

Miljøgiftundersøkelser av ørret fra Akerselva og Lysakerelva i 2018

Miljøgifter - ferskvann



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

NIVA Danmark

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

Tittel Miljøgiftundersøkelser av ørret fra Akerselva og Lysakerelva i 2018	Løpenummer 7315-2018	Dato 13/12-2018
Forfatter(e) Øyvind Garmo, Inger Lise Nerland Bråte, Kine Bæk, Pernilla Carlsson, Merete Grung, Amy Lusher	Fagområde Miljøgifter - ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslo	Sider 44

Oppdragsgiver(e) Oslo kommune ved Bymiljøetaten	Oppdragsreferanse Heidi Kristensen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180231

Sammendrag

Til sammen 90 ørret fra tre stasjoner i Akerselva og tre stasjoner i Lysakerelva ble analysert for innhold av utvalgte grunnstoffer i gjelle- og levervev, omdannede PAH-forbindelser i galle, samt mikroplast i fordøyelseskanalen. Kobber, arsen, bly, sink, krom og 1-OH-pyren viste tegn til økte nivåer i ørret fra nedre deler av en eller begge elver. Konsentrasjonen av omdannet PAH i galle var høyere enn bakgrunnsnivåer. De fleste metaller viste moderate nivåer. Et unntak var sink i gjellevev spesielt nederst i Lysakerelva, og enkelte blyverdier i gjelle og lever i ørret fra Akerselva. I gjennomsnitt ble det funnet mindre enn én mikroplastpartikkel per fisk, og det som ble påvist var hovedsakelig fibre med blå farge.

Fire emneord	Four keywords
1. Metaller	1. Metals
2. PAH	2. PAH
3. Mikroplast	3. Microplastics
4. Ørret	4. Trout

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

Øyvind Garmo
Prosjektleder

Marianne Olsen
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7050-1
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

**Miljøgiftundersøkelser av ørret fra Akerselva og
Lysakerelva i 2018**

Forord

Bymiljøetaten i Oslo satte i 2017 i gang overvåking for å få oversikt over utvalgte miljøgifter i byens vassdrag. Hensikten er å få kunnskap om kjemisk tilstand og om ørret i vassdragene har nivåer av miljøgifter som er lave nok til at den fisken egner seg som menneskeføde. Planen er å undersøke to vassdrag per år framover. I 2017 undersøkte SWECO Frognerelva og Hoffselva. I 2018 fikk NIVA oppdraget med å undersøke Akerselva og Lysakerelva. Feltarbeid og disseksjon av fisk ble gjort av Jens Thaulow, Johnny Hall, Jan-Erik Thrane, Anne Ribeiro, Espen Lund og Marthe Jenssen. Bestemmelse av metaller og PAH-metabolitter i biota ble gjort av Kuria Ndungu, Pernilla Carlson og Katharina Løken. Vannprøvene ble analysert ved NIVAs seksjon for akkrediterte analysetjenester. Bestemmelse av mikroplast ble utført av Amy Lusher med assistanse fra Lene Fredriksen og Nina Buenaventura. Kine Bæk har administrert prosjektet og organisert det hele. Marianne Olsen har kvalitetssikret rapporten. Takk til alle.

Hamar, november 2018

Øyvind Garmo

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	7
2	Materiale og metoder	9
2.1	Prøveinnsamling	9
2.2	Laboratoriearbeid og analyser	9
2.2.1	Kvikksølv i fiskemuskel	9
2.2.2	Metaller, arsen og selen i gjelle og lever	9
2.2.3	PAH-metabolitter i galle	10
2.2.4	Analyse av vannprøver	10
2.2.5	Aldersbestemmelse	10
2.2.6	Mikroplast	10
2.3	Statistikk	11
3	Resultater	12
3.1	Vannkjemi og metallkonsentrasjoner i vannprøver	12
3.2	Beskrivelse av fisk	12
3.3	Metaller, arsen og selen i gjeller og lever	13
3.4	Kvikksølv i muskel	18
3.5	PAH-metabolitter i galle	19
3.6	Mikroplast	21
4	Vurdering av resultater	23
4.1	Vurdering av usikkerhet	23
4.2	Kilder til stoffene	24
4.3	Vurdering av nivåene i forhold til grenseverdier	26
4.4	Vurdering av nivåene i forhold til andre undersøkelser	27
5	Konklusjon	28
6	Litteratur	28

Sammendrag

I perioden august-september ble det fanget til sammen 90 ørret fra tre stasjoner i Akerselva og tre stasjoner i Lysakerelva. Fiskene ble dissekert og analysert for innhold av utvalgte grunnstoffer i gjelle- og levervev, omdannede PAH-forbindelser i galle, samt mikroplast i magen.

Konsentrasjonen av kobber, arsen, bly, sink og krom i ørretgjeller økte nedover i en eller begge elver, noe som indikerer at nivåene i ørret til en viss grad er påvirket av forurensing fra de tettbebygde og trafikkerte nedre deler av elvenes nedbørfelt. Samme trend ble observert for PAH-metabolitten 1-OH-pyren i ørretgalle. De fleste metallene, samt arsen og selen, var likevel omtrent på nivå med det som er funnet i fisk fra vann uten lokale forurensningskilder av betydning. Det ble imidlertid registrert enkelte høye bly-verdier i fisk fra nedre deler av Akerselva. Videre var sink-nivået gjennomgående høyt i gjelleprøvene fra alle stasjoner, men spesielt ved nederste stasjon i Lysakerelva. Konsentrasjonen av PAH-metabolittene 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren var også høyere enn det som regnes som bakgrunnskonsentrasjoner, men var med få unntak under konsentrasjoner som gir miljøskade på marine fiskearter. Det betyr at fisken i noen grad har blitt eksponert for PAH-forbindelsene fenantren og pyren. Trafikk og veiavrenning er potensielle kilder til stoffer som kobber, sink og PAH. Ingen av de 90 fiskene hadde nivåer av kvikksølv som oversteg omsetningsgrensen. Dette gjaldt sannsynligvis også for kadmium og bly selv om konsentrasjonen av disse ikke ble målt i muskelvev. Kvikksølv-nivåene var ikke høyere enn det som er vanlig å finne i annen norsk ørret av samme størrelse.

Det ble funnet mikroplast i fordøyelsessystemet til ørret fra alle de tre stasjonene i Akerselva, og fra to av tre stasjoner i Lysakerelva. Antall mikroplastpartikler varierte fra 0-13 per fisk. Det ble påvist mer mikroplast i ørretene fra Akerselva (0,46 partikler/individ) enn i de fra Lysakerelva (0,11 partikler/individ). Dette er mengder som kan betegnes som lave selv om sammenligningsgrunnlaget mangler. I begge elvene ble 95-100% av mikroplastpartiklene i ørretmagene kategorisert som fibre. Den dominerende fargen på fibrene var blå.

Summary

Title: Monitoring pollutants in brown trout from River Akerselva and River Lysakerelva 2018

Year: 2018

Author(s): Øyvind Garmo, Inger Lise Nerland Bråte, Kine Bæk, Pernilla Carlsson, Merete Grung, Amy Lusher

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7050-1

In the period August-September a total of 90 trout were caught from three stations in River Akerselva and three stations in River Lysakerelva. The fish were dissected, and analysed for selected elements in gill and liver tissue, PAH metabolites in bile as well as microplastics in the digestive channel. The concentration of copper, arsenic, lead, zinc and chromium in trout gills increased down one of or both the rivers, indicating that the levels in trout to some extent were affected by pollution from the densely populated and trafficked lower parts of the rivers' catchment. The same trend was observed for the PAH metabolite 1-OH-pyrene in trout bile. However, the levels of most of the metals as well as arsenic and selenium were similar to what has been found in fish from waters without local pollution sources of significance. Some of the fish from the lower parts of River Akerselva had high levels of lead. Moreover, the zinc level was high in gill samples from all the stations, especially the lowest station in River Lysakerelva. The concentrations of the PAH metabolites 1-OH-phenanthrene and 1-OH-pyrene were also higher than what is considered background levels, but was with few exceptions below concentrations considered toxic to marine species of fish. This means that the fish to some extent have been exposed to the PAH substances phenanthrene and pyrene. Traffic and road runoff are potential sources of copper, zinc, and PAH. None of the 90 fish had mercury concentration higher than threshold levels for human consumption. This was probably also the case for cadmium and lead although these were not measured in muscle tissue. Mercury levels was not higher than those usually found in other Norwegian trout of the same size.

Microplastic particles were found in the digestive channel of trout from all three stations in River Akerselva and from two of the three stations in River Lysakerelva. The number of microplastic particles varied from 0-13 per fish. More microplastic particles were found in the trout from Akerselva (0.46 particles/individual) than in those from River Lysakerelva (0.11 particles/individual). These are amounts that can be considered low even if there is little data to compare with. In both rivers 95-100 % of the microplastic particles were categorised as fibres, and most of them were of blue colour.

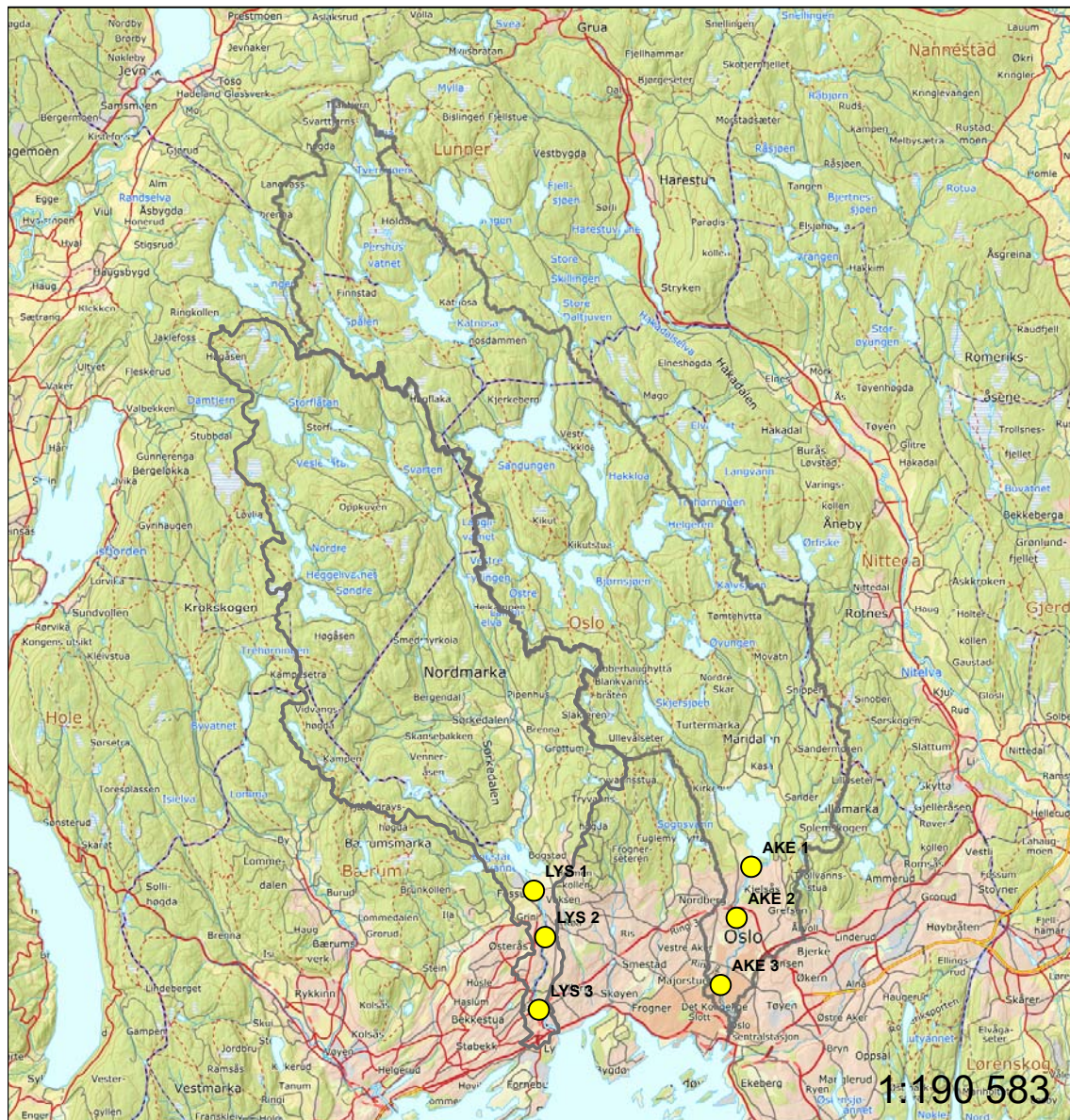
1 Innledning

Lysakerelva og Akerselva har middelvannføring ved utløp til fjorden på hhv. cirka 4 og 6 m³/s og er med det de to største i Oslo. Størstedelen av nedbørfeltene til de to elvene er barskogdekket og ligger i Nordmarka (Figur 1). Her er det få lokale forurensningskilder, og Maridalsvannet benyttes endog som drikkevannskilde for Oslo. Nedstrøms Maridalsvannet og Bogstadvannet, som er de delene av vassdragene hvor elvestrengene benevnes hhv. Akerselva og Lysakerelva, er nedbørfeltene utpreget urbane, med tette overflater, tett bebyggelse og trafikkerte veier. Tidligere var spesielt Akerselva påvirket av utslipp fra industri og av kloakk, men denne belastningen har blitt mindre. I senere år har det vært levelige forhold for fisk og bunndyr, selv om tilstanden i nedre del av Akerselva fortsatt er dårlig (Bækken et al., 2012, 2011; Rannekleiv et al., 2009; Tabell 1). Overvann fra ledningsnett og rør som fører overvann ut i elvene utgjør nå trolig de viktigste tilførslene av lokal forurensning. Forurensingen kan være metaller, organiske forbindelser og mikroplast. Metaller skiller seg fra organiske miljøgifter ved at de ikke brytes ned og ved at mange av dem (f.eks. kobber, krom, nikkel, sink) er essensielle sporstoffer, men at de blir giftige i høye konsentrasjoner. Sårbarheten for negative effekter fra metallforurensning i vann er som regel 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 akvatiske 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. Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) er upolare forbindelser som finnes i f.eks. tjære og kreosot og dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Mange PAH-forbindelser og deres omdanningsprodukter (metabolitter) som dannes i organismene, er genotoksiske og kreftframkallende, først og fremst for organismene selv. Både PAH og metaller har det til felles at det finnes både menneskeskapte og naturlige kilder. Mikroplast har derimot ingen naturlige kilder. Mengden mikroplast forventes å være større i vannforekomster i urbane strøk enn i mindre befolkede områder (Eriksen et al., 2013). Det er foreløpig meget begrenset med data på mikroplast i ferskvannssystemer fra Norge

Denne rapporten beskriver en undersøkelse av metaller, PAH og mikroplast i ørret fanget ved tre stasjoner i Akerselva og tre stasjoner i Lysakerelva. Resultatene blir vurdert ved å sammenligne med grenseverdier for stoffene i vannforskriften, grenser som er satt for tillatte nivåer ved handel med fisk (omsetningsgrenser), samt resultater fra undersøkelser i andre vassdrag.

Tabell 1. Sentrale opplysninger om vannforekomstenes status etter vannforskriften. Informasjonen er hentet fra nettstedet Vann-nett (01.11.2018).

Kategorisering	Lysakerelva	Akerselva
Klimasone	Lav	Lav
Størrelse	Små	Middels (10-100 km ²)
Vanntype	Moderat kalkrik, humøs, klar	Moderat kalkrik, klar, klar
Kjemisk tilstand	Antatt god	Antatt dårlig nedstrøms Nydalsdammen



Figur 1. Lysakerelvas og Akerselvas nedbørfelt (data fra NVE) og plassering av stasjonene.

©Kartverket. Kart som viser stasjonene i detalj finnes i Vedlegg A.

2 Materiale og metoder

2.1 Prøveinnsamling

El-fiske ble utført i to omganger ved tre stasjoner i Lysakerelva og tre stasjoner i Akerselva. Det ble tatt 15 ørret ved hver stasjon, totalt 90 fisk. Første kampanje ble gjennomført 14.-16. august. Høy vanntemperatur (rundt/over 18 °C) og lav fisketetthet i Akerselva gjorde det vanskelig å få tak i fisk. Andre kampanje ble gjennomført ved stasjonene AKE 2, AKE3 og LYS 3 i perioden 14. og 20. september. Kart som viser stasjonsplasseringen er vedlagt (Vedlegg A). El-fisket ble utført med apparat av typen GeOmega FA-4 (Terik Technology AS) på alle stasjonene i Lysaker, samt AKE1. De fleste fiskene på stasjonene AKE2 og AKE 3 ble fanget med Model SE500, utviklet i Danmark for større vannforekomster (Stampes Elektro A/S). Dette apparatet var bedre egnet i de større kulper i Akerselva. Fisken ble avlivet ved slag mot hodet, og kort tid etter ble fisken målt og dissekert. De fleste fiskene ble dissekert langs elvebredden innen en time etter avliving. Noen fisk ble av praktiske årsaker kjørt tilbake til NIVAs fiskelab i Forskningsparken i Oslo og dissekert der innen 3 timer. I tillegg til vekt og lengde ble også kjønn og kjønnsmodning registrert. Under disseksjonen ble det tatt ut skjellprøver og øresteiner (otolitter) til aldersbestemmelse, fiskefilet til bestemmelse av kvikksølv, galle til bestemmelse av PAH-metabolitter samt gjeller og lever til bestemmelse av metaller. Alt utstyr ble vasket mellom hver fisk. De ulike organene ble frosset ned samme dag og lagret ved – 20 °C frem til analyse. Otolittene og skjell ble tørket ved romtemperatur og brukt til aldersbestemmelse. Prøvetakingen av fisk fulgte rutinene beskrevet av ICP Waters programsenter (2010).

2.2 Laboratoriearbeid og analyser

Alle analysene ble gjennomført ved NIVAs laboratorium. Laboratoriet er akkreditert iht. ISO-17025. Ikke alle analyser var akkrediterte, men også uakkrediterte analyser fulgte samme prinsipp for sporbarhet og kvalitetssikring.

2.2.1 Kvikksølv i fiskemuskel

Totalmengden kvikksølv ble analysert med atomabsorpsjonsspektrometri (AAS) direct mercury analyser (DMA-80). Metoden bestemmer kvikksølv ved forbrenning, katalyse, amalgmering og AAS. Blankprøver samt et sertifisert referansemateriale (Dorm-4; fiskeprotein) fra National Research Council, Canada) ble analysert sammen med prøvene. Kvikksølvanalysene ble gjort ved NIVAs avdeling i Tromsø.

2.2.2 Metaller, arsen og selen i gjelle og lever

Fiskevevet ble frysetørket før analyse. Oppslutning av prøvene ble gjort med salpetersyre ved 50 °C over natt. Prøvene ble analysert med et instrument av typen Agilent 700 Q-ICP-MS. For å sikre god kvalitet på analysene ble prøvene analysert sammen med flere blankprøver og tre ulike sertifiserte referansematerialer; Dorm-4 (fiskeprotein), DOLT5 (fiskelever), begge fra National Research Council, Canada og IAEA-436 (tunfisk) fra International Atomic Energy Agency.

2.2.3 PAH-metabolitter i galle

Galle ble veid i Eppendorf-rør og tilsatt intern standard, vann og enzym (β -glucuronidase/aryl sulfatase). Prøvene ble så satt i varmeskap ved 37 °C i 1 time og deretter tilsatt metanol før sentrifugering. Til bestemmelse av PAH-metabolitter ble HPLC med fluorescensdeteksjon brukt.

Metoden separerer individuelle PAH-metabolitter fra hverandre etter at fase 2-metabolittene er dekonjugert ved hjelp av et enzym (dvs. at både fase 1- og fase 2-metabolitter (glucuronid/sulfat) analyseres). Virveldyr omdanner raskt PAH16-forbindelser til metabolitter. PAH-metabolitter i galle ble derfor brukt som indikator på fiskens eksponering for PAH. I gallen vil PAH foreligge som metabolitter etter enten fase 1- eller fase 2-metabolisme (hhv. OH-PAH og OH-PAH-glucuronid/sulfat).

2.2.4 Analyse av vannprøver

Vannprøvene ble analysert for pH, konduktivitet, alkalitet, total nitrogen, nitrat+nitritt, total organisk karbon, klorid, sulfat, total aluminium, reaktivt aluminium, ikke-labilt aluminium, kalsium, jern, kalium, magnesium, natrium, turbiditet, kobber, sink, bly, kadmium, mangan, nikkel, krom og arsen. Dette ble gjort ved NIVAs laboratorium som er akkreditert i henhold til ISO 17025. Det ble primært benyttet standard ISO-metoder.

2.2.5 Aldersbestemmelse

Alder ble estimert ved analyse av otolitter og skjell under lupe.

2.2.6 Mikroplast

Totalt ble 45 ørret fra tre stasjoner undersøkt for innhold av mikroplast i Lysakerelva og tilsvarende i Akerselva. Mikroplast ble i denne undersøkelsen klassifisert ut fra partikkelstørrelse (største utstrekning i én dimensjon), i tråd med internasjonale standarder (GESAMP 2015) og det som er praksis blant NIVAs forskere:

- o små mikroplastpartikler <1 mm
- o store mikroplastpartikler 1 - 5 mm
- o den nedre størrelsesgrensen i denne studien er 75 μ m. Noen øvre grense ble ikke satt.

Fordøyelseskanalen (mage-tarmkanalen) fra toppen av spiserøret til gattåpningen ble dissekert ut og frosset (-20°C). På laboratoriet ble fordøyelseskanalen skylt for å ta vekk eventuell partikkelkontaminering tilført under disseksjon, før prøven ble overført til glassbeholdere med 10 % kaliumhydroksid (KOH) løsning. Beholderne ble deretter plassert i en inkubator ved 60°C i 24 timer for oppløsning av organisk materiale. Homogenatet ble deretter filtrert gjennom en sikt med gitteråpning på 75 μ m for å fjerne de minste partiklene (ikke inkludert i denne studien), før filtrering under vakuum gjennom et 0,2 μ m glassfiberfilter. Filtrene ble så oppbevart i lukkede petriskåler før videre analyse.

Mikroplastanalysen ble utført ved hjelp av et visuelt identifikasjonstrinn. Filtre ble undersøkt via transsektorer ved hjelp av et stereomikroskop med 20 x oppløsning. Partikler ble identifisert som mikroplast ved å følge en standardisert protokoll for visuell analyse. Identifikasjonen ble utført av erfarne forskere ved NIVA. Alle identifiserte partikler ble bekreftet med sidemannskontroll. Opparbeiding med KOH reduserer forekomsten av ikke-syntetiske partikler som ull og silke i prøvene. Alle partikler ble kontrollert for fravær av cellulære eller organiske strukturer og homogenitet i

tykkelse, farge og glans. For å bekrefte identifikasjonen av mikroplast ble de aller fleste partikler i tillegg analysert med Fourier-transform infrarød spektroskopi (FT-IR) som gir polymer-type.

Hver mikroplastpartikkels størrelse, form og farge ble bedømt. Størrelsen ble registrert for både lengste (x) og korteste (y) akse. Tre hovedkategorier av form ble benyttet; fragmenter (uregelmessige partikler eller filmer), fibre (mikrofiber eller trådformede partikler) eller beads (såkalte microbeads eller ovale korn).

Kontamineringskontroll er vesentlig for å sikre kvalitet i analysen av mikroplast. Det er et bredt spekter av kilder som kan kontaminere prøven, f.eks. prøvetakingsutstyr, luftbåren forurensning og partikler fra selve prøvetakeren (fra klær, fibre, utstyr). Blankprøver ble inkludert sammen med prøvene (n = 6 per prøvetaking). Eventuell forurensning i blankprøven ble håndtert på følgende måte;

- Gjennomsnittlig antall partikler per prøvetaking ble beregnet
- Denne verdien ble trukket fra det gjennomsnittlige antall partikler som ble funnet per fisk ved hver stasjon.

2.3 Statistikk

Programvaren JMP (versjon 13) ble brukt til statistiske tester og grafisk framstilling av data. Det ble testet for forskjeller mellom stasjonene i hver elv. Forskjeller i metallnivåer mellom stasjoner innad i elv ble testet med enveis variansanalyse (ANOVA) på enten ikke-transformerte eller log-transformerte data avhengig av hva som var nærmest en normalfordeling, bestemt ved en «goodness of fit»-test. I tilfeller der heller ikke log-transformasjon gav normalfordeling ble den ikke-parametriske Wilcoxon test benyttet. I tilfeller der det var signifikante forskjeller ($p < 0,05$) mellom nivåer ved de ulike stasjonene ble Tukeys HSD-test benyttet, alternativt Welchs test dersom variansen ikke var lik mellom stasjonene, eller Steel-Dwass-test dersom data ikke var normalfordelt, til å finne ut hvilke stasjoner som hadde forskjellige metallnivå i fisk. For kvikksølv ble det gjort en regresjonsanalyse med stasjon og fiskelengde (log-transformert) som uavhengige variable for å korrigere kvikksølvkonsentrasjon for effekt av forskjellig størrelse på fisken.

For statistisk analyse av PAH-metabolitter ble data transformert ved bruk av $\log x + 1$ for å oppnå normalfordeling av dataene. For PAH-metabolitter ble forskjell mellom *elver*¹ testet med ANOVA og deretter t-test (dersom normalfordeling ble oppnådd) eller Wilcoxon post-hoc test.

¹ dvs. for hver metabolitt ble gjennomsnittet av fisk fra alle stasjonene i Akerselva sammenlignet med fisk fra alle stasjonene i Lysakerelva

3 Resultater

3.1 Vannkjemi og metallkonsentrasjoner i vannprøver

Det ble tatt én enkelt vannprøve ved hver stasjon i forbindelse med el-fisket. Begge elvene er moderat kalkrike og dermed lite følsomme for forsuring (Tabell 1). Vannprøvene bekreftet dette og viste tilnærmet nøytral pH, god bufferkapasitet (høy alkalitet og ANC) og lav konsentrasjon av de forskjellige aluminiumsfraksjonene (Tabell 2). Også nitrogenkonsentrasjonene var lave og tilsvarte i begge elvene «svært god» eller «god» tilstand ifølge vannforskriftens grenseverdier (Veileder 02:2018). Konsentrasjonen av de metaller (og halvmetaller) som er definert som vannregionspesifikke stoffer (arsen, krom, kobber og sink) var lavere enn miljøkvalitetsstandarder (EQS) for årsmiddelkonsentrasjon (tilsvarende øvre grense for klasse II, jfr. Miljødirektoratets veileder M-608/2016). Det samme gjaldt metaller definert som prioriterte stoffer (kadmium, nikkel og bly), med unntak av LYS 3 hvor den ene målingen av kadmium tilsvarte klasse III (M-608/2016). Det var ellers relativt små forskjeller mellom stasjon 1, 2 og 3 i de to elvene. I Akerselva var faktisk målte konsentrasjoner av de fleste spormetallene høyest ved den øverste stasjonen. Konsentrasjonen av de fleste spormetaller var noe høyere i Akerselva enn i Lysakerelva.

Tabell 2. Vannkjemi og sporstoffer i ufiltrerte vannprøver fra de 6 stasjonene.

Stasjon	Dato	Alk_4.5 mmol/l	Ca mg/L	Cl mg/L	K mg/L	Kond. mS/m	Mg mg/L	Na mg/L	NO3+NO2-	pH	SO4 mg/L	TOC mg/l	TOTN µg/l	Turb. FNU
									N µg/l					
AKE 1	15.8.18	0,26	5,07	4,31	0,53	5,11	0,72	3,23	210	7,35	2,9	4,3	350	2,8
AKE 2	16.8.18	0,237	4,55	4	0,47	4,64	0,68	3,05	38	7,29	2,72	4	290	2,3
AKE 3	22.8.18	0,142	2,52	1,55	0,29	2,49	0,39	1,54	98	7,03	1,44	4,2	250	0,79
LYS 1	15.8.18	0,566	10,7	5,13	0,71	8,87	1,2	4,3	113	7,75	5,29	4,3	280	0,62
LYS 2	14.8.18	0,524	10,2	5,31	0,72	8,54	1,26	4,5	117	7,87	5,33	4,4	270	0,85
LYS 3	20.9.18	0,379	8,44	5,04	0,57	7,38	0,96	3,67	405	7,58	5,88	6,6	610	1,5

Stasjon	Dato	Al/IL µg/l	Al/L µg/l	Al/R µg/l	Al µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/L	Fe µg/l	Mn µg/l	Ni µg/L	Pb µg/L	Zn µg/l
AKE 1	15.8.18	7	5	12	70,2	0,25	0,028	0,33	2,48	129	12,8	0,41	0,704	7,3
AKE 2	16.8.18	< 5	12	17	89,8	0,25	0,015	0,22	1,04	119	21,1	0,34	1,12	5,3
AKE 3	22.8.18	7	6	13	82,7	0,21	0,012	0,14	0,43	92,7	11,7	0,22	0,184	1,7
LYS 1	15.8.18	< 5	0	< 5	24,6	0,24	0,0083	0,067	0,6	99,7	12,4	0,17	0,074	0,59
LYS 2	14.8.18	< 5	2	7	38,5	0,25	0,0093	0,079	0,65	126	22,8	0,19	0,113	0,9
LYS 3	20.9.18	12	13	25	97,4	0,21	0,113	0,11	0,7	199	24,3	0,26	0,165	1,9

3.2 Beskrivelse av fisk

I Lysakerelva ble det ikke funnet forskjeller i midlere lengde, vekt og kondisjonsfaktor på ørretene fra de tre stasjonene (Tabell 3). Det var noe større spredning i verdiene fra LYS 3 enn ved LYS 1 og 2. I Akerselva var fisken fanget ved stasjon AKE 3 i gjennomsnitt lengre og tyngre enn ved stasjon AKE 1 og AKE 2, men kondisjonsfaktoren var ikke forskjellig. Informasjon om den enkelte fisk, inkludert kjønn og alder finnes i Vedlegg B.

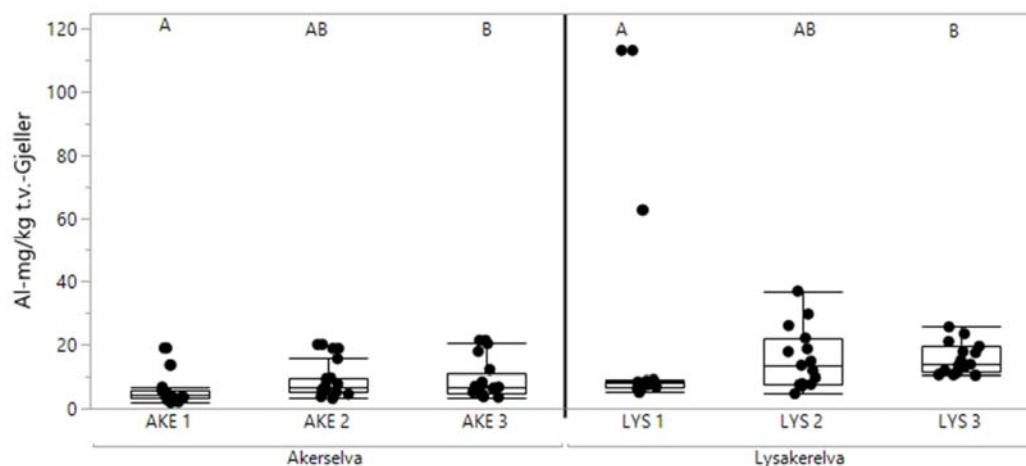
Tabell 3. Gjennomsnittlig vekt, lengde og kondisjonsfaktor² med standardavvik til de 14-16 ørretene (*Salmo trutta*), fra de 6 stasjonene.

Vassdrag	Stasjon	Ørret	Vekt (g)		Lengde (cm)		Kondisjonsfaktor	
			Antall	Gj.snt.	Std. avv.	Gj.snt.	Std. avv.	Gj.snt.
Akerselva	AKE 1	14	60	40	18,0	3,3	0,91	0,10
	AKE 2	15	71	68	18,2	5,1	0,93	0,09
	AKE 3	16	123*	75	22,6*	4,6	0,94	0,07
Lysakerelva	LYS 1	15	83	20	20,9	1,9	0,91	0,09
	LYS 2	15	86	23	21,6	2,1	0,85	0,08
	LYS 3	15	107	54	22,0	3,9	0,92	0,09

*Signifikant forskjellig ($p < 0,05$) fra AKE 1 og AKE 2.

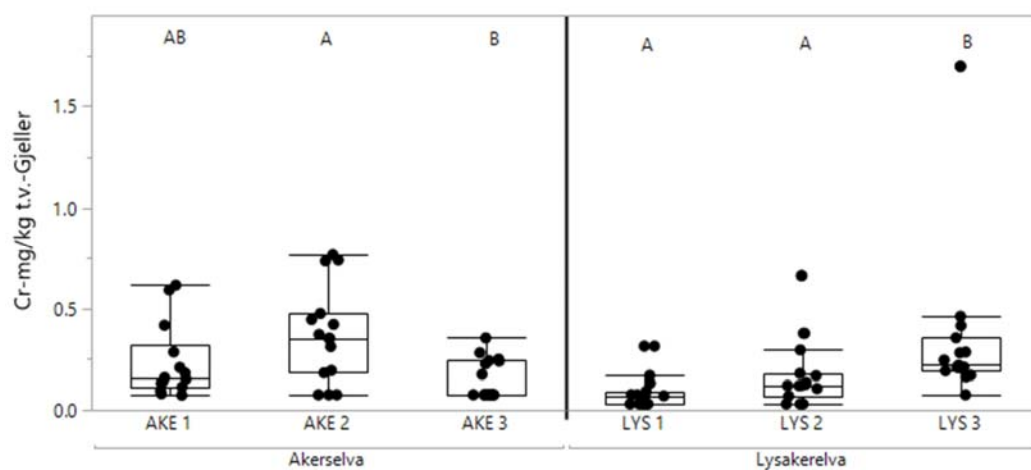
3.3 Metaller, arsen og selen i gjeller og lever

Konsentrasjoner målt i gjeller og lever var med unntak for kvikksølv, ikke korrelert med fiskens lengde, vekt eller alder. Konsentrasjonen av metaller i gjeller er presentert i Figur 2 til Figur 12. I Akerselva ble det funnet høyere middelkonsentrasjon i gjeller av aluminium, kobber, arsen og bly nedover i elva. I Lysakerelva ble tilsvarende trend påvist for aluminium, krom, kobber, sink og arsen, mens jern derimot var lavest nederst (ved LYS 3). Det ble ikke testet for forskjeller mellom elvene, men gjellenivåene av kadmium og bly (ved stasjon 2 og 3) var klart høyere i Akerselva enn i Lysakerelva. Denne forskjellen mellom elvene gjenspeilte seg derimot ikke i kadmiumnivåene i lever (Figur 14). Blynivå i lever (Figur 15) var i både Akerselva og Lysakerelva høyest ved den midtre stasjonen (stasjon 2), mens krom i Lysakerelva var høyest nederst (Figur 13). Det mest iøynefallende med krom- og blyresultatene i lever var imidlertid ikke middelnivået, men spredningen, som i Akerselva var betydelig høyere ved stasjon AKE 2 og 3 enn ved AKE 1.

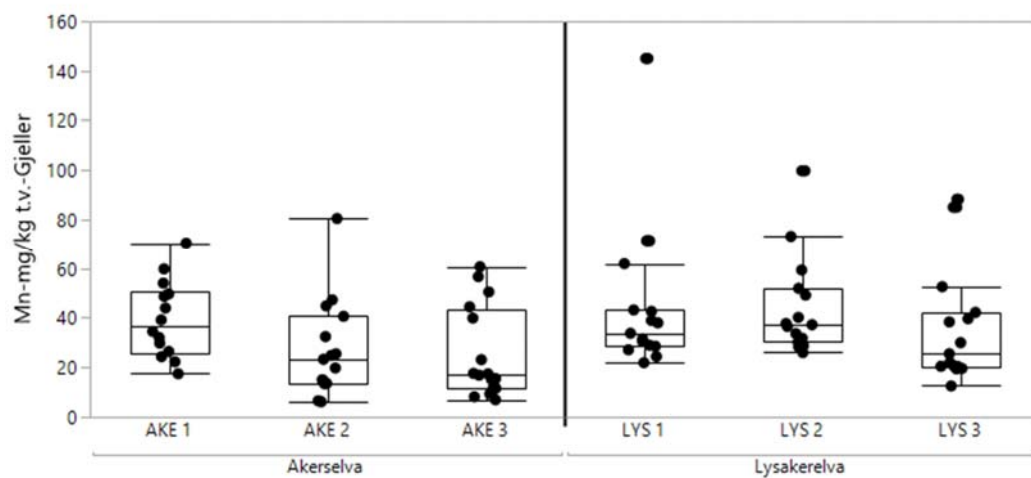


Figur 2. Konsentrasjon av aluminium i gjeller. Prikkene indikerer de målte konsentrasjonene, boksene indikerer median og kvartiler, mens linjene som stikker ut fra boksene indikerer 1,5 ganger interkvartil spredning. Forskjeller på midlere nivå mellom stasjoner er markert med bokstaver (A, B, AB). Ved stasjoner som ikke er forbundet med felles bokstav, var det signifikant forskjellig ($p < 0,05$).

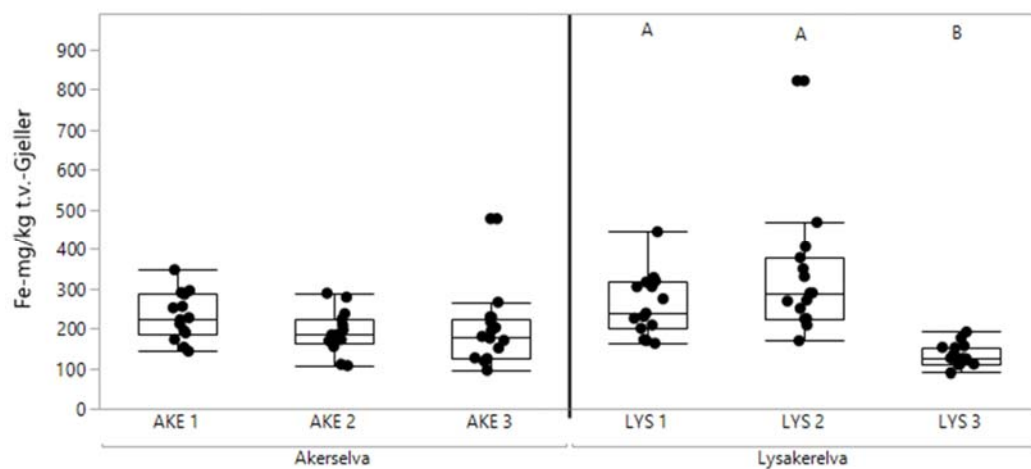
² Beregnet etter Fultons formel, $100 * \text{lengde} / \text{vekt}^3$ (lengdeenhet centimeter og vektenhet gram).



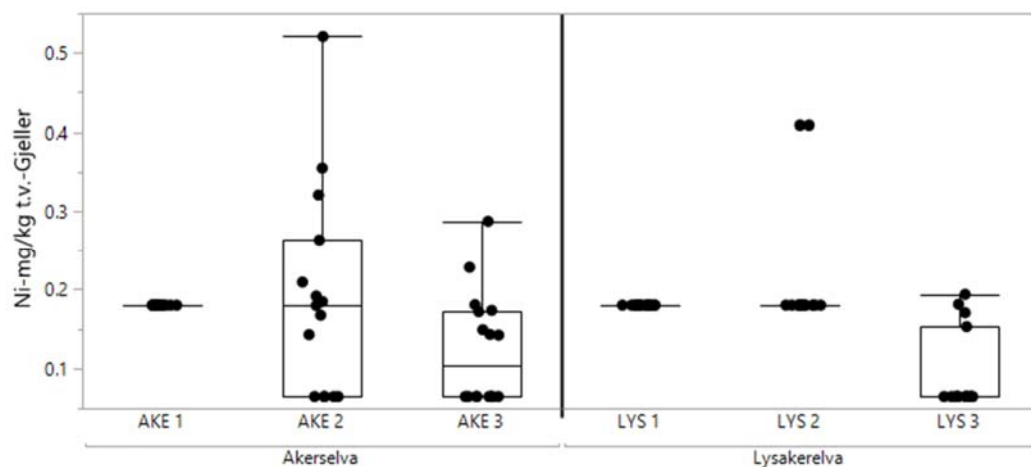
Figur 3. Konsentrasjon av krom i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



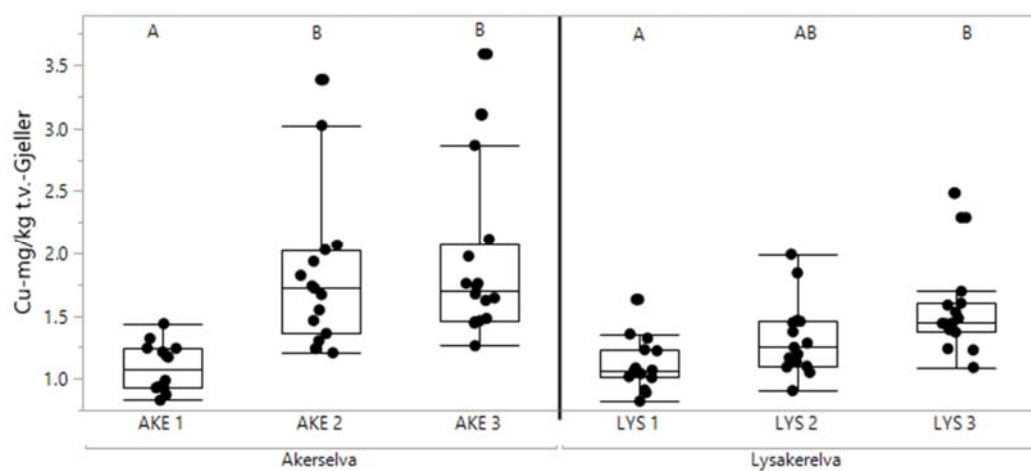
Figur 4. Konsentrasjon av mangan i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



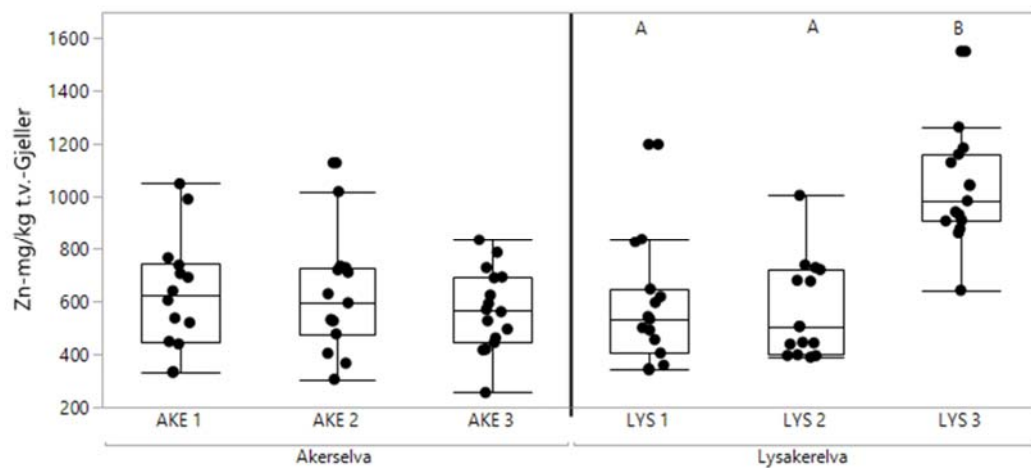
Figur 5. Konsentrasjon av jern i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



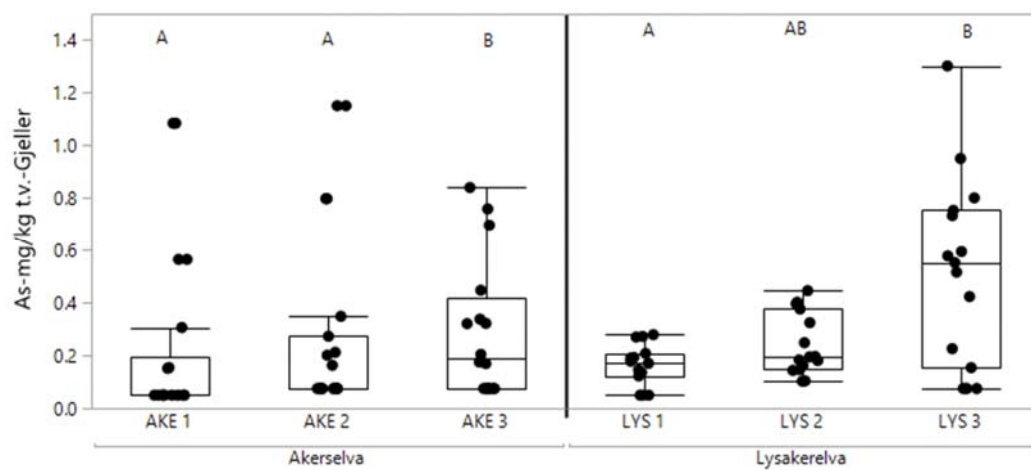
Figur 6. Konsentrasjon av nikkel i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



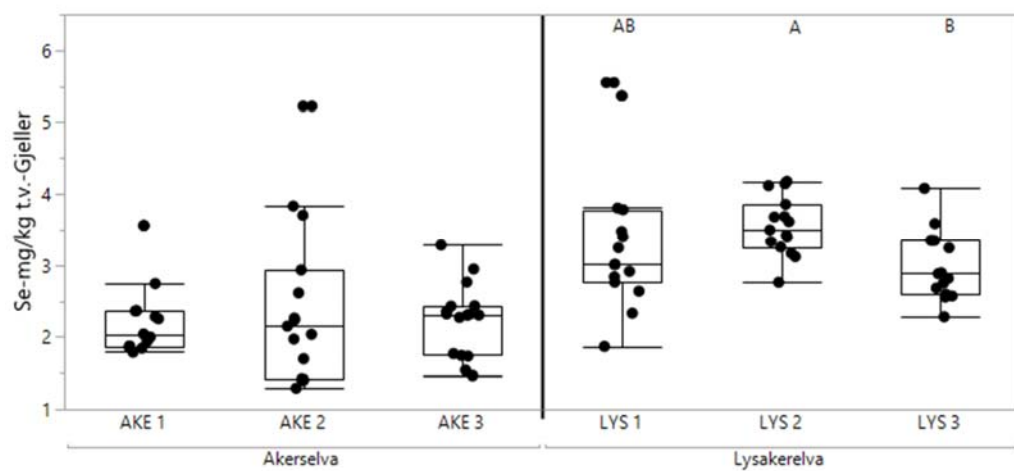
Figur 7. Konsentrasjon av kobber i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



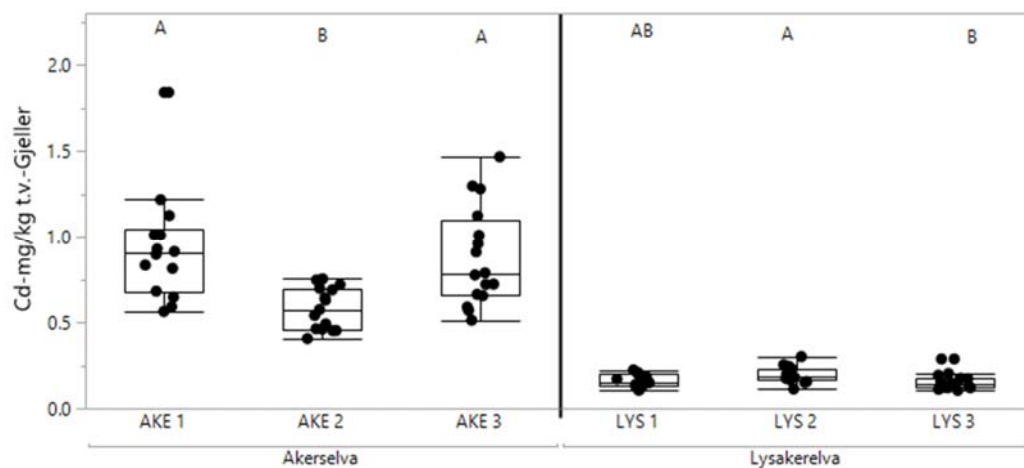
Figur 8. Konsentrasjon av sink i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



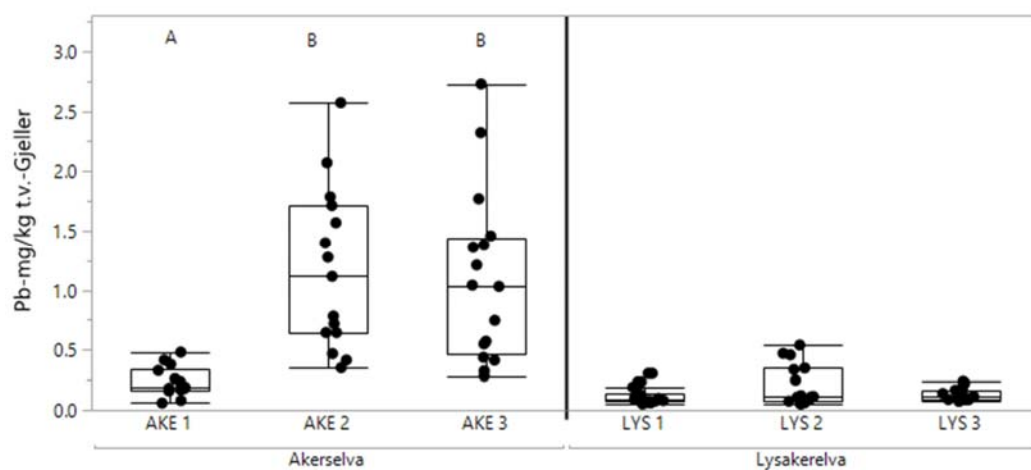
Figur 9. Konsentrasjon av arsen i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



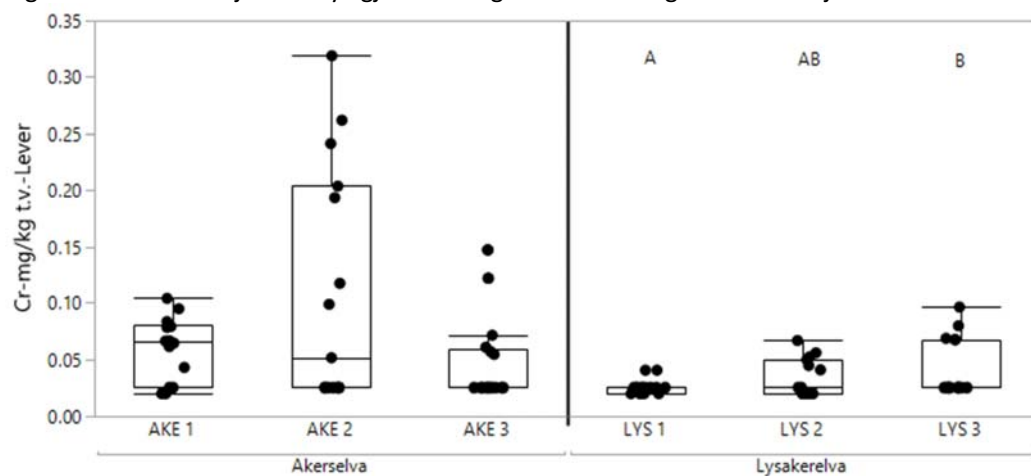
Figur 10. Konsentrasjon av selen i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



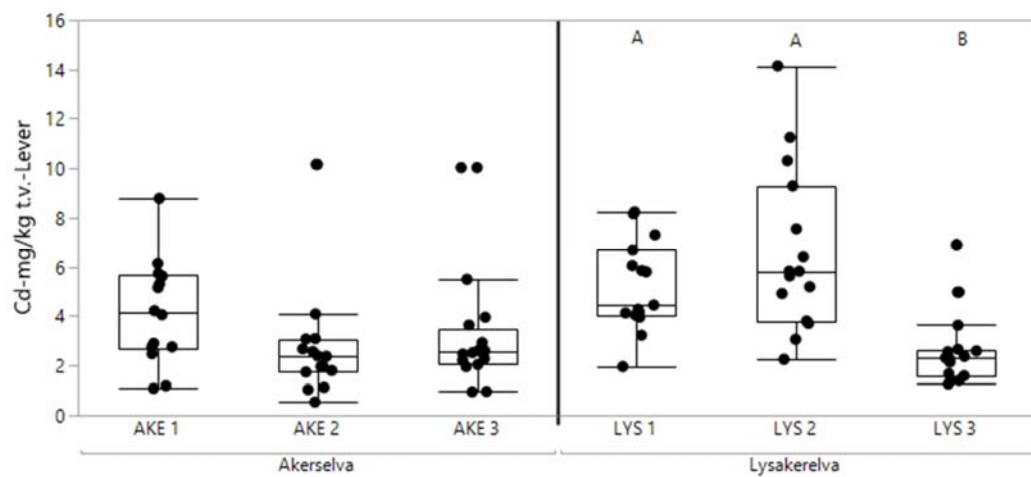
Figur 11. Konsentrasjon av kadmium i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



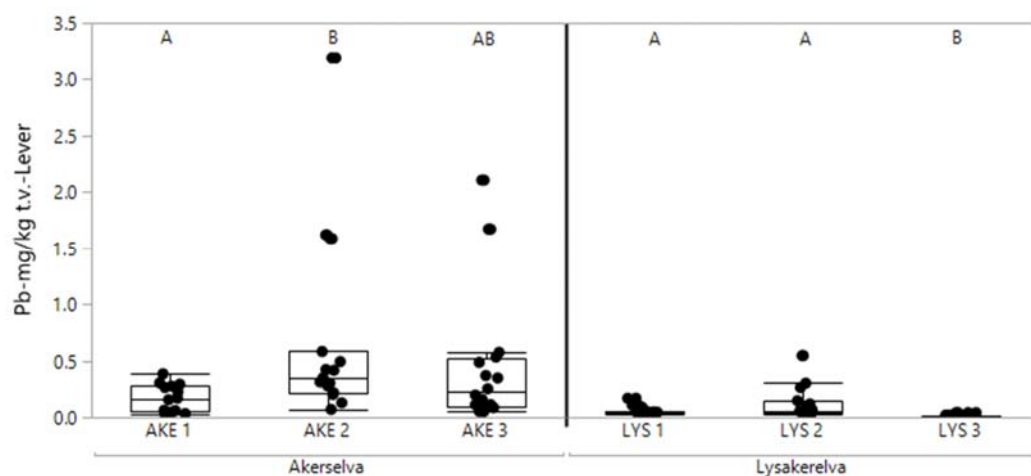
Figur 12. Konsentrasjon av bly i gjeller. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



Figur 13. Konsentrasjon av krom i lever. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



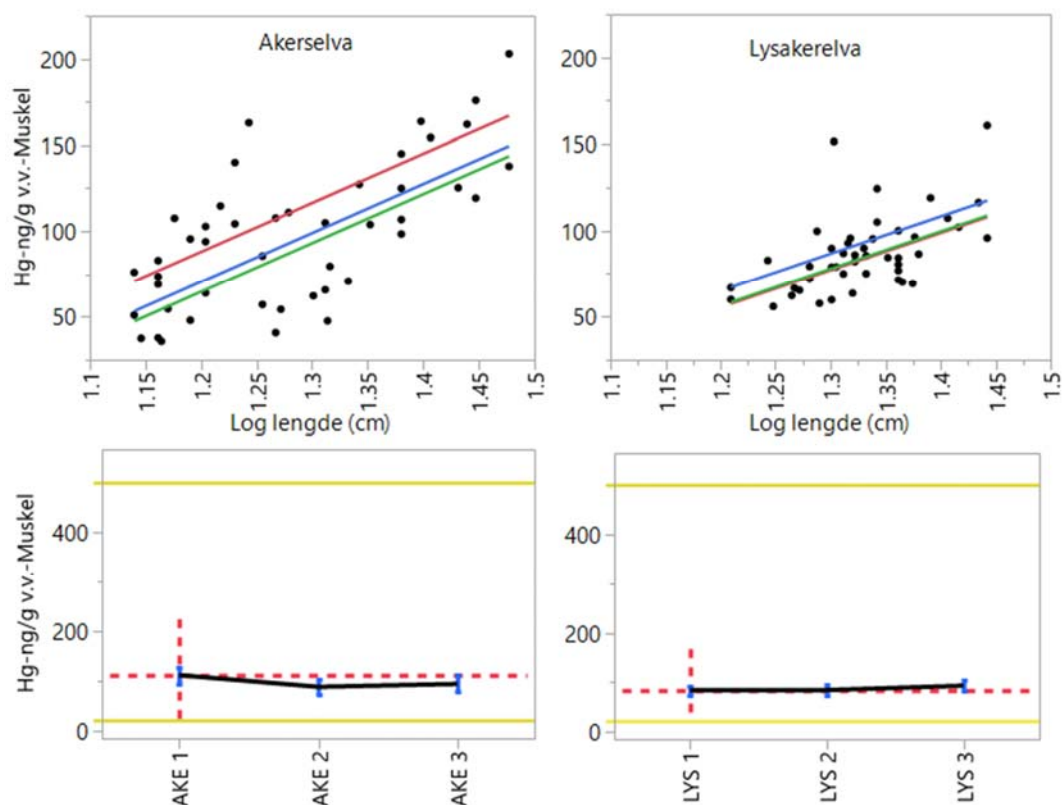
Figur 14. Konsentrasjon av kadmium i lever. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.



Figur 15. Konsentrasjon av bly i lever. Se figurteksten til Figur 2 for detaljert beskrivelse.

3.4 Kvikksølv i muskel

Kvikksølvkonsentrasjonen i muskel var korrelert med ørretens lengde og vekt. Størrelsen på fisken varierte fra stasjon til stasjon i Akerselva (Tabell 3). Dette måtte det tas hensyn til for å kunne vurdere eventuelle forskjeller i kvikksølvnivå mellom stasjoner. Det ble ikke funnet statistisk signifikante forskjeller i kvikksølvnivå mellom stasjoner når det ble korrigert for lengdeforskjeller (Figur 16).



Figur 16. Konsentrasjon av kvikksølv i muskel fra Akerselva (venstre) og Lysakerelva (høyre). I de øverste panelene er konsentrasjonen plottet mot logaritmen av lengden. Her indikerer rød, grønn og blå linje regresjonslinjen ved hhv. stasjon 1, 2 og 3. De nederste panelene viser estimert kvikksølvkonsentrasjon (middelverdi +/- 1 standardavvik) i ørretmuskel hos fisk korrigert for lengdeforskjeller mellom hver stasjon. Gule heltrukne linjer indikerer vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS) for kvikksølv i biota på 20 ng/g v.v. og omsetningsgrensen for enkelte fiskearter i EU og Norge på 500 ng/g v.v.

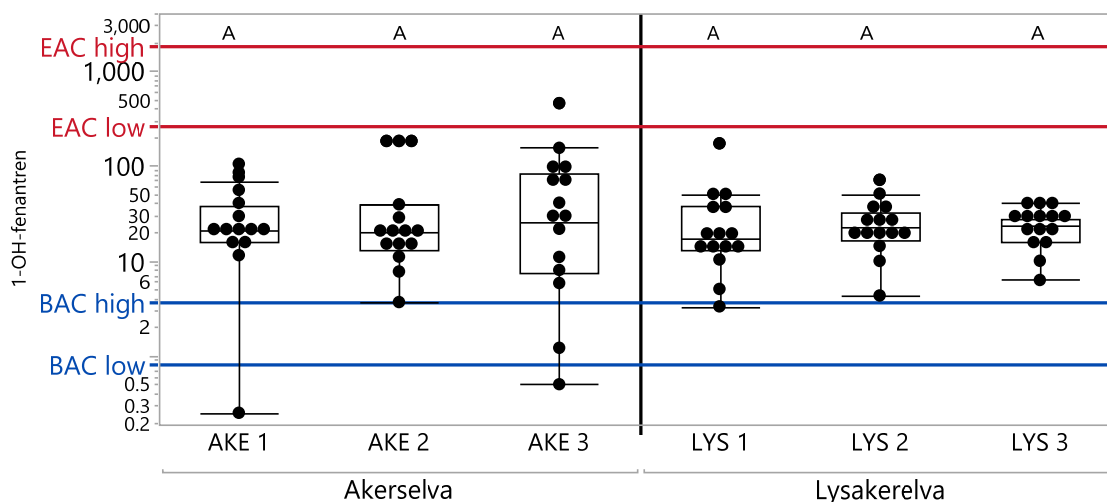
3.5 PAH-metabolitter i galle

Fisk vil omdanne PAH de er eksponert for til PAH-metabolitter som kan gjenfinnes i galle. Forsøk har vist at etter 3,8 og 2,5 dager vil 95 % av hhv. fenantren og pyren være skilt ut (Jonsson et al., 2008). Det betyr at konsentrasjoner av PAH-metabolitter i galle gjenspeiler en eksponering som har skjedd innenfor den siste uken før fisken ble tatt prøve av. Tre ulike metabolitter ble målt i galle fra fisk: 1-OH-fenantren, 1-OH-pyren og 3-OH-benzo[*a*]pyren (3-OH-BaP). Det ble målt PAH-metabolitter i 89 av 90 innsamlede fisk. Det var en fisk fra stasjon AKE 3 der galle manglet. Deteksjonsfrekvensen for 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren var høy, to fisk hadde nivåer under LOD for 1-OH-fenantren, mens alle fiskene hadde målbare konsentrasjoner av 1-OH-pyren. 3-OH-BaP hadde ganske lav deteksjonsfrekvens, og bare 12 fisk hadde målbare konsentrasjoner av denne metabolitten. At det er mange prøver fra fisk som inneholdt lavere konsentrasjoner enn deteksjonsgrensen for 3-OH-BaP observeres ofte i de miljøprøvene vi analyserer ved NIVA.

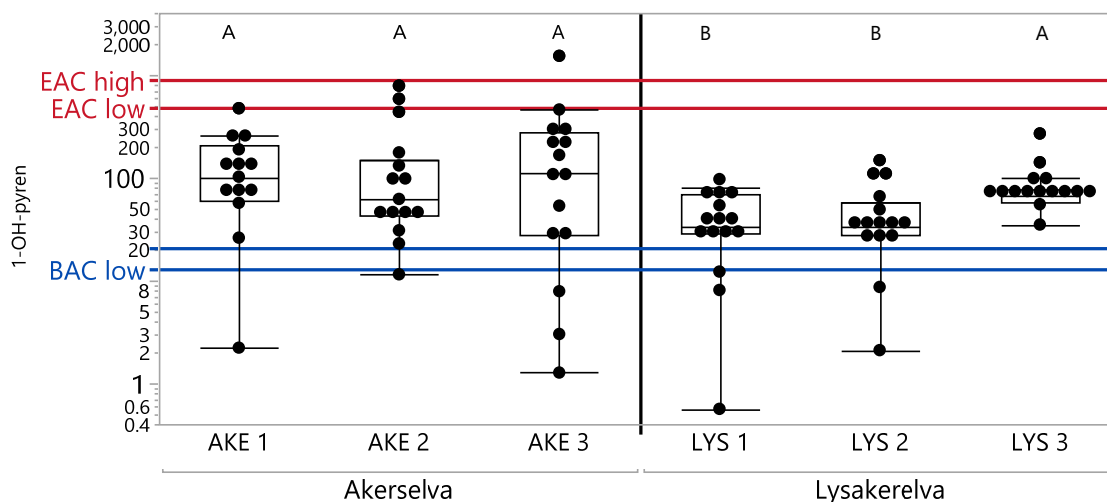
Boksploott av PAH-metabolittene som ble analysert i gallen er vist i Figur 17- Figur 19 sammen med bakgrunnsnivåer (BAC) og grenseverdier for miljøpåvirkning (EAC) bestemt for flere marine fiskearter (Hylland et al. 2012). Vi har angitt den høyeste og laveste BAC (BAC high og BAC low), det samme er også gjort for EAC. Statistisk signifikante forskjeller mellom stasjonene i *samme elv* er testet med ANOVA etterfulgt av post-hoc test og vist med ulike bokstaver i figurene dersom resultatene er signifikant ulike. ANOVA indikerte signifikante forskjeller i fisk fra Lysakerelva for 1-OH-pyren ($p=0,0108$), ellers ingen forskjeller innen samme elv. Etterfølgende ikke-parametrisk test viste at konsentrasjon av 1-OH-pyren i fisk fra stasjon LYS 3 var signifikant høyere enn i fisk fra LYS 1 ($p=0,0062$) og LYS 2 ($p=0,0055$). Dette betyr at fiskene fra LYS 3 har vært eksponert for høyere nivåer av pyren, som er en fire-rings PAH.

For alle de tre PAH-metabolittene ble det målt høyere nivå i enkeltfisk fra Akerselva enn Lysakerelva. Det var bare nivåene av 1-OH-pyren som var signifikant høyere i Akerselva enn i Lysakerelva ($p=0,0046$, Wilcoxon)

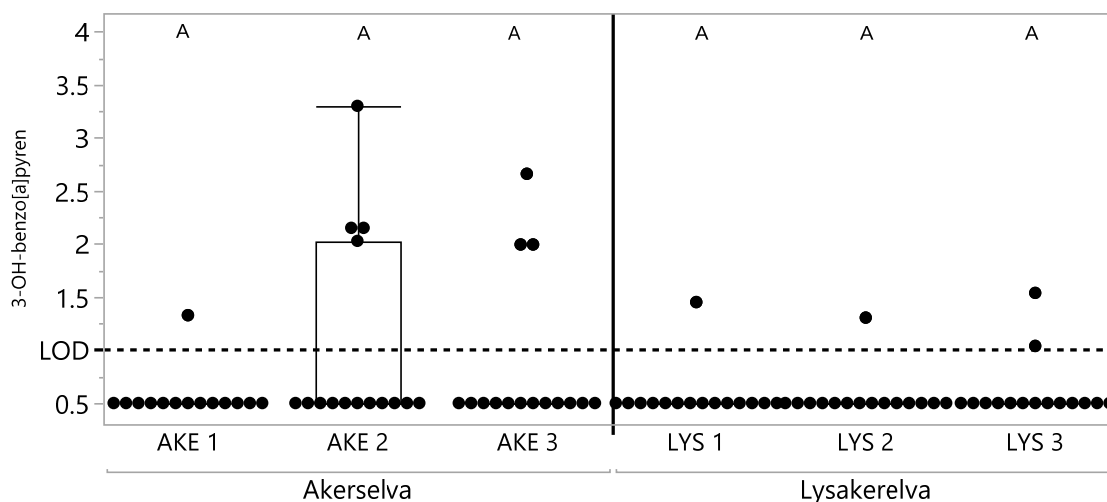
Det var ikke mange av fiskene som hadde konsentrasjoner av 3-OH-BaP over LOD, men i Akerselva var det 8 fisk med målbare nivåer, mens i Lysakerelva var det 4. De fleste og høyeste konsentrasjonene ble målt i AKE 2 og AKE 3, men grunnlaget for å regne statistikk på dataene for denne metabolitten er for spinkelt.



Figur 17. 1-OH-fenantren (ng/g) i gallen fra fisk fra Akerselva og Lysakerelva. Ett resultat under deteksjonsgrensen er erstattet med halv deteksjonsgrense. BAC for laveste og høyeste konsentrasjon i marin fisk er vist med blå linjer, mens EAC for laveste og høyeste konsentrasjon i marin fisk er vist med røde linjer. Signifikant ulike nivåer innen samme elv er markert med ulik bokstav. Post-hoc-tester benyttet i Akerselva: Wilcoxon, og i Lysakerelva: Tukey.



Figur 18. 1-OH-pyren (ng/g) i galler fra fisk fra Akerselva og Lysakerelva. BAC for laveste og høyeste konsentrasjon i marin fisk er vist med blå linjer, mens EAC for laveste og høyeste konsentrasjon i marin fisk er vist med røde linjer. Signifikant ulike nivåer innen samme elv er markert med ulike bokstaver. Post-hoc-tester benyttet i Akerselva: Tukey, og i Lysakerelva: Wilcoxon.



Figur 19. 3-OH-benzo[a]pyren (ng/g) i galler fra fisk fra Akerselva og Lysakerelva. Deteksjonsgrensen (LOD) er vist med svart stiplet linje. Resultater under deteksjonsgrensen er erstattet med halv deteksjonsgrense. Post-hoc-test: Wilcoxon.

3.6 Mikroplast

Lysakerelva: Det ble påvist mikroplast i 13 til 67% av de 15 fiskeindividene per stasjon (tre stasjoner), med et gjennomsnitt på 0,11 (varierte fra 0-4) partikler per individ (Tabell 4). Totalt ble 28 partikler ekstrahert fra fordøyelsessystemet til de 45 ørretene fra. Alle disse partiklene var fibre (Tabell 5), med blå som dominerende farge (82%), etterfulgt av rosa (7%), grå, rød og svart (4% hver) (Figur 20).

Partiklenes størrelse varierte fra 255 til 3725 µm for den dimensjonen hvor partikkelen viste størst utstrekning og 12 µm til 33 µm i dimensjonen med kortest utstrekning. Den gjennomsnittlige maksimale lengden var 1474 µm.

Akerselva: Det ble påvist mikroplast i mellom 53 og 60 % av de 14-16 fiskeindividene per stasjon (tre stasjoner), med et gjennomsnitt på 0,46 (varierte fra 0-13) partikler per individ (Tabell 4). Totalt ble 56 partikler ekstrahert fra fordøyelsessystemet til de 45 ørretene. Hovedparten av partiklene var fibre (95%), mens 5% var fragmenter. Blå var den dominerende fargen (80%), etterfulgt av rosa (5%), rød (5%), grønn (4%), grå, klar og svart (2% hver). Partiklenes størrelse varierte fra 113 til 7064 µm (dimensjonen med størst utstrekning) og 9 µm til 224 µm i dimensjonen med kortest utstrekning. Den gjennomsnittlige maksimale lengden var 1692 µm.

Sammensetningen av det som ble identifisert som ekte plastpolymerer var: akryl (15%), polyester (6%), polyetylen (3%), polyamid (3%) og polypropylen (1%). For semi-syntetiske polymerer var sammensetningen cellulose (44%), viskose (13%) og Lyocell (1%). Naturfibre ble også funnet. Disse bestod av bomull (4%) og ull (10%). En partikkel samsvarte ikke med noen av referansespektrene.

Tabell 4. Mikroplast (MP) i ørret fra Lysakerelva og Akerselva.

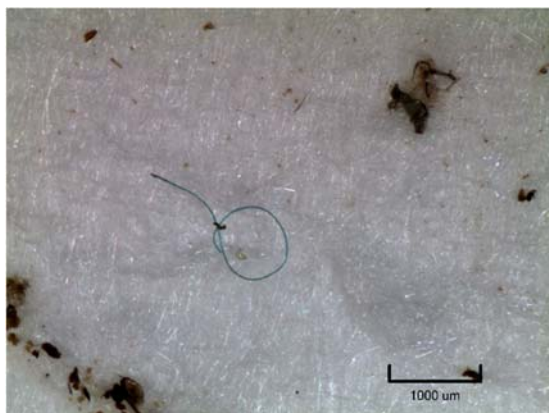
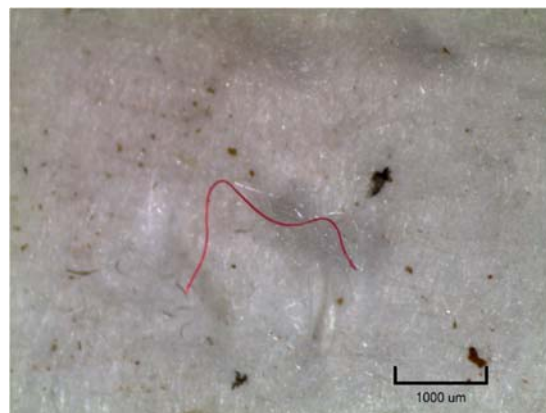
Stasjon	Antall fisk	Andel fisk med MP (%)	Antall MP-partikler per fisk	Minimum	Maksimum	Gjennomsnitt antall MP minus gjennomsnitt av blank ^(1,2)
LYS 1	15	26,7	0,67	0	6	0,17
LYS 2	15	13,3	0,20	0	2	0,00
LYS 3	15	66,7	0,93	0	2	0,16
<i>Totalt</i>	<i>45</i>		<i>0,60</i>			<i>0,11</i>
AKE 1	14	60,0	1,00	0	4	0,22
AKE 2	15	60,0	1,26	0	4	0,48
AKE 3	16	53,3	1,47	0	13	0,69
<i>Totalt</i>	<i>45</i>		<i>1,24</i>			<i>0,46</i>

(1) Gjennomsnittlig blank ved første prøveopparbeiding: 0.5

(2) : Gjennomsnittlig blank ved andre prøveopparbeiding: 0.

Tabell 5. Karakteristikk av partikler funnet i ørret fra Lysakerelva og Akerselva.

	% beads	% fragmenter	% fiber	% <1mm	% 1-5mm	% >5mm	Sum antall partikler
LYS 1	0	0	100	77,3	22,7	0	8
LYS 2	0	0	100	75,0	25,0	0	3
LYS 3	0	0	100	35,7	64,3	0	14
AKE 1	0	6,7	93,3	60,0	33,3	6,7	15
AKE 2	0	5,3	94,7	68,4	26,3	5,3	19
AKE 3	0	4,5	95,5	31,8	68,2	0	22

**A: Blå viscosefiber****B: Rosa akrylfiber****C: Grønn polyetylen fragment**

Figur 20. Eksempel på fibre og et fragment ekstrahert fra ørretmage.

4 Vurdering av resultater

4.1 Vurdering av usikkerhet

Alle de kjemiske og biologiske analysene er beheftet med en viss usikkerhet som følge av feilkilder forbundet med prøveinnsamling og kjemiske analyser. De tilfeldige feilene antas å være relativt små og utgjør vanligvis totalt noen titalls prosent. Noen systematiske feilkilder ble forsøkt korrigert for ved å inkludere blankprøver, kontrollprøver og standardisert referansemateriale. Det relativt høye antallet fiskeprøver gav god utsagnskraft til tross for betydelig variasjon, som trolig i hovedsak skyldes forskjeller mellom ørretindividene og ikke feilmålinger. Den største usikkerhetskilden med betydning for tolkning av data er prøvenes representativitet i tid og rom.

Den ene vannprøverunden i hver elv viser bare et øyeblikksbilde og gir for spinkelt grunnlag til å konkludere om vannforekomstenes tilstand. Stor brunørret i disse elvene antas å være nokså stasjonær, men noen kan nok rømme unna eksponering for metaller hvis de har mulighet til det (Hansen et al., 1999). Gjellemetall kan respondere relativt raskt både ved økt og redusert eksponering for metaller i vannet. Metallkonsentrasjon i muskel og lever antas å gi en indikasjon på hva fisken har vært eksponert for i vannet den har svømt i og maten den har spist gjennom dager og

uker. Fiskens opptak, distribusjon og utskillelse av metaller reguleres aktivt (Farrell et al., 2011; Farrell og Brauner, 2011). Dette gjør at forholdet mellom metaller i ulike vev ikke nødvendigvis reflekterer forholdene fisken er utsatt for. Videre gir den aktive reguleringen noe usikkerhet når egnethet som menneskeføde skal vurderes basert på akkumulerte mengder i gjeller og lever, som er vev som få spiser. Det er likevel slik at metallkonsentrasjonen i muskelfilet trolig vil være lav dersom metallkonsentrasjon i lever er lav.

4.2 Kilder til stoffene

I relativt uforstyrrede nedbørfelt langt fra sivilisasjonen kommer metallene i vannet fra lokal stein og jordsmonn eller de er avsatt fra atmosfæren etter å ha blitt transportert over betydelige avstander. På landsbasis har påvirkning fra atmosfærisk deponisjon hatt betydning for konsentrasjoner av arsen, kadmium, kvikksølv og bly, mens mønsteret for metaller som krom, kobber og nikkel har vært dominert av geologiske kilder (Skjelkvåle et al., 2006). I urbane elver som Akerselva og Lysakerelva vil lokale menneskeskapte kilder komme i tillegg. Viktige urbane kilder til metaller er utslipp fra industri (nedlagt) og renseanlegg, avrenning fra tak og veier. Sistnevnte antas å være en viktig kilde i Oslo (Berge et al., 2013). I tillegg kommer avrenning fra masser forurenset av et mangfold av historiske kilder. Noen potensielle menneskeskapte kilder til stoffene er listet i Tabell 6

Bare i Akerselva er det minst 92 utslippspunkter fra avløpsnett, hvorav i overkant av 50 er overløp. Med kun tre stasjoner i hver elv blir det vanskelig å spore de enkelte kilder. Det som derimot er mulig er å vurdere betydningen av urbane kilder for det enkelte stoff ved å sammenligne nivåene ved de tre stasjonene. Forutsetninger for en slik vurdering er at den øverste stasjonen i hver elv er lite påvirket av urbane kilder, og at det er en sammenheng mellom fiskens eksponering for de ulike stoffene og konsentrasjon i den aktuelle vevstypen/kroppsvæskene. Stasjonsplasseringen (Figur 1) indikerer at i hvert fall den første av disse forutsetningene er oppfylt. Økte konsentrasjoner av aluminium, kobber og arsen i gjeller nedover i elvene ble observert både i Akerselva og Lysakerelva. I tillegg var det klar økning av bly nedover i Akerselva og av sink og krom i Lysakerelva. Avrenning fra vei (Huber et al., 2016; Meland, 2010), korroderte metallkonstruksjoner (Bertling et al., 2006) og forurensete masser er aktuelle kilder. Aluminium i gjeller blir ofte brukt som en indikator på forsureffekter, og noen av aluminiumsverdiene fra Lysakerelva var faktisk tydelig forhøyet, om enn ikke til nivåer som forventes å være problematiske for ørret. De forhøyede verdiene skyldes i dette tilfelle ikke forsurening av nedbørfeltet, men trolig små partikler som har satt seg på gjellene. Dette kan observeres i leirpåvirkede vassdrag, siden de finkornede leirpartiklene inneholder mye aluminium (Kroglund og Rosseland, 2004). Det kan også være at partikler inneholdende aluminium kommer med veiavrenning.

Kildene til PAH i urbane strøk i Oslo er stort sett relatert til vei og trafikk. Andre kjente, store kilder til PAH i Norge er for eksempel aluminiumsindustri, men slik industri finnes ikke i Oslo. I en undersøkelse av sedimenter fra sedimentasjonsbasseng for vegavrenning sammenlignet med sedimenter fra referansedam uten påvirkning fra veg, er det funnet høyere nivå av PAH16 i sedimenter fra rensedam for vegavrenning enn i en referansedam (Svartoren) langt unna trafikk (Grung et al., 2016). For vei/trafikk finnes det flere kilder til PAH, blant annet forbrenning av diesel/bensin, samt PAH som finnes i asfalt og i dekk³. I en undersøkelse av 30 sedimentasjonsbasseng og referanser fant vi at PAH i sedimentasjonsbasseng er dominert av alkylerte PAH, noe som tyder på at kilden for PAH er oljerelatert (Grung, 2018). Dette kan i så fall bety at en stor del av PAH i veiavrenning er knyttet til asfalt siden forbrenning av diesel/bensin stort

³ EU innførte i 2005 restriksjoner på hvor høy konsentrasjon av visse PAH-forbindelser bildekk kunne inneholde (2005/69/EF). Direktivet ble innlemmet i EØS-avtalen i 2007. Reguleringen omfattet ikke fenantren og pyren.

sett vil danne ikke-alkylerte PAH. Vi er ikke kjent med alkyleringsgraden til PAH i dekk, men antar at bidraget til PAH fra dekk er lite sammenlignet med forbrenning og asfalt.

Tabell 6. Potensielle menneskeskapte kilder til stoffene. Her er ikke selve prosessen med gruvedrift og utvinning tatt med.

Stoff	Potensielle kilder
Krom	Metallindustri, garverier, fargepigmenter sement, biocider, impregnert trevirke
Kobber	Metallindustri, trafikk (bremses), biocider, impregnert trevirke
Sink	Metallindustri, kullforbrenning, trafikk, bildekk, fargepigmenter, kosmetikk
Arsen	Metallindustri, kullforbrenning, biocider, impregnert trevirke
Nikkel	Metallindustri, batterier, elektroniske produkter
Kadmium	Batterier (nikkel-kadmium), fargepigmenter, gjødsel
Bly	Ammunisjon, blybensin (historisk), fargepigmenter, batterier, bildekk
Kvikksølv	Primitiv gullutvinning, kullforbrenning, måleinstrumenter, amalgam, batterier, kloralkaliindustri, biocider (historisk)
PAH	Trafikk og vei, vedfyring, smelteverk

PAH-metabolittene 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren var over det som av ICES regnes som bakgrunnskonsentrasjoner (BAC) for marin fisk. Nivåene var også klart høyere enn det som er påvist i ørret/laks fra upåvirkede elver (Moe et al., 2018). Dette er ikke uventet, siden fiskene er fra et urbant område i Oslo med trafikk. Nivåene i LYS 3 var signifikant høyere enn i LYS 1 og LYS 2. LYS 3 ligger rett ved Fylkesveg 610 (Vollsveien) med en ÅDT⁴ på 10 000. I tillegg bidrar også Bærumsvegen som krysser Lysakerelva med en ÅDT på 11 000. Lysakerelva kan også være påvirket av utslipp fra Fylkesveg 150 (Granfosstunellen, 15 500 ÅDT) som også krysser elva. Tunnelen vaskes jevnlig, og består av to tunneler. Det ene tunnelløpet sender vaskevann til VEAS, mens det andre løpet sender vaskevannet til Lysakerelva etter at det har blitt oppholdt i et sedimentasjonsbasseng som har vært operativt siden oktober/november i 2017. Utløp av sedimentasjonsbassenget skjer nedstrøms der fiskene i denne rapporten ble samlet, og det må antas at iverksettelse av rensing av tunnelvaskevannet har redusert forurensningsbelastningen i Lysakerelva. Siste tunnelvask før fiske ved stasjon LYS 3 var 3. og 4. september, dvs. 2,5 uker før fisken ble fanget. Dersom prøvetaking av Lysakerelva skal gjentas vil vi anbefale at det tas med en stasjon nedstrøms nåværende LYS3.

For Akerselva er området elva går gjennom mer urbant enn tilfellet er for Lysakerelva. Dette kan være forklaringen på at nivåene av 1-OH-pyren er høyere i Akerselva enn i Lysakerelva. Ring 3 med en ÅDT på 60 500 krysser Akerselva, og Maridalsveien (15 000 ÅDT) går parallelt med elva. Lenger ned er det Uelandsgate (ÅDT 15 000) som går parallelt med elva, og Ring 2 (ÅDT 20 000) som krysser elva. I tillegg til de veiene som er nevnt her, er det også andre veier som vil bidra til eksponering av fiskene i Akerselva.

Nivåene av 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren fra Akerselva og Lysakerelva er lavere enn det vi finner i ørekyt fra Skullerud sedimentasjonsbasseng (Grung et al., 2016). Også i ørekyt fra Ljanselva (Sagdammen) fant vi høye nivåer (Grung et al., 2016). Dette kan skyldes at eksponering av ørekytene i Ljanselva er høyere enn ørretene i Akerselva, men det kan ikke utelukkes at artsforskjeller er en forklaring. For Ljanselva antas de høye nivåene å skyldes påvirkning fra veg/trafikk. Avstanden fra Sagdammen til E6 (ÅDT 74 000) er bare ca. 300 meter i luftlinje. Sagdammen utsettes ikke for veiavrenning fra E6, men noe PAH kan nå fram etter transport gjennom luften. Det kan heller ikke utelukkes at ørekyt har vandret opp etter eksponering nedstrøms påslippet fra Skullerud sedimentasjonsbasseng.

⁴ ÅDT - årsdøgntrafikk (gjennomsnittstall for daglig trafikkmengde jevnet over et år).

Det er ikke mulig å identifisere kildene til mikroplastpartiklene basert fra det begrensede materialet i denne undersøkelsen. Den varierte sammensetningen av polymerer som ble identifisert, indikerer at det kan være mange ulike kilder til mikroplasten.

4.3 Vurdering av nivåene i forhold til grenseverdier

Kvikksølv er det eneste av metallene hvor det i vanddirektivet (og vannforskriften) er satt miljøkvalitetsstandard for konsentrasjon i fisk. Den er på 20 ng kvikksølv/g våtvekt. Kvikksølv overskred denne verdien med god margin i alle de 90 fiskene som ble fanget i denne feltkampanjen. Det bør i denne sammenheng nevnes at også ørret fanget i elver som ansees å være upåvirket av lokale kilder overskrider vannforskriftens kvalitetsstandard (Moe et al., 2018). Nivåene i Akerselva og Lysakerelva var heller ikke høyere enn det som er vanlig å finne i ørret av denne størrelsen i nordiske innsjøer uten lokale kilder til kvikksølv (Braaten et al., 2017). Mattilsynet og EU har satt en omsetningsgrense på 500 ng kvikksølv/g våtvekt i fisk til konsum, basert på anbefalinger om maksimalt daglig inntak fra Verdens helseorganisasjon og EUs organ for matsikkerhet. Selv ikke de største fiskene hadde konsentrasjoner i nærheten av denne grensen. Mattilsynet har kommet med generelle råd/advarsler angående konsum av ferskvannsfisk⁵.

EU har omsetningsgrenser for kadmium og bly i fisk (European Commission, 2006). De er på hhv. 0,05 og 0,3 mg/kg våtvekt muskel. Ut fra sammenhengene i Faxneld et al. (2015) kan det anslås at disse grensene tilsvarer ca. 600 mg kadmium/kg lever tørrvekt og minimum 4 mg bly/kg lever tørrvekt. Ingen av fiskene hadde konsentrasjoner som overskred disse grensene selv om enkeltverdier av bly fra Akerselva lå nær.

For PAH-metabolitter finnes ikke relevante grenseverdier i vannforskriften. Imidlertid er det for marin fisk utarbeidet grenseverdier for 1-OH-pyren og 1-OH-fenantren av ICES (Hylland et al., 2012). Disse grenseverdiene er benyttet for å vurdere nivåene i fisk fra vassdragene i Oslo, selv om arten som er undersøkt i disse vassdragene er en ferskvannsort (ørret). NIVA har tidligere benyttet grenseverdiene fra ICES for å vurdere en ferskvannsort (ørekyte) i publisert materiale (Grung et al., 2016). Grenseverdiene er også benyttet for å vurdere eksponering av fisk i referanse-elver (Moe et al., 2018) samt lake og hork i Mjøsa (Garmo et al., 2017). Inntil mange nok ferskvannsorter er undersøkt, må tolkning av resultater i forhold til grenseverdiene gjøres med forsiktighet. Nivåene av 1-OH-fenantren var med få unntak over både den lave og høye BAC-verdien. Imidlertid var det bare én av fiskene (fra Akerselva) som oversteg den laveste EAC-verdien. Dette betyr at nivået av 1-OH-fenantren er høyere enn det som karakteriseres som bakgrunnskonsentrasjoner, men i all hovedsak under konsentrasjoner som gir miljøskade på marine fiskearter. Nivåene av 1-OH-pyren var også med noen få unntak stort sett over det som av ICES regnes som BAC i marine fiskearter. Ingen av fiskene fra Lysakerelva hadde nivåer over EAC, mens det var noen få individer fra Akerselva som oversteg laveste EAC, og en fisk som oversteg høyeste EAC. Samlet sett er det få individer fra disse to elvene som overstiger EAC. For 3-OH-BaP har ikke ICES grenseverdier, slik at vi ikke vet noe om skadepotensialet av de målte verdiene. Imidlertid vet vi at benzo[*a*]pyren er kjent for å ha høyere karsinogenisitet enn mange andre PAH (Delistraty, 1997).

⁵ Mattilsynets advarsel er som følger: Ikke spis stor gjedde eller abbor over ca. 25 cm, ørret over én kilo eller røye over én kilo. Gravide, ammende og små barn advares mot å spise ferskvannsfisk fra selvfangst i det hele tatt.
http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/ferskvannsfisk_og_kvikksolvforurensing (besøkt 11.12.2018).

Det er foreløpig ikke satt grenseverdier for mikroplast.

4.4 Vurdering av nivåene i forhold til andre undersøkelser

Metallkonsentrasjoner i gjeller og lever ble sammenlignet med resultater fra tilsvarende undersøkelser i europeiske fjellsjøer, Mjøsa (Garmo et al., 2017), svenske innsjøer uten lokale kilder (Nyberg et al., 2015), vann påvirket av gruveavrenning (Hansen et al., 2007a; Hansen et al., 2007b), vann påvirket av avrenning fra skytefelt (Heier et al., 2009), tunnelvask (Meland et al., 2010a), veiavrenning (Meland et al., 2010b), samt andre urbane elver (Gravem og Ski, 2016). De fleste metallene, samt arsen og selen, var lavere eller på nivå med det som har blitt funnet i undersøkelsene nevnt over, men mangan, bly og spesielt sink skiller seg noe ut.

Mangankonsentrasjonene i gjelle var forholdsvis høye, og det samme var konsentrasjonene i vann. Det antas at dette skyldes naturlig høyt mangan i overflatevann i området (Skjelkvåle et al., 2006). Bly i både gjeller og lever i Akerselva var noe forhøyet sammenlignet med verdier fra innsjøer uten lokale kilder, men ikke i nærheten av nivåer observert i ørret eksponert for avrenning fra skytebane. Det antas at de forhøyede blynivåene skyldes menneskeskapt forurensning som tilføres Akerselva i nedre deler. Metallene som skiller seg ut med høye verdier, er sink. Konsentrasjonene av sink i gjelle var gjennomgående høye, omtrent som i Frognerelva og Hoffselva i 2016. Ved nederste stasjon i Lysakerelva (LYS 3) er gjelle-sink på nivå med det som har blitt funnet etter eksponering i vann svært forurenset av historisk gruvevirksomhet. Konsentrasjonene i vann var også noe høyere enn vanlig, men stod ikke i forhold til gjelleverdiene. Det antas at menneskeskapt forurensning må være kilden til sink ved LYS 3. Sink er for eksempel en bestanddel av bildekk som slites på veiene, og kan transporteres til elva med veiavrenningen. Sink ved LYS 3 er imidlertid langt høyere enn hva vi kjenner til fra studier av effekter av veiavrenning og tunnelvask. Det er ikke klart hva dette skyldes, eller hvilken effekt det eventuelt har på fisken. Selv i uforurenset vann vil fiskegjeller inneholde mye sink i forhold til andre spormetaller fordi sink er en bestanddel (kofaktor) i mange proteiner. Fisk har derfor en viss evne til å regulere opptak, fordeling og utskillelse.

I en undersøkelse av ørekyt fra Skullerud sedimentasjonsbasseng for veiavrenning og Sagdammen (i Ljanselva oppstrøms sedimentasjonsbassenget) fant vi høye nivåer av 1-OH-fenantren. Omtrent halvparten av ørekytene fra begge disse stasjonene hadde konsentrasjoner over den høyeste EAC for marin fisk (Grung et al., 2016). For 1-OH-pyren var det en større andel av fiskene som overskred den høyeste EAC. Ørekyt fra Svartoren (som var referanse-stasjon) hadde lavere konsentrasjoner av begge metabolitter, og var omtrent på nivå med det som ble påvist i Akerselva og Lysakerelva.

I en undersøkelse av lake og hork fra Mjøsa (Garmo et al., 2017) ble det ikke påvist 1-OH-fenantren eller 3-OH-BaP over deteksjonsgrensen i noen av prøvene. 1-OH-pyren ble påvist i 30 av 32 prøver, og alle konsentrasjonene var lavere enn laveste BAC. I en undersøkelse av ørret/laks fra upåvirkede elver (referanseelver) i 2017 var alle resultatene under høyeste BAC for 1-OH-fenantren og med ett unntak under laveste BAC for 1-OH-pyren (Moe et al., 2018). Disse fiskene var svært små, slik at LOD var høyere enn normalt grunnet svært små galleprøver. For sammenligningens skyld inkluderte vi i den rapporten fisk fra Alna som ble samlet inn i elveovervåkingsprogrammet i samme periode. For fiskene fra Alna hadde størstedelen av fiskene konsentrasjoner over laveste EAC for 1-OH-fenantren, mens nesten alle fiskene hadde konsentrasjoner over høyeste EAC for 1-OH-pyren.

Det går an å betrakte et gjennomsnitt på under én partikkel per fisk i gjennomsnitt som et lavt tall. Sammenligningsgrunnlaget mangler imidlertid. Det er antatt at fisk, og dermed også trolig ørret, kvitter seg med ufordøyde partikler i magesekken ganske effektivt. Derfor vil mengden mikroplast som er funnet i fiskemagene fra denne studien, trolig ikke påvirke ørreten negativt. Tilstedeværelsen av de minste mikroplast-partiklene (under deteksjonsgrensen – 75 µm) er derimot helt ukjent.

Resultatene indikerer at fisk fra Akerselva hadde noe mer mikroplast i seg enn fisk fra Lysakerelva. Dette kan tyde på at det er mer mikroplast i Akerselva enn i Lysakerelva selv om det også kan være andre forklaringer. Det er fortsatt store kunnskapshull om mikroplast i ferskvannssystemer (Lambert og Wagner, 2018; Scherer et al., 2018). Elvetransport av mikroplast er avhengig av elvas hydrologiske og morfologiske egenskaper, men også av fragmentering av plast som foregår i elva. Alle disse prosessene påvirker biotilgjengeligheten av mikroplast (Besseling et al., 2017; Nizzetto et al., 2016). I noen av de få andre studiene av mikroplast i norsk ferskvann ble det funnet at Akerselva hadde mer mikroplast i sedimentene enn Alnaelva (Bottolfsen, 2016; Buenaventura, 2017).

5 Konklusjon

Økte konsentrasjoner av kobber, arsen, bly, sink og krom i gjeller og PAH-metabolitten 1-OH-pyren i galle nedover i en eller begge elvene indikerer at nivåene i ørret til en viss grad påvirkes av kilder til forurensing som finnes i de tettbebygde og trafikkerte delene av elvenes nedbørfelt. De fleste metallene, samt arsen og selen, var likevel omtrent på nivå med det som er funnet i andre undersøkelser, også de som inkluderer vann uten lokale forurensningskilder. Det ble registrert enkelte høye blyverdier i fisk fra nedre deler av Akerselva. Videre var sinknivået gjennomgående høyt i gjelleprøvene fra alle stasjoner, men spesielt ved nederste stasjon i Lysakerelva. Konsentrasjonen av PAH-metabolittene 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren var også høyere enn det som regnes som bakgrunnskonsentrasjoner, men med få unntak under konsentrasjoner som gir miljøskade på marine fiskearter. Det betyr at fisken i noen grad har blitt eksponert for PAH-forbindelsene fenantren og pyren. Trafikk og veiavrenning er potensielle kilder til stoffer som kobber, sink og PAH. Ingen av de 90 fiskene hadde nivåer av kvikksølv som oversteg omsetningsgrensen. Dette gjaldt sannsynligvis også for kadmium og bly selv om konsentrasjonen av disse ikke ble målt i muskelvev. Kvikksølvnivåene var ikke høyere enn det som er vanlig å finne i annen norsk ørret av samme størrelse. Det ble funnet mikroplast i fordøyelsessystemet til ørret fra alle de tre stasjonene i Akerselva, og fra to av tre stasjoner i Lysakerelva. Antall mikroplastpartikler varierte fra 0-13 per fisk. Det ble påvist mer mikroplast i ørretene fra Akerselva (0,46 partikler/individ) enn i de fra Lysakerelva (0,11 partikler/individ). Dette er mengder som kan betegnes som lave selv om sammenligningsgrunnlaget mangler. I begge elvene ble 95-100% av mikroplastpartiklene i ørretmagene kategorisert som fibre. Den dominerende fargen på fibrene var blå.

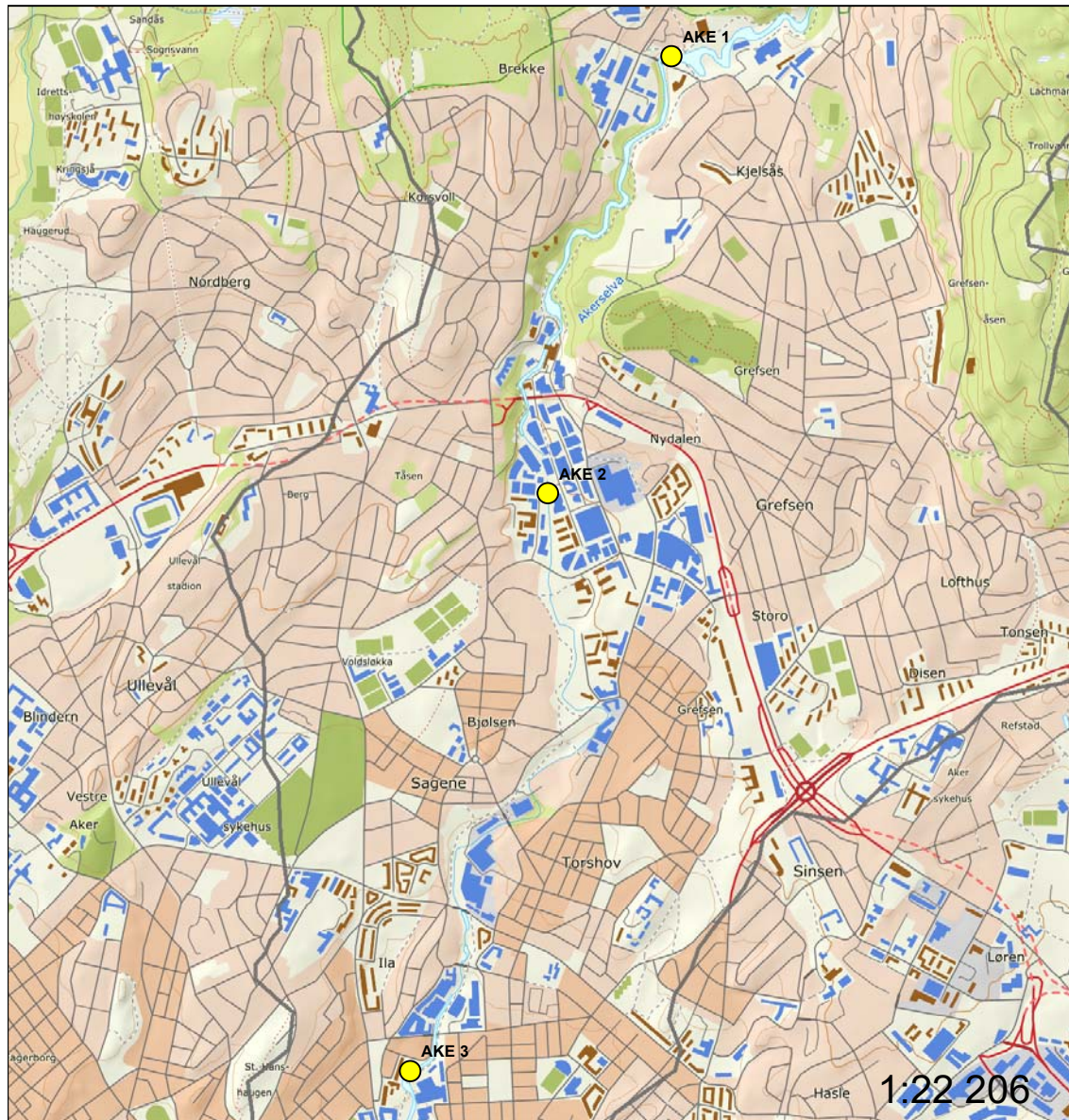
6 Litteratur

- Berge, J., Rannekleiv, S., Selvik, J., Steen, A., 2013. Indre Oslofjord – Sammenstilling av data om miljøgifttilførsler og forekomst av miljøgifter i sediment. NIVA-rapport 6565.
- Bækken, T., Bergan, M., Eriksen, T., 2012. Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Lysaker-/Sørkedalsvassdraget og Mærradalsbekken vår og høst 2011. NIVA-rapport 6323.
- Bækken, T., Bergan, M., Eriksen, T., Lund, E., 2011. Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Akerselva og Hovinbekken vår og høst 2010 NIVA-rapport 610.
- Bertling, S., Odnevall Wallinder, I., Leygraf, C., Berggren Kleja, D., 2006. Occurrence and fate of corrosion-induced zinc in runoff water from external structures. *Sci. Total Environ.* 367, 908–

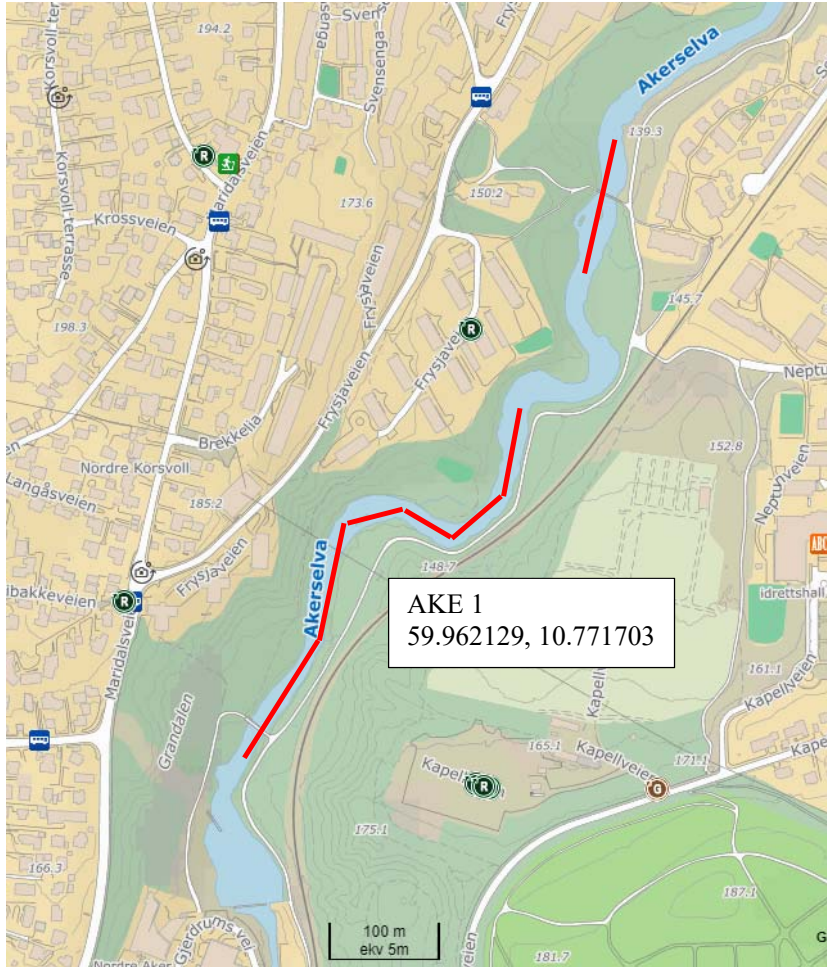
- Besseling, E., Quik, J.T.K., Sun, M., Koelmans, A.A., 2017. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environ. Pollut.* 220, 540–548.
- Bottolfsen, T., 2016. Microplastics in river sediments, Norway: Evaluation of a recent technique for the detection of microplastic particles (Master's thesis). Norwegian University of Life Science.
- Braaten, H.F.V., Åkerblom, S., de Wit, H., Skotte, G., Rask, M., Vuorenmaa, J., Kahilainen, K.K., Malinen, T., Rognerud, S., Lydersen, E., Amundsen, P.-A., Kashulin, N., Kashulina, T., Terentyev, P., Christensen, G., Jackson-Blake, L.A., Lund, E., Rosseland, B.O., 2017. Spatial and temporal trends of mercury in freshwater fish in Fennoscandia (1965-2015). ICP Waters report No. 132/2017.
- Buenaventura, N.T., 2017. Microplastic pollution in an Urban Norwegian River Sediment – An Investigation of Freshwater Sediment Extraction by Elutriation (Master's thesis). Norwegian University of Life Science.
- Delistraty, D., 1997. A critical review of the application of toxic equivalency factors to carcinogenic effects of polycyclic aromatic hydrocarbons in mammals, in: *The Handbook of Environmental Chemistry Vol 3 Par J: PAHs and Related Compounds: Biology*. A.H. Neilson (Ed.). Springer Science & Business Media, pp. 311–359.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S., 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 177–182.
- 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 (Report No. 1:2015). Swedish Museum of Natural History.
- Garmo, Ø., Fjeld, E., Grung, M., 2017. Overvåking av utvalgte miljøgifter i Mjøsa 2016. NIVA-rapport 7141–2017.
- Gravem, F.R., Ski, S., 2016. Miljøgiftundersøkelser av ørret i Frognerelva og Hoffselva. SWECO-rapport No. 26761001–1.
- Grung, M., 2018. Rensebasseng - en økologisk felle?
- 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.
- Hansen, B. H., Garmo, Ø.A., Olsvik, P.A., Andersen, R.A., 2007. Gill metal binding and stress gene transcription in brown trout (*Salmo trutta*) exposed to metal environments: The effect of pre-exposure in natural populations. *Environ. Toxicol. Chem.* 26, 944–953.
- Hansen, B. H., Rømma, S., Garmo, Ø.A., Pedersen, S.A., Olsvik, P.A., Andersen, R.A., 2007. Induction and activity of oxidative stress-related proteins during waterborne Cd/Zn-exposure in brown trout (*Salmo trutta*). *Chemosphere* 67, 2241–2249.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.048>
- Hansen, J.A., Woodward, D.F., Little, E.E., DeLonay, A.J., Bergman, H.L., 1999. Behavioral avoidance: Possible mechanism for explaining abundance and distribution of trout species in a metal-impacted river. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 313–317.
- Heier, L.S., Lien, I.B., Strømseng, A.E., Ljønes, M., Rosseland, B.O., Tollefsen, K.-E., Salbu, B., 2009. Speciation of lead, copper, zinc and antimony in water draining a shooting range--Time dependant metal accumulation and biomarker responses in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Sci. Total Environ.* 407, 4047–4055.

- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B., 2016. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Sci. Total Environ.* 541, 895–919.
- Hylland, Ketil, Vethaak, D., Davies, I.M., 2012. Background document: polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites in fish bile, in: Davies, I.M., Vethaak, D. (Eds.), *Integrated Marine Environmental Monitoring of Chemicals and Their Effects*, ICES Cooperative Research Report. ICES/CIEM, Copenhagen, pp. 18–25.
- ICP Waters Programsenter, 2010. ICP Waters Programme Manual 2010. ICP Waters-rapport 105.
- Jonsson, G., Bechmann, R.K., Bamber, S.D., Baussant, T., 2008. Bioconcentration, biotransformation, and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) exposed to contaminated seawater. *Environ. Toxicol Chem* 23, 1538–48.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., 2004. Effekter av episoder på parr og smoltkvalitet til laks. NIVA-rapport 4797.
- Lambert, S., Wagner, M., 2018. Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview, in: Wagner, M., Lambert, S. (Eds.), *Freshwater Microplastics : Emerging Environmental Contaminants?*, *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–23.
- Meland, S., 2010. Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff (Doctoral thesis). Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Meland, S., Heier, L.S., Salbu, B., Tollefsen, K.E., Farmen, E., Rosseland, B.O., 2010a. Exposure of brown trout (*Salmo trutta* L.) to tunnel wash water runoff -- Chemical characterisation and biological impact. *Sci. Total Environ.* 408, 2646–2656.
- Meland, S., Salbu, B., Rosseland, B.O., 2010b. Ecotoxicological impact of highway runoff using brown trout (*Salmo trutta* L.) as an indicator model. *J. Environ. Monit.* 12, 654–664.
- Moe, T., Thrane, J.-E., Persson, J., Bækkelie, K.A., Myrvold, K.M., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Grung, M., De Wit, H., 2018. Overvåking av referanseelver 2017. Basisovervåking i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet-rapport M1002.
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S., 2016. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environ. Sci. Technol.* 50, 10777–10779.
- Nyberg, E., Faxneld, S., Danielsson, S., Bignert, A., Eriksson, U., Egeback, A.-L., Holm, K., Sundbom, M., Benskin, J., Haglund, P., 2015. The National Swedish Contaminant Monitoring Programme for Freshwater Biota, 2015. Report 14:2015. Swedish Museum of Natural History, Stockholm.
- Ranneklev, S.B., Allan, I., Enge, E.K., 2009. Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva. SFT-rapport TA-2495.
- Scherer, C., Weber, A., Lambert, S., Wagner, M., 2018. Interactions of Microplastics with Freshwater Biota, in: Wagner, M., Lambert, S. (Eds.), *Freshwater Microplastics : Emerging Environmental Contaminants?*, *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer International Publishing, Cham, pp. 153–180.
- Skjelkvåle, B.L., Steinnes, E., Rognerud, S., Fjeld, E., Berg, T., Røyset, O., 2006. Trace metals in Norwegian surface waters, soils, and lake sediments - relation to atmospheric deposition NIVA-rapport 5222–2006.
- Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktorsgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet.

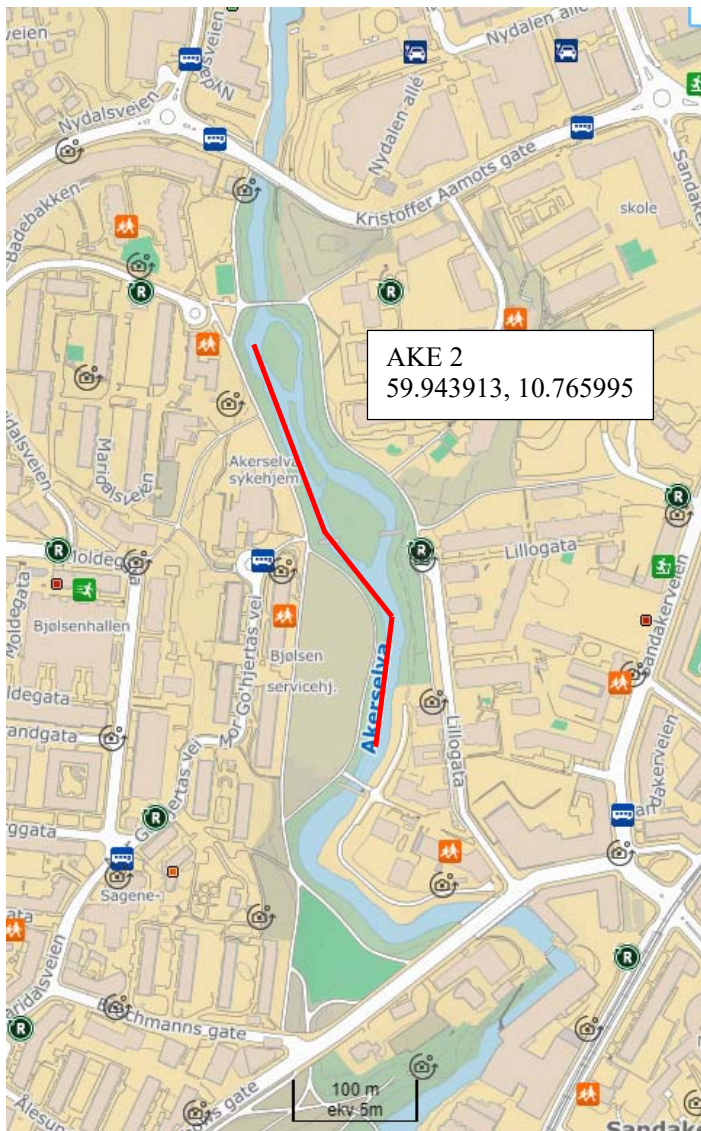
Vedlegg A. Stasjonskart



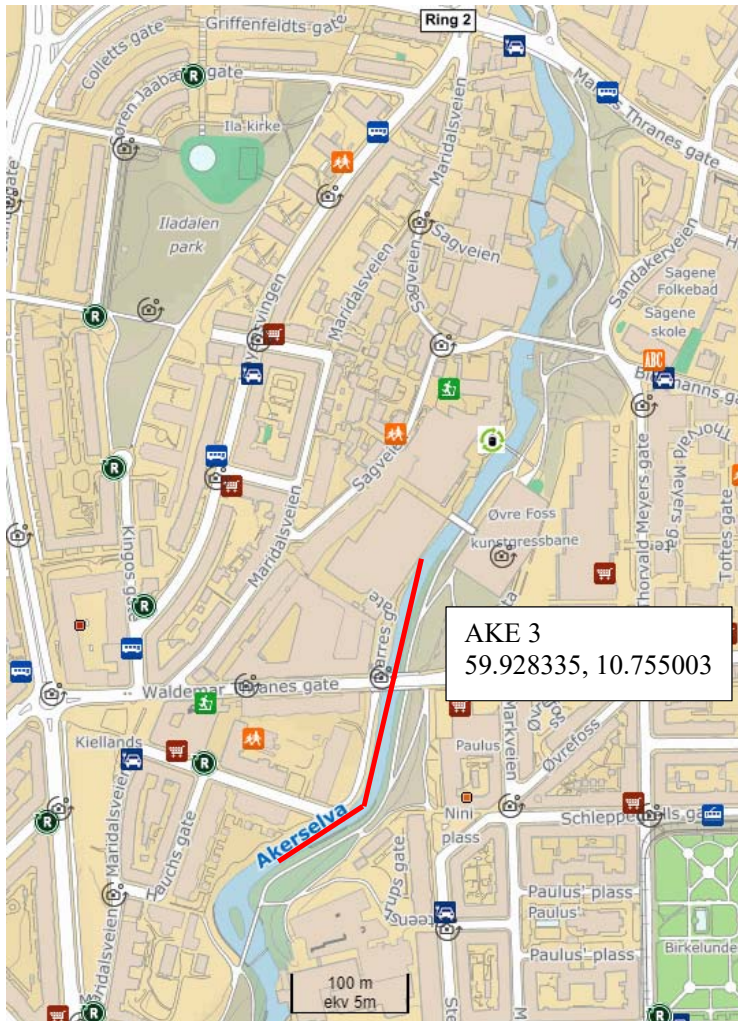
Figur A1. Stasjoner i Akerselva.



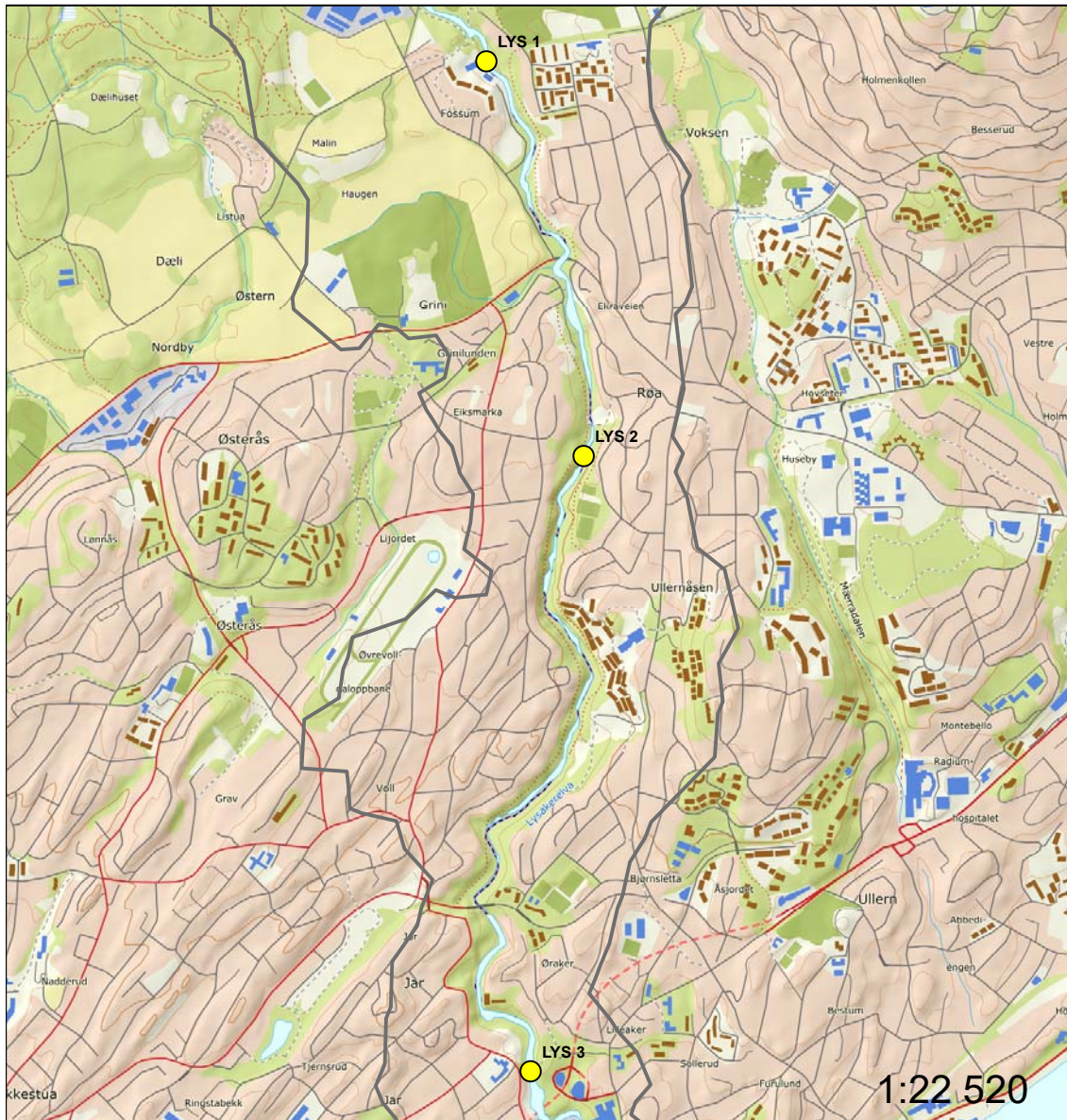
Figur A2. Stasjon AKE 1. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.



Figur A3. Stasjon AKE 2. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.



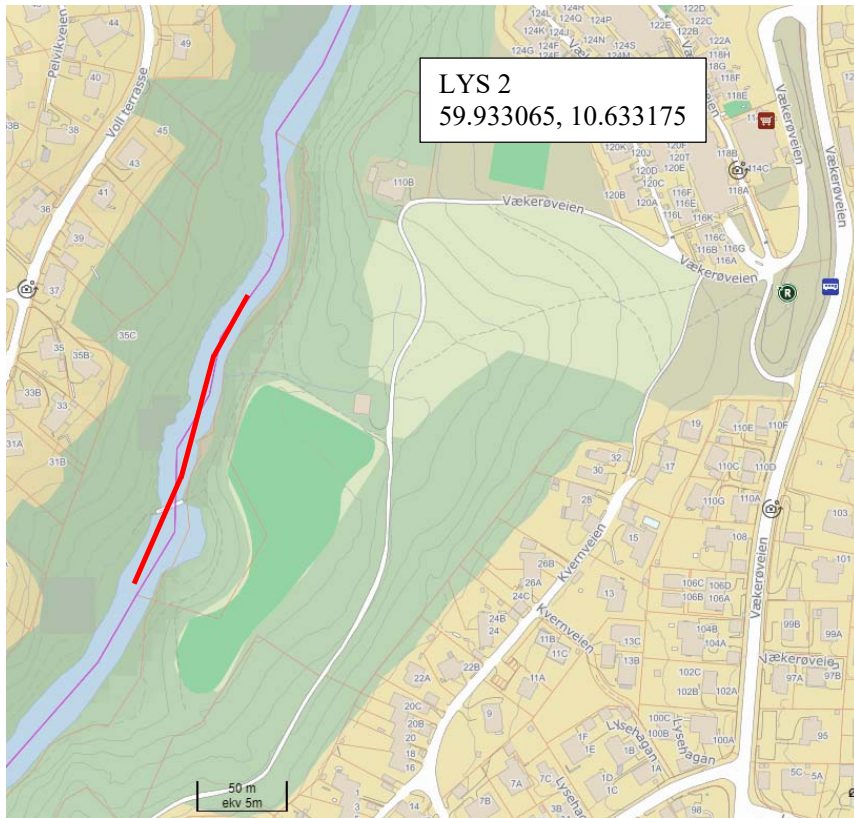
Figur A4. Stasjon AKE 3. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.



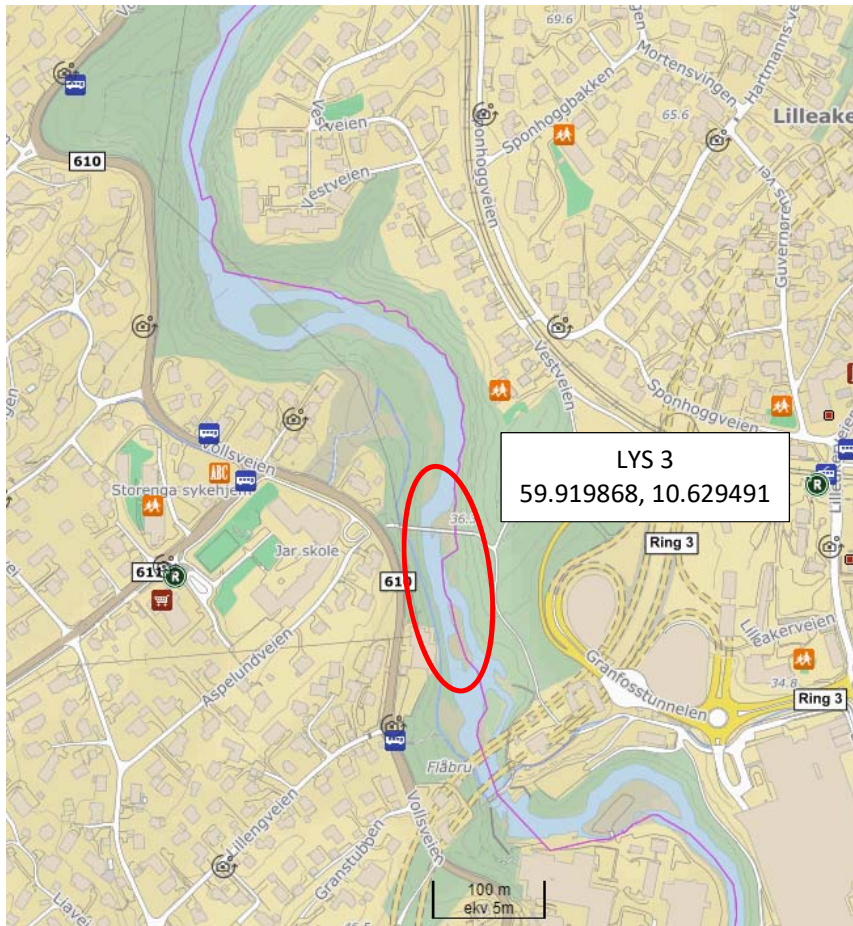
Figur A5. Stasjoner i Lysakerelva.



Figur A6. Stasjon LYS 1. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.



Figur A7. Stasjon LYS 2. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.



Figur A8. Stasjon LYS 3. Den røde markeringen indikerer hvor det ble el-fisket.

Vedlegg B. Data

Tabell B1. Fiskedata, konsentrasjon av PAH-metabolitter i galle og metaller i lever.

Stasjon	Fisk	Dato	Vekt gram	Lengde cm	Kjønn	Stadie	Alder	1-OH- fenantren ng/g v,v, Galle	1-OH-pyren ng/g v,v, Galle	3-OH- benzo[a]pyren ng/g v,v, Galle	Cr mg/kg t,v, Lever	Cd mg/kg t,v, Lever	Pb mg/kg t,v, Lever
LYS 1	1	15.8.18	78	21,0	M	VII/II	5	5	12	<1,0	0,04	7,31	0,09
LYS 1	2	15.8.18	89	22,0	F	III	4	3	8	<1,0	0,03	8,25	0,11
LYS 1	3	15.8.18	66	20,0	M	III	3	13	29	<1,0	0,03	4,05	0,05
LYS 1	4	15.8.18	61	18,7	M	I	3	19	1	<1,0	0,04	4,28	0,04
LYS 1	5	15.8.18	75	20,8	F	VII/II	6	36	71	<1,0	0,03	5,85	0,05
LYS 1	6	15.8.18	62	19,1	M	III	4	44	75	<1,0	0,03	3,23	0,02
LYS 1	7	15.8.18	89	20,9	M	VII/II	4	14	31	<1,0	0,04	3,96	0,05
LYS 1	8	15.8.18	80	21,5	M	VII/II	4	171	47	1,5	0,03	4,17	0,04
LYS 1	9	15.8.18	58	17,7	M	VII/II	3	14	38	<1,0	0,03	1,97	0,03
LYS 1	10	15.8.18	123	24,6	M	VII/II	6	17	33	<1,0	0,04	8,17	0,05
LYS 1	11	15.8.18	108	23,0	F	III	5	10	31	<1,0	0,04	6,69	0,17
LYS 1	12	15.8.18	70	19,1	M	III	4	14	30	<1,0	0,02	4,46	0,04
LYS 1	13	15.8.18	117	24,0	M	VII/II	6	49	80	<1,0	0,03	6,06	0,05
LYS 1	14	15.8.18	90	20,5	M	VII/II	5	37	71	<1,0	0,02	4,13	0,04
LYS 1	15	15.8.18	86	20,5	M	III	5	18	38	<1,0	0,05	5,80	0,04
LYS 2	1	14.8.18	123	23,0	M	VII/II	6	14	27	<1,0	0,05	7,55	0,07
LYS 2	2	14.8.18	94	23,0	M	VII/II	3	32	58	<1,0	0,03	5,83	0,05
LYS 2	3	14.8.18	139	25,5	F	III	7	10	33	<1,0	0,05	11,27	0,30
LYS 2	4	14.8.18	97	23,0	F	VII/II	4	71	148	<1,0	0,03	3,81	0,05
LYS 2	5	14.8.18	80	21,0	M	VII/II	4	20	36	<1,0	0,03	4,92	0,09
LYS 2	6	14.8.18	48	17,5	M	III	3	25	44	<1,0	0,02	6,42	0,05
LYS 2	7	14.8.18	75	20,0	M	VII/II	3	23	2	<1,0	0,02	2,26	0,03
LYS 2	8	14.8.18	86	22,0	F	VII/II	4	4	9	<1,0	0,06	14,14	0,55
LYS 2	9	14.8.18	82	21,8	M	III	6	19	28	1,3	0,03	9,30	0,12
LYS 2	10	14.8.18	98	23,2	M	III	4	19	33	<1,0	0,03	3,71	0,03
LYS 2	11	14.8.18	83	22,5	F	II	3	23	38	<1,0	0,07	10,32	0,26
LYS 2	12	14.8.18	73	20,0	F	III	4	41	116	<1,0	0,04	5,63	0,04
LYS 2	13	14.8.18	61	18,5	M	II	3	50	104	<1,0	0,02	3,07	0,04
LYS 2	14	14.8.18	66	19,5	M	III	3	17	28	<1,0	0,03	5,20	0,04

NIVA 7315-2018

Stasjon	Fisk	Dato	Vekt gram	Lengde cm	Kjønn	Stadie	Alder	1-OH- fenantren ng/g v,v, Galle	1-OH-pyren ng/g v,v, Galle	3-OH- benzo[a]pyren ng/g v,v, Galle	Cr mg/kg t,v, Lever	Cd mg/kg t,v, Lever	Pb mg/kg t,v, Lever
LYS 2	15	14.8.18	91	23,0			5	22	33	<1,0	0,04	5,83	0,15
LYS 3	1	20.9.18	148	26,1	F	VI	4	40	269	<1,0	0,01	2,27	0,03
LYS 3	2	20.9.18	133	23,7	M	VII/II	4	10	35	<1,0	0,10	1,68	0,01
LYS 3	3	20.9.18	217	27,7	M	V	5	27	72	<1,0	0,01	1,43	0,01
LYS 3	4	20.9.18	104	21,4	F	VI	4	32	142	<1,0	0,04	1,26	0,01
LYS 3	5	20.9.18	176	27,2	F	VI	6	26	100	<1,0	0,03	2,56	0,03
LYS 3	6	20.9.18	76	20,7	F	II	3	27	58	<1,0	0,07	2,66	0,01
LYS 3	7	20.9.18	179	27,7	M	V	6	36	70	<1,0	0,07	1,60	0,02
LYS 3	8	20.9.18	126	23,8	M	VI	4	23	67	<1,0	0,02	2,60	0,01
LYS 3	9	20.9.18	74	19,4	F	VI	4	6	55	1,5	0,03	1,41	0,03
LYS 3	10	20.9.18	89	20,1	F	II	6	16	68	<1,0	0,02	2,38	0,02
LYS 3	11	20.9.18	79	21,5	F	II	3	27	67	<1,0	0,07	6,90	0,04
LYS 3	12	20.9.18	77	20,2	F	II	3	21	77	<1,0	0,08	2,14	0,01
LYS 3	13	20.9.18	51	18,4	F	II	4	20	63	<1,0	0,03	4,98	0,03
LYS 3	14	20.9.18	38	16,2	F	II	2	16	58	1,0	0,03	3,63	0,04
LYS 3	15	20.9.18	38	16,2	M	II	2	21	67	<1,0	0,02	2,32	0,01
AKE 1	1	15.8.18	36	16,0	M	I	2	18,5	73,0	<1,0	0,09	4,23	0,03
AKE 1	2	15.8.18	29	15,0	M	III	2	84,8	475	<1,0	0,08	4,06	0,17
AKE 1	3	15.8.18	64	18,0	M	VII/II	3	<0,5	2,2	<1,0	0,04	2,75	0,06
AKE 1	4	15.8.18	56	18,5	M	II	2	50,7	262	<1,0	0,06	2,49	0,03
AKE 1	5	15.8.18	131	24,0	F	II	3	16,1	57,1	<1,0	0,01	2,76	0,05
AKE 1	6	15.8.18	40	16,5	M	IV	3	24,0	105	<1,0	0,08	5,31	0,23
AKE 1	7	15.8.18	68	18,5	F	III	3	22,6	123	<1,0	0,03	1,09	0,16
AKE 1	8	15.8.18	155	25,5	M	VII/II	4	67,8	253	<1,0	0,04	5,63	0,06
AKE 1	9	15.8.18	26	14,5	F	I	2	13,7	61,4	<1,0	0,08	2,90	0,29
AKE 1	10	15.8.18	31	15,5	M	III	3	18,9	95,1	1,3	0,07	5,16	0,26
AKE 1	11	15.8.18	92	20,5	M	VII/II	3	20,7	68,6	<1,0	0,02	1,19	0,05
AKE 1	12	16.8.18	38	17,0	M	VII/II	3	11,4	26,2	<1,0	0,10	6,14	0,30
AKE 1	13	16.8.18	33	16,0	M	VII/II	3	21,5	116	<1,0	0,06	8,79	0,38
AKE 1	14	16.8.18	42	17,0	M	VII/II	3	34,2	189	<1,0	0,07	5,74	0,27
AKE 2	1	14.9.18	90	20,7	F	V	3	39,1	150	<1,0	0,26	2,57	0,42
AKE 2	2	14.9.18	80	20,6	M	I	3	13,0	43,7	<1,0	0,03	0,54	0,13
AKE 2	3	14.9.18	65	18,7	M	I	3	22,5	49,6	<1,0	0,24	2,38	1,59

NIVA 7315-2018

Stasjon	Fisk	Dato	Vekt gram	Lengde cm	Kjønn	Stadie	Alder	1-OH- fenantren ng/g v,v, Galle	1-OH-pyren ng/g v,v, Galle	3-OH- benzo[a]pyren ng/g v,v, Galle	Cr mg/kg t,v, Lever	Cd mg/kg t,v, Lever	Pb mg/kg t,v, Lever
AKE 2	4	14.9.18	31	14,6	M	I	2	20,6	46,1	<1,0	0,19	3,08	0,22
AKE 2	5	14.9.18	26	14,0	M	I	2	15,4	46,7	<1,0	0,02	1,04	0,49
AKE 2	6	16.8.18	53	19,0	M	VII/II	4	200	540	<1,0	0,10	10,17	1,62
AKE 2	7	14.9.18	29	14,8	F	II	2	11,0	30,9	3,3	0,05	4,09	3,19
AKE 2	8	16.8.18	252	28,0	F	IV	4	17,6	98,6	<1,0	0,03	1,13	0,58
AKE 2	9	14.9.18	29	14,5	M	II	2	16,3	61,5	2,2	0,20	1,81	0,30
AKE 2	10	16.8.18	179	28,0	M	VII/II	4	152	758	<1,0	0,05	2,39	0,07
AKE 2	11	14.9.18	27	14,5	M	I	2	7,7	23,0	2,1	0,04	1,75	0,31
AKE 2	12	14.9.18	28	14,5	F	II	2	20,3	98,2	2,0	0,04	2,68	0,42
AKE 2	13	14.9.18	24	13,8	F	II	2	28,4	104	<1,0	0,05	1,98	0,20
AKE 2	14	14.9.18	23	13,8	M	I	2	3,7	11,5	<1,0	0,32	3,09	0,35
AKE 2	15	14.9.18	129	24,0	M	IV	3	192	438	<1,0	0,12	1,96	0,28
AKE 3	1	14.9.18	267	30,0	F	IIII	5	<1,0	1,3	<1,0	0,02	2,21	2,11
AKE 3	2	16.8.18	97	21,5	M	VII/II	3	40,4	167	<1,0	0,02	1,96	0,35
AKE 3	3	14.9.18	272	30,0	m	V	5	82,5	218	<1,0	0,05	2,60	0,07
AKE 3	4	16.8.18	37	16,0	F	II	2	81,7	286	2,0	0,05	2,53	0,25
AKE 3	5	14.9.18	133	24,0	M	IV	4	73,4	276	<1,0	0,01	0,95	0,11
AKE 3	6	14.9.18	135	24,0	F	III	4	453	1530	<1,0	0,06	2,61	0,37
AKE 3	7	14.9.18	116	22,0	M	IV	3	153	461	<1,0	0,07	2,47	0,53
AKE 3	8	14.9.18	109	22,5	M	II	3	21,6	53,5	<1,0	0,02	2,28	0,16
AKE 3	9	14.9.18	77	20,5	F	II	3	9,7	29,8	<1,0	0,03	2,59	0,08
AKE 3	10	14.9.18	73	20,0	M	III	3	25,1	104,2	<1,0	0,01	0,96	0,49
AKE 3	11	14.9.18	48	18,0	F	II	3	1,2	3,0	<1,0	0,15	5,50	0,57
AKE 3	12	14.9.18	45	17,5	M	III	2	23,2	113,3	2,0	0,06	10,04	1,67
AKE 3	13	14.9.18	139	25,0	M	IV	4	7,3	28,0	2,7	0,03	3,64	0,20
AKE 3	14	14.9.18	171	27,0	M	II	4	68,3	212,3	<1,0	0,01	2,05	0,05
AKE 3	15	14.9.18	208	27,5	M	IV	4	5,8	7,9	<1,0	0,03	3,96	0,05
AKE 3	16	14.9.18	36	15,5	M	III	2				0,12	2,93	0,11

Tabell B2. Konsentrasjon av metaller, arsen og selen i gjeller, samt kvikksølv i muskel.

Stasjon	Fisk	Dato	Hg	Al	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb
			ng/g v,v, Muskel	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller
LYS 1	1	15.8.18	82	8,63	0,11	42,64	315,99	0,01	1,07	455,79	0,19	3,24	0,20	0,11
LYS 1	2	15.8.18	105	8,96	0,07	38,98	237,91	0,04	1,08	647,27	0,19	3,00	0,22	0,13
LYS 1	3	15.8.18	60	6,77	0,05	30,48	327,48	0,07	1,22	596,32	0,27	3,80	0,13	0,08
LYS 1	4	15.8.18	65	7,42	0,07	61,96	162,27	0,06	0,89	341,06	0,09	2,33	0,11	0,09
LYS 1	5	15.8.18	96	8,04	0,06	28,55	304,55	0,05	1,06	837,81	0,18	3,78	0,14	0,13
LYS 1	6	15.8.18	79	6,89	0,04	31,58	229,94	0,07	0,82	404,67	0,12	2,83	0,14	0,06
LYS 1	7	15.8.18	64	5,04	0,03	28,97	200,01	0,09	1,05	491,91	0,15	2,91	0,18	0,08
LYS 1	8	15.8.18	86	8,31	0,08	33,79	304,38	0,15	1,02	542,49	0,28	5,36	0,21	0,08
LYS 1	9	15.8.18	56	8,20	0,09	43,24	169,19	0,15	0,91	533,02	0,10	1,87	0,17	0,10
LYS 1	10	15.8.18	119	-0,14	0,02	0,02	0,09	0,39	0,09	0,58	0,01	-0,06	0,00	0,00
LYS 1	11	15.8.18	84	7,71	0,06	38,02	274,13	0,01	1,23	827,10	0,17	3,01	0,11	0,23
LYS 1	12	15.8.18	72	5,99	0,03	24,41	208,24	0,01	1,36	345,47	0,06	2,76	0,16	0,05
LYS 1	13	15.8.18	87	113,26	0,31	144,98	444,59	0,31	1,32	500,76	0,21	3,40	0,15	0,30
LYS 1	14	15.8.18	87	6,19	0,13	21,94	225,13	0,08	1,04	358,83	0,14	3,47	0,14	0,07
LYS 1	15	15.8.18	75	8,09	0,07	27,15	171,51	0,13	1,01	618,58	0,13	2,64	0,13	0,07
LYS 2	1	14.8.18	71	26,00	0,66	37,28	289,03	0,21	1,84	398,21	0,45	3,50	0,21	0,25
LYS 2	2	14.8.18	80	9,65	0,12	51,97	208,28	0,21	1,13	1005,93	0,16	3,12	0,30	0,12
LYS 2	3	14.8.18	107	18,66	0,38	37,77	224,26	0,19	1,17	505,51	0,40	2,76	0,15	0,46
LYS 2	4	14.8.18	100	7,80	0,06	36,59	223,69	0,22	1,37	679,88	0,32	4,12	0,18	0,09
LYS 2	5	14.8.18	86	11,82	0,29	31,79	250,07	0,23	1,20	720,64	0,25	3,39	0,18	0,11
LYS 2	6	14.8.18	83	22,04	0,11	49,20	405,25	0,41	1,28	389,21	0,20	3,17	0,17	0,11
LYS 2	7	14.8.18	79	4,67	0,07	26,00	288,40	0,19	1,99	728,37	0,10	3,68	0,11	0,05
LYS 2	8	14.8.18	124	13,46	0,12	30,26	349,73	<0,01	1,05	443,10	0,18	3,69	0,21	0,54
LYS 2	9	14.8.18	95	29,62	0,13	99,84	468,22	0,12	1,45	395,43	0,38	3,86	0,23	0,34
LYS 2	10	14.8.18	70	7,60	0,05	28,31	169,02	0,08	0,90	676,85	0,14	3,42	0,18	0,06
LYS 2	11	14.8.18	84	36,87	0,13	40,21	821,70	0,24	1,46	438,38	0,18	4,14	0,17	0,47
LYS 2	12	14.8.18	90	7,03	0,12	28,88	270,66	0,11	1,10	445,33	0,19	3,33	0,20	0,07
LYS 2	13	14.8.18	67	7,52	0,05	33,68	268,39	0,08	1,09	506,27	0,10	4,18	0,16	0,06
LYS 2	14	14.8.18	58	14,73	0,18	59,35	377,38	0,16	1,46	738,40	0,15	3,61	0,24	0,11
LYS 2	15	14.8.18	77	17,74	0,17	73,22	329,93	0,23	1,25	394,83	0,40	3,25	0,25	0,35
LYS 3	1	20.9.18	102	10,59	0,17	12,53	110,14	0,04	1,24	863,25	1,30	3,35	0,12	0,09

NIVA 7315-2018

Stasjon	Fisk	Dato	Hg	Al	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb
			ng/g v,v, Muskel	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller
LYS 3	2	20.9.18	69	13,75	0,14	39,72	124,91	0,09	1,53	1043,62	0,55	3,35	0,17	0,17
LYS 3	3	20.9.18	96	11,33	0,21	21,96	123,31	0,07	1,09	642,57	0,58	2,57	0,12	0,12
LYS 3	4	20.9.18	90	17,42	0,22	20,68	175,80	0,10	1,60	1046,27	0,73	2,68	0,17	0,10
LYS 3	5	20.9.18	116	25,57	0,25	30,03	190,93	0,10	1,37	1551,60	0,95	4,08	0,12	0,14
LYS 3	6	20.9.18	93	10,59	0,28	25,54	88,97	0,10	2,29	1265,76	0,23	2,55	0,15	0,09
LYS 3	7	20.9.18	161	23,41	0,21	19,60	151,51	0,10	1,39	908,80	0,75	3,58	0,13	0,19
LYS 3	8	20.9.18	96	20,92	0,42	19,46	108,69	0,11	1,44	1131,26	0,42	3,24	0,20	0,07
LYS 3	9	20.9.18	100	10,36	0,21	20,48	127,63	0,12	1,23	879,38	0,59	2,28	0,10	0,11
LYS 3	10	20.9.18	152	19,43	0,46	20,40	135,19	0,12	2,49	933,13	0,80	2,75	0,15	0,11
LYS 3	11	20.9.18	75	15,00	0,19	85,10	155,89	0,17	1,44	985,18	0,15	2,88	0,29	0,22
LYS 3	12	20.9.18	79	17,75	0,28	52,61	125,17	0,12	1,48	911,54	0,52	2,59	0,11	0,10
LYS 3	13	20.9.18	62	13,07	0,36	88,30	125,69	0,15	1,69	1162,29	0,15	3,34	0,19	0,24
LYS 3	14	20.9.18	67	13,38	1,70	38,41	152,19	0,19	1,59	943,21	0,08	2,81	0,13	0,10
LYS 3	15	20.9.18	60	11,86	0,16	42,21	109,64	0,18	1,44	1186,51	-0,04	2,89	0,14	0,09
AKE 1	1	15.8.18	94	2,75	0,08	26,48	255,03	0,01	1,44	604,86	0,03	2,00	1,12	0,08
AKE 1	2	15.8.18	108	4,21	0,62	48,76	346,71	0,01	1,24	705,81	0,02	2,36	0,93	0,18
AKE 1	3	15.8.18	57	5,62	0,15	34,54	211,49	0,03	1,24	448,41	0,02	1,87	1,84	0,17
AKE 1	4	15.8.18	108	3,51	0,14	32,09	251,49	0,03	1,18	519,96	0,07	1,85	1,01	0,06
AKE 1	5	15.8.18	125	4,09	0,13	17,46	289,86	0,03	1,32	333,79	0,56	2,74	1,01	0,16
AKE 1	6	15.8.18	115	3,54	0,21	44,01	285,24	0,02	0,99	439,34	0,00	2,28	0,68	0,18
AKE 1	7	15.8.18	41	2,05	0,18	29,84	188,54	0,06	1,17	738,02	0,09	1,94	0,90	0,38
AKE 1	8	15.8.18	154	4,90	0,07	22,30	142,50	0,04	0,93	332,17	1,08	2,04	0,91	0,26
AKE 1	9	15.8.18	83	1,84	0,09	59,82	226,59	0,14	0,87	765,68	0,00	1,79	1,22	0,19
AKE 1	10	15.8.18	96	3,52	0,29	54,07	221,85	<0,01	0,83	691,42	0,00	3,56	0,81	0,20
AKE 1	11	15.8.18	105	5,03	0,11	24,36	194,20	0,04	1,21	537,21	0,31	1,84	0,83	0,24
AKE 1	12	16.8.18	104	18,88	0,59	39,22	172,18	0,16	0,94	991,78	0,15	2,36	0,56	0,42
AKE 1	13	16.8.18	103	13,51	0,42	70,50	294,66	<0,01	0,94	640,02	0,06	2,25	0,65	0,48
AKE 1	14	16.8.18	140	6,73	0,16	49,72	152,48	<0,01	0,93	1050,43	0,15	1,87	0,59	0,33
AKE 2	1	14.9.18	80	3,10	0,45	14,8	162	0,09	1,30	629	0,21	2,24	0,46	0,78
AKE 2	2	14.9.18	48	5,92	0,48	23,3	110	0,12	1,46	526	0,16	1,97	0,75	0,65
AKE 2	3	14.9.18	54	5,85	0,74	24,9	154	0,17	2,07	529	0,12	2,15	0,75	2,07
AKE 2	4	14.9.18	36	6,52	0,77	13,6	172	0,19	1,72	366	-0,04	1,29	0,45	0,42
AKE 2	5	14.9.18	38	7,73	0,31	40,7	237	0,18	2,03	1130	-0,01	1,42	0,57	1,40

NIVA 7315-2018

Stasjon	Fisk	Dato	Hg	Al	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb
			ng/g v,v, Muskel	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller	mg/kg t,v, Gjeller
AKE 2	6	16.8.18	111	4,53	0,18	47,3	169	0,14	1,21	1020	0,35	2,61	0,54	1,79
AKE 2	7	14.9.18	55	5,70	0,35	32,5	175	0,18	1,82	477	0,27	1,41	0,41	2,57
AKE 2	8	16.8.18	119	15,5	0,10	6,54	184	0,05	1,24	595	0,80	5,22	0,69	0,65
AKE 2	9	14.9.18	74	20,0	0,74	25,5	184	0,26	1,93	728	0,07	3,83	0,72	1,28
AKE 2	10	16.8.18	176	3,71	0,11	6,15	208	0,08	1,36	711	1,15	2,93	0,70	0,35
AKE 2	11	14.9.18	38	6,73	0,19	15,02	106	0,35	1,74	720	0,02	1,40	0,49	0,47
AKE 2	12	14.9.18	69	5,14	0,42	19,8	278	0,32	1,67	404	0,08	1,70	0,45	1,57
AKE 2	13	14.9.18	51	9,42	0,35	80,5	223	0,52	3,02	305	0,07	3,70	0,46	1,12
AKE 2	14	14.9.18	76	18,8	0,09	44,9	288	0,21	3,39	531	0,11	2,26	0,63	1,71
AKE 2	15	14.9.18	145	9,24	0,37	13,5	196	0,10	1,55	734	0,20	2,04	0,64	0,72
AKE 3	1	14.9.18	138	20,3	0,24	40,0	94,8	0,17	1,74	527	0,32	1,73	0,66	2,32
AKE 3	2	16.8.18	71	6,98	0,05	16,9	265	0,11	1,62	592	0,45	2,27	0,72	1,21
AKE 3	3	14.9.18	203	4,37	0,06	8,17	150	0,08	1,26	444	0,70	2,35	0,79	0,57
AKE 3	4	16.8.18	64	3,52	-0,10	60,7	194	0,18	1,46	570	0,02	2,30	1,30	1,38
AKE 3	5	14.9.18	107	6,00	0,24	17,6	117	0,11	1,76	624	0,17	1,77	0,72	0,75
AKE 3	6	14.9.18	98	7,51	0,18	12,0	119	0,11	1,48	835	0,18	1,74	0,51	0,44
AKE 3	7	14.9.18	127	6,32	0,15	23,1	124	0,14	1,44	462	0,32	1,54	0,65	1,77
AKE 3	8	14.9.18	104	6,73	0,23	15,5	202	0,14	1,76	693	0,34	2,32	1,12	1,03
AKE 3	9	14.9.18	66	5,20	0,05	9,3	170	0,12	1,97	690	0,10	2,43	0,78	0,28
AKE 3	10	14.9.18	62	12,1	0,25	44,5	216	0,15	3,59	561	0,08	1,47	0,57	2,72
AKE 3	11	14.9.18	86	21,3	0,28	56,7	229	0,23	2,11	495	0,07	2,31	1,28	1,46
AKE 3	12	14.9.18	163	17,8	-0,08	50,5	175	0,29	1,64	787	0,00	2,95	0,91	1,36
AKE 3	13	14.9.18	164	4,37	0,12	17,4	228	0,09	1,45	255	0,20	2,43	0,59	1,04
AKE 3	14	14.9.18	125	6,49	0,09	6,97	126	0,10	1,67	417	0,84	2,30	1,47	0,41
AKE 3	15	14.9.18	162	3,68	0,07	11,6	180	0,03	3,11	420	0,76	3,28	0,96	0,33
AKE 3	16	14.9.18	48	8,33	0,35	15,2	477	0,17	2,87	728	0,00	2,76	1,01	0,55

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