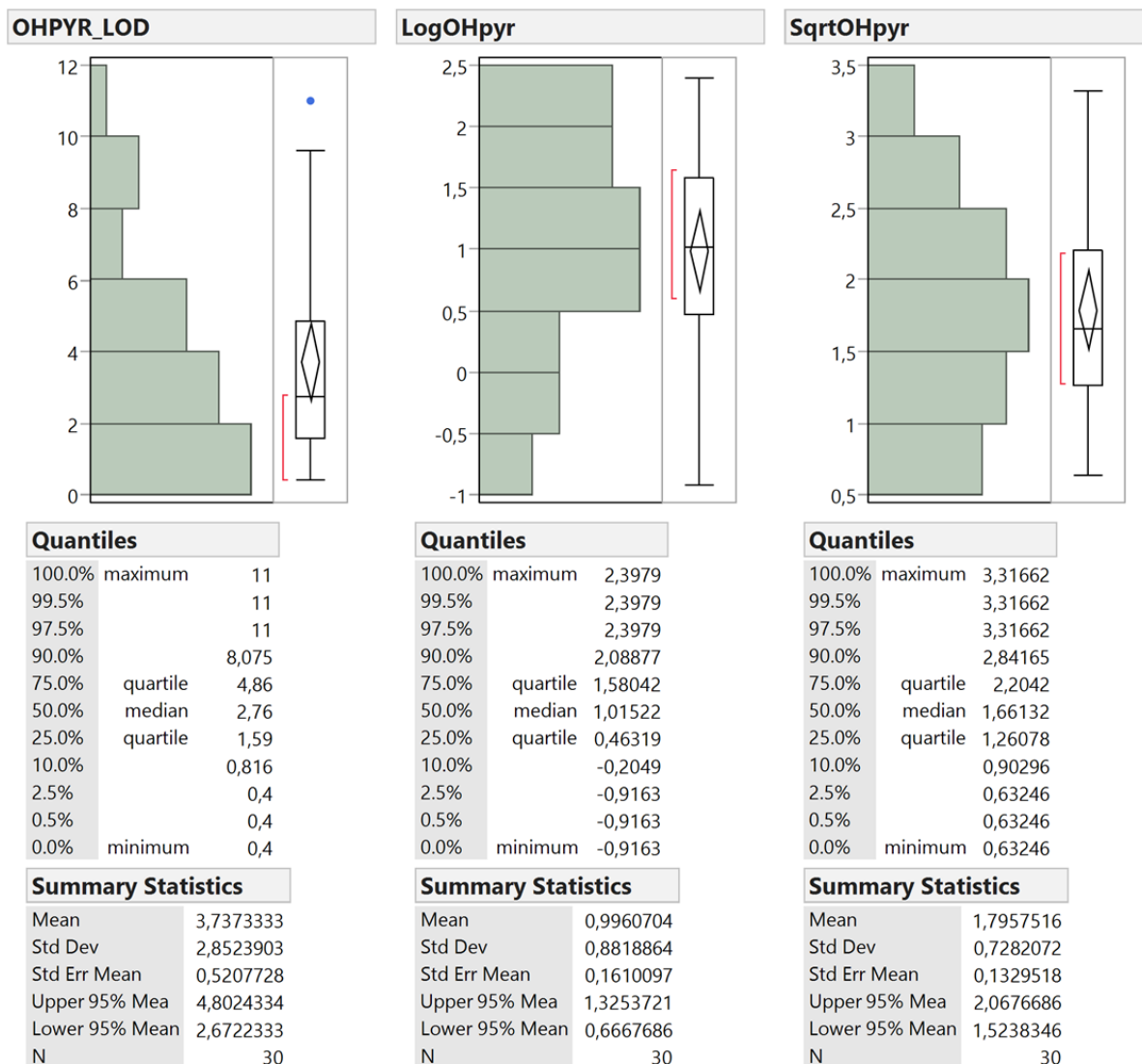
Kode	Dato	Arsen		Bly		Kadmium		Kobber		Krom		Nikkel		Sink		Kvikksølv		2-OH-naftalen		1-OH-fenantren		1-OH-pyren		3-OH-benzo[a]pyren		
		Lever	Lever	Lever	Lever	Lever	Lever	Lever	Lever	Lever	Muskel	Galle	Lever	Lever	Lever	Lever	Muskel	Galle	Lever	Lever	Galle	Galle	Galle	Galle	Galle	Galle
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g
Gj-La-1	06.09.2016	0,41	<0,03	0,019	5,3	<0,03	<0,04	10	0,538	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Gj-La-2	06.09.2016	0,25	<0,03	0,02	2,9	<0,03	<0,04	7,4	0,32	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Gj-La-3	06.09.2016	0,53	<0,03	0,037	5,3	0,049	<0,04	14	0,732	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Gj-La-4	06.09.2016	0,52	0,032	0,03	3,8	<0,03	<0,04	13	0,316	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Gj-La-5	06.09.2016	0,46	0,038	0,02	3,7	0,036	<0,04	14	0,197	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Li-La-1	30.09.2016	0,2	<0,03	0,011	3	<0,03	<0,04	6,6	0,372	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Li-La-2	30.09.2016	0,22	<0,03	0,02	4	<0,03	<0,04	8,5	0,348	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Li-La-3	30.08.2016	0,079	<0,03	0,018	2,1	<0,03	<0,04	6,5	0,627	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Li-La-4	30.08.2016	0,16	<0,03	0,016	7,6	0,046	<0,04	12	0,811	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Li-La-5	30.08.2016	0,16	<0,03	0,019	4,5	0,044	0,063	8,3	0,818	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Ho-La-1	26.08.2016	0,59	<0,03	0,027	4,7	<0,03	<0,04	9,7	0,354	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Ho-La-2	26.08.2016	0,77	<0,03	0,056	5,3	0,048	<0,04	15	0,728	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Ho-La-3	26.08.2016	0,73	<0,03	0,018	2,8	<0,03	<0,04	11	0,409	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Ho-La-4	26.08.2016	0,41	<0,03	0,021	4,6	<0,03	<0,04	9	0,94	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Ho-La-5	26.08.2016	0,33	<0,03	0,032	5,5	<0,03	<0,04	9,4	0,326	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hi-La-1	18.09.2016	0,42	<0,03	0,11	3,9	1,6	0,055	13	1,03	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hi-La-2	18.09.2016	0,71	<0,03	0,091	8,3	0,07	<0,04	23	0,647	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hi-La-3	18.09.2016	0,8	<0,03	0,065	20	0,036	<0,04	25	0,723	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hi-La-4	18.09.2016	0,52	<0,03	0,015	3,3	<0,03	<0,04	8,8	0,362	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hi-La-5	18.09.2016	0,41	<0,03	0,02	2,2	<0,03	<0,04	7,8	0,385	i	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

Tabell V5. Konsentrasjoner av metaller og PAH-metabolitter i vev og galle fra hork.

Kode	Arsen Lever mg/kg	Bly Lever mg/kg	Kadmium Lever mg/kg	Kobber Lever mg/kg	Krom Lever mg/kg	Nikkel Lever mg/kg	Sink Lever mg/kg	Kvikksølv Muskel mg/kg	2-OH- naftalen Galle ng/g	1-OH- fenantren Galle ng/g	1-OH- pyren Galle ng/g	3-OH- benzo[a]py- ren Galle ng/g
Li-Ho-1:5	0,07	0,049	0,51	5,1	0,049	0,12	27	0,238				
Li-Ho-6:10	0,085	0,05	0,53	5,4	0,12	0,47	30	0,328				
Li-Ho-11:15	0,077	0,094	0,42	3,7	0,11	0,32	29	0,209				
Ho-Ho-1:5	0,16	0,062	0,66	3,7	0,094	0,2	20	0,255				
Ho-Ho-1									i	<1	0,80	<2
Ho-Ho-3									i	<1	2,75	<2
Ho-Ho-6:10	0,13	0,086	0,59	5	0,38	0,35	31	0,192	i	<1	<0,8	<2
Ho-Ho-11:15	0,2	0,071	0,5	4,2	0,12	0,24	26	0,171	i	<1	1,62	<2
Hi-Ho-1:5	0,12	0,05	0,86	4	0,17	0,19	25	0,107	i	<1	<0,8	<2
Hi-Ho-6:10	0,13	0,035	0,35	2,5	0,1	0,16	17	0,091	i	<1	2,34	<2
Hi-Ho-11:15	0,12	0,048	0,58	2,9	0,082	0,27	25	0,116	i	<1	0,98	<2
Gj-Ho-1:5	0,09	0,059	0,9	3,3	0,11	0,21	25	0,226	i	<1	4,60	<2
Gj-Ho-6:10	0,086	0,052	0,54	4,5	0,084	0,14	24	0,161	i	<1	1,09	<2
Gj-Ho-11:15	0,13	0,062	0,5	4	0,28	0,28	26	0,127	i	<1	9,63	<2

Tabell V6. Konsentrasjoner (våttvekt) av PAH16 i bløtdeler av musling.

Kode	Stasjon	Naftalen	Acenaf	Acenaf	Fluore	Fenant	Antrac	Fluora	Pyren	Benzol	Krysen	Benzol	Benzol	Indeno	Dibenz	Benzol	Sum
		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	PAH(16)
1 (Hi- Dm-1:5)	HIAS	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	nd
2 (Hi- Dm- 6:10)	HIAS	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	nd
3 (Hi- Dm- 11:15)	HIAS	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,63	<0,5	1,1	0,71	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	2,4
1 (Ho- Dm-1:5)	Holmen	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	nd
2 (Ho- Dm- 6:10)	Holmen	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	nd
3 (Ho- Dm- 11:15)	Holmen	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	nd



Figur VI. Distribusjon av konsentrasjonen av 1-OH-pyren i lake- og horkegalle. Ingen transformasjon (til venstre), logtransformert (i midten) kvadratroten (til høyre). Kvadratrot-transformasjon gav mest normalfordelte data og ble derfor brukt i statistiske beregninger (to-vegs ANOVA).

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