

Undersøkelse av miljøgifter i abbor og ørret fra innsjøen Store Åklungen



HovedkontorGautstadalleen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00**NIVA Region Sør**Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00**NIVA Region Innlandet**Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00**NIVA Region Vest**Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00**NIVA Danmark**Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33Internett: www.niva.no

Tittel Undersøkelse av miljøgifter i abbor og ørret fra innsjøen Store Åklungen	Løpnummer 7618-2021	Dato 20.04.2021
Forfatter(e) Øyvind Garmo, Kine Bæk, Merete Grung, Johnny Håll, Jan-Erik Thrane	Fagområde Miljøgifter - ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslo	Sider 29 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Vannområde Oslo v/ Bymiljøetaten	Oppdragsreferanse Thomas André Ruud
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180231

Sammendrag

I forbindelse med prøvefiske for estimering av bestandsstatus for fisk i Store Åklungen ble det tatt ut prøver til miljøgiftundersøkelser. Gjeller ble analysert for metaller (og halvmetaller), lever for metaller og PFAS, gallevæske for omdannede PAH-forbindelser og muskelvev for kvikksølv. Konsentrasjoner av PFAS, omdannet PAH og metaller i fisk betegnes som lave til moderate. Et unntak var kadmium som viste relativt høy konsentrasjon både i vann, gjeller og lever. Konsentrasjonen i muskel var likevel trolig langt under omsetningsgrensen.

Fire emneord	Four keywords
1. Metaller	1. Metals
2. PAH	2. PAH
3. PFAS	3. PFAS
4. Fisk	4. Fish

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

Øyvind Garmo
Prosjektleder/Hovedforfatter

Malcolm Reid
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7354-0
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

**Undersøkelse av miljøgifter i abbor og ørret
fra innsjøen Store Åklungen**

Forord

Vannområdet Oslo satte i 2017 i gang overvåking for å få oversikt over utvalgte miljøgifter i byens vassdrag. Hensikten var å få kunnskap om kjemisk tilstand og om ørret i vassdragene har nivåer av miljøgifter som er under fastsatte grenseverdier for menneskelig konsum. Planen var å undersøke to vassdrag per år. I 2016 undersøke SWECO Frognerelva og Hoffselva etterfulgt av Alna og Ljanselva i 2017. I 2018 fikk NIVA oppdraget med å undersøke Akerselva og Lysakerelva. I 2019 stod Mærradalsbekken og Hovinbekken på programmet, mens vi i år har beveget oss fra de urbane elvene og inn i Nordmarka med innsjøen Store Åklungen. Prosjektet ble gjennomført for Vannområdet Oslo, med Thomas André Ruud (Vannområdekoordinator, ansatt hos Bymiljøetaten) som kontaktperson i 2020. Feltarbeid og disseksjon av fisk ble gjort av Johnny Håll, Espen Lund, Jan-Erik Thrane og Anne-Luise Ribeiro. Bestemmelse av metaller og PAH-metabolitter i biota ble gjort på NIVA av Kuria Ndungu, Eline Mosleth Færgestad, Elena Martinez-Frances og Katharina Løken. Thomas Rundberget stod for analysene av per- og polyfluorerte alkylforbindelser (PFAS). Bestemmelsen av kvikksølv i fiskemuskel ble gjort hos Akvaplan NIVA. Vannprøvene ble analysert ved NIVAs seksjon for akkrediterte analysetjenester. Kine Bæk har administrert prosjektet og organisert det hele. Takk til samtlige for godt samarbeid.

Hamar, desember 2020

Øyvind Garmo

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	6
2	Metode.....	8
2.1	Prøveinnsamling og feltmålinger.....	8
2.2	Laboratoriearbeid og analyser.....	8
2.2.1	Kvikksølv i fiskemuskel.....	8
2.2.2	Øvrige metaller, arsen og selen i gjelle og lever.....	8
2.2.3	PAH-metabolitter i galle.....	9
2.2.4	PFAS i lever.....	9
2.2.5	Analyse av vannprøver.....	9
3	Resultater.....	10
3.1	Vannkjemi og metallkonsentrasjoner i vannprøver.....	10
3.2	Utvalg av fisk til miljøgiftundersøkelser.....	11
3.3	Påviste stoffer.....	12
3.4	Metaller, arsen og selen i gjeller og lever.....	13
3.5	Kvikksølv i muskelvev.....	16
3.6	PAH-metabolitter i galle.....	17
3.7	PFAS i lever.....	18
4	Diskusjon.....	21
4.1	Vurdering av usikkerhet.....	21
4.2	Kilder til stoffene.....	22
4.3	Vurdering av nivåene i forhold til grenseverdier.....	23
4.4	Vurdering av nivåene i forhold til resultater fra andre undersøkelser.....	24
5	Konklusjon.....	26
6	Litteratur.....	27

Sammendrag

Rapporten handler om en undersøkelse av miljøgifter i fisk fra innsjøen Store Åklungen i Nordmarka i Oslo. Prøveinnsamlingen ble gjennomført den 24. august og 29. september 2020 i forbindelse med prøvefiske for bestemmelse av bestandsstatus for fisk i innsjøen. En rapport fra bestandsundersøkelsen er lagt ved (vedlegg A). Abbor og ørret ble dissekert i felt, og prøver av gjeller, lever, galle og muskel ble tatt ut. Gjeller ble analysert for aluminium, krom, mangan, jern, nikkel, kobber, sink, arsen, selen, kadmium og bly. Levervev ble analysert for krom, kadmium, bly og 40 PFAS, muskelvev for kvikksølv, og gallevæske for PAH-metabolitter (1-OH-fenantren, 1-OH-pyren og 3-OH-benzo[a]pyren). Det ble også tatt vannprøve av epilimnion.

Vannprøven indikerte at vannet var kalkfattig, pH-nøytralt, klart og næringsfattig. Vannet hadde relativt høye konsentrasjoner av mangan, kobber, sink, bly og kadmium, men de overskred ikke miljøkvalitetsstandard (EQS). Den høye mangankonsentrasjonen samsvarte med relativt høye nivåer i gjellevev og skyldes trolig naturlige forhold. Konsentrasjonen av kadmium i ørretgjelle var også relativt høy, mens nivået i abborgjelle var betydelig lavere. Også i lever ble det funnet relativt høye nivåer av kadmium, spesielt i abbor, men konsentrasjonen i muskel er sannsynligvis godt under omsetningsgrensen. Det antas at kadmiumet kommer fra luftbåren forurensning, men naturlige årsaker kan ikke utelukkes. Konsentrasjonene av andre undersøkte metaller (og halvmetaller) i gjelle og lever var lave til moderate. Kvikksølvkonsentrasjonen i alle 36 abbor og 9 ørret var høyere enn vannforskriftens EQS. To abbor hadde også nivåer som oversteg omsetningsgrensen som gjelder for enkelte fiskearter i EU og Norge. Midlere kvikksølvkonsentrasjon var imidlertid ikke høyere enn det som er vanlig å finne i fisk av denne størrelsen i nordiske innsjøer uten lokale kilder. Konsentrasjonene av PAH-metabolittene 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren i fiskegalle var lave og nær antatt bakgrunnsnivå; 3-OH-benzo[a]pyren var lavere enn deteksjonsgrensen. Dette tilsier at fisken i liten grad har blitt eksponert for PAH i de siste dagene før de ble fanget. Samlet konsentrasjon av PFAS var lavere enn det som er rapportert for store innsjøer som Mjøsa og Femunden, og mye lavere enn i innsjøer med kjente utslipp. PFOS var det dominerende enkeltstoffet, mens perfluorkarboksylater dominerte som gruppe. Konsentrasjonen av PFOS var lavere enn EQS med unntak av tre avvikende målinger.

Stoffene i denne undersøkelsen antas å ha ankommet Store Åklungen via luftforurensning (PFAS, PAH, kvikksølv), naturlige kilder i nedbørfeltet (jern, aluminium, mangan) eller en kombinasjon.

1 Introduksjon

Store Åklungen er innsjø som ligger helt øverst i nedbørfeltet til Frognerelva. Nedbørfeltet er relativt lite og dominert av barskog. Berggrunnen består hovedsakelig av alkalifeltspatsyenitt (nordmarkitt) og biotittgranitt, løsmassene av tynne lag med morene og torv. Det er få inngrep i nedbørfeltet med unntak av noen skogsbilveier, skiløyper og hytter (Figur 1). Innsjøen er forholdsvis dyp (se kart i Vedlegg A) og vannets teoretiske oppholdstid har blitt anslått til hele 18 måneder (Moe, 1955), som er lenge for en så liten innsjø. En annen spesiell egenskap ved innsjøen er at den er meromiktisk, dvs. at innsjøen er permanent sjiktet fra ca. 25 meter og ned (Carlsen, 1992). Det tunge vannet skyldes innsig av ionerikt grunnvann med høye nivåer av jern og mangan. Kjemisk og økologisk tilstand antas å være god, men er ikke undersøkt.

Denne rapporten beskriver en undersøkelse av metaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), samt per- og polyfluoreerte alkylforbindelser (PFAS) i abbor og ørret fra innsjøen Store Åklungen. Lignende undersøkelser ble gjort i 2018 i Akerselva og Lysakerelva (Garmo et al., 2018a) og i 2019 i Hovinbekken og Mærradalsbekken (Garmo et al., 2020). 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. I forbindelse med prøveinnsamlingen ble det gjennomført et prøvefiske for å bestemme status på fiskepopulasjonene i innsjøen. En rapport fra prøvefisket er gitt i Vedlegg A.

Metaller skiller seg fra organiske miljøgifter ved at de ikke brytes ned og ved at mange av dem (f.eks. kobber, krom, nikkel og sink) er essensielle sporstoffer. Selv essensielle sporstoffer blir imidlertid giftige i høye konsentrasjoner. Sårbarheten for negative effekter fra metallforurensing i vann er som regel høyere hos akvatiske organismer enn hos landlevende dyr som drikker av vannet og eventuelt spiser av det som lever der. Et viktig unntak i så måte er kvikksølv, som har den egenskapen at det oppkonsentreres i næringskjeden og dermed kan nå høye nivåer i fiskespisende dyr. 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.

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) 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.

PFAS finnes derimot ikke naturlig¹. Det er en stor gruppe kjemikalier med anvendelser som spenner over et bredt spekter (fra slippbelegg i kokekar og matpapir til impregnering, skismøring og brannskum). Hydrofobe og lipofobe egenskaper gjør dem attraktive som midler til smøring, vann- og fettavstøting, og som bestanddeler i polymerer. Den ekstremt sterke bindingen mellom karbon og fluor gir kjemisk og termisk stabilitet, men gjør også at stoffene brytes svært langsomt ned i naturen. Derfor oppkonsentreres PFAS i miljøet. Noen av stoffene spres dessuten til avsidesliggende områder via luft (Rauert et al., 2018). De to mest studerte forbindelsene (PFOS og PFOA)² er koblet til helse- og miljøproblemer, og flere av de anslagsvis 4000 PFAS som hittil har blitt syntetisert, kan havne i

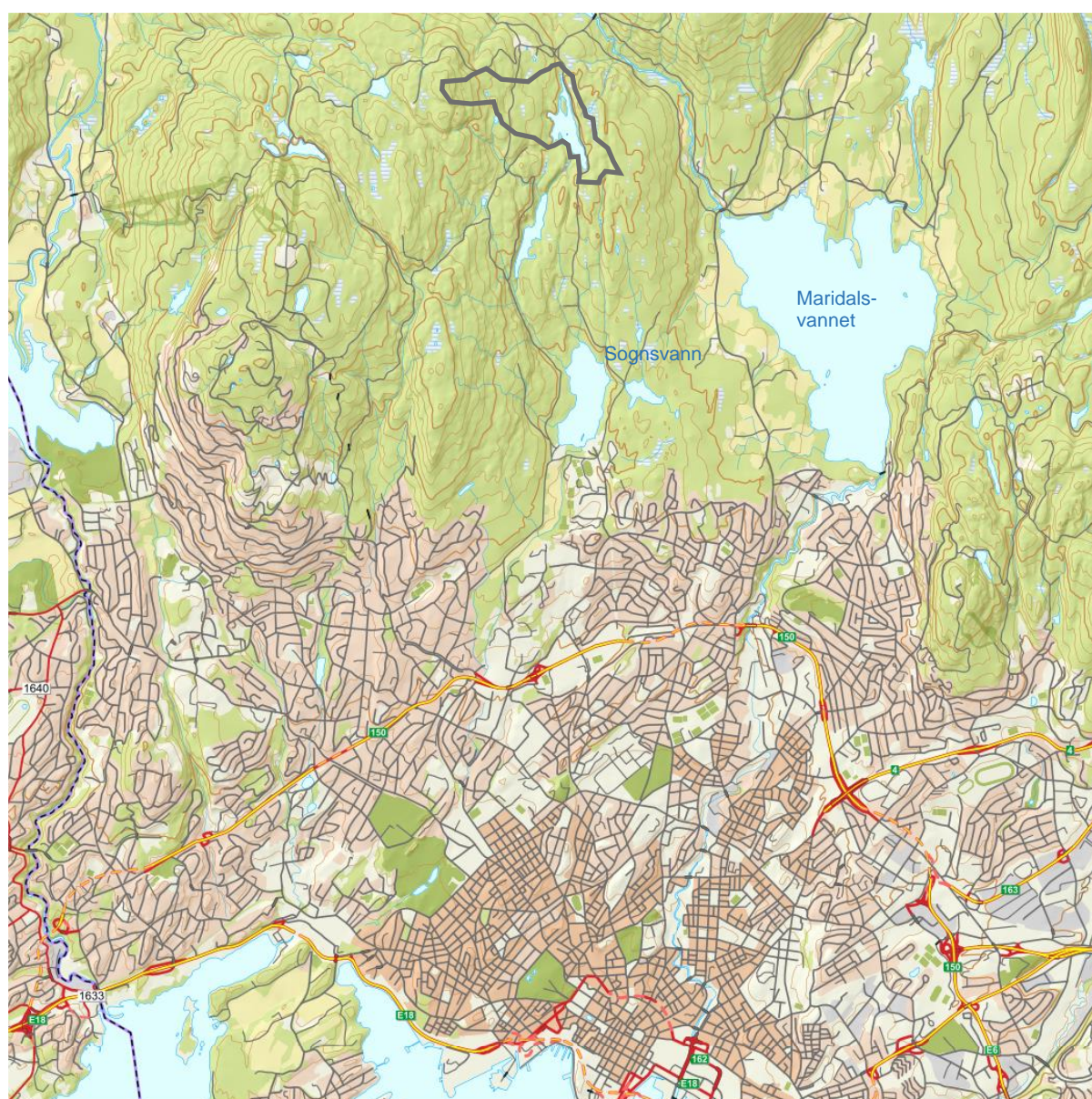
¹ Et unntak er trifluoreddiksyre som også kan ha naturlige kilder.

² I denne rapporten brukes det forkortelser for å referere til de ulike PFAS. Se kapittel 3 for fullt navn på stoffene som inngikk i det analytiske programmet.

denne kategorien etter hvert (Kwiatkowski et al., 2020). Forbindelser som PFBS, PFHxS, PFOA, C9 – C14 PFCA og HFPO-DA finnes på kandidatlisten til kjemikalier regelverket REACH. Den europeiske myndigheten for mattrygghet (EFSA) har nylig anbefalt at ukentlig inntak av PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS (summen av disse) over tid ikke bør overstige på 4,4 ng/kg kroppsvekt (Schrenk et al., 2020).

Tabell 1. Sentrale opplysninger om vannforekomstens status etter vannforskriften. Informasjonen er hentet fra nettstedet Vann-nett (12.11.2020).

VannforekomstID	006-5207-L
Høyde over havet	295
Areal/oppstrømsareal (km ²)	0,135/1,08
Vanntype	L207, små, moderat kalkrik, klar (TOC2-5)
Økologisk tilstand	Antatt god
Kjemisk tilstand	Antatt god



Figur 1. Store Åklungen med nedbørfeltgrense markert med grå farge (data fra NVE). ©Kartverket.

2 Metode

2.1 Prøveinnsamling og feltmålinger

Det ble gjennomført et prøvefiske for å estimere bestandene av fisk (Vedlegg A), og prøvene til miljøgiftundersøkelsen ble tatt ut i forbindelse med prøvefisket gjennomført den 24. august og 29. september. Kart som viser plasseringen av garn, er vist i vedlegg. Fisken ble avlivet ved slag mot hodet, og kort tid etter ble fisken målt og dissekert. Fiskene ble dissekert ved innsjøen innen en time etter avliving. 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 til bestemmelse av metaller og lever til bestemmelse av metaller og PFAS. Der hvor leveren var veldig liten (<0,5 gram), ble bestemmelsen av metaller prioriterte fremfor PFAS. 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. Det ble også tatt vannprøver i forbindelse med fisket. Prøvetakingen av fisk fulgte rutinene beskrevet i manualen til ICP Waters (ICP Waters Programme Centre, 2010).

Vannprøve ble tatt med Ramberggrør som blandprøve fra de øverste 11 meter (2,5 ganger siktedypet) over det dypest punktet.

Dyp ble målt med håndholdt ekkolodd (Plastimo Echotest II). Dybdeprofiler av temperatur, konduktivitet og oksygen ble målt ved å senke en YSI ODO+CT-sonde, koblet til en YSI ProDDS håndterminal, til bunns ved det dypeste punktet som ble registrert.

2.2 Laboratoriearbeid og analyser

De fleste analysene ble gjennomført ved NIVAs laboratorium med unntak av kvikksølv som ble bestemt hos Akvaplan NIVA. Begge laboratoriene 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 analyzer (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 Akvaplan i Tromsø. Metoden er akkreditert iht. ISO 17025.

2.2.2 Øvrige 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

Galleblæren ble tatt ut i felt. Gallevæsken ble tatt ut på laboratoriet. Gallen 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 for at enzymet skal dekonjugere metabolittene og deretter tilsatt metanol før sentrifugering. Til bestemmelse av PAH-metabolitter ble HPLC med fluorescensdeteksjon benyttet. Vanligvis vil 20 μ L galle benyttes, men lavere mengder kan også analyseres. Dersom mengden galle er under 10 μ L vil det være høyere usikkerhet knyttet til kvantifiseringen, og i årets prøver gjaldt det 3 prøver. Resultatene basert på lavt volum med gallevæske vil være mer usikre.

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 som fase 1 metabolitter). Virveldyr omdanner raskt PAH-forbindelser til metabolitter som deretter skilles ut via gallen. PAH-metabolitter i galle blir 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). Metoden som NIVA benytter er ikke akkreditert, men er beskrevet i mer detalj i Kammann et al. (2013) der NIVA er lab nr. 7. I denne ringtesten var NIVAs resultater gode med en z-score <1.

2.2.4 PFAS i lever

Før ekstraksjon tilsettes det en blanding av isotopmerkete PFAS som følger både ekstraksjon og opparbeidelse og som brukes i kvantifisering av analyttene. Biotaprøver ble ekstrahert med organiske løsemidler som sikrer godt utbytte. PFC ble analysert ved hjelp av LC-qTOF-MS (Waters), et høytoppløselig massespektrometer i fullscan modus. Dette gjør det mulig å se etter veldig mange ulike PFAS og åpner også se etter andre komponenter i etterkant (retrospektiv analyse). Det er rapportert 40 ulike PFAS. Metoden er ikke akkreditert, men vel etablert og NIVA deltar og kan vise til gode resultater for sammenliknende laboratorieøvelser (SLP). Mer om metoden er beskrevet i Langberg et al. (2020).

2.2.5 Analyse av vannprøver

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

3 Resultater

3.1 Vannkjemi og metallkonsentrasjoner i vannprøver

Det ble tatt én vannprøve den 21. august. Vannet var kalkfattig, klart og pH tilnærmet nøytral (Tabell 2). Det var lave konsentrasjoner av fosfor og nitrogen. Konsentrasjonene av metaller på listen over prioriterte stoffer (kadmium, bly, nikkel) og vannregionspesifikke stoffer (arsen, krom, kobber, nikkel og sink) oversteg ikke det som tilsvarer tilstandsklasse II (Veileder 02:2018), men verdiene for kobber, sink, bly og kadmium kan likevel betegnes som relativt høye og over 90 prosentilen for innsjøer på Østlandet i 2019 (Hindar et al., 2020).

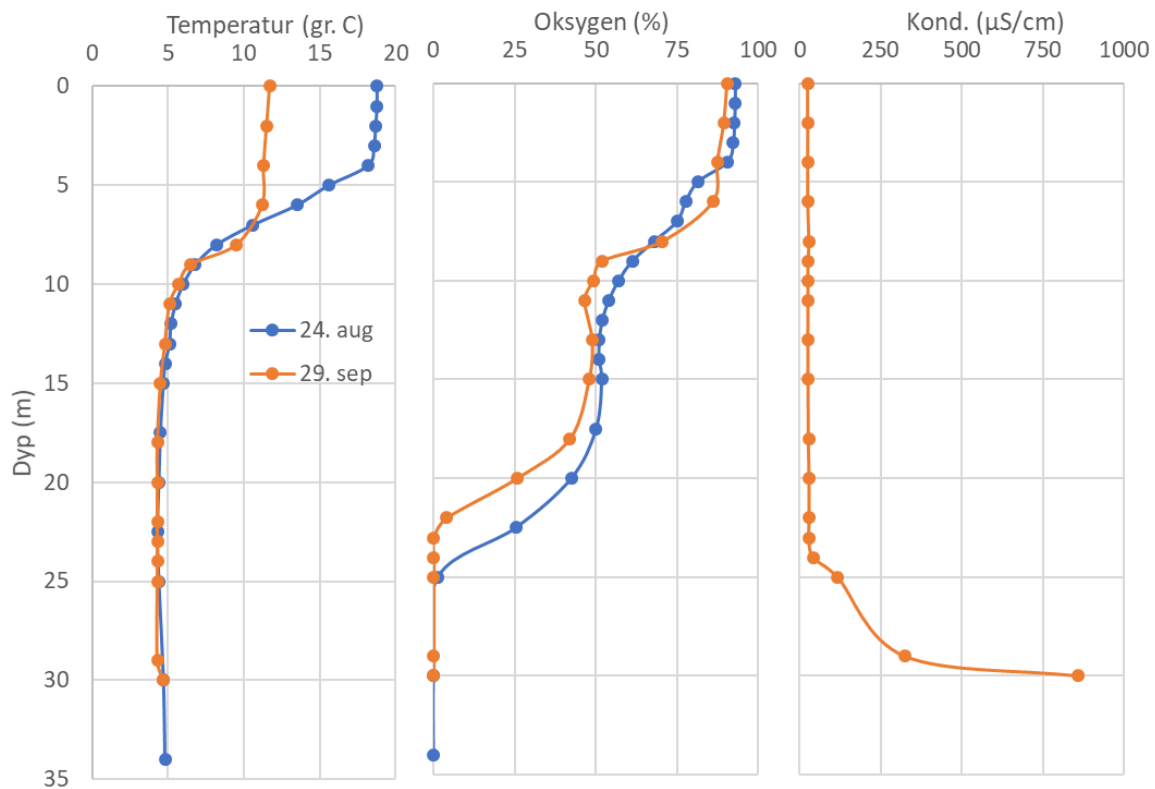
Tabell 2. Vannkjemi og sporstoffer i ufiltrert vannprøve fra Store Åklungen. Farge indikerer tilstandsklasse i hht. vannforskriften (Veileder 02:2018). Blå farge tilsvarer klasse I og grønn klasse II.

Navn	Dato	Kond,	pH	Alk. 4.5	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	NO3+NO2-N	TOTN	TOTP	TOC
		mS/m		mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l
St. Åklungen	21.8.	2,59	6,81	0,167	2,34	0,43	1,73	0,19	1,91	1,63	41	230	5	4,6

Navn	Dato	Turbiditet	Al	Al/R	Al/IL	Al/L	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
		FNU	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
St. Åklungen	21.8.	0,75	66,6	15	11	4	0,2	0,03	0,063	1,23	51,6	53,5	0,22	0,804	6,5

Innsjøens største dyp ble målt til 34 meter (se dybdekart i Vedlegg A). I forbindelse med prøvefiske ble det målt dybdeprofiler av temperatur, konduktivitet og oksygen. Profilene indikerer at Store Åklungen er meromiktisk, i tråd med tidligere funn av et ca. 5 meter dypt jern- og manganrikt bunnsjikt som ikke sirkulerer sammen med resten av vannmassene (Carlsen, 1992; Moe, 1955). Dette er her en naturlig tilstand, og det har blitt anslått at den har vart i 750 år (Carlsen, 1992).

Konsentrasjonen av jern var lavere enn medianen for innsjøer i denne delen av landet (Hindar et al., 2020). Det svært jernholdige stagnante bunnvannet virker derfor å ha liten betydning for jernkonsentrasjonen i epilimnion. Konsentrasjonen av mangan var derimot høy (høyere enn 90 prosentilen for innsjøer på Østlandet). Mangan var på et nivå der det ikke kan utelukkes at det har betydning for følsomme arter i innsjøen (Crane et al., 2007).



Figur 2. Dybdeprofiler av temperatur (venstre), oksygenmetning (midt) og konduktivitet (høyre) den 24. august og 29 september.

3.2 Utvalg av fisk til miljøgiftundersøkelser

Fra prøvefisket ble det tatt ut i alt 36 abbor og 9 ørret til miljøgiftanalyser. Det ble fanget mange abbor (se Vedlegg A), og i utvalget til miljøgiftundersøkelsen ble det plukket ut fisk fra hele størrelsesspekteret. Det var relativt stor variasjon i lengde og vekt hos abbor (Tabell 3). Av ørret ble det fanget kun 9 individer, alle forholdsvis store. Det ble dermed noe mindre variasjonsbredde i utvalget av ørret. Ørretindividene var i gjennomsnitt betydelige større enn de som ble undersøkt i Lysakerelva og Akerselva i 2018, og i Mærradalsbekken og Hovinbekken i 2019.

Tabell 3. Vekt, lengde og kondisjonsfaktor³ til abbor (*Perca fluviatilis*) og ørret (*Salmo trutta*) som ble undersøkt for alle eller noen av stoffene.

Art	N	Vekt (g)		Lengde (cm)		K-faktor	
		Gj.snt.	Std.avv.	Gj.snt.	Std.avv.	Gj.snt.	Std.avv.
Abbor	36	177	121	23.9	4.7		
Ørret	9	412	109	34.5	2.6	0.98	0.08

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

3.3 Påviste stoffer

Fisken ble analysert for 56 ulike stoffer fordelt på ulike vevstyper (Tabell 4). Alle individer ble imidlertid ikke analysert for alle stoffer. I alt 26 av de 56 stoffene ble påvist, dvs. at det ble målt konsentrasjoner høyere enn kvantifiseringsgrensen (LOQ). Nivåene av påviste stoffer blir presentert og diskutert utover i rapporten. Noen stoffer ble kun påvist i et fåtall individer. Et av disse er PFOA, som er på listen over vannregionspesifikke stoffer, og som i ett individ ble målt til hele 135 ng/g (se Vedlegg B). Vi mistenker at høye enkeltverdier av PFOA skyldes kontaminering av prøve og drøfter det ikke videre.

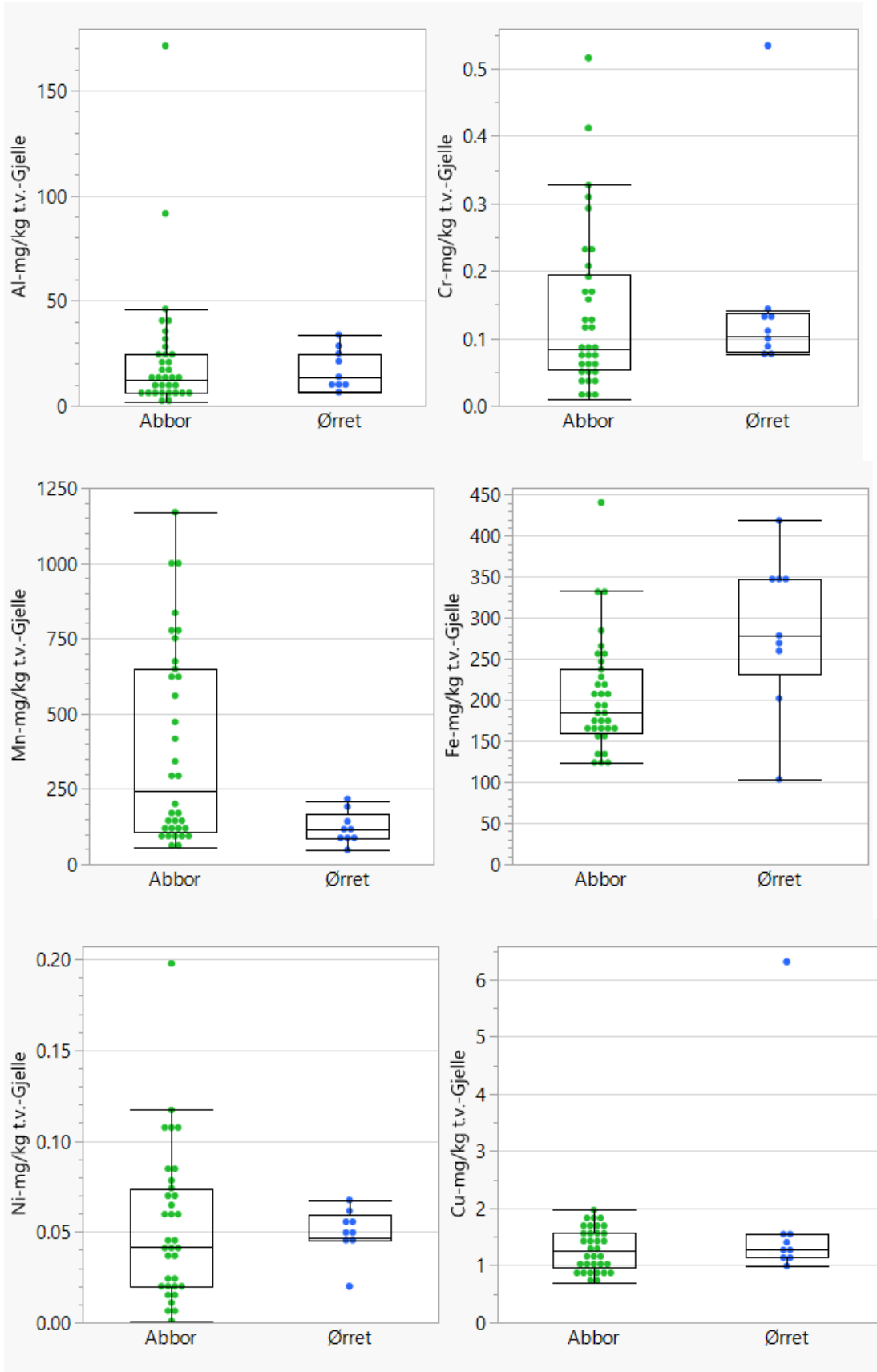
Tabell 4. Analyseprogram, kvantifiseringsgrenser og andel prøver hvor de ulike stoffene ble påvist. Metallene er ikke vist i tabellen. Kvikksølv ble påvist i alle fisk (36 abbor og 9 ørret). De øvrige metallene ble påvist i alle fisk som ble analysert (34 abbor og 9 ørret).

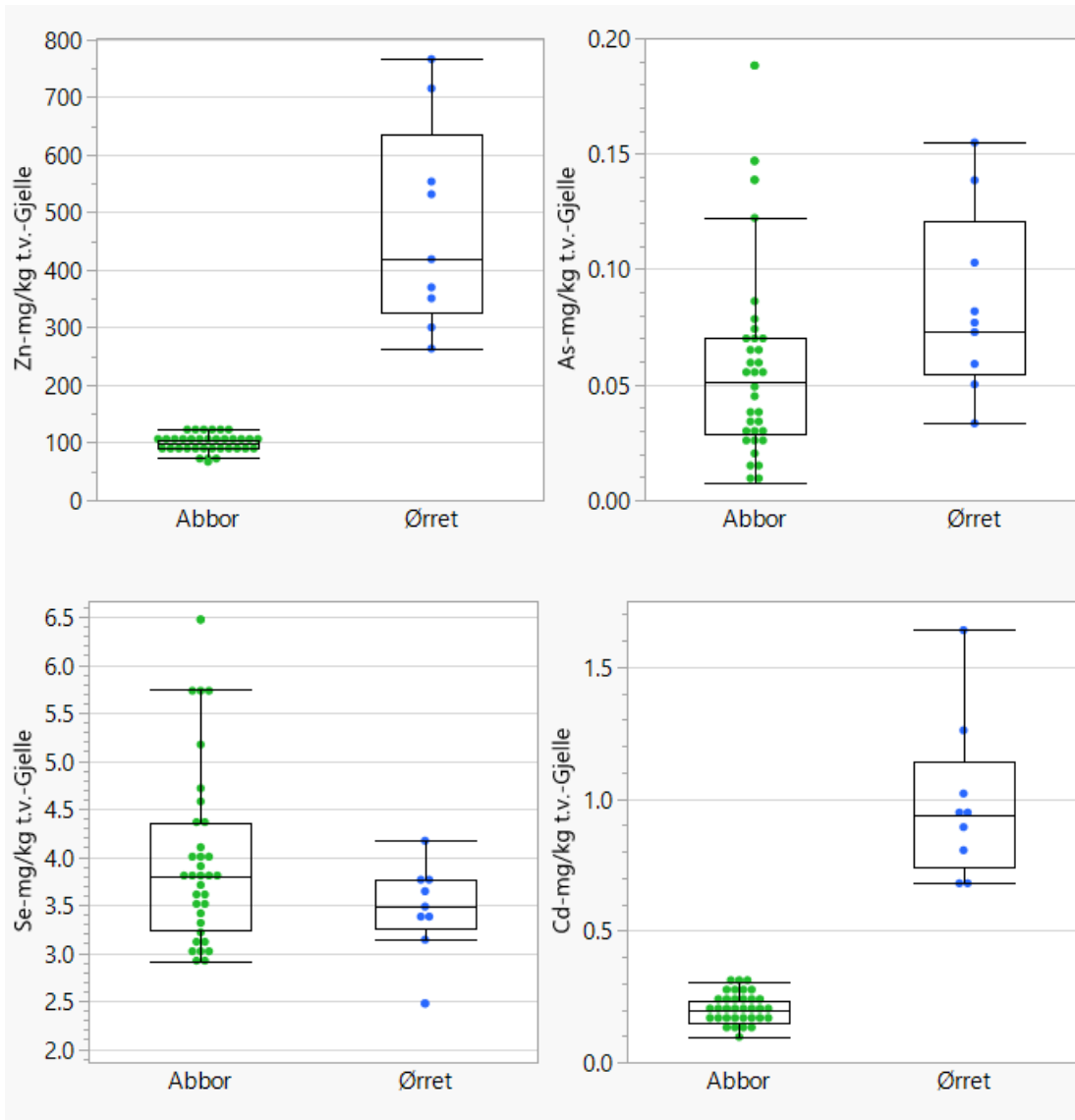
Stoff/vev/# fisk	Stoff	Forkort.	LOQ	# >LOQ	# <LOQ	% >LOQ	Ikke analysert
PAH- metabolitter/galle/ 31 abbor&7 ørret	1-OH-fenantrene		0.8 ng/g	14	24	37	7
	1-OH-pyren		0.2 ng/g	23	15	61	7
	3-OH-benzo (a) pyren		1.0 ng/g	0	38	0	7
PFAS/lever/20 abbor & 8 ørret	Perfluorpentansyre	PFPA	0.5 ng/g	0	28	0	17
	Perfluorheksansyre	PFHxA	0.5 ng/g	0	28	0	17
	Perfluorheptansyre	PFHpA	0.5 ng/g	0	28	0	17
	Perfluoroktansyre	PFOA	0.5 ng/g	3	25	11	17
	Perfluornonansyre	PFNA	0.5 ng/g	0	28	0	17
	Perfluordekansyre	PFDA	0.4 ng/g	24	4	86	17
	Perfluorundekansyre	PFUdA	0.4 ng/g	25	3	89	17
	Perfluordodekansyre	PFDoA	0.4 ng/g	21	7	75	17
	Perfluortridekansyre	PFTTrDA	0.4 ng/g	24	4	86	17
	Perfluortetradekansyre	PFTeDA	0.4 ng/g	18	10	64	17
	Perfluorpentansyre	PFPeDA	0.4 ng/g	0	28	0	17
	Perfluorheksadekansyre	PFHxDA	0.4 ng/g	0	28	0	17
	Perfluorbutansulfonat	PFBS	0.1 ng/g	0	28	0	17
	Perfluorpentansulfonat	PFPS	0.1 ng/g	0	28	0	17
	Perfluorheksansulfonat	PFHxS	0.1 ng/g	0	28	0	17
	Perfluorheptansulfonat	PFHpS	0.1 ng/g	0	28	0	17
	Perfluoroktansulfonat	PFOS	0.05 ng/g	28	0	100	17
	8-klor-perfluoroktansulfonat	8Cl-PFOS	0.2 ng/g	0	28	0	17
	Perfluornonansulfonat	PFNS	0.2 ng/g	0	28	0	17
	Perfluordekansulfonat	PFDS	0.2 ng/g	0	28	0	17
	Perfluordodekansulfonat	PFDoS	0.2 ng/g	0	28	0	17
	Perfluoroktansulfonamid	PFOSA	0.1 ng/g	22	6	79	17
	N-metyl-perfluoroktansulfonamid	meFOSA	0.3 ng/g	0	28	0	17
N-etyl-perfluoroktansulfonamid	etFOSA	0.3 ng/g	0	28	0	17	

Stoff/vev/# fisk	Stoff	Forkort.	LOQ	# >LOQ	# <LOQ	% >LOQ	Ikke analysert
	N-metyl-perfluoroktansulfonamidetanol	meFOSE	2 ng/g	0	28	0	17
	N-etyl-perfluoroktansulfonamidetanol	etFOSE	2 ng/g	0	28	0	17
	4:2 Fluortelomersulfonat	4:2 FTS	0.3 ng/g	0	28	0	17
	6:2 Fluortelomersulfonat	6:2 FTS	0.3 ng/g	0	28	0	17
	8:2 Fluortelomersulfonat	8:2 FTS	0.3 ng/g	6	22	21	17
	10:2 Fluortelomersulfonat	10:2 FTS	0.3 ng/g	1	27	4	17
	N-metylperfluoroktansulfonamideddiksyre	meFOSA A	0.3 ng/g	0	28	0	17
	N-etylperfluoroktansulfonamideddiksyre	etFOSAA	0.3 ng/g	0	28	0	17
	Perfluorbutansulfonamid	PFBSA	0.3 ng/g	27	1	96	17
	N-metyl-perfluorbutansulfonamid	meFBSA	0.3 ng/g	0	28	0	17
	N-etyl-perfluorbutansulfonamid	etFBSA	0.3 ng/g	0	28	0	17
	Perfluorheksansulfonamid	PFHxSA	0.3 ng/g	0	28	0	17
	4:2 klorert polyfluoretersulfonat	4:2 F53B	0.3 ng/g	0	28	0	17
	6:2 klorert polyfluoretersulfonat	6:2 F53B	0.3 ng/g	0	28	0	17
	8:2 klorert polyfluoretersulfonat	8:2 F53B	0.3 ng/g	0	28	0	17
	Tetrafluor-2-(perfluorheksyloxy)etansulfonat	F53	0.3 ng/g	0	28	0	17

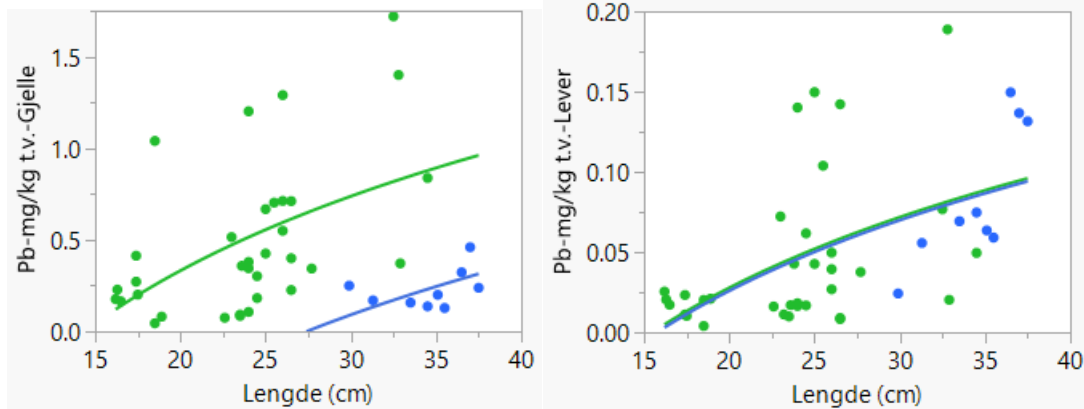
3.4 Metaller, arsen og selen i gjeller og lever

Konsentrasjonen av metaller arsen og selen i gjeller og lever var ikke korrelert med fiskens lengde eller vekt. Unntak var bly i gjeller og lever og kvikksølv i muskelvev. Konsentrasjonene i gjeller og lever er presentert i Figur 3 - Figur 5. Det var artsforskjeller for noen av stoffene. Konsentrasjonen av jern, sink og kadmium var høyere i ørretgjeller enn i abborgjeller (t-test, $p < 0,05$), mens det motsatte var tilfelle for mangan og selen. Også bly var høyest i abborgjeller (Figur 4). I lever var det ingen forskjell på metallkonsentrasjonene mellom artene.

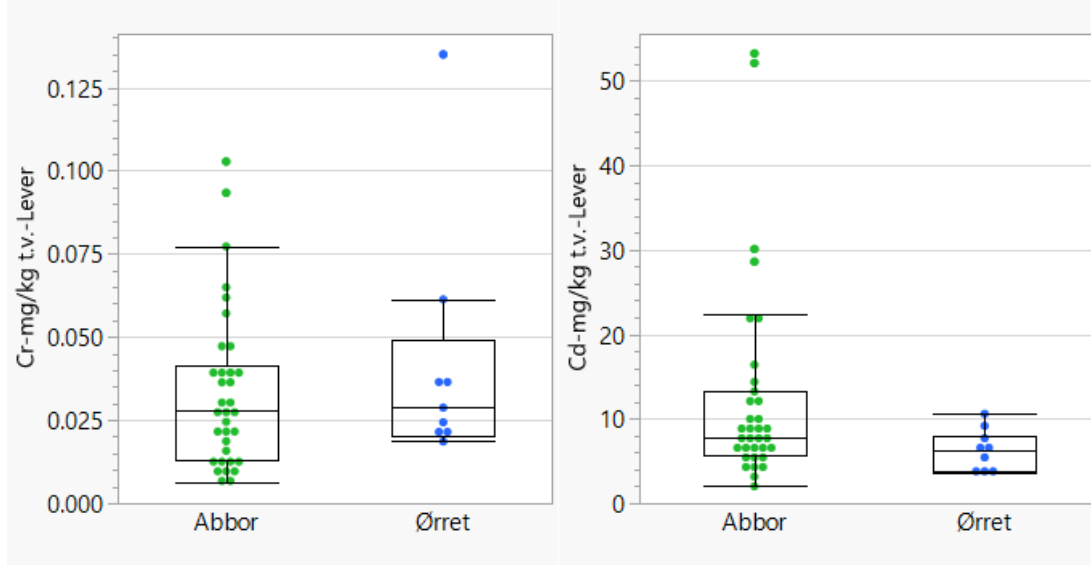




Figur 3. Konsentrasjon av aluminium (Al), krom (Cr), mangan (Mn), jern (Fe), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), arsen (As), selen (Se) og kadmium (Cd) i tørket gjellevev fra abbor (grønn) og ørret (blå) i Store Åklungen. Boksene indikerer median og kvartiler, mens hakene viser 1,5 ganger interkvartil spenn.



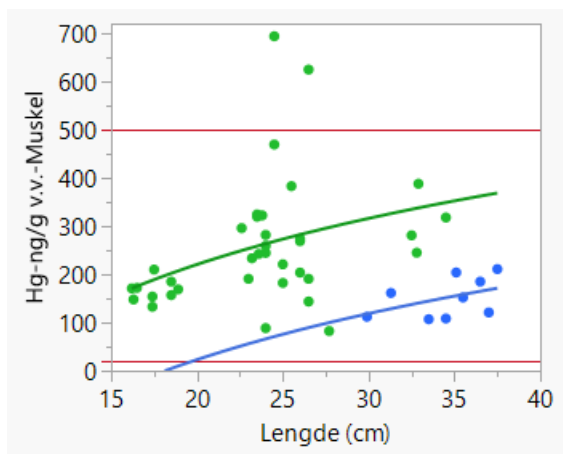
Figur 4. Konsentrasjon av bly (Pb) i tørket gjelle- og levervev fra abbor (grønn) og ørret (blå) i Store Åklungen. Heltrukne linjer indikerer regresjonslinjer (konsentrasjon mot logaritmen av lengden).



Figur 5. Konsentrasjon av krom (Cr) og kadmium (Cd) i tørket levervev fra abbor (grønn) og ørret (blå) i Store Åklungen. Boksene indikerer median og kvartiler, mens hakene viser 1,5 ganger interkvartil spenn.

3.5 Kvikksølv i muskelvev

Kvikksølvkonsentrasjonen var høyere i abbor enn i ørret (Figur 6). Alle fiskene hadde høyere nivåer enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS). To abbor hadde også nivåer som oversteg omsetningsgrensen som gjelder for enkelte fiskearter i EU og Norge. Kvikksølvkonsentrasjonen korrelerte med størrelse. Kvikksølv i fisk forekommer hovedsakelig som metylkvikksølv, som har den egenskapen at det oppkonsentreres oppover i næringskjeden (biomagnifiserer). Fra litteraturen er det kjent at kvikksølvkonsentrasjonen øker med økende trofisk nivå (dvs. hvor høyt i næringskjeden fisken spiser), størrelse og alder (Wiener & Spry, 1996). Den tydelige forskjellen på nivåene mellom artene tyder på at abbor av en viss størrelse spiser dyr som står høyere i næringskjeden enn ørret av samme størrelse. En annen mulig medvirkende forklaring er at ørreten på klekkeriet kan ha blitt foret med mat som hadde mindre (biotilgjengelig) kvikksølv. Alle abborindividene var over 15 cm og når den når en størrelse på 13-20 cm blir abbor ofte fiskepiser og kannibal (se f.eks. Økelsrud et al., 2016), mens ørret av tilsvarende størrelse beiter lavere i næringskjeden (se også kap 3.6 og Vedlegg A).



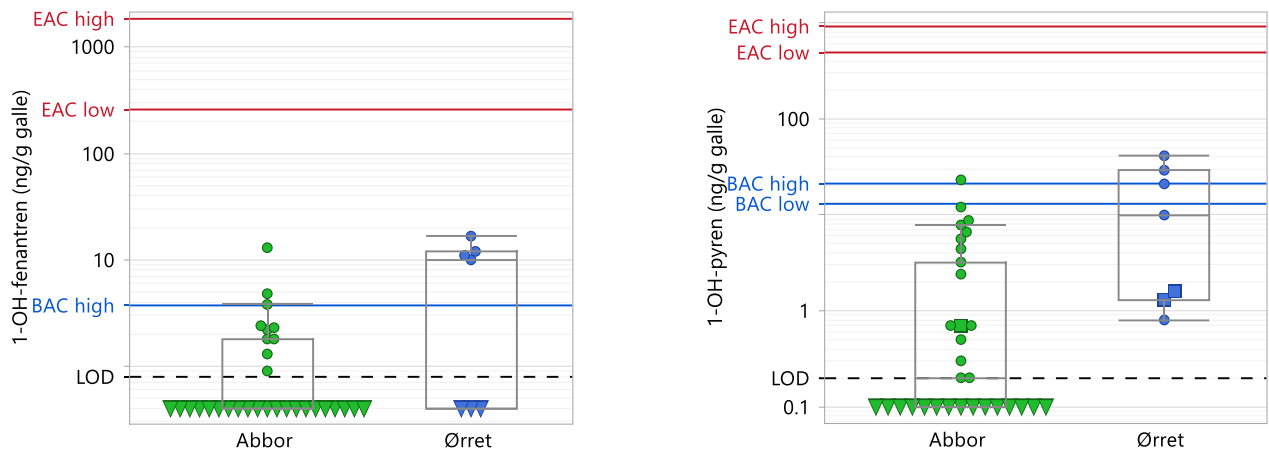
Figur 6. Konsentrasjon av kvikksølv i muskelvev (våttvekt) fra abbor (grønn) og ørret (blå) fra Store Åklungen mot fiskens lengde. Heltrukne linjer indikerer regresjonslinjer (konsentrasjon mot logaritmen av lengden). Røde heltrukne linjer indikerer vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS) for kvikksølv i biota på 20 ng/g v.v. og omsetningsgrensen på 500 ng/g v.v. som gjelder for enkelte fiskearter i EU og Norge.

3.6 PAH-metabolitter i galle

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 38 av de 44 innsamlede fiskene der 31 fisk var abbor og 7 ørret. Det var 5 av de 38 analyserte fiskene der det ikke var synlig gallevæske. 24 fisk (63 %, av dem 3 ørret) hadde konsentrasjoner under LOD for 1-OH-fenantren, mens 15 fisker (39%, alle abborer) hadde konsentrasjoner under LOD for 1-OH-pyren. 3-OH-BaP ble ikke påvist i noen av fiskene i Åklungen.

I Figur 7 er det vist boksplokk av konsentrasjoner av PAH-metabolittene 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren for abbor og ørret. For 1-OH-fenantren var tre av abborene (8%) over den høyeste grenseverdien for bakgrunnskonsentrasjon (BAC), mens 4 ørret (57%) var over høyeste bakgrunnskonsentrasjon. For 1-OH-pyren var én abbor (3%) over den høyeste bakgrunnskonsentrasjonen, mens to ørret var over den høyeste bakgrunnskonsentrasjonen. Det betyr at PAH-konsentrasjonene som ble målt var for det meste på bakgrunnsnivå, spesielt i abbor.

Det var statistisk signifikant høyere konsentrasjoner i ørret enn abbor for 1-OH-pyren (ANOVA etter log transformasjon, $p=0.0016$; t-test, $p=0.0008$), men ikke for 1-OH-fenantren (Welch's t-test, $p=0.061$). I en tidligere undersøkelse av ørekyt kontra gjedde i sedimentasjonsbasseng har vi foreslått at lavere nivå i gjedde kan skyldes at gjedda spiser på et høyere trofisk nivå enn ørekyt (Grung et al., 2021). Det betyr at gjedda i større grad enn ørekyt vil spise organismer som allerede har omdannet PAH til PAH-metabolitter. Det betyr igjen at gjedda raskere vil skille ut PAH, siden en del av opptaket er PAH-metabolitter som raskt kan skilles ut. Det samme kan være tilfelle for abbor vs. ørret. Vi antar at ørreten i dette vannet i hovedsak spiser insekter og andre invertebrater. Abborer spiser mye av det samme, men større abbor spiser gjerne en del fisk. I dette vannet spiser den trolig noe ørekyt og den kan i tillegg være kannibal på små abbor. Små abbor spiser insekter, invertebrater og dyreplankton, men kan gå over på fiskediett ved ganske liten størrelse, muligens allerede fra 10-15 cm lengde. Abborer i denne undersøkelsen var alle over 15 cm (16-38 cm).

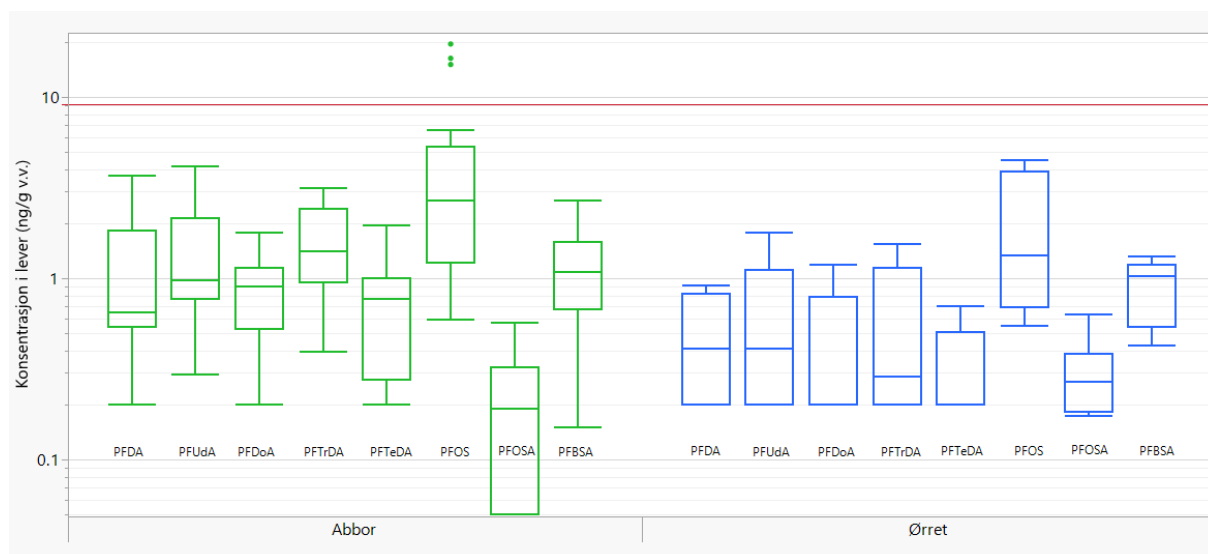


Figur 7. Boksplott av 1-OH-fenantren (til venstre) og 1-OH-pyren (ng/g galle) i fisk fra Store Åklungen. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (LOD) er erstattet med halv deteksjonsgrense, og er vist som trekantede. Prøvene med lavere mengde utveid galle (<10 µL) er vist som firkanter, og kvantifiseringen av disse prøvene har høyere usikkerhet. Skalaen på figurene er logaritmisk. Kriteriene for bakgrunnskonsentrasjoner for marin fisk (BAC høy og lav) er vist som blå linjer, mens konsentrasjoner over grenseverdier for påvirket marin fisk (EAC høy og lav) er vist som røde linjer. For 1-OH-fenantren er BAC lav lik deteksjonsgrensen LOD, og derfor ikke vist.

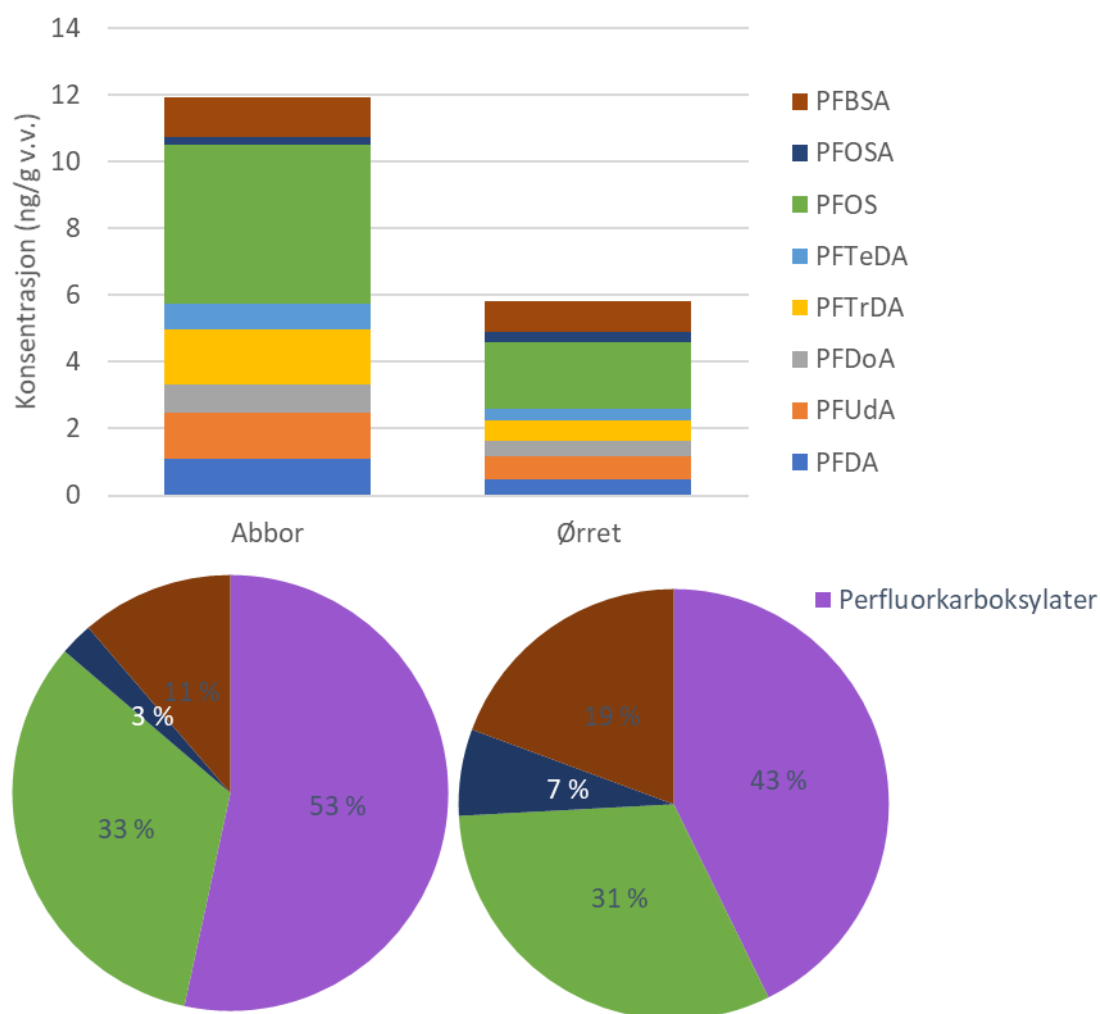
3.7 PFAS i lever

I alt 8 PFAS ble påvist i et flertall av prøvene (Tabell 4). Konsentrasjonene som ble målt er vist i Figur 8 og fordelingen av stoffene i Figur 9. Konsentrasjonene av PFAS i de to artene korrelerte ikke med lengde og vekt (ikke vist). Summen av konsentrasjonen av alle PFAS var høyere i abborlever enn ørretlever. Det var særlig de langkjedede (C10-14) perfluor-karboksylysyrer⁴ (PFDA, PFUDA, PFDOA, PFTTrDA og PFTTeDA) som viste høyere nivåer i abborlever enn i ørretlever (t-test, $p < 0,05$). For PFOS, PFOSA og PBSA (sulfonat og sulfonamider) ble det ikke funnet signifikant forskjell mellom nivåene i artene, selv om det ble registrert høyere enkeltverdier av PFOS i abborlever. PFOS var det dominerende enkeltstoffet i begge arter.

⁴ Egentlig perfluor-karboksylder siden syrene er så sterke at de vil være deprotonert under relevante miljøbetingelser (Goss, 2008).



Figur 8. Konsentrasjon av PFAS-forbindelser i levervev fra abbor (grønn) og ørret (blå) fra Store Åklungen. Boksene indikerer median og kvartiler, mens hakene viser 1,5 ganger interkvartil spenn. Målinger som ligger utenfor spennet, er markert som punkter. Den røde linjen indikerer vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS) for PFOS og dets derivater på 9,1 ng/g. Vist her er kun stoffer som ble påvist i et flertall av prøvene.



Figur 9. Gjennomsnittlig totalkonsentrasjon av PFAS og konsentrasjon av de enkelte stoffene i lever fra abbor (venstre) og ørret (høyre) fra Store Åklungen. Kakeplottene viser gjennomsnittlig prosentvis sammensetning når perfluorkarboksylatene er slått sammen til én gruppe. I beregningen er det kun tatt hensyn til PFAS som ble påvist i et flertall av prøvene.

4 Diskusjon

4.1 Vurdering av usikkerhet

Alle analysene har en viss usikkerhet som følge av feilkilder forbundet med prøveinnsamling og kjemiske målinger. De tilfeldige feilene antas å være relativt små og utgjør vanligvis samlet noen titalls prosent. Noen systematiske feilkilder ble forsøkt korrigert for ved å inkludere blankprøver, kontrollprøver og standardisert referansemateriale. Høy variasjon skyldes hovedsakelig forskjeller mellom individene og deres eksponering, og ikke feilmålinger. Vesentlige usikkerhetskilder med betydning for tolkning av data er vanligvis prøvenes representativitet i tid og rom. I dette tilfellet inneholder utvalget mange abbor av varierende størrelse innhentet fra et prøvafiske gjennomført for å kartlegge bestanden i en relativt liten innsjø. Vi mener derfor at vi har et solid grunnlag for å beskrive situasjonen for abbor i Store Åklungen høsten 2020. Antall ørret var lavere og viste mindre variasjon i størrelse, trolig fordi bestanden består av utsatt fisk. Dersom variasjonen i størrelse, vekt og alder er større enn det utvalget vårt av ørret tilsier, kan det gi noe større usikkerhet om nivåene i ørret enn i abbor. I tillegg har den utsatte ørreten vokst opp i et klekkeri noe som kan ha påvirket nivåene av noen stoffer.

Den ene vannprøven gir kun en indikasjon på vannforekomstenes tilstand siden variasjonen over tid er uvis. Variasjonen over kort tid vil i Store Åklungen, hvor vannet har lang teoretisk oppholdstid, være lav sammenlignet med hva situasjonen er i rennende vann. Variasjonen i vannkonsentrasjoner av de ulike stoffene mellom sesonger og år kan derimot for mange stoffer være betydelig. Nivåene i organismene kan dessuten påvirkes av faktorer som næringstilgang og aktivitetsnivå som varierer mellom år og sesonger.

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. Det er i mange tilfeller artsforskjeller, noe som må tas hensyn til hvis man vurderer eksponering ut fra akkumulerte mengder i ulike arter. Den aktive reguleringen gir noe usikkerhet når egnethet som menneskeføde skal vurderes basert på akkumulerte mengder i gjeller og lever, som er vev som få mennesker spiser. Det er likevel slik at metallkonsentrasjonen i muskelfilet trolig vil være lav dersom metallkonsentrasjon i lever er lav.

PFAS kan antas å oppføre seg mer forutsigbart enn metaller i fisken siden PFAS ikke finnes naturlig og ikke ligner på essensielle næringsstoffer som aktivt må tas opp. I fisk akkumulerer PFAS i blodrike organer som lever.

Fisk omdanner PAH de er eksponert for til PAH-metabolitter som kan gjenfinnes i gallen. 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 gallen gjenspeiler en eksponering som har skjedd innenfor den siste uken før fisken ble tatt prøve av.

4.2 Kilder til stoffene

I uforstyrrede nedbørfelt kommer metallene i vannet fra lokal stein og jordsmonn, eller de er avsatt etter å ha blitt transportert luftveien over avstander som kan være lange. På landsbasis har påvirkning fra nedfall 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 med unntak for noen punktkilder (Skjelkvåle et al., 2006). En geokjemisk undersøkelse av overflatejord i Oslo by indikerte at geologiske kilder dominerte for mangan, nikkel, krom og arsen (Tijhuis et al., 2002). Andre grunnstoffer kunne i varierende grad knyttes til veitrafikk og luftforurensning. I Store Åklungen kan vi anta at det *menneskeskapte* bidraget til metallnivåer i vann og fisk skyldes luftforurensning og at resten skyldes naturgitte forhold. Det gjør det interessant å sammenligne nivåene med det som er registrert i de urbant påvirkede elvene, som har blitt undersøkt i senere år (mer om det i kap 4.4).

Aluminium i gjeller blir ofte brukt som en indikator på forurensningseffekter. Tidligere har det blitt påvist høye nivåer i de ikke-forsurede bekkene Mærradalsbekken og Hovinbekken, noe som har blitt koblet til leirpartikler og eventuelt veiavrenning (Garmo et al., 2020). Store Åklungen er ikke forsuret, har ikke leire i nedbørfeltet og ingen bilveier. Aluminiumsnivået i vann og gjeller var da også lavt.

Mangan og jern kan forekomme naturlig i høye konsentrasjoner i vann (f.eks. i bunnvannet i Store Åklungen) og kan ikke kobles direkte til forurensning. I Store Åklungen var f.eks. mangankonsentrasjonen i vann og gjeller hhv. høy og middels sammenlignet det vi tidligere har funnet i Osloelvene. Naturlig høye konsentrasjoner av kobber, arsen, sink og krom i berggrunnen forekommer også, om enn noe sjeldnere. Det er vanligvis lite bly, kadmium og kvikksølv i berggrunnen, men disse metallene har til gjengjeld blitt spredt via luft. Det forklarer at de også kan finnes i relativt høye konsentrasjoner i en innsjø som Store Åklungen. Kadmiumnivåene var f.eks. overraskende høye sammenlignet med det som har blitt funnet i de urbane elvene.

Viktige kilder/virksomheter for utslipp av PFAS til miljøet er industri som produserer eller bruker PFAS i tilvirkningen av produktene sine, brannskum, avfallshåndtering/deponier og renseanlegg for avløpsvann. I nedbørfeltet til Store Åklungen er det få kjente kilder som passer inn i noen av disse kategoriene. Vi kjenner f.eks. ikke til at det har vært større branner eller brannøvelser i nedbørfeltet. En mulig kilde kan være skismøring. Om vinteren går en trafikkert skiløype langs vannet, og i skismøring finnes det produkter som inneholder PFAS⁵. I bruk vil disse slites av, og det er funnet høye konsentrasjoner særlig av langkjedede perfluorkarboksylyrer i startområder for konkurranser (Carlson & Tupper, 2020). Det er noe uvisst hvor mye disse relativt dyre produktene, beregnet for konkurranseløpere, har blitt brukt i turløypa langs vannet. PFAS som ikke har kommet fra aktiv lokal bruk av fluorholdige produkter, må ha kommet via luften. Det er kjent at PFAS kan ta til luften og transporteres langt under visse omstendigheter, til tross for at stoffene har relativt lavt damptrykk (Meegoda et al., 2020). Dette er trolig årsaken til at PFAS påvises i fisk i f.eks. Femunden (Jartun et al., 2020).

Kildene til PAH i urbane strøk i Oslo vil stort sett være relatert til vei og trafikk. Andre store kilder i Norge er for eksempel aluminiumsindustri og vedfyring (se f.eks. Hindar et al., 2018; Rognerud et al.,

⁵ Det er nå besluttet at skismøring med PFAS i konkurranser vil bli forbudt <https://www.fis-ski.com/en/international-ski-federation/news-multimedia/news/decisions-of-the-fis-council-meeting-in-constance-ger-autumn-2019>. Forbudet skulle egentlig gjelde fra 2020/2021-sesongen, men ble utsatt i ett år pga. utfordringer med håndhevelsen.

2007). Det er imidlertid ingen aluminiumsindustri nærheten. Vedfyring er av liten betydning i Oslo i september, men det kan være at noe PAH avsatt gjennom vinteren fortsatt vil være biotilgjengelig.

4.3 Vurdering av nivåene i forhold til grenseverdier

Kvikksølv. Kvikksølv, som er på vannforskriftens liste over prioriterte farlige stoffer, er det eneste av metallene som det er satt EQS for i form av konsentrasjon i biologisk vev. Denne EQSen er på 20 ng kvikksølv/g våtvekt. Kvikksølv overskred denne verdien i alle undersøkte individer av både ørret og abbor. Det er et faktum at kvikksølv spres overalt via atmosfæren. Derfor havner det også i vann som ligger mer avsidesliggende til enn Store Åklungen. I tillegg kan metallet danne metylkvikksølv som har den egenskapen at det biomagnifiserer, dvs. oppkonsentreres høyere opp i næringskjeden. Det er derfor vanlig at kvikksølv i fisk overskrider vannforskriftens kvalitetsstandard selv i ferskvann uten lokale kilder (Braaten et al., 2019; Thrane et al., 2020). Nivåene var ikke høyere enn det som er vanlig å finne i fisk 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 myndighet for mattrygghet (EFSA). To av 36 undersøkte abbor, men ingen ørret overskred denne grensen. De to abborene med høye verdier var ikke blant de lengste eller tyngste i utvalget. Mattilsynet har pga. kvikksølv gitt generelle råd/advarsler angående konsum av ferskvannsfisk⁶.

Øvrige metaller. EU har omsetningsgrenser for kadmium og bly i fisk (European Commission, 2006). De er på hhv. 0,05 og 0,3 mg/kg våtvekt i muskelvev. 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. Ingen av fiskene hadde konsentrasjoner som var i nærheten av disse verdiene.

PFOS. PFOS er på vannforskriftens liste over prioriterte farlige stoffer, og det er satt EQS for biologisk vev på 9,1 ng/g (våtvekt). Alle fiskene som ble undersøkt med unntak av tre abbor, viste lavere konsentrasjon enn denne grensen. De tre abborene var ikke blant de lengste eller tyngste i utvalget.

PFOA som er på vannforskriftens liste over vannregionspesifikke stoffer, var lavere enn kvantifiseringsgrensen på 0,5 ng/g i alle unntatt tre individer. Dette er langt under EQS som er satt til 91,3 ng/g (våtvekt). Ett av unntakene var en verdi på hele 135 ng/g, men den er trolig ikke reell.

EFSA har anbefalt at ukentlig inntak av PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS (summen av disse) over tid ikke bør overskride 4,4 ng/kg kroppsvekt (Schrenk et al., 2020), noe som tilsvarer 330 ng per uke for en person som veier 75 kg. EFSA's anbefaling tilsier et lavt inntak av fisk med nivåer nær EQS for PFOS. Konsentrasjonen av PFAS i muskel er imidlertid vesentlig lavere enn i lever (Grønning et al., 2019). Mattilsynets råd er i skrivende stund å ikke spise fisk og drikke vann fra ferskvann og vassdrag i nærheten av flyplasser. Advarselen ble nylig også utvidet til å gjelde all fisk fra Tyrifjorden⁷.

⁶ 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 11.12.2020).

⁷https://www.matportalen.no/uonskedestoffer_i_mat/tema/miljogifter/bakgrunn_for_advarsel_mot_aa_spise_fisk_fra_tyrifjorden (besøkt 7. desember 2020).

PAH-metabolitter. 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). Bakgrunnsnivåer (BAC) og grenseverdier for miljøpåvirkning (EAC) er bestemt for flere marine fiskearter. Vi har angitt den høyeste og laveste BAC i figurene (BAC high og BAC low), det samme er også gjort for EAC. Disse grenseverdiene er benyttet for å vurdere nivåene i fisk fra vassdrag i Oslo, selv om artene som er undersøkt i disse vassdragene er ferskvannsarter (ørret, bekkerøye og abbor). 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 ferskvannsarter er undersøkt, må tolkning av resultater i forhold til grenseverdiene gjøres med forsiktighet.

For 1-OH-fenantren var tre av abborerne (8%) over den høyeste grenseverdien for bakgrunnskonsentrasjon (BAC), mens 4 ørret (57%) var over høyeste bakgrunnskonsentrasjon. For 1-OH-pyren var én abbor (3%) over den høyeste bakgrunnskonsentrasjonen, mens to ørret var over den høyeste bakgrunnskonsentrasjonen. Det betyr at PAH-konsentrasjonene som ble målt var for det meste på bakgrunnsnivå, spesielt i abbor.

4.4 Vurdering av nivåene i forhold til resultater fra 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 undersøkelser av Oslos elver (Garmo et al., 2020, 2018b; Gravem & Ski, 2016).

Gjellekonsentrasjonen av aluminium var som nevnt i kapittel 4.2, lav. Det samme var tilfelle for krom og nikkel. Mangankonsentrasjoner i gjelle var derimot høye sammenlignet med hva som ble oppgitt i rapportene sitert over; høyere nivåer har kun blitt registrert i Mærradalsbekken og Hovinbekken. Dette skyldes trolig at konsentrasjonen av mangan i vannet er naturlig høy. Gjellekonsentrasjoner av jern, kobber, sink, arsen og selen var lave til moderate og mye lavere enn nivåene som ble registrert i Mærradalsbekken og Hovinbekken i 2019. Kadmiumkonsentrasjonen i ørretgjeller var på nivå med det som ble registrert for Akerselva i 2018, men lavere enn i Hoffselva 2016 og i gruvepåvirket vann.

Konsentrasjonen av krom og bly i lever var lav, men kadmiumkonsentrasjonen var relativt høy, spesielt i enkelte individer av abbor. Som beskrevet i kapittel 4.1 er det usikkerheter forbundet med sammenligning av nivåer på tvers av arter og vev, men forhøyede konsentrasjoner i vann, gjeller og lever indikerer alle at eksponeringen har vært relativt høy. Det kan skyldes geologiske forhold i nedbørfeltet eller tilførsel via luft. En tredje mulighet er at det permanent oksygenfrie bunnvannet kan gjøre at metaller som kadmium, sink, kobber og bly i mindre grad fjernes fra vannmassene. Konsentrasjonen av disse metallene i vannprøven var som nevnt relativt høy for en innsjø uten kjente forurensende aktiviteter i nedbørfeltet. Mekanismen blir spekulativ, men man kan for eksempel tenke seg at en kombinasjon av mye jern og lite sulfat i bunnvannet gjør at metaller bundet til jern(hydr)oksider frigjøres uten at spormetaller som under sterkt reduserende forhold vanligvis danner tungtløselige sulfider, felles ut.

Midlere lengde for abbor var 23,4 cm, og et individ på denne størrelsen hadde en kvikksølvkonsentrasjon på 200-300 ng/g. Det er noe høyere enn rapporterte nivåer i innsjøer fra Finnmark, men lavere enn observasjoner fra Hedmark og Østfold fra noen år siden (Fjeld et al., 2010). De målte konsentrasjonene av kvikksølv var høyere i ørret fra Store Åklungen sammenlignet med ørret fra undersøkelsene i Akerselva, Lysakerelva, Mærradalsbekken og Hovinbekken, men fisken var også betydelig større. Korrigeres det for størrelse er kvikksølvkonsentrasjonen i ørret fra Store Åklungen omtrent som i Akerselva og Lysakerelva i 2018, men høyere enn i Mærradalsbekken og Hovinbekken.

Konsentrasjonen av PFAS (summen av alle påviste forbindelser) i lever var i gjennomsnitt lavere enn det som er funnet i store innsjøer som Mjøsa og Femunden (Jartun et al., 2020). Særlig for sistnevnte er det grunn til å anta at det er få lokale kilder, dvs. at mesteparten må ha kommet via luften. Konsentrasjonen av PFOS var derimot omtrent på samme nivå i Store Åklungen og Femunden, mens verdiene for ørret i Mjøsa var noe høyere. Konsentrasjonene av PFAS (sum) og PFOS i lever var mange ganger lavere enn det som er registrert i innsjøer som Tyrifjorden (Grønning et al., 2019) og Vansjø (Fjeld et al., 2015), som begge har kjente lokale utslippskilder (hhv. papiremballasjefabrikk ved Viul og brannskum fra Rygge flyplass). Også i Randsfjorden er det funnet betydelig høyere konsentrasjoner i ørret enn det som er observert i Store Åklungen. Vi vet ikke nok til å anslå bakgrunnsnivå for PFAS i norske innsjøer. Det vil sannsynligvis avhenge av næringskjede siden PFAS ser ut til å biomagnifisere (Jartun et al., 2020). Vi har ingen holdepunkter for at f.eks. skigåingen langs Store Åklungen har ført til forhøyede verdier av PFAS i fisk.

Deteksjonsfrekvensen for 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren var lavere enn i tidligere undersøkte elver i Oslo. At det er mange prøver fra fisk som har lavere konsentrasjoner enn deteksjonsgrensen for 3-OH-BaP observeres ofte i de miljøprøvene vi analyserer ved NIVA, mens 1-OH-pyren som regel har høyest konsentrasjon og deteksjonsfrekvens.

I en tidligere undersøkelse av abbor fra Lyseren (Grung et al., 2021) ble det ikke påvist noen PAH-metabolitter i gallen (n=8). Lyseren var da regnet som en referanselokalitet siden det er lite vegtrafikk i nærheten. Konsentrasjonene som ble funnet i abbor fra Store Åklungen er mest sannsynlig noe høyere enn det som ble påvist i abbor fra Lyseren, men det må påpekes at antall abbor som er undersøkt fra Store Åklungen (31) er høyere enn fra Lyseren (8). I tillegg var deteksjonsgrensene for både 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren høyere i undersøkelsen fra Lyseren (hhv. 20 og 4 mot 0.8 og 0.2 ng/g galle i denne undersøkelsen)⁸. Abborindividene fra Lyseren var, med ett unntak, mellom 30 og 35 cm, og dermed noe større enn gjennomsnittet som er undersøkt i Store Åklungen.

⁸ Med utgangspunkt i de høyere deteksjonsgrensene fra undersøkelsen i Lyseren, ville ikke noen av abborne fra Store Åklungen fått påvist 1-OH-fenantren (målt deteksjonsfrekvens var på 22%), mens deteksjonsfrekvensen for 1-OH-pyren ville vært på 11 fisk (35%, mens målt deteksjonsfrekvens var 51%). Dersom man antar at den reelle konsentrasjonen og deteksjonsfrekvensen for 1-OH-pyren i abbor fra Lyseren var det samme som i Store Åklungen, er sannsynligheten for å finne 8 abbor fra Lyseren der alle hadde galle under deteksjonsgrensen $p=0.65^8=0.03$. Det fremstår derfor som mest sannsynlig at abborne fra Lyseren reelt inneholdt lavere konsentrasjoner av 1-OH-pyren enn abbor i Store Åklungen siden det ble funnet 8 abbor uten å påvise 1-OH-pyren.

5 Konklusjon

Vannprøven fra Store Åklungen indikerte at vannet var kalkfattig, pH-nøytralt, klart og næringsfattig. Vannet hadde relativt høye konsentrasjoner av mangan, kobber, sink, bly og kadmium, men de overskred ikke EQS. Den høye mangankonsentrasjonen samsvarte med relativt høye nivåer i gjellevev og skyldes trolig naturlige forhold. Konsentrasjonen av kadmium i ørretgjelle var også relativt høy, mens nivået i abborgjelle var betydelig lavere. Også i lever ble det funnet relativt høye nivåer av kadmium, spesielt i abbor, men konsentrasjonen i muskel er trolig godt under omsetningsgrensen. Det antas at kadmiumet kommer fra luftbåren forurensning, men naturlige årsaker kan ikke utelukkes. Konsentrasjonene av andre undersøkte metaller (og halvmetaller) i gjelle og lever var lave til moderate. Kvikksølvkonsentrasjonen i alle 36 abbor og 9 ørret var høyere enn vannforskriftens EQS. To abbor hadde også nivåer som oversteg omsetningsgrensen som gjelder for enkelte fiskearter i EU og Norge. Midlere kvikksølvkonsentrasjon var imidlertid ikke høyere enn det som er vanlig å finne i fisk av denne størrelsen i nordiske innsjøer uten lokale kilder. Konsentrasjonene av PAH-metabolittene 1-OH-fenantren og 1-OH-pyren i fiskegalle var lave og nær antatt bakgrunnsnivå; 3-OH-benzo[a]pyren var lavere enn deteksjonsgrensen. Dette tilsier at fisken i liten grad har blitt eksponert for PAH i de siste dagene før de ble fanget.

Samlet konsentrasjon av PFAS var lavere enn det som er rapportert for store innsjøer som Mjøsa og Femunden, og mye lavere enn i innsjøer med kjente utslipp. PFOS var det dominerende enkeltstoffet, mens perfluorkarboksylater dominerte som gruppe. Konsentrasjonen av PFOS var lavere enn EQS med unntak av tre avvikende målinger.

Stoffene i denne undersøkelsen antas å ha ankommet Store Åklungen via luftforurensning (PFAS, PAH, kvikksølv), naturlige kilder i nedbørfeltet (jern, aluminium, mangan) eller en kombinasjon. Det er ingen kjente menneskeskapte forurensningskilder av betydning lokalt i nedbørfeltet.

6 Litteratur

- 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.
- Braaten, H.F.V., Åkerblom, S., Kahilainen, K.K., Rask, M., Vuorenmaa, J., Mannio, J., Malinen, T., Lydersen, E., Poste, A.E., Amundsen, P.-A., Kashulin, N., Kashulina, T., Terentyev, P., Christensen, G., de Wit, H.A., 2019. Improved Environmental Status: 50 Years of Declining Fish Mercury Levels in Boreal and Subarctic Fennoscandia. *Environ. Sci. Technol.* 53, 1834–1843.
- Carlsen, G.R., 1992. Hydrografi og paleolimnologi i Store Aaklungen, en jern-meromiktisk bløttvannsjø i Nordmarka (Hovedfagsoppgave). Universitetet i Oslo.
- Carlson, G.L., Tupper, S., 2020. Ski wax use contributes to environmental contamination by per- and polyfluoroalkyl substances. *Chemosphere* 261, 128078.
- Crane, M., Sorokin, N., Atkinson, C., Maycock, D., 2007. Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: manganese (total dissolved). Environment Agency Science Report No. SC040038/SR10, SNIFFER WFD52(x).
- 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 1:2015. Swedish Museum of Natural History.
- Fjeld, E., Bæk, K., Rognerud, S., Rundberget, J.T., Schlabach, M., Warner, N.A., 2015. Miljøgifter i store norske innsjøer, 2014. Miljødirektoratet M-349.
- Fjeld, E., Rognerud, S., Christensen, G., Dahl-Hansen, G., Braaten, H., 2010. Miljøovervåking av kvikksølv i abbor, 2010. Klif-rapport TA2737.
- Garmo, Ø., Bråte, I., Buenaventura, N., Bæk, K., Carlsson, P., Grung, M., Håll, J., Lusher, A., 2020. Miljøgiftundersøkelse av fisk fra Mærradalsbekken og Hovinbekken i 2019. NIVA-rapport 7481.
- Garmo, Ø., Fjeld, E., Grung, M., 2017. Overvåking av utvalgte miljøgifter i Mjøsa 2016. NIVA-rapport 7141.
- Garmo, Ø.A., Bråte, I.L.N., Bæk, K., Carlsson, P.M., Grung, M., Lusher, A., 2018a. Miljøgiftundersøkelser av ørret fra Akerselva og Lysakerelva i 2018. NIVA-rapport 7315.
- Goss, K.-U., 2008. The pKa Values of PFOA and Other Highly Fluorinated Carboxylic Acids. *Environ. Sci. Technol.* 42, 456–458.
- Gravem, F.R., Ski, S., 2016. Miljøgiftundersøkelser av ørret i Frognerelva og Hoffselva. SWECO-rapport 26761001-1.
- Grønning, H.M., Slinde, G.Aa., Hale, S., Langberg, H.A., Jartun, M., Rundberget, J.T., 2019. PFAS Tyrifjorden 2018. Environmental monitoring of PFAS in biotic and abiotic media. NGI-rapport M-1318/20180256-01-R.
- Grung, M., Meland, S., Ruus, A., Ranneklev, S., Fjeld, E., Kringstad, A., Rundberget, J.T., Dela Cruz, M., Christensen, J.H., 2021. Occurrence and trophic transport of organic compounds in sedimentation ponds for road runoff. *Sci. Total Environ.* 751, 141808.

- 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, Bjørn Henrik, Rømme, 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.
- 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.
- Hindar, A., Garmo, Ø., Austnes, K., Sample, J.E., 2020. Nasjonal innjøundersøkelse 2019. NIVA-rapport 7530.
- Hindar, A., Garmo, Ø., Meland, S., Kringstad, A., Skancke, L.B., 2018. Forurensningsregnskap Kristiansandsfjorden; kilder for PAH i Baneheia og Kvadraturen, samt analyse/modellering av løste og biotilgjengelige metaller i Baneheia. (NIVA-rapport No. 7281–2018).
- 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 Programme Centre, 2010. ICP Waters Programme Manual 2010. ICP Waters report 105/2010.
- Jartun, M., Økelsrud, A., Rundberget, T., Bæk, K., Enge, E.K., Halse, A.K., Götsch, A., Harju, M., Johansen, I., 2020. Monitoring of environmental contaminants in freshwater ecosystems 2019 – Occurrence and biomagnification. NIVA report 7545.
- 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. *Env. Toxicol Chem* 23, 1538–48.
- 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.
- Kwiatkowski, C.F., Andrews, D.Q., Birnbaum, L.S., Bruton, T.A., DeWitt, J.C., Knappe, D.R.U., Maffini, M.V., Miller, M.F., Pelch, K.E., Reade, A., Soehl, A., Trier, X., Venier, M., Wagner, C.C., Wang, Z., Blum, A., 2020. Scientific Basis for Managing PFAS as a Chemical Class. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 7, 532–543.
- Langberg, H.A., Breedveld, G.D., Slinde, G.Aa., Grønning, H.M., Høisæter, Å., Jartun, M., Rundberget, T., Jensen, B.M., Hale, S.E., 2020. Fluorinated Precursor Compounds in Sediments as a Source of Perfluorinated Alkyl Acids (PFAA) to Biota. *Environ. Sci. Technol.* 54, 13077–13089.
- Meegoda, J.N., Kewalramani, J.A., Li, B., Marsh, R.W., 2020. A Review of the Applications, Environmental Release, and Remediation Technologies of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17, 8117.
- 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, I., 1955. En limnologisk undersøkelse av Store og Lille Aaklungen (Hovedoppgave). Universitetet i Oslo.
- 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
- 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 (Report No. 14:2015). Swedish Museum of Natural History, Stockholm.
- Rauert, C., Shoieb, M., Schuster, J.K., Eng, A., Harner, T., 2018. Atmospheric concentrations and trends of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) and volatile methyl siloxanes (VMS) over 7 years of sampling in the Global Atmospheric Passive Sampling (GAPS) network. *Environ. Pollut.* 238, 94–102.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L., Røyset, O., 2007. Hydro Aluminium Sunndal. PAH, metaller og vannkvalitet i innsjøer i regionen rundt aluminiumverket. NIVA-rapport OR-5339.
- Schrenk, D., Bignami, M., Bodin, L., Chipman, J.K., Mazo, J. del, Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., Hoogenboom, L. (Ron), Leblanc, J.-C., Nebbia, C.S., Nielsen, E., Ntzani, E., Petersen, A., Sand, S., Vlemingckx, C., Wallace, H., Barregård, L., Ceccatelli, S., Cravedi, J.-P., Halldorsson, T.I., Haug, L.S., Johansson, N., Knutsen, H.K., Rose, M., Roudot, A.-C., Loveren, H.V., Vollmer, G., Mackay, K., Riolo, F., Schwerdtle, T., 2020. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA J.* 18, e06223.
- 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 report 5222.
- Thrane, J.E., Persson, J., Røst Kile, M., Bækkelie, K.A., Myrvold, K.M., Garmo, Ø.A., M. Grung, Calidonio, J.L.G., de Wit, H., Moe, T.F., 2020. Overvåking av referanseelver 2020 - Basisovervåking i henhold til vannforskriften. NIVA-rapport 7485.
- Tijhuis, L., Brattli, B., Sæther, O.M., 2002. A Geochemical Survey of Topsoil in the City of Oslo, Norway. *Environ. Geochem. Health* 24, 67–94.
- Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratets gruppa for gjennomføringen av vanddirektivet.
- Wiener, J.G., Spry, D.J., 1996. Toxicological significance of mercury in freshwater fish, in: *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. Lewis, pp. 297–340.
- Økelsrud, A., Lydersen, E., Fjeld, E., 2016. Biomagnification of mercury and selenium in two lakes in southern Norway. *Science of The Total Environment* 566–567, 596–607.

Vedlegg A. Rapport fra prøvafiske for bestemmelse av bestandsstatus

Om innsjøen

Store Åklungen er en 0.14 km² (14 ha) stor innsjø øverst i nedbørfeltet til Frognerelva. Innsjøen er kalkfattig og klar, med et siktedyp på ca. 5 m. Noe av grunnen til det klare vannet er at innsjøen har et lite nedbørfelt som gir liten avrenning og lang oppholdstid på vannet. Det lille nedbørfeltet medfører også fravær av innløpsbekker som er store og vannføringssikre nok til å fungere som gytebekker for ørret. Gyting forekommer heller ikke i utløpsbekken mot Lille Åklungen, som er stengt med den dam og et fall på to meter. Det er ikke observert reproduksjon av ørret i selve innsjøen (stillevanngyting), og all ørret stammer derfor fra utsetninger. I tillegg til ørret finnes det abbor og ørekyt. Ifølge OFAs fiskekartbok skal det også være observert stingsild, men forekomsten av denne arten er usikker.

Innsjøens maksdyp ble målt til 34 m ved bruk av et håndholdt ekkolodd. Fra tidligere undersøkelser er innsjøen kjent for å være meromiktisk, med et ca. 5 meter dypt jern- og manganrikt bunnsjikt, som på grunn av bassengformen og relativt liten vindpåvirkning aldri blandes med resten av vannmassene⁹. Dette laget er derfor oksygenfritt. De tidligere funnene underbygges av våre målinger, hvor det var tilnærmet tomt for oksygen og svært høy konduktivitet allerede fra 25 m dyp og ned mot bunnen (se Kap. 3.1 i rapporten).

Prøvefiske

Store Åklungen ble prøvafisket to ganger høsten 2020 med bunn garn av typen Nordiske oversiktsgarn. Garn ble stratifisert på dyp etter modifisert utgave av NS-EN 14757 (Tabell A1 – Trygve Hesthagen, NINA). På grunn av innsjøens morfologiske utforming og meromiktiske tilstand med lite oksygen i bunnvannet, ble det ikke satt garn i det dypeste området nordvest i innsjøen (Figur A1 og A2). Sannsynligheten for å få fanget fisk på dyp større enn 15 m ble i tillegg vurdert som veldig lav på grunn av dårlige oksygenforhold. Garn ble derfor stratifisert på dyp ned mot maks 12 m (Tabell A1, turkis tekst og Figur A1). Siden hovedmålet med undersøkelsen var å fange fisk til miljøgiftundersøkelser, ble det satt ett ekstra garn i litoralsonen for å fange ørret.

De nordiske oversiktsgarna er 30 m lange og 1,5 m dype (totalt areal per garn = 45 m²) og består av 12 seksjoner med ulike maskevidder fra 5 til 55 mm (3,75 m² av hver maskevidde). De minste maskeviddene er små nok til å fange arter som ørekyt og stingsild. Fangstutbytte for hver art (CPUE; Catch Per Unit Effort) er beregnet som antall fisk fanget pr. 100 m² garnareal per natt.

Første runde prøvafiske ble utført 24. august. På grunn av liten fangst av ørret i første runde (se resultater) ble det lagt opp til ytterligere ett prøvafiske den 29. september. En mulig forklaring på den lave fangbarheten av ørret i slutten av august kan ha vært den høye middeltemperaturen målt i de øverste vannlagene (0-6 m, middeltemperatur 17,5 °C). Middeltemperaturen i det øverste vannlagene i slutten av september ble målt til 11,4 °C, en temperatur hvor vi forventet at ørreten ville være mer aktiv i sitt fødesøk og dermed ha større fangbarhet.

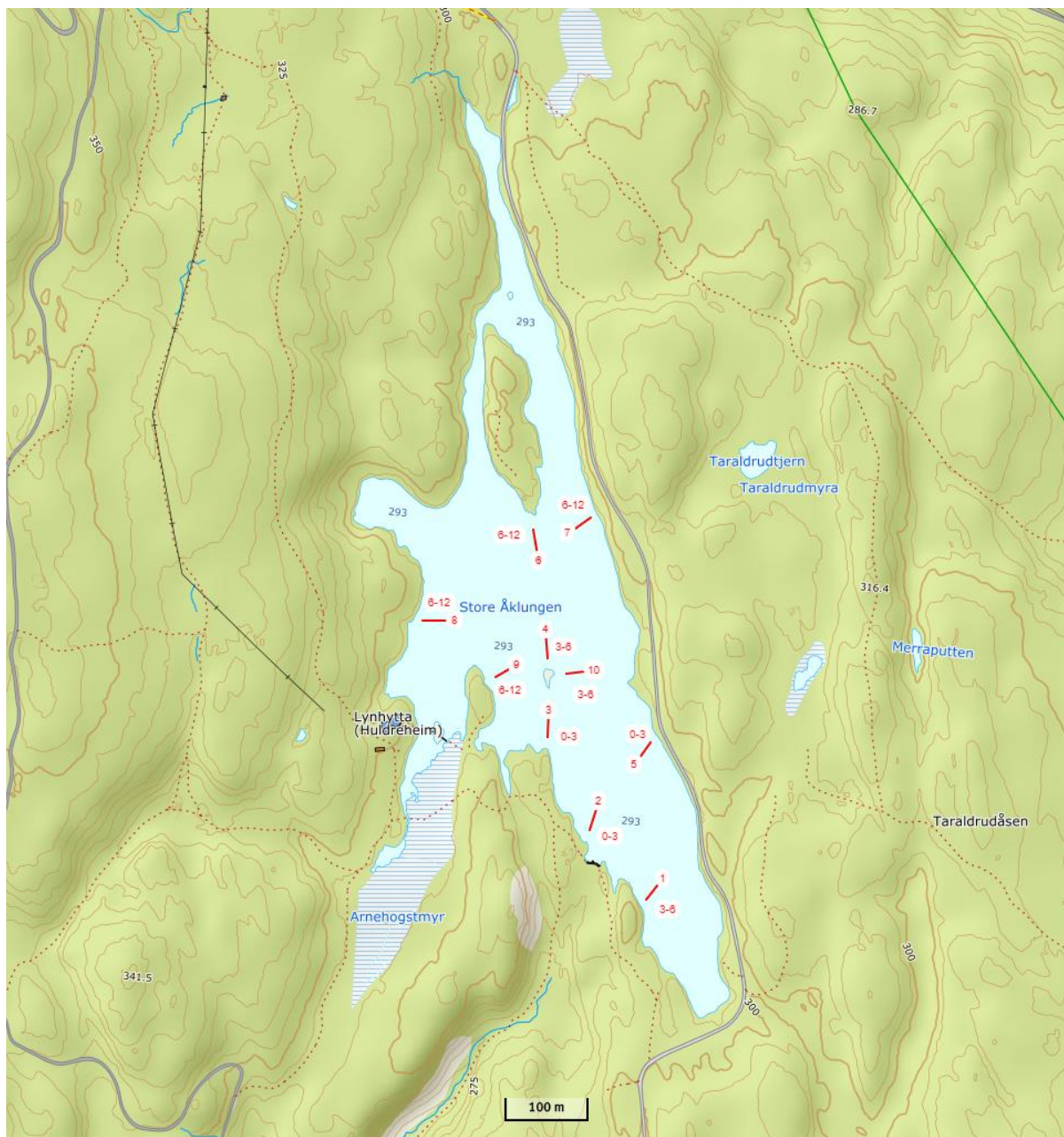
⁹ Økland, J. & Økland, A.K. 2004. Oslo rundt langs vann og vassdrag – økologiske vandringer. Vett og viten forlag. 2 utgave, 2004.

Parametere for vurdering av fiskesamfunn og bestander

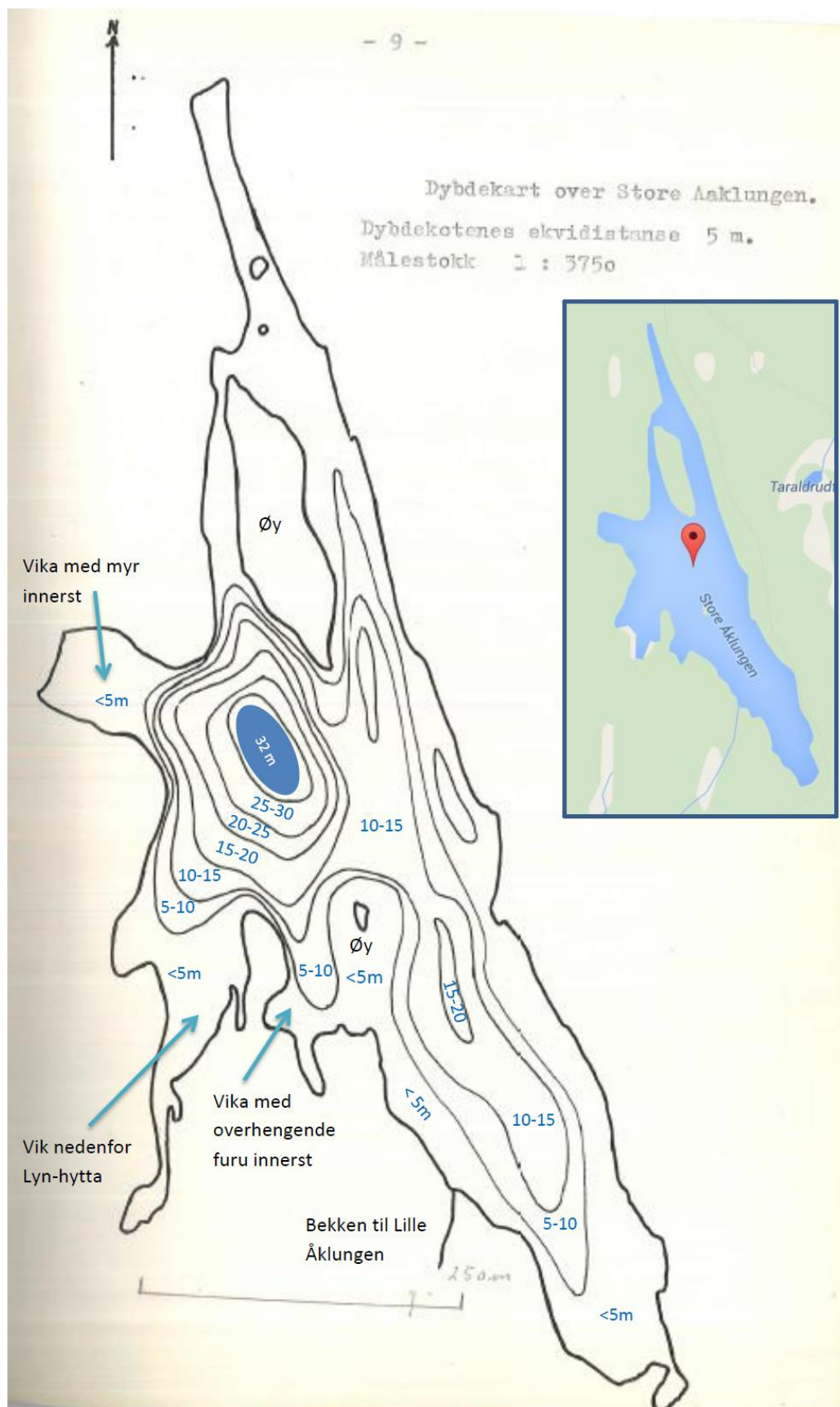
All fisk ble artsbestemt, veid og lengdemålt. Ørret ble i tillegg kjønnsbestemt og vurdert med hensyn til modningsgrad (kjønnsmodning). K-faktor ($K = (\text{Vekt [g]} / \text{Lengde [cm]}^3) \times 100$) ble beregnet og benyttet som en indikasjon på ørretens kondisjon.

Tabell A1. Anbefalt innsats ved prøvefiske med nordiske oversiktsgarn (bunngarn) i innsjøer med abbor og størrelse på 11-20 hektar (ha). Tabellen er hentet fra modifisert utgave av NS-EN 14757, utarbeidet av Trygve Hesthagen ved NIVA. Store Åklungen har et areal på ca. 14 ha og et maksimalt dyp på ca. 34 m. Anbefalt garninnsats for denne typen innsjø er markert i rødt. Garninnsats utført av NIVA markert i turkist.

Innsjøer med abbor mellom 11-20 ha						
	Maks dyp (m)					Mod. NIVA
	< 6	6-12	12-20	20-35	≥35	
Maks dyp (m)						
0-3	3	3	3	3	3	3
3-6	2	2	2	2	2	3
6-12		1	2	2	2	4
12-20			1	1	1	
20-35				1	1	
≥35					1	
Totalt	5	6	8	9	10	10



Figur A1. Kart over Store Åklungen med plassering av garn. Garna er nummerert fra 1-10. Dybdeintervallet som garna er satt på er markert ved hvert garn. Kartkilde: www.norgeskart.no



Figur A2. Dybdekart over Store Åklungen. Ivar Moe, 1955.

Resultat og Diskusjon

Artssammensetning, fangstutbytte, lengdefordeling og K-faktor

Vi fikk abbor, ørret og ørekyt i garna (Tabell A4). Stingsild ble ikke påvist. Abbor var den dominerende arten på samtlige dyp, med høyeste CPUE på 97,1 individer per 100 m² garn fra 3-6 meter under første runde med prøvefiske (24. august). Garna fra 0-3 meter i august hadde også høy CPUE for abbor med 75,6 individer per 100 m² garn. I garna fra 6-12 meter i august ble det nesten ikke fanget abbor (1,1 individer per 100 m² garn). Det ble fanget totalt 238 abbor under første runde med garnfiske. De fleste abborne var mellom 100 og 200 gram (134 st.). Fem abborer var større enn 200 gram, hvor den største veide 283 gram (Tabell A5). Lengdefordelingen (figur A3a) viste svært få individer under 10 cm, og dominans av lengdegruppen 16-25 cm. Median lengde var 19,2 cm.

Fangstutbyttet av abbor var lavere under andre runde med garnfiske (29. september; figur A3c). Det er vanlig at fangbarheten til abbor avtar når vanntemperaturen går ned om høsten, fordi individene blir mindre aktive¹⁰. I runde to var CPUE for bunngarn fra 0-3 og 3-6 meter på hhv. 33,2 og 32,6 individer per 100 m² garn. Til gjengjeld ble det fanget forholdsvis mye abbor i garna fra 6-12 meter, med en CPUE på 12,8 individer per 100 m² garn, sammenlignet med i august. Totalt ble det fanget 112 abbor i runde to, hvor drøyt halvparten hadde en vekt på mindre enn 100 gram. De største abborne ved høstens garnfiske ble fanget i september, hvor fire individer veide over 400 gram (> 30 cm) – den største hele 551 gram (Tabell A5). Lengdefordelingen i september var relativt lik som i august, med dominans av individer mellom 16 og 25 cm, og få individer mindre enn 10 cm.

Tabell A2. Fangstutbytte ved prøvefiske med garn i Store Åklungen høsten 2020. Tallene viser Catch Per Unit Effort (CPUE) gjengitt som antall individer per 100 m² garnflate per natt innen hvert dybdesjikt.

CPUE				
Dato	Dyp	0-3 m	3-6 m	6-12 m
24.08.2020	Abbor	75,6	97,1	1,1
24.08.2020	Ørret	0,7	0,7	x
24.08.2020	Ørekyt	4,4	x	x
29.09.2020	Abbor	33,3	32,6	12,8
29.09.2020	Ørret	0,7	1,5	0,6

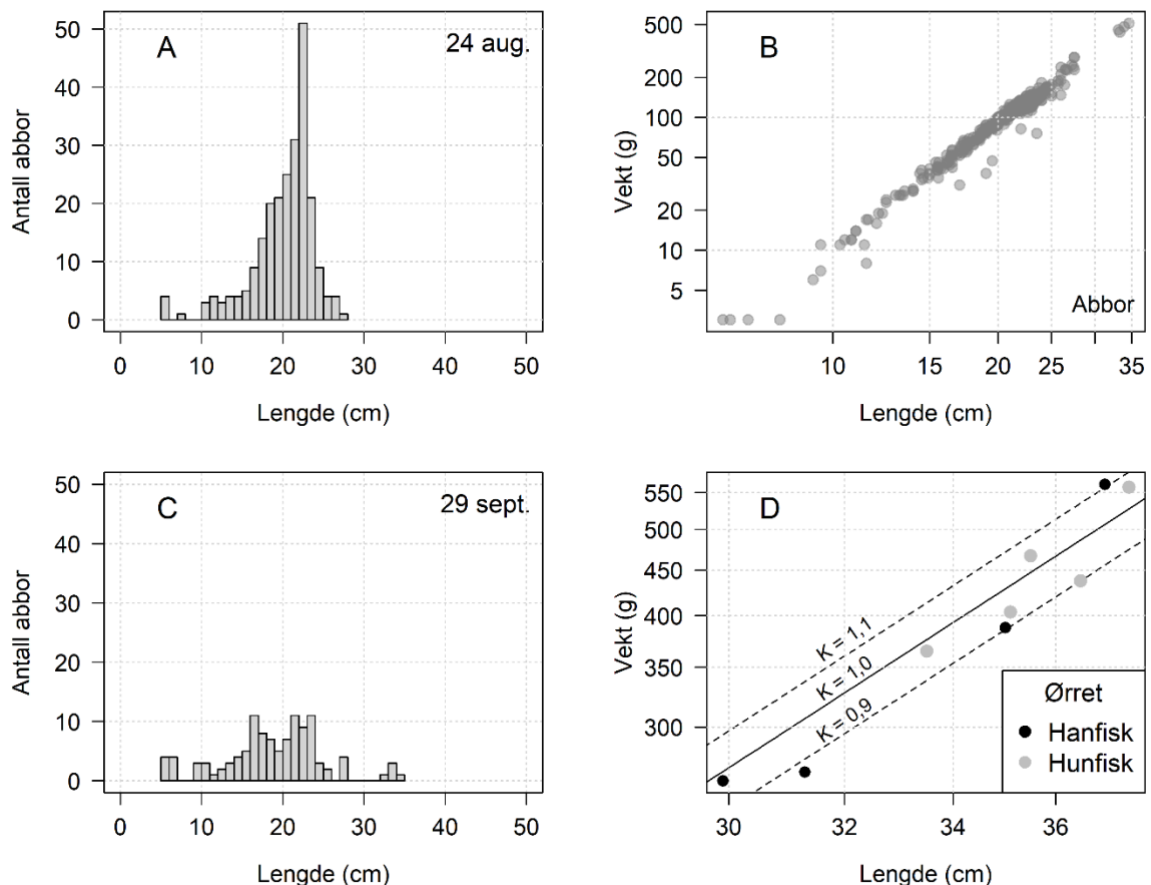
Tabell A3. Grupperinger (vekt og lengde) av abbor fanget ved prøvefiske med garn i Store Åklungen høsten 2020.

Abbor	24. aug.		29. sept.		24. aug.		29. sept.	
Tot. Antall abbor	238		112					
	Vekt (g)	Antall	Antall	Lengde (cm)	Antall	Antall		
	500-600	0	1	30-40	0	5		
	400-500	0	3	20-30	146	47		
	300-400	0	0	15-20	69	36		
	200-300	5	5	10-15	18	13		
	100-200	134	40	5-10	5	11		
	0-100	99	63	0-5	0	0		
		Vekt (g)	Vekt (g)		Lengde (cm)	Lengde (cm)		

¹⁰ Borgstrøm, R & Hansen, L.P. Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbrukforlaget. 2 utgave, 2000.

Maks	283,0	511,0	275	346
Min	<3,0	<3,0	6	7
Gjennomsnitt	103,4	101,7	150,6	139,2
Median	110,0	83,5	192	160

Abbor var tilstede i alle lengdeklasser fra ca. 6 cm (<3 g) til ca. 35 cm (551 g, Tabell A3, Figur A3). Det var svært få abbor under 10 cm, og ca. 87 % av abbor som ble fanget ved garnfiske var lenger en 15 cm (fig A3). Abbor spiser i hovedsak dyreplankton frem til den er ca. fem centimeter, før den går over til å spise bunndyr, krepsdyr og småfisk når den blir fem centimeter eller lenger. Når abbor når en lengde på 10-15 cm spiser den i hovedsak krepsdyr, bunndyr og fisk hvis tilgjengelig, før den som regel blir en ren fiskespiser når den når en lengde på 15-20 cm. Stor abbor er effektive fiskespisere, og blir i tillegg gjerne kannibaler ved at de spiser yngel og ungfisk av samme art. De større individene er derfor viktige for økosystemet ved at de bidrar til å holde den plankton- og bunndyrsspisende delen av abborpopulasjonen nede. Lengdefordelingen av abbor ved prøvefiske høsten 2020 kan tyde på en godt balansert abborpopulasjon i Åklungen, med stort innslag av potensielle fiskespisere på 20 cm eller større. Disse holder trolig bestanden av små abbor på et relativt lavt nivå. Det ble ikke gjort noen undersøkelse av mageinnhold på abbor i denne undersøkelsen. Det er derfor knyttet noe usikkerhet til i hvor stor grad den større abbor i innsjøen er fiskespisere eller ikke.



Figur A3 A) og C) Lengdefordeling av abbor fanget ved prøvefiske med garn hhv. 24 august og 29. september 2020. B) og D) Vekt (gram) som funksjon av lengde (cm) for alle hhv. abbor og ørret fanget under prøvefiske. I panel D er hunfisk plottet som grå prikker, mens hanfisk er plottet som

svarte prikker. Forholdet mellom vekt og lengde gitt K-faktor = 1,0 er vist som heltrukken linje, mens det samme forholdet for K-faktor 0,9 og 1,1 er vist som stiplede linjer.

Det ble kun fanget to ørret under første runde med garnfiske (24. august), hvor det ene individet ble fanget i et bunngarn på 0-3 meter og det andre på 3-6 meter. Det gir en CPUE på 0,7 ørret per 100 m² garn for respektive dybdesjikt (Tabell A2). I runde to (29. september) ble det fanget ørret i samtlige dybdesjikt, hvor bunngarna på 0-3 meter hadde en CPUE på 0,7 individer, 3-6 meter 1,5 individer og 6-12 meter 0,6 individer per 100 m² garn.

I tillegg til garnfisket ble det fisket etter ørret med stang (sluk og flue) ved fire anledninger mellom den 29. september og 9. oktober. Dette ble gjort for å supplere den tynne garnfangsten for å få nok individer til analyse av miljøgifter. Resultatet ble to ørreter på ca. 35 cm den 29. september og én ørret på 37,5 cm den 9. oktober.

Det var relativt stor variasjon i K-faktor på ørretene (figur A3d). Den største ørreten fanget i garn var 37,5 cm og veide 562 g, som gir en K-faktor på 1,11 (meget god kvalitet). Den minste ørreten var 31,3 cm og veide 267 g, som gir en K-faktor på 0,87 (mager fisk). Seks av ni ørreter hadde en K-faktor lavere enn 1,0 som er grensen for det som anses for å være god kvalitet på ørret. Gjennomsnittlig K-faktor var på 0,97. Fire av ni fisker (44 %) hadde en K-faktor på 0,93 eller lavere. En ørret med K-faktor på 0,95 anses være av middels kvalitet, mens en ørret med en K-faktor på 0,90 anses for å være mager. Alle ørretene var kjønnsmodne, med fullt utviklet rogn og melke. Kjøttfargen på samtlige fisker var rød (figur A4a).



Figur A10. A) Ørreten fanget høsten 2020 hadde typisk rød kjøttfarge, og hunfiskene hadde velutviklet rogn. B) En av de største abborne hadde en avrevet senestump og en markkrok dypt nede i svelget.

I perioden 2014-2018 har det ifølge OFAs utsettingslister blitt satt ut ca. 1550 ørret totalt i Store Åklungen, fordelt på 350 stk. i 2014 og 400 stk. hvert år i 2015, 2016 og 2018 (Tabell A5). Det ble ikke satt fisk i 2017, 2019 eller 2020. Siden 2015 har det blitt satt ut 1-somrig eller 1-årig fisk.

Hvis vi tar utgangspunkt i disse utsettingstallene og antar en gitt dødelighet per år, kan vi gjøre et forenklet og grovt estimat av den teoretiske populasjonen av ørret i 2020. Ved en antatt total dødelighet (fiske + naturlig dødelighet) på 50 % per år ville den totale ørretpopulasjonen i 2020 vært ca. 145 fisk. En årlig dødelighet på 40 % ville gitt ca. 250 fisk, mens 60 % dødelighet ville gitt ca. 80 fisk. Gitt disse estimatene svømte det trolig mellom 5 og 18 individer per hektar innsjøoverflate i innsjøen ved undersøkelsestidspunktet. Høsten 2020 var det derfor trolig en moderat tetthet av ørret i vannet. Dersom vi gjør den samme øvelsen for et lengre tidsperspektiv, og baserer oss på et utsett av ca. 400 fisk annethvert år (slik det i snitt har blitt gjort gjennom perioden 2014-2020), vil

antall ørret i innsjøen, ved antatt 50 % årlig dødelighet, variere mellom ca. 250 og 540 individer. Dette tilsvarer en tetthet som varierer fra i underkant av 20 og ca. 40 individer per hektar innsjøoverflate. En slik tetthet over tid kan være i høyeste laget for god vekst, spesielt når ørreten lever sammen med en relativt tett bestand av abbor som konkurrerer om mye av den samme føden. Dette kan være noe av årsaken til den moderate kondisjonen vi observerte på en del av fiskene.

Hva den dårlige fangbarheten av ørret ved garnfisket kan skyldes er vanskelig å si, og garnfangster av ørret er kjent for å variere mye med faktorer som vær, lysforhold og vanntemperatur. En mulig hypotese er at de Nordiske oversiktsgarna, som er delt inn i seksjoner med forskjellig maskevidde tilpasset fisk av variert størrelse og alder, er lite effektive på populasjoner av fisk som i stor grad består av én eller noen få kohorter av utsatt fisk. Lengde og vekt på ørreten som ble fanget, samt de utsettingsstall vi har fått tilgang til, kan tyde på at mye av fisken i vannet trolig var mellom 30 og 40 cm når undersøkelsene ble gjort, og ørret av denne størrelsen fanges trolig kun effektivt av de midlere maskestørrelsene i de Nordiske oversiktsgarna. Det vil si at fangbarheten til ørreten i Store Åklungen kan ha blitt kraftig redusert fordi den største andelen av maskeviddene på de Nordiske oversiktsgarna passet dårlig til størrelsen på fisken i vannet. En annen hypotese kan være at når garna fisker effektivt på samtlige størrelser av abbor i vannet, vil de lett bli overfulle med fisk (som var tilfellet med flere av garna i denne undersøkelsen), noe som potensielt vil kunne skremme ørreten vekk fra garna.

Tabell A4. Lengde, vekt og K-faktor for ørret fanget ved garnfiske i Store Åklungen høsten 2020.

Ørret	Lengde (cm)	Vekt (g)	K-faktor
Garn 29. sept.	33,5	365	0,97
Garn 29. sept.	29,9	261	0,98
Garn 29. sept.	36,5	438	0,90
Garn 29. sept.	37	562	1,11
Tatt på stang 29. sept.	35,1	404	0,93
Tatt på stang 29. sept.	35,5	467	1,04
Tatt på stang 9. okt.	37,5	558	1,06
Garn 24. aug.	35	388	0,90
Garn 24. aug.	31,3	267	0,87
Gjennomsnitt	34,6	412	0,97

Tabell A5. OFAs utsettstall for ørret i Store Åklungen mellom 2014 og 2018.

St. Åklungen	2014	2015	2016	2017	2018
Ant. settefisk	200 2-s	400 1-å	400 1-s	0	400 1-s
	150 3-s				

Vedlegg B. Data fra miljøgiftundersøkelsen

Tabell B1. Konsentrasjon av metaller (og halvmetaller) i gjellelev og leverlev.

Dato	#	Lengde	Vekt	Kjønn	Stadie	Art	Al	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb	mg/kg gjelle tørrvekt			mg/kg lever tørrvekt		
		cm	g																				
25.8.	A21	26,5	226	M	iv	Abbor	8,2	0,06	1000,0	245,5	0,0	1,0	95,5	0,03	5,2	0,2	0,2	0,029	5,7	0,008			
30.9.	A24	18,5	82	F	iv-v	Abbor	3,7	0,06	66,8	165,0	0,0	1,4	96,6	0,05	3,2	0,3	0,0	0,012	2,0	0,004			
30.9.	A27	32,8	457	M	iv-v	Abbor	3,3	0,02	132,7	259,2	0,0	1,5	89,2	0,07	3,9	0,2	1,4	0,01	6,04	0,19			
25.8.	A15	24,0	166	M	iii-iv	Abbor	5,2	0,08	285,9	123,5	0,0	0,8	100,0	0,04	3,0	0,1	1,2	0,062	14,0	0,1			
25.8.	A4	26,5	221	M	iv	Abbor	40,8	0,04	301,7	168,5	0,1	1,0	79,6	0,14	3,8	0,3	0,4	0,0	6,4	0,0			
30.9.	A23	32,5	481	F	iv-v	Abbor	5,0	0,01	95,6	163,6	0,0	1,2	86,9	0,02	3,9	0,2	1,7	0,009	7,3	0,077			
30.9.	Ø1	29,9	261	M	iv	Ørret	33,8	0,08	209,8	347,6	0,1	1,5	553,4	0,15	3,7	0,9	0,2	0,02	3,68	0,02			
30.9.	Ø8	36,5	438	F	v	Ørret	21,2	0,13	113,9	346,8	0,1	1,6	369,7	0,08	4,2	1,6	0,3	0,04	10,60	0,15			
30.9.	Ø5	33,5	365	F	v	Ørret	9,8	0,09	93,4	419,0	0,1	6,3	418,6	0,07	3,4	1,0	0,2	0,02	4,04	0,07			
30.9.	A30	34,5	512	M	iv-v	Abbor	3,2	0,07	144,5	205,4	0,1	1,4	89,7	0,01	2,9	0,1	0,8	0,02	4,18	0,05			
30.9.	Ø3	37,0	562	M	iv-v	Ørret	27,2	0,08	191,5	278,4	0,0	1,2	715,0	0,14	3,1	0,8	0,5	0,06	6,23	0,14			
30.9.	A34	27,7	284	F	iv-v	Abbor	8,0	0,23	472,5	159,3	0,1	1,8	95,0	0,09	3,9	0,2	0,3	0,03	5,40	0,04			
30.9.	Ø13	35,5	467	F	v	Ørret	6,9	0,08	95,0	259,9	0,0	1,3	531,2	0,05	3,6	0,7	0,1	0,02	3,65	0,06			
25.8.	A9	23,0	155	M	iii	Abbor	29,9	0,23	835,0	192,0	0,0	0,9	91,0	0,05	3,8	0,2	0,5	0,0	9,8	0,1			
25.8.	A3	26,0	237	M	iv	Abbor	91,5	0,41	765,1	227,8	0,1	0,8	74,4	0,07	5,7	0,2	1,3	0,1	28,6	0,0			
30.9.	Ø2	35,1	404	F	v	Ørret	13,2	0,14	73,8	201,9	0,0	1,3	350,7	0,06	3,5	0,9	0,2	0,02	6,87	0,06			
25.8.	A22	23,2	140	F	iii	Abbor												0,021	8,4	0,011			
25.8.	A16	23,6	168	F	iii	Abbor	46,1	0,16	751,1	208,9	0,1	1,3	97,8	0,07	3,6	0,2	0,4	0,018	9,7	0,0			
25.8.	A10	24,0	144	F	iii	Abbor	6,60	0,19	110	156	<0,04	0,85	102	0,06	3,03	0,14	0,11						
25.8.	A1	25,5	177	M	iii	Abbor	11,5	0,33	559,9	132,5	0,0	0,7	67,0	0,03	4,6	0,2	0,7	0,1	52,1	0,1			
30.9.	A33	32,9	438	M	iv.v	Abbor	8,3	0,05	200,2	234,9	0,1	1,1	92,1	0,19	3,8	0,1	0,4	0,01	6,38	0,02			
25.8.	A2	26,5	177	M	iii	Abbor	26,5	0,52	342,0	332,7	0,0	0,8	91,0	0,01	4,4	0,2	0,7	0,1	53,1	0,1			
25.8.	Ø18	31,3	267	M	IV	Ørret	21,9	0,53	142,14	347,7	0,1	1,1	765,9	0,07	3,4	1,3	0,2	0,13	9,17	0,06			

NIVA 7618-2021

Dato	#	Lengde	Vekt	Kjønn	Stadie	Art	Al	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb	mg/kg gjelle tørrvekt		
		cm	g															Cr	Cd	Pb
25.8.	A13	25,0	178	F	iii	Abbor	11,1	0,05	671,3	265,1	0,0	1,0	98,0	0,03	4,7	0,2	0,4	0,039	8,4	0,1
11.10.	Ø9	37,5	558	F	iv-v	Ørret	7,06	0,10	47,3	268	0,047	1,21	263	0,10	3,80	1,02	0,24	0,03	6,63	0,13
25.8.	A18	26,0	236	F	iii	Abbor	18,0	0,16	1170	181	<0,04	0,82	100	0,03	5,75	0,13	0,55	0,03	12,00	0,03
25.8.	A20	22,6	131	F	iii	Abbor	2,0	0,16	57,4	136,2	0,0	2,0	75,8	0,05	3,4	0,1	0,1	0,012	8,5	0,016
25.8.	A17	23,5	146			Abbor	5,1	0,13	94,4	124,5	<0,04	1,0	103,4	0,07	3,1	0,2	0,1	0,01	6,81	0,01
30.9.	A25	17,4	63	M	iv-v	Abbor	23,7	0,07	92,1	253,9	0,1	1,5	117,4	0,04	3,5	0,2	0,4	0,02	4,64	0,02
25.8.	A6	24,5	144	M	iv	Abbor	22,9	0,09	126,5	188,6	0,0	0,9	100,2	0,06	2,9	0,2	0,3	0,1	30,1	0,1
30.9.	A28	16,5	51	M	iii-iv	Abbor	14,8	0,02	159,6	214,3	0,1	1,6	122,3	0,02	4,4	0,2	0,2	0,05	6,99	0,02
25.8.	A19	24,0	182	M	iv	Abbor	11,6	0,29	642,0	163,4	0,0	1,6	90,7	0,12	4,0	0,1	0,3	0,009	6,7	0,018
25.8.	Ø19	34,5	388	M	IV	Ørret	6,4	0,13	118,29	103,4	<0,04	1,0	300,2	0,03	2,5	0,7	0,1	0,04	5,44	0,07
30.9.	A35	17,4	58	F	iii	Abbor	23,7	0,31	619,1	173,2	0,1	1,8	106,3	0,01	3,5	0,3	0,3	0,01	5,39	0,01
30.9.	A32	16,3	50	M	iii-iv	Abbor	6,1	0,04	115,5	180,9	0,1	1,7	114,9	0,03	3,0	0,2	0,2	0,02	3,97	0,02
30.9.	A29	18,5	72	M	iii-iv	Abbor	171,3	0,11	416,6	440,6	0,2	1,7	119,0	0,15	3,8	0,2	1,0	0,04	8,27	0,02
30.9.	A31	18,9	76	F	iii	Abbor	13,5	0,07	100,4	207,8	0,1	1,6	108,1	0,07	3,5	0,3	0,1	0,04	3,15	0,02
30.9.	A26	16,2	59	M	iv	Abbor	15,8	0,12	98,0	223,6	0,1	1,7	113,2	0,07	3,8	0,3	0,2	0,03	3,42	0,03
30.9.	A36	17,5	60	M	iv-v	Abbor	34,9	0,05	164,8	331,2	0,1	1,5	121,5	0,06	3,7	0,2	0,2	0,05	5,85	0,01
25.8.	A7	24,0	163	M	iii	Abbor	13,3	0,08	627,6	284,7	0,0	1,1	84,3	0,03	5,7	0,2	0,4	0,1	13,0	0,0
25.8.	A11	26,0	131	F	iv	Abbor	18,0	0,08	1000,0	159,1	0,0	1,4	97,1	0,03	6,5	0,3	0,7	0,040	16,4	0,0
25.8.	A8	23,5	78	F	iii	Abbor	2,8	0,13	86,2	156,4	<0,04	1,3	94,3	0,06	3,2	0,1	0,1			
25.8.	A12	23,8	153	M	iv	Abbor												0,037	21,5	0,0
25.8.	A5	24,5	150	F	iv	Abbor	7,2	0,04	111,6	123,7	0,0	1,0	98,2	0,03	3,1	0,2	0,2	0,0	22,3	0,0
25.8.	A14	25,0	138	F	iii	Abbor	40,3	0,21	786,9	171,6	0,1	1,4	97,7	0,08	4,0	0,2	0,7	0,039	12,2	0,0

Tabell B2. Konsentrasjon av kvikksølv i muskelvev, PAH-metabolitter i gallevæske og PFAS i lever. Stoffene PFPA, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFPeDA, PFHxDA, PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, 8Cl-PFOS, PFNS, PFDS, PFDoS, meFOSA, etFOSA, meFOSE, etFOSE, 4:2 FTS, 6:2 FTS, meFOSAA, etFOSAA, meFBSA, etFBSA, PFHxSA, 4:2 F53B, 6:2 F53B, 8:2 F53B og F53 ble også analysert, men ikke funnet i konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen (se Tabell 4 i rapporten).

Dato	#	Lengde cm	Vekt g	Kjøn n	Stadi e	Art	Hg ng/g, muskel vv.	1-OH- fen.	1-OH- pyren	3-OH- BaP	PFO A	PFD A	PFUd A	PFDo A	PFTd A	PFTeD A	PFO S	PFOS A	8:2 FTS	10:2 FTS	PFBS A
							ng/g, galle			ng/g lever våtvekt											
25.8.	A21	26,5	226	M	iv	Abbor	144	0,9	8,7	<1,0	<0,5	0,5	0,6	<0,4	0,4	<0,4	1,0	<0,1	<0,3	<0,3	0,5
30.9.	A24	18,5	82	F	iv-v	Abbor	185	1,3	6,6	<1,0	<0,5	0,3	0,3	0,2	0,9	0,5	0,6	<0,1	<0,3	<0,3	<0,3
30.9.	A27	32,8	457	M	iv-v	Abbor	245	1,8	12	<1,0	<0,5	0,5	1,0	0,9	1,3	0,6	2,9	<0,1	<0,3	<0,3	0,8
25.8.	A15	24,0	166	M	iii-iv	Abbor	259	2,3	0,2	<1,0	27,2	0,7	1,2	0,9	2,0	0,8	5,3	0,2	<0,3	<0,3	0,4
25.8.	A4	26,5	221	M	iv	Abbor	191	2,4	4,4	<1,0	<0,5	0,4	0,6	0,5	0,8	<0,4	2,4	<0,1	<0,3	<0,3	0,7
30.9.	A23	32,5	481	F	iv-v	Abbor	281	3,8	23,0	<1,0	<0,5	0,6	0,8	0,9	1,3	0,5	1,8	<0,1	<0,3	<0,3	1,1
30.9.	Ø1	29,9	261	M	iv	Ørret	112	10	9,9	<1,0	<0,5	0,9	1,1	0,7	1,2	0,5	2,4	0,4	<0,3	<0,3	1,3
30.9.	Ø8	36,5	438	F	v	Ørret	185	11	41	<1,0	<0,5	0,5	0,4	<0,4	<0,4	<0,4	1,2	0,3	<0,3	<0,3	1,1
30.9.	Ø5	33,5	365	F	v	Ørret	107	12	29	<1,0	<0,5	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	0,5	0,2	0,4	<0,3	0,4
30.9.	A30	34,5	512	M	iv-v	Abbor	318	13	5,6	<1,0	<0,5	0,5	0,9	0,7	1,3	0,9	1,2	<0,1	0,3	<0,3	0,6
30.9.	Ø3	37,0	562	M	iv-v	Ørret	121	16,7	20,9	<1,0	12,3	0,7	1,1	0,8	1,0	0,5	4,4	0,3	<0,3	<0,3	1,0
30.9.	A34	27,7	284	F	iv-v	Abbor	83	<0,8	0,2	<1,0	<0,5	2,1	2,4	1,5	2,0	0,9	4,1	0,3	<0,3	<0,3	1,9
30.9.	Ø13	35,5	467	F	v	Ørret	152	<0,8	1,6	<1,0	<0,5	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	0,7	0,2	0,5	<0,3	0,5
25.8.	A9	23,0	155	M	iii	Abbor	191	<0,8	<0,2	<1,0	<0,5	2,1	2,4	1,5	2,0	0,9	4,1	0,3	<0,3	<0,3	1,9
25.8.	A3	26,0	237	M	iv	Abbor	204	<0,8	<0,2	<1,0	135	2,6	2,7	1,0	1,0	<0,4	15,1	0,1	<0,3	<0,3	1,4
30.9.	Ø2	35,1	404	F	v	Ørret	204	<0,8	1,3	<1,0	<0,5	0,4	0,4	<0,4	0,4	<0,4	1,5	0,3	<0,3	<0,3	1,2
25.8.	A22	23,2	140	F	iii	Abbor	234	<0,8	<0,2	<1,0	<0,5	0,6	1,0	1,2	2,8	1,4	1,2	0,5	<0,3	<0,3	1,0
25.8.	A16	23,6	168	F	iii	Abbor	243	<0,8	<0,2	<1,0	<0,5	0,7	0,7	0,5	1,1	0,7	1,4	0,3	<0,3	<0,3	1,4
25.8.	A10	24,0	144	F	iii	Abbor	282	<0,8	0,5	<1,0	<0,5	0,6	0,9	0,9	3,0	1,9	1,1	0,4	<0,3	<0,3	1,2

NIVA 7618-2021

Dato	#	Lengde	Vekt	Kjønn	Stadie	Art	Hg	1-OH-fen.	1-OH-pyren	3-OH-BaP	PFOA	PFDA	PFUdA	PFDoA	PFTrDA	PFTeDA	PFOs	PFOS	8:2 FTS	10:2 FTS	PFBSA
		cm	g				ng/g, muskel v.	ng/g, galle			ng/g lever våtvekt										
25.8.	A1	25,5	177	M	iii	Abbor	383	<0,8	<0,2	<1,0	<0,5	3,7	4,1	1,8	2,7	1,0	19,6	0,6	<0,3	<0,3	2,7
30.9.	A33	32,9	438	M	iv.v	Abbor	388	<0,8	2,4	<1,0	<0,5	0,6	1,3	0,7	0,8	<0,4	6,5	0,2	<0,3	<0,3	0,7
25.8.	A2	26,5	177	M	iii	Abbor	625	<0,8	<0,2	<1,0	<0,5	2,1	2,8	1,4	2,5	1,1	15,8	0,3	<0,3	<0,3	1,6
25.8.	Ø18	31,3	267	M	IV	Ørret	161				<0,5	0,9	1,8	1,2	1,5	0,7	4,5	0,6	0,5	<0,3	1,2
25.8.	A13	25,0	178	F	iii	Abbor	182				<0,5	1,1	1,4	0,8	1,5	0,7	3,2	0,2	<0,3	<0,3	1,0
11.10.	Ø9	37,5	558	F	iv-v	Ørret	211				<0,5	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	0,7	0,2	<0,3	<0,3	0,7
25.8.	A18	26,0	236	F	iii	Abbor	274				<0,5	1,0	0,9	<0,4	0,4	<0,4	5,3	0,2	0,7	<0,3	1,5
25.8.	A20	22,6	131	F	iii	Abbor	296				<0,5	0,7	1,1	0,9	3,2	2,0	1,5	0,3	<0,3	<0,3	1,0
25.8.	A17	23,5	146			Abbor	324				<0,5	<0,4	0,7	0,6	1,8	0,8	0,6	0,4	1,3	1,5	1,8
30.9.	A25	17,4	63	M	iv-v	Abbor	154	1,8	0,7	<1,0											
25.8.	A6	24,5	144	M	iv	Abbor	469	2,2	0,7	<1,0											
30.9.	A28	16,5	51	M	iii-iv	Abbor	172	4,8	7,8	<1,0											
25.8.	A19	24,0	182	M	iv	Abbor	89	<0,8	<0,2	<1,0											
25.8.	Ø19	34,5	388	M	IV	Ørret	108	<0,8	0,8	<1,0											
30.9.	A35	17,4	58	F	iii	Abbor	133	<0,8	<0,2	<1,0											
30.9.	A32	16,3	50	M	iii-iv	Abbor	148	<0,8	<0,2	<1,0											
30.9.	A29	18,5	72	M	iii-iv	Abbor	157	<0,8	<0,2	<1,0											
30.9.	A31	18,9	76	F	iii	Abbor	169	<0,8	<0,2	<1,0											
30.9.	A26	16,2	59	M	iv	Abbor	171	<0,8	<0,2	<1,0											
30.9.	A36	17,5	60	M	iv-v	Abbor	210	<0,8	3,2	<1,0											

NIVA 7618-2021

Dato	#	Lengde	Vekt	Kjønn	Stadie	Art	Hg	1-OH-fen.	1-OH-pyren	3-OH-BaP	PFOA	PFD	PFUd	PFDo	PFTrD	PFTeD	PFO	PFOS	8:2 FTS	10:2 FTS	PFBS
		cm	g				ng/g, muskel vv.	ng/g, galle			ng/g lever våtvekt										
25.8.	A7	24,0	163	M	iii	Abbor	245	<0,8	0,3	<1,0											
25.8.	A11	26,0	131	F	iv	Abbor	269	<0,8	<0,2	<1,0											
25.8.	A8	23,5	78	F	iii	Abbor	320	<0,8	<0,2	<1,0											
25.8.	A12	23,8	153	M	iv	Abbor	322	<0,8	<0,2	<1,0											
25.8.	A5	24,5	150	F	iv	Abbor	694	<0,8	0,7	<1,0											
25.8.	A14	25,0	138	F	iii	Abbor	221														

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

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