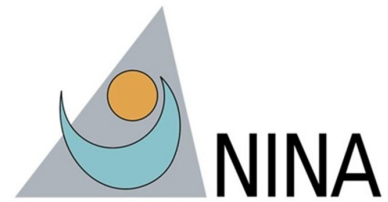




MILJØOVERVÅKING

M-1332 | 2019

NIVA



# Overvåking av referanseelver 2018

Utprøving av klassifiseringssystemet for basisovervåking i referansevassdrag



# KOLOFON

## Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for naturforskning (NINA)  
NIVAs løpenummer: 7378-2019

## Oppdragstakers prosjektansvarlig

Therese Fosholt Moe (NIVA) - prosjektleder  
Jon Museth (NINA) - kvalitetselement fisk

## Kontaktperson i Miljødirektoratet

Øystein Tennfjord

## M-nummer

1332

## År

2019

## Sidetall

256

## Miljødirektoratets kontraktnummer

17078091

## Utgiver

Miljødirektoratet

## Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

## Forfatter(e)

Moe, T.F., Thrane, J.E., Persson, J., Bækkelie, K.A., Myrvold, K.M., Garmo, Ø.A., Grung, M., Hindar, A., Calidonio, J.L.G og de Wit, H.

## Tittel - norsk og engelsk

Overvåking av referanseelver 2018. Basisovervåking i henhold til vannforskriften. ISBN: 978-82-577-7113-3  
Surveillance monitoring of reference rivers in 2018. Prosjektnummer: 17370

## Sammendrag - summary

Overvåking av referanseelver har vært gjennomført over to år, og i andre år (2018) ble 34 antatte referansevannforekomster undersøkt. Vannforekomstene dekket mange ulike elvetyper i økoregionene Finnmark, Vestlandet og Østlandet (resten av landet ble dekket med 47 vannforekomster i 2017). Det er knyttet usikkerhet til en del av resultatene, men med tanke på påvirkninger som fører til eutrofiering nådde alle vannforekomstene miljømålet, med unntak av to leirvassdrag. Det kan også se ut til å være noe organisk belastning i enkelte vannforekomster. For forsuringsparameterne var det 8 vannforekomster som ikke nådde miljømålet. Det er behov for mer data og en sammenstilling av de ulike forsuringsparameterne før vi kan konkludere med årsakene. For fiskeindeksen var resultatene for 2018 noe bedre enn i 2017, og 19 vannforekomster nådde miljømålet. Det er fortsatt behov for mer data og en revidering av denne indeksen. Det ble observert lave konsentrasjoner av de fleste miljøgiftene, med unntak av kvikksølv, polybromerte difenyletere og PCB7, som lå over grenseverdiene for alle 11 vannforekomster der disse var målt (i 10 av 11 for PCB7). Også nikkel og PFOS oversteg grenseverdiene for henholdsvis 1 og 2 vannforekomster.

## 4 emneord

Basisovervåking, Elver, Vannforskriften,  
Tilstandsklassifisering

## 4 subject words

Surveillance monitoring, Rivers, Water Framework  
Directive, Status classification

## Forsidefoto

Vannforekomst Bjoreio - øvre del (050-82-R) i 2018. Foto: Harald Normann Andersen

# Forord

Denne rapporten viser resultater fra overvåking av referanseelver i 2018, hvor 34 stasjoner fordelt på 33 vannforekomster ble undersøkt. Arbeidet er utført som et samarbeid mellom Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) på oppdrag fra Miljødirektoratet. NINA har hatt hovedansvaret for kvalitetselementet fisk, mens NIVA har hatt hovedansvaret for de resterende delene av prosjektet.

## **Prosjektgruppen har bestått av følgende personer (rolle og arbeidsoppgaver er angitt i parentes):**

Therese Fosholt Moe, NIVA (prosjektleder, rapporteringsansvarlig, ansvarlig for påvekstalger)

Jan-Erik Thrane, NIVA (prosjektkoordinator, ansvarlig for vannprøvetaking)

Jonas Persson, NIVA (ansvarlig for bunndyr)

Knut Marius Myrvold og Knut Andreas E. Bækkelie, NINA (ansvarlig for fisk)

Marit Villø, NIVA (ansvarlig for vannkjemiske analyser)

Øyvind Garmo, NIVA (ansvarlig for rapportering av vannkjemidata)

Kine Bæk, NIVA (ansvarlig for miljøgiftanalyser)

Merete Grung, NIVA (ansvarlig for rapportering av miljøgifter i biota)

Heleen de Wit, NIVA (ansvarlig for klimaendringer og langtransporterte stoffer)

I tillegg har følgende personer hatt ansvar for deler av feltarbeidet: Maia Røst Kile v/NIVA (påvekstalger), Guttorm Christensen og Geir A.P. Dahl-Hansen v/Akvaplan NIVA (påvekstalger), Anders Hobæk v/NIVA (bunndyr), André Frainer og Terje Bongard v/NINA (bunndyr), Gaute Velle v/NORCE (bunndyr), John Gunnar Dokk v/NINA (bunndyr og fisk), Trygve Hesthagen, Jon Museth og Sofie Selvaag v/NINA (fisk), Elisabeth Stöger og Gaute Velle v/NORCE (fisk).

Alle vannprøver er tatt av lokale vannprøvetakere, som vi takker for iherdig innsats gjennom både mørketid og snøfall: Gry Ingebretsen (Stabbursnes naturhus og museum), Ottar Ratama, Krister Höök, Bergljot Mikkelsen, Kjell Odin Larsen, Ståle Vislie, Jens Nilsen (Akvaplan NIVA), Yngve Beddari, Erik Gunnar Fagerhaug, Harald Normann Andersen og Hans Jørgen Jahren (Hardangervidda Fjelloppsyn), Sindre Brevik, Hans Skjerdal, Magnar Dahle, Andreas Heidal (Femanger Laks), Trond Laugland, Rigmor Solem (Utladalen Naturhus), Helge Granlund, Øyvind Fredriksson og Erin Sandberg (Rendalen kommune), Håkon Nårstad, Arnstein Fjerdingsren, Ingar Elgevasslien, Sigurd Olaf Smedsplass, Bård Engelstad, Sindre Undseth, Kristian Aaseth, Anne Eline Streitlien og Hans-Petter Ruud (Sollia Fjellstyre), Jon Nørstebø og Morten Svendsen.

Ansvarlige for taksonomiske undersøkelser har vært: Therese Fosholt Moe v/NIVA (påvekstalger), Jonas Persson v/NIVA (bunndyr), Knut Andreas Eikland Bækkelie, Terje Bongard og André Frainer v/NINA (bunndyr), Arne Johannessen v/NORCE (bunndyr) og Torunn S. Landås v/NORCE (bunndyr). Ansvarlig for aldersbestemmelser av fisk var Knut Marius Myrvold v/NINA. Ansvarlig for opparbeiding av fisk til miljøgiftanalyser var Espen Lund og Marthe T.S. Jensen v/NIVA. Ansvarlig for analyser hos Eurofins har vært Grethe Arnestad, og Camilla Fredriksen hos ALS.

## **Faglig ansvarlige, med ansvar for kvalitetssikring av sine fagfelt:**

Susi Schneider, NIVA (påvekstalger)

Nikolai Friberg, NIVA (bunndyr)

Jon Museth, NINA (fisk)

Tomas Adler Blakseth (vannkjemiske analyser)  
Øyvind Garmo, NIVA (vannkjemi)  
Merete Grung, NIVA (miljøgifter)  
Sissel Brit Rannekleiv, NIVA (vannkjemi, miljøgifter og vannforskriften)  
Anne Lyche Solheim, NIVA (vannforskriften)  
Øyvind Kaste, NIVA (klimaendringer og langtransporterte stoffer)

En takk også til de mange som på ulikt vis har bidratt til å få dette prosjektet i havn: Kjetil Olstad, Marius Berg, Torgeir B. Havn, Bror Jonsson, Nina Jonsson, Jon Magerøy, Oskar Pettersen, Samuel J. Poultney, Eva M. Ulvan, Manuel Ballesteros og Tuva Bongard Munkeby fra NINA; Geir Dahl-Hansen fra Akvaplan-niva; Gaute Velle og Elisabeth Stöger fra NORCE; og Jannicke Moe, Kari Austnes, José-Luis Guerrero Calidonio, Atle Hindar, Joanna Lynn Kemp, Johnny Håll, Eivind E. Andersen, Jonny Beyer, Trine Olsen, Elisabeth Lie, Sondre Meland, prøvemottak og lab, Kirk Meyer og Ingar Becsan fra NIVA; Morten Merkesdal fra Bærum Kommune.

Roar Brænden, NIVA, er ansvarlig for innlegging av data til Vannmiljø, med unntak av fiskedata, som legges inn av NINA. Dag Hjermann og Jan-Erik Thrane, NIVA, har vært ansvarlig for kart og figurer i rapporten.

Markus Lindholm, NIVA, har kvalitetssikret den samlede rapporten.

Oslo, mars 2019

Therese Fosholt Moe  
Prosjektleder  
Forskningsleder, NIVA, seksjon for ferskvannøkologi

# Innhold

Sammendrag .....	8
Summary .....	12
1. Innledning .....	17
1.1 Bakgrunn .....	17
1.2 Formål .....	18
1.3 Hvordan vi svarer på formålene .....	18
1.4 Innholdet i årets rapport .....	19
2. Prøvetakingsstasjoner og parametere .....	21
2.1 Prøvetakingsstasjoner .....	21
2.2 Elvetyper .....	24
2.3 Parametere og prøvetakingsfrekvens .....	26
3. Tilstandsklassifisering pr vannforekomst (formål 3) .....	28
3.1 Stabburselva - midtre (223-103-R) .....	31
3.2 Bissojohka - Børselva øvre (225-88-R) .....	33
3.3 Máskejohka/Masjok (234-229-R) .....	35
3.4 Skallelva-Gállojohka nedre ČnásčÁdjeár (239-35-R) .....	37
3.5 Komagelva-Stuorrajohka nedre (239-37-R) .....	39
3.6 Sandfjordelva-Dávatjohka bekkefelt (238-48-R) .....	41
3.7 Láhpojohka (212-1729-R) .....	43
3.8 Sametielva (246-15-R) .....	45
3.9 Driva, Svånnå - Rundhaugen (109-199-R) .....	47
3.10 Bjoreio øvre del (050-82-R) .....	49
3.11 Bekkefelt nedre del av Smedalselvi og Mørkedøla (073-78-R) .....	51
3.12 Raundalselva (062-266-R) .....	53
3.13 Bots- Yddals- og Halavatnet bekkefelt (053-38-R) .....	55
3.14 Tjøssåna og Husstølåna-øvre (035-56-R) .....	57
3.15 Utlå (074-178-R) .....	59
3.16 Digeråe (016-1617-R) .....	61
3.17 Numedalslågen fra Skrykken og Geitsjøen til Ossjøen (015-920-R) .....	63
3.18 Smådøla øvre (015-687-R) .....	65
3.19 Tegninga (002-218-R) .....	67
3.20 Store Ula (002-2053-R) .....	69
3.21 Otta mellom Vuluvatnet og Pollvatnet (002-2398-R) .....	71
3.22 Kjaglielva (008-90-R) .....	73

3.23 Kjørstadelva (015-1147-R) .....	75
3.24 Mistra nedre del (002-207-R) .....	77
3.25 Leirelva (002-620-R) .....	79
3.26 Setninga (002-1673-R) .....	81
3.27 Jora, nedre del (002-1933-R).....	83
3.28 Lomma øvre (008-79-R) .....	85
3.29 Songa / Vikka (002-604-R) .....	87
3.30 Bekkefelt til Øyeren i Trøgstad (002-2572-R) .....	89
3.31 Døråe 002-1869-R .....	91
3.32 Atna (Lii-Myrtjørna) 002-300-R .....	93
3.33 Atna (Atnsjøen - Atnoset) 002-305-R - 04.....	95
3.34 Atna (Atnsjøen-Atnoset) 002-305-R - 11 .....	97
3.35 Samlet tilstandsklassifisering alle vannforekomster .....	99
4. Tilstandsklassifisering pr kvalitetselement (formål 3) .....	103
4.1 Påvekstalger.....	103
4.1.1 Artsantall og artssammensetning.....	103
4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofiering (PIT) .....	105
4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for organisk belastning (HBI).....	108
4.1.4 Klassifisering av økologisk tilstand for forsurening (AIP) .....	108
4.2 Bunndyr .....	111
4.2.1 Artsantall og artssammensetning.....	111
4.2.2 Klassifisering av økologisk tilstand for organisk belastning (ASPT) .....	113
4.2.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsurening (RAMI) .....	115
4.3 Fisk.....	118
4.4 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer.....	120
4.4.1 Eutrofieringsrelevante parametere .....	121
4.4.2 Forsuringsrelevante parametere.....	123
4.4.3 Ammonium og fri ammoniakk .....	127
4.5 Bakgrunnsinformasjon om miljøgifter i biota .....	128
4.5.1 Innsamling av fisk til miljøgiftanalyser .....	128
4.5.2 Fettinnhold i filét .....	129
4.5.3 PAH-metabolitter i galle .....	130
4.6 Vannregionspesifikke stoffer .....	132
4.6.1 Vannregionspesifikke stoffer i vann.....	132
4.6.2 Vannregionspesifikke stoffer i biota .....	134
4.7 Prioriterte stoffer .....	137
4.7.1 Prioriterte stoffer i vann.....	137

4.7.2	Prioriterte stoffer i biota .....	139
5.	Eutrofiering og forsurening (formål 3) .....	145
5.1	Eutrofiering - samlet tilstand .....	145
5.2	Forsuring - samlet tilstand.....	147
6.	Metodeutvikling, datagrunnlag og langsiktige endringer (formål 1, 2 og 4) .....	150
6.1	Formål 1 - uttesting av metodikk.....	150
6.2	Formål 2 - datagrunnlag referansevassdrag .....	153
6.3	Formål 4 - langsiktige endringer.....	154
6.3.1	Nedbørfeltegenskaper .....	155
6.3.2	Året 2018 i et klimaperspektiv.....	156
6.3.3	Effekter av et endret klima på laksefisk .....	158
6.3.4	Ekstremåret 2018 i referanseelvene .....	159
6.3.5	Ekstremåret 2018 belyst med eksempler fra andre vannforekomster .....	160
6.3.6	Oppsummering og konklusjon .....	163
7.	Konklusjoner og veien videre.....	164
8.	Materialer og metoder .....	171
8.1	Påvekstalger.....	171
8.1.1	Prøvetaking av påvekstalger.....	171
8.1.2	Taksonomiske bestemmelser av påvekstalger.....	171
8.1.3	Indeksregninger og tilstandsklassifisering for påvekstalger.....	171
8.2	Bunndyr .....	173
8.2.1	Prøvetaking av bunndyr .....	173
8.2.2	Taksonomiske bestemmelser av bunndyr .....	173
8.2.3	Indeksregninger og tilstandsklassifisering for bunndyr .....	174
8.3	Fisk.....	175
8.3.1	Prøvetaking av fisk .....	175
8.3.2	Alders- og taksonomiske bestemmelser av fisk .....	176
8.3.3	Indeksregninger og tilstandsklassifisering for fisk .....	176
8.4	Fysisk-kjemiske kvalitetselementer, vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vann.....	179
8.4.1	Prøvetaking, feltmålinger og kjemisk analyse .....	179
8.4.2	Indeksregninger og tilstandsklassifisering for fysisk-kjemiske kvalitetselementer	179
8.4.3	Tilstandsklassifisering av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vann...	180
8.5	Vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i biota.....	180
8.5.1	Prøvetaking av fisk til miljøgiftanalyser .....	180
8.5.2	Opparbeiding av fisk til miljøgiftanalyser.....	181
8.6	Usikkerhetsvurderinger.....	183

8.6.1 Stasjonsutvelgelse.....	183
8.6.2 Vanntypifisering .....	184
8.6.3 Påvekstalger.....	184
8.6.4 Bunndyr .....	185
8.6.5 Fisk.....	186
8.6.6 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer, vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vann 188	
8.6.7 Vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i biota.....	189
8.6.8 Kriterier for usikkerhetsvurdering for enkeltindekser/parametere .....	190
8.6.9 Analyser av miljøgifter i fisk .....	192
8.6.10Tilstandsklassifisering av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i biota ..	192
8.7 Beregning av samlet økologisk og kjemisk tilstand.....	192
8.8 Vern av ytre miljø.....	195
8.8.1 Desinfisering av utstyr.....	195
9. Litteratur .....	196
10. Vedlegg.....	201
10.1 Koordinater for biologisk prøvetaking .....	202
10.2 Oversikt over parametere og metoder benyttet i analyse av vannprøver.....	204
10.3 Måleparametere brukt til typifisering av vannforekomstene.....	207
10.4 Taksalister for påvekstalger .....	209
10.5Taksalister for bunndyr.....	223
10.6 Oversikt over analysemetoder og parametere målt i biota.....	235
10.7 Opparbeidingskjema for fisk til miljøgiftanalyser.....	241



# Sammendrag

## Om overvåkingsprogrammet

Overvåking av referanseelver er en del av norske myndigheters utprøving av klassifiseringssystemet for referansevassdrag i henhold til vannforskriften. Prosjektet utføres som basisovervåking, og startet opp i 2017 med overvåking av 47 vannforekomster. Denne rapporten viser resultatene fra det andre året med overvåking, da totalt 34 vannforekomster ble undersøkt. Av disse var 4 også undersøkt i 2017, de resterende 30 var nye. Dette kompletterer utvalget av vannforekomster som skal undersøkes i dette programmet, og framover vil vannforekomstene rullere slik at de undersøkes hvert annet år. Det er undersøkt én stasjon i nedre del av hver vannforekomst, hvor vannkjemi er målt månedlig og biologi og miljøgifter er undersøkt én gang. De vannkjemiske undersøkelsene inkluderer næringsalter, forsurningsparametere, metaller og et utvalg støtteparametere, mens biologiske undersøkelser inkluderer påvekstalger, bunndyr og fisk (fisk er prøvetatt på 2-3 stasjoner i hver vannforekomst). Miljøgifter i fisk er undersøkt i 11 av vannforekomstene. Formålene er å styrke datagrunnlaget for fastsettelse av referanseverdier i ulike elvetyper, å teste metodikk for tilstandsklassifisering i norske elver, å bidra til å oppfylle Norges rapporteringskrav med tanke på vanddirektivet, samt å fange opp langsiktige endringer i vanntilstanden i norske vassdrag som skyldes menneskelige påvirkninger. Disse første årene av prosjektet vil i hovedsak fokusere på å teste ut overvåkingsmetoder og å styrke datagrunnlaget for referansevassdrag.

## Samlet tilstandsklassifisering

For å teste metodikken under realistiske forhold er undersøkelsene utført som standard basisovervåking, og basert på årets undersøkelser har vi tilstandsklassifisert alle vannforekomster i henhold til føringene i vannforskriften. For økologisk tilstand vil det si ved bruk av biologiske (påvekstalger, bunndyr og fisk) og fysisk-kjemiske kvalitetselementer (fosfor, nitrogen, pH, syrenøytraliserende kapasitet [ANC] og labilt aluminium) samt vannregionspesifikke stoffer (i vann og fisk). For kjemisk tilstand vil det si ved bruk av prioriterte stoffer (i vann og fisk).

Når vi inkluderer alle indeksene i beregning av samlet **økologisk tilstand** er resultatet at ingen vannforekomster oppnår svært god tilstand, og kun 8 vannforekomster havner i god tilstand (kapittel 3.35). Det betyr altså at 26 av 34 vannforekomster ikke når miljømålet - i vassdrag vi antar skal være i referansetilstand. Etter første overvåkingsår (2017) observerte vi stor usikkerhet rundt fiskeindeksen, og vi valgte derfor å presentere samlet økologisk tilstand både med og uten dette kvalitetselementet. Gjør vi det samme for årets vannforekomster (2018) ser vi en forbedring i 7 av vannforekomstene, hvorav 4 av disse da når miljømålet, 1 går fra god til svært god tilstand og de 2 siste havner i moderat tilstand. Uten fiskeindeksen når altså 12 av 34 (35 %) vannforekomster miljømålet i 2018, mot 28 av 47 (60 %) av vannforekomstene i 2017 (uten kvalitetselement fisk). At kvalitetselement fisk oftere var avgjørende for samlet tilstand i 2017 sammenliknet med 2018 skyldes hovedsakelig at det ser ut til å være færre vannforekomster i 2018 med naturlig lav tetthet av laksefisk (indeksen inkluderer kun laksefisk) sammenliknet med 2017.

Ser vi på samlet **økologisk tilstand uten kvalitetselement fisk** er det flere årsaker til at miljømålet ikke nås. PCB7 overskrider grenseverdien i 10 av de 11 vannforekomstene hvor miljøgifter i fisk er undersøkt i 2018 (mot 2 av 10 i 2017), og PCB7 er årsaken til at miljømålet ikke nås i 8 av disse. Det er foreløpig uvisst hvorfor det er såpass stor forskjell mellom de to årene, men det er mulig det skyldes at ulike økoregioner er undersøkt de to årene (kapittel 4.6.2). For de resterende 14

vannforekomstene der miljømålet ikke ble nådd er det 5 vannforekomster der forsuringindeksen for påvekstalger (AIP) trekker ned, samt 2 vannforekomster der AIP og PCB7 begge viser moderat tilstand. I alle disse vannforekomstene viser forsuringindeksen for bunndyr (RAMI) svært god tilstand, og også pH indikerer god eller svært god tilstand. Tilsvarende resultater ble også observert i 2017, og en diskusjon av årsaker er beskrevet i årsrapporten for 2017 (Moe mfl. 2018). Også bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) er bestemmende for samlet tilstand, og angir moderat tilstand i 5 vannforekomster. I ett av disse tilfellene, Lundsåa, viste både total fosfor og ASPT moderat tilstand. I Lera er det mistanke om noe påvirkning fra landbruk, mens det i de resterende vannforekomstene er lite i nedbørfeltet eller vannkjemieresultaene som tyder på en reell påvirkning i form organisk belastning. Vi mistenker at moderat tilstand skyldes usikkerheter knyttet til ASPT-indeksen i vannforekomster med en høy andel fjell i nedbørfeltet, heller enn avvik fra referansetilstand for bunndyr (kapittel 4.2.2). I de to siste vannforekomstene som ikke nådde miljømålet er det fysiske-kjemiske kvalitetselementer som trekker ned: Labilt aluminium (Husstølåna) og total fosfor (leirelva Vikka).

Tilstandsklassifiseringen kan også deles opp etter *ulike typer påvirkninger*. Bruker vi kun de eutrofieringsrelevante parameterne/indeksene (påvekstalgeindeksen PIT, TotP, TotN) når nesten alle vannforekomstene miljømålet. Unntakene er de to leirvassdragene som er med i programmet (Vikka og Lundsåa). Av de 32 som når miljømålet er 28 i svært god tilstand (kapittel 5.1). Ser vi kun på organisk belastning (bunndyrindeksen ASPT) viser seks vannforekomster moderat tilstand, mens de resterende 28 vannforekomstene når miljømålet (kapittel 4.2.2). Kun fire av disse oppnår svært god tilstand, noe som trolig skyldes usikkerhet rundt klassegrensen god/svært god for denne indeksen, heller enn avvik fra referansetilstand. Basert på de samlede forsuringparameterne (påvekstalgeindeksen AIP, bunndyrindeksen RAMI, pH, ANC og labilt aluminium) er forsuringstilstanden svært god i 11 og god i fem vannforekomster, som dermed når miljømålet. Av de åtte vannforekomstene som ikke når miljømålet (forsuringstilstand er ikke beregnet for moderat kalkrike vannforekomster) er seks i moderat, én i dårlig og én i svært dårlig tilstand. AIP-indeksen er bestemmende i syv av åtte tilfeller der forsuringstilstanden er moderat eller dårligere (kapittel 5.2).

**Kjemisk tilstand** beregnes basert på miljøgifter av typen prioriterte stoffer i vann og fisk. Miljøgifter i fisk ble undersøkt i 11 vannforekomster, og alle oppnådde ikke god kjemisk tilstand på grunn av forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) og polybromerte difenyletere (PBDE). Disse stoffene er langtransporterte og ansett som allestedsnærværende, og de har såpass lave grenseverdier i biota at de havner over EQS i de fleste undersøkelser i Norge og Europa. For å unngå at PBDE og Hg skal maskere eventuelle andre funn har vi derfor valgt å presentere kjemisk tilstand også uten disse stoffene (siste kolonne i Tabell 40). I tillegg til miljøgifter i fisk er de prioriterte stoffene kadmium, nikkel, bly og kvikksølv undersøkt i vannprøver fra alle vannforekomster. Ser vi bort fra Hg og PDDE var det tre elver i årets undersøkelse som ikke oppnådde god kjemisk tilstand: I Lomma og Kjaglielva, begge i Bærumsmarka utenfor Oslo, var det forhøyede konsentrasjoner av PFOS i ørret og laks, noe som bør følges opp videre. I Sametielva, som ligger i nedslagsfeltet til smelteverkene i Nikel (Russland), ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av nikkel i vannprøvene (kapittel 3.35).

De samlede tilstandsklassifiseringene er vist for hver vannforekomst for seg i kapittel 3, og for hvert kvalitetselement for seg i kapittel 4. Samlet tilstand for alle vannforekomster under ett er vist i kapittel 3.35.

### Usikkerheter knyttet til tilstandsklassifiseringen

To av formålene med dette prosjektet adresserer usikkerheter. Det ene handler om usikkerheter rundt hva som faktisk er referansetilstand, og det andre omhandler usikkerheter knyttet til metodikk. Samlet sett er målsetningen med programmet å redusere begge typer usikkerheter, og dette er hovedfokuset for programmet de første årene. Tilstandsklassifiseringene som er utført i år nummer to av dette prosjektet (som er første gang elvene i denne rapporten er undersøkt) må vurderes i lys av disse usikkerhetene.

Det er knyttet betydelig usikkerhet til de *samlede* tilstandsklassifiseringene i 2018. Dette skyldes hovedsakelig at det er knyttet stor usikkerhet til enkelte indekser, og at «det verste styrer-prinsippet» i flere tilfeller her har resultert i at de usikre indeksene overstyrer resultatene fra indeksene som er mer ferdigutviklet. I dette prosjektet, som er et utviklingsprosjekt, er det derfor mest hensiktsmessig å se på de enkelte indeksene, heller enn samlet tilstand. Undersøkelsene fra første toårssyklus (2017 og 2018) viser for de fleste *enkeltindeksene* og *enkeltparameterne* god eller svært god tilstand for hovedparten av vannforekomstene. Av indeksene det er knyttet mer usikkerhet til er det særlig fiskeindeksen som har slått ut med lave tilstandsklasser i 2017 og 2018. Dette skyldes mest sannsynlig at indeksen ikke fanger opp naturlig tynne fiskebestander, og egentlig ikke er utviklet for høyereliggende elver med lav andel/tetthet av laksefisk. Fiskeindeksen var mindre utslagsgivende for samlet økologisk tilstand i 2018 enn i 2017, noe som kan reflektere at geografisk ulike områder ble undersøkt de to årene. Det er også usikkert hvorvidt prøvetakingsmetodikken klarer å avdekke de faktiske forholdene. Det er behov for videreutvikling av indeksen, slik at den bedre reflekterer de naturgitte ulikhetene mellom de ulike elvetyperne og økoregionene (kapittel 4.3). For ASPT-indeksen indikerer resultatene at klassegrensen svært god/god er for streng og at det kan være behov for egne referanseverdier og klassegrenser for ulike elvetyper (kapittel 4.2.2). Det er også knyttet usikkerheter til forsurningsindeksene, der det er behov for mer data om referansetilstand for påvekstlger og bunndyr for flere av elvetyperne. Det er også behov for en sammenstilling av referanseverdier mellom de ulike forsurningsindeksene for de ulike elvetyperne, samt en vurdering av hva som er det mest sensitive biologiske kvalitetselementet innenfor ulike deler av pH-skalaen (for en mer detaljert diskusjon av dette henvises det til kapittel 4.1.4, 4.2.3 og 5.2 i Moe mfl. 2018). For de vannregionspesifikke og prioriterte stoffene er det færre usikkerheter knyttet til grenseverdiene for stoffene undersøkt i dette programmet. I det videre arbeidet vil også vurdere hvorvidt de indeksene som viser at miljømålet er oppnådd reflekterer faktisk miljøtilstand. Dette programmet vil bidra med data fra hele landet, noe som er viktig for å sikre geografisk dekning for alle indekser.

Utover usikkerheter ved enkeltindekser er det også knyttet noe usikkerhet til årets klassifiseringer som et resultat av at disse er basert på kun ett års undersøkelser (med unntak av 4 vannforekomster i Atna-området). Vi har dermed ikke noe mål på år-til-år-variasjoner. Denne usikkerheten vil reduseres når hver enkelt vannforekomst er prøvetatt ytterligere 2-3 ganger. Det er også knyttet noe usikkerhet til bestemmelse av elvetyper for vannforekomster som befinner seg på grensen mellom ulike elvetyper. Det er heller ikke nødvendigvis slik at de målte konsentrasjonene av kalsium og total organisk karbon (som benyttes til inndeling i elvetyper) representerer vannforekomstens naturtilstand. For å redusere usikkerheten knyttet til vannforekomster på vippen mellom ulike elvetyper har vi også tilstandsklassifisert for de alternative elvetyperne, og der tilstandsklassen ikke endres regnes resultatet som relativt sikkert. En annen faktor som gir usikre tilstandsklassifiseringer, er manglende statistiske mål på usikkerhet i de ulike indeksene/tilstandsklassifiseringene. Dette gjør det vanskelig å si hvorvidt det er stor eller liten usikkerhet knyttet til en gitt tilstandsklassifisering (verdisatt ved en såkalt nEQR-verdi, en normalisert indeksskala), og gir ekstra usikkerhet for verdier

nær klassegrensene. I mangel på statistiske usikkerhetsmål er det derfor gjort en faglig vurdering av usikkerheten knyttet til hver enkelt indeks/hvert kvalitetselement (kapittel 8.6). Det er også gjort en samlet vurdering av usikkerhet knyttet til samlet tilstandsklassifisering for hver vannforekomst (kapittel 3).

### Konklusjoner og veien videre

Basert på årets resultater konkluderer vi med at det er relativt stor usikkerhet knyttet til den samlede tilstandsklassen bestemt for hver av de ulike vannforekomstene. Den største usikkerheten er knyttet til fiskeindeksen, som med dagens metode gir tilstandsklasser som ikke fremstår som rimelige basert på kunnskapen vi har om påvirkninger i disse vannforekomstene. Her er det behov for et større datagrunnlag for våre referansevassdrag for å kunne videreutvikle indeksen til å passe flere elvetyper og økoregioner, noe dette programmet vil bidra med i årene som kommer. Som et strakstiltak anbefales det at klassifiseringsveilederen oppdateres med tydelig presisering om at den benyttede fiskeindeksen («små bekker og elver med laksefisk i lavlandet») er utviklet for lavereliggende områder (klimasone Lavland < 200 moh), og at det må utvises stor forsiktighet ved bruken av denne indeksen under andre geografiske og økologiske forhold. Ettersom vi foreløpig ikke har noen alternativer for tetthetsdata har vi altså valgt å bruke denne indeksen for alle vannforekomstene i denne undersøkelsen, slik at vi skal kunne vurdere alle vannforekomstene med samme kriteriesett. Også for de forursningsrelevante parameterne og indeksene er det behov for en gjennomgang. Men her antar vi at resultatene reflekterer en viss påvirkning, ettersom forursning i all hovedsak skyldes langtransporterte luftforurensninger, og vi derfor trolig må forvente at det vil være noen forsurede vannforekomster blant referanseelvene. Dette gjelder særlig Sør- og Vestlandet, og vil være vanskelig å unngå når vi faktisk ønsker å dekke alle elvetyper og økoregioner. Når det gjelder eutrofiering er de største påvirkningene som regel lokale, i nedbørfeltet. Slike påvirkninger er forsøkt unngått da vannforekomstene ble valgt ut, og resultatene fra undersøkelsene i 2017 og 2018 tilsier at dette er oppnådd (svært god og god tilstand i alle vannforekomstene, med unntak av de to leirvassdragene i 2018). Det er foreløpig uklart hvorvidt organisk belastning er et problem i noen av vassdragene, og her er det behov for nærmere undersøkelser for å kunne avklare hvorvidt dette er et reelt problem, eller om det er klassegrensene i ASPT-indeksen som bør justeres (og om det er behov for ulike klassegrenser for ulike elvetyper). Trolig er det indeksen som trenger justering. Blant miljøgiftene ble de langtransporterte stoffene kvikksølv og PBDE målt i konsentrasjoner over grenseverdiene i alle de 11 vannforekomstene der dette ble undersøkt, og PCB7 i 10 av disse. Påvirkning fra langtransporterte stoffer er vanskelig å unngå ettersom kilden kan ligge langt unna. At ingen andre stoffer (sett bort fra PFOS i to elver og nikkel i én) var over grenseverdiene gir støtte til valget av vannforekomstene i 2018 som referanser. Samlede konklusjoner og anbefalinger er gitt i kapittel 7.

Samlet sett mener vi utvalget av vannforekomster stort sett representerer referanseforhold med tanke på lokale påvirkninger, som ser ut til å være minimale i de aller fleste vannforekomstene, og at utvalget trolig er så godt det kan bli det med tanke på påvirkninger som skyldes langtransporterte forurensninger. Langtransporterte stoffer er vanskelig å unngå dersom man ønsker referansevassdrag fordelt utover hele landet. Det er stort behov for mer data for ulike elvetyper og økoregioner, og det vil dette overvåkingsprogrammet bidra med i årene som kommer. På sikt gir programmet også mulighet for å fange opp langtidstrenger i vanntilstand, og bidrar således med viktig kunnskap for norsk vannforvaltning.

# Summary

## About the monitoring program

The program “Monitoring of reference rivers” is part of the Norwegian authorities' testing of the classification system for reference rivers following the Water Management Regulation (“vannforskriften”). This is the Norwegian implementation of the Water Framework Directive (WFD), and the program is conducted as surveillance monitoring. The program started in 2017 with the monitoring of 47 water bodies. This report shows the results from the second year, when a total of 34 water bodies were monitored. Of these, 4 were also monitored in 2017 and the remaining 30 were new of the year. This completes the selection of water bodies to be monitored in this program, and in the future, the water bodies will have a turn-over so that they are examined every two years. In each water body, one location has been monitored in the lower part of the stream/catchment, where water chemistry was measured monthly and biology and environmental pollutants was monitored/sampled once. Water chemistry includes nutrients, acidification parameters, metals and a variety of supporting parameters. Biology includes benthic algae, macroinvertebrates and fish (fish were monitored at 2-3 locations in each water body). Environmental pollutants in fish have been measured in 11 of the water bodies. The purpose is to strengthen the data foundation for the determination of reference values in different river types, to test methodology for status classification in Norwegian rivers, to contribute to Norway's reporting requirements in accordance with the WFD, as well as to spot long-term changes in Norwegian waters caused by anthropogenic sources. These first years of the project, the focus will be on testing the methods of monitoring and to improve the data available for reference rivers.

## Classification status

In order to test the methodology under realistic conditions, the surveys were carried out as standard surveillance monitoring, and based on this year's surveys, we have classified all water bodies according to the guidelines in the Water Management Regulation. This includes biological (periphyton, macroinvertebrates and fish) and physico-chemical quality elements (phosphorus, nitrogen, pH, acid neutralizing capacity [ANC] and labile aluminium), including river basin specific substances (in water and fish).

If we include all the indicators in the calculation of overall **ecological status**, the result is that none of the water bodies achieve high status, and only 8 water bodies show good status (chapter 3.35). This means that 26 out of 34 water bodies do not reach the environmental objective - in watercourses we assume should be in reference condition. After the first year of monitoring (2017), we found that the fish index was bound by uncertainty, and we therefore chose to present the overall ecological status both with and without this quality element. If we do the same for this year's water bodies (2018), we see an improvement in 7 of the water bodies, of which 4 of these then reach the environmental objective, 1 goes from good to high status and the last 2 are in moderate status. Without the fish index, 12 out of 34 (35%) water bodies reach the environmental target in 2018, compared to 28 out of 47 (60%) of the water bodies in 2017 (without the quality element fish). The fact that the quality element fish was more often decisive for overall condition in 2017 compared with 2018 is mainly due to the fact that there are fewer water bodies in 2018 with naturally low density of salmonids (the index includes salmonids only) compared to 2017.

Looking at total *ecological status without quality element fish*, there are several other reasons why the environmental objective is not achieved. PCB7 exceeds the limit value in 10 of the 11 water bodies where this was measured in 2018 (compared to 2 out of 10 in 2017), and PCB7 is the reason why the environmental objective is not met in 8 of these. The reason for this difference between years is yet unknown, but it could be due to different ecoregions being monitored. For the remaining 14 water bodies where the environmental objective was not met, 5 were due to the acidification index of benthic algae (AIP) and 2 due to a combination of AIP and PCB7. In all these water bodies, the acidification index of macroinvertebrates (RAMI) showed high status and also the pH indicated good or high status. Similar results were also observed in 2017, and a discussion of the causes of this discrepancy can be found in the annual report for 2017 (Moe et al. 2018). The organic pollution index ASPT was another determinant of overall status and indicated moderate status in 5 water bodies. In one of these, Lundsåa, both total phosphorus and ASPT showed moderate status. In Lera, we suspect some agricultural influence, while there is little in the catchment or water chemistry that indicate a real influence in the form of organic load in the remaining water bodies. We suspect that the moderate status here is due to uncertainties associated with the ASPT index in water bodies with a high proportion of mountains in the catchment, rather than deviations from reference conditions for macroinvertebrates (Chapter 4.2.2). In the last two water bodies that did not reach the environmental objective, physico-chemical quality elements were the reason: Labile aluminium in Husstølåna and total phosphorus in the clay river Vikka.

The status classification can also be shown for *different types of human impacts*. If we use only the eutrophication-relevant parameters/indexes (benthic algae index PIT, TotP, TotN), almost all water bodies reach the objective. Exceptions are the two clay rivers that are included in the program. Of the 32 water bodies that meet the environmental objective, 28 are in the high status class (chapter 5.1). Looking only at impacts of organic matter (macroinvertebrate index ASPT), 6 water bodies show moderate status, while the remaining 28 water bodies reach the environmental objective (chapter 4.2.2). Only four of these achieve high status, which is probably due to uncertainties regarding the good/high class limit for this index, rather than an actual deviation from reference conditions. Combining the acidification-relevant parameters (benthic algae index AIP, macroinvertebrate index RAMI, pH, ANC and labile aluminium), the acidification status is high for 11 and good in 5 water bodies, thus meeting the environmental objective. Of the 8 water bodies that do not meet the objective (acidification is not used for moderately calcareous water bodies) 6 are moderate, 1 is poor and 1 is in bad status. The AIP index is the determining parameter in 7 out of 8 cases where the acidification status is moderate or worse (Chapter 5.2).

*Chemical status* is calculated based on environmental pollutants in the category “priority substances” from water and fish. Environmental pollutants in fish were examined in 11 water bodies and all failed to meet the objective due to elevated concentrations of mercury (Hg) and polybrominated diphenyl ethers (PBDE). These substances are long-range and considered ubiquitous, and their limit values in biota sufficiently low for them to surpass the EQS in most surveys. Therefore, in order to prevent PBDE and Hg from masking any other findings, we have chosen to present chemical status also without these substances (last column in Table 40). In addition to environmental pollutants in fish, the priority substances cadmium, nickel, lead and mercury were sampled in water from all water bodies. Combined, and disregarding Hg and PDBE, three rivers did not meet the objective in 2018: Lomma and Kjaglielva, both situated in Bærumsmarka outside Oslo, showed elevated concentrations of PFOS in trout, which should be followed up further. Sametielva, which is in the

range of atmospheric deposition from the nickel smelters of Nikel (Russia), showed elevated concentrations of nickel in the water samples (chapter 4.7.1).

Status classification of each water body is shown in chapter 3, and for each quality element in chapter 4. An overview of the status for all water bodies can be found in chapter 3.35.

#### **Uncertainties associated with status classification**

Two of the four priorities of this project address uncertainties. One addresses uncertainties regarding what reference conditions look like, and the other deals with uncertainties related to methodology. Overall, the aim of the program is to reduce both types of uncertainty, and therefore, it is important to assess the results in light of these uncertainties.

Considerable uncertainty is associated with the overall status classifications in 2018. This is mainly because of high uncertainty of some indices and quality elements, and that the “one out, all out principle” in several cases in this project has resulted in the more uncertain indices overriding the results of the indices that are more fully developed. In this project, which is a development project, it is therefore most appropriate to look at the individual indices, rather than the overall status. The results from the first two-year cycle (2017 and 2018) show, for most *single indices* and *single parameters*, good or high status for most of the water bodies. Of the indices to which more uncertainty is attached, it is especially the fish index that has struck out with low status classes in 2017 and 2018. This is most likely because the index does not account for naturally low fish densities and is not really developed for lower-lying rivers with a low share/density of salmonids. The fish index was, however, less decisive of overall ecological status in 2018 compared to 2017, which may reflect the monitoring of geographically different areas. It is also uncertain whether the current sampling methods manage to produce results that reflect the actual conditions. There is a need for further development of the fish index so that it better reflects the natural inequalities between the different river types and regions (chapter 4.3 and 8.6.5). For the ASPT index, the results indicate that the class boundary good/high is too strict, and that there may be a need for separate reference values and class limits for different river types (chapter 4.2.2 and 8.6.4). There are also uncertainties in the acidification indexes, where more data on reference conditions for benthic algae and macroinvertebrates are required for more of the river types. There is also a need for a comparison of reference values between the various acidification indices for the different river types, as well as an assessment of what is the most sensitive biological quality element within different parts of the pH scale (for a discussion of this, reference is made to chapters 4.1.4 , 4.2.3 and 5.2 in Moe *et al.* 2018). For the river basin district specific and priority substances there is less uncertainty regarding the limit values need adjustment of the substances monitored in this programme. Going further into the above-mentioned issues, we will also address the results where good or high status has been achieved, to assess whether this in fact reflects the actual environmental condition. This program will contribute with data from all over Norway, which is important to secure a full geographic cover for all indices.

In addition to uncertainties in individual indices, there is also some uncertainty associated with this year's classification as a result of these being based on only one year of surveying (except for 4 water bodies in the Atna area). We thus know nothing of year-to-year variations. This uncertainty will be reduced when the water bodies have been monitored a further 2-3 times. There is also some uncertainty in the determination of river types for the water bodies at the border between different river types. Also, it is not necessarily so that the measured concentrations of calcium and total organic carbon (used for deciding river types) represent the original concentrations in these waters. In order

to reduce the uncertainty associated with water bodies on the border between different river types, we have also classified the alternative river types, and where the class is not changed, the result is considered relatively certain. Another factor that increases the uncertainty is the lack of a statistical measure of uncertainty in the various indices/classifications. This makes it difficult to say whether the uncertainties associated with a given status classification (represented by a so-called nEQR value, a normalised index scale) is small or large, leading to additional uncertainty when nEQR values are close to the class boundaries. Therefore, in the absence of statistical uncertainty measures, we have in broader terms assessed the uncertainty associated with each index/quality element in chapter 8.6. An overall assessment of uncertainty related to overall status classification for each water body has also been made (chapter 3).

### **Conclusions and future prospects**

Based on the results from this first year, we conclude that there is a relatively high uncertainty related to the determined overall status classes. The highest uncertainty is linked to the fish index, which, according to today's methods, provides status classes that do not appear to be reasonable based on the knowledge we have about the impacts in the catchments of these water bodies. There is a need for a larger database for our reference rivers, that covers the different river types and regions, in order to further develop the index. This project will be an important contributor to this. As a quick-fix, we recommend that the classification guide ("Klassifiseringsveileder 02:2018") is updated with clarification that the fish index used here (small streams and rivers with salmonids in the low-lands) is developed for lower regions (climate zone "Lowland" < 200 moh), and that great care must be taken if the index is used in other geographic or ecologic circumstances. As there currently is no good alternative to this index for the streams in this survey, we have chosen to use the same index for all streams, as this at least enables a similar assessment of all water bodies. Also for the acidification relevant parameters and indices, there is a need for a review. However, we assume that the results reflect a certain impact, as acidification is mainly due to long-range air pollution, and we therefore expect that some of the reference rivers will be acidified. This is especially true of southern and western Norway and will be difficult to avoid as we want to cover all river types and regions. In terms of eutrophication, this is usually a locally induced impact, with sources within the catchment. Such sources were avoided when selecting water bodies for this study, and the results from 2017 and 2018 indicate that the selection was successful to this end (high and good status in all water bodies, except the 2 clay rivers in 2018). It is currently unclear whether organic pollution is a problem in some of the water bodies, and there is a need for further monitoring to clarify whether this is a real problem or whether the class boundaries of the ASPT index should be adjusted (and whether there is a need for different class boundaries in different river types). We assume it is the index that needs adjustments. Of environmental pollutants, the long-range substances mercury and PBDE were found in concentrations above the boundary limits in all 11 sites where they were measured, and PBDE in 10 of these. The influence of long-range substances is difficult to avoid as the sources may be far away. The fact that no other substances (apart from PFOS in two rivers and nickel in one) were above the limit values supports the selection of water bodies in 2018 as references. Conclusions and suggested future steps are provided in Chapter 7.

Overall, we consider the selection of water bodies to represent reference conditions in view of local impacts, which seem to be minimal in most water bodies, and that the selection is probably as good as it may be in view of the effects of long-range air pollution. The latter is hard to avoid when we want reference water bodies across the country. There is a great need for more data for different river types and regions, and this monitoring program will contribute to this in the years to come. In



the long term, the program also provides the opportunity to capture long-term trends in water quality, thus contributing important knowledge for Norwegian water management.

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn

Norge er et lite land med mye vann: Vi har en lang kystlinje, mye nedbør og mange bekker, elver og innsjøer. Sammenliknet med resten av Europa er våre vannforekomster relativt rene og uberørte, men like fullt er om lag 70 % av våre største vassdrag påvirket av reguleringer ([www.nve.no](http://www.nve.no)), landbruket intensiveres, det er utbredt skogbruk (inkludert næringstilførsler for å øke CO<sub>2</sub>-opptaket), industriutslipp, langtransporterte stoffer, stadig nye miljøgifter og en fortsatt økende befolkning, så også norske vannforekomster er utsatt for høyt, og økende, press (Iversen 2015).

Vår desidert viktigste kilde til drikkevann er overflatevann, det vil si innsjøer og elver, og disse er også vår viktigste kilde til vann for landbruk, industri, husdyrhold, husholdningsvann og det meste annet vi har behov for ferskvann til. Uten dette vannet kollapser vårt samfunn, og for å unngå sykdom må vannet også ha en viss kvalitet. Naturlige økosystemer kan bidra til å rense vannet, de har rekreativ verdi og de har en egenverdi i seg selv. Naturlige økosystemer kan også bidra i kampen mot klimaendringene: Med hyppigere skybrudd har vi behov for flomdemping, og naturlige økosystemer kan virke flomdempende ved at de filtrerer og holder igjen vann i de øvre deler av vannforekomstene, og slik fungerer som en svamp som reduserer vannmengden i de nedre delene av vassdraget, der befolkningstettheten er størst.

For å sikre en helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannet vårt har Norge definert et lovverk som skal beskytte vannmiljøet. Dette lovverket kalles vannforskriften («Forskrift om rammer for vannforvaltningen»), og er Norges implementering av EUs Rammedirektiv for vann (vanndirektivet). Lovverket krever at det gjøres en vurdering av alle vannforekomsters tilstand, og der en vannforekomst viser seg å være i dårligere tilstand enn et gitt miljømål, kreves i utgangspunktet tiltak for å restaurere eller rehabilitere vannforekomsten til den når målet (det finnes noen unntak til denne regelen, blant annet gjelder varianter av ordningen for sterkt modifiserte vannforekomster; SMVF). Miljømålene er satt i henhold til hva som er antatt naturtilstand (kalt referansetilstand) for den gitte vannforekomsten, og kun små avvik fra referansetilstanden er godkjent.

For å finne ut hva som er referansetilstand i ulike vanntyper er det behov for kunnskap om både artssammensetning og tetthet av ulike biologiske grupper (alger, vannplanter, bunndyr og fisk) samt konsentrasjoner av ulike stoffer (næringssalter, forsuringsparametere, vannregionspesifikke stoffer og prioriterte stoffer) i tilnærmet upåvirkede vannforekomster. Undersøkelser av dette dekkes gjennom såkalt basisovervåking, som skal gi kunnskap om referansetilstand i ulike vanntyper, og om endringer i miljøtilstand som følge av naturlig utvikling og storskala menneskelig påvirkning. Basisovervåking av referanseinnsjøer har foregått i flere år (ØKOFERSK), men for elver har det ikke vært et tilsvarende program, før oppstart av dette programmet i 2017. Da ble det undersøkt 43 ulike vannforekomster, pluss fire stasjoner i tre foreskjellige vannforekomster i Atna-vassdraget. I 2018 ble det undersøkt 30 nye vannforekomster, samt de fire stasjonene i Atna, som er med i programmet hvert år. Heretter vil disse vannforekomstene (utenom de fire i Atna) undersøkes hvert annet år, så med denne rapporten er alle vannforekomster i programmet undersøkt. I skrivende stund er vi i gang med prøvetakingen for andre toårssyklus, hvor vannforekomstene fra 2017 undersøkes for andre gang.

## 1.2 Formål

Dette overvåkingsprogrammet er en del av norske myndigheters basisovervåking. Det skal overvåke et større antall antatte «referanseelver» (vannforekomster uten eller med kun ubetydelig menneskelig påvirkning) for å skaffe ny kunnskap om referansetilstand for ulike elvetyper og økoregioner. Dette gjøres gjennom å kartlegge biota (påvekstalger, bunndyr og fisk) og måle konsentrasjoner av miljøgifter, næringssalter og forsuringsparametere. Basert på dette tilstandsklassifiseres alle disse antatt upåvirkede vannforekomstene, i henhold til Norges forpliktelser overfor vanndirektivet. Utover å oppfylle våre forpliktelser forventes resultatene å gi norsk vannforvaltning et bedre grunnlag for å sette en realistisk referansetilstand for de ulike elvetyperne, og data fra denne overvåkingen skal også kunne benyttes til å verifisere og videreutvikle klassifiseringssystemet for miljøtilstand i elver. Programmet gir videre mulighet for systematisk å lete opp kilder til usikkerhet knyttet til metodikken som i dag anvendes, i alle ledd fra prøvetaking til tilstandsklassifisering. Dataene vil videre legges til grunn for å vurdere klimaeffekter, tiltak for å oppnå god miljøtilstand, og identifisering av behov for reguleringer av kjemikalier nasjonalt og/eller internasjonalt.

Miljødirektoratet har uttrykt fire hovedmål for programmet:

- 1) *Teste metodikk for tilstandsklassifisering av norske elver*
- 2) *Styrke datagrunnlaget for fastsettelse av referanseverdier for de ulike kvalitetselementene i vanlige norske elvetyper innenfor alle økoregioner.*
- 3) *Bidra til å oppfylle Norges rapporteringsforpliktelser overfor vanndirektivet.*
- 4) *Fange opp langsiktige endringer i vanntilstand som skyldes klimaendringer eller andre menneskelige påvirkninger»*

## 1.3 Hvordan vi svarer på formålene

Overvåkingsprogrammet imøtekommer formål 1 ved at det dekker et bredt utvalg av elvetyper og økoregioner. Det er dog viktig å være klar over at programmet kun ser på referansevassdrag, og dermed ikke forventes å dekke gradienter i påvirkninger, slik at klassegrenser for påvirkede vannforekomster ikke forventes å kunne testes, kun referanseverdier. Ettersom et såpass bredt utvalg av elvetyper overvåkes vil også feltmetodikk kunne testes, samt prosedyrer helt frem til tilstandsklassifiseringen.

Overvåkingen og datainnsamlingen imøtekommer formål 2 ved at det styrker datagrunnlaget for fastsettelse av referanseverdier. Naturlige variasjoner vil alltid spille inn i tilstandsklassifiseringen, så for å sikre gode referanseverdier anbefales det 2-3 år med data fra en gitt vannforekomst for å få med år-til-år variasjon. Ettersom vi nå kun har data fra én undersøkelse i hver vannforekomst, forventes det at dette formålet vil bli en mer viktig del av overvåkingsprogrammet i årene som kommer.

Norge har forpliktet seg til å gjennomføre vanndirektivet. Dette innebærer å rapportere tilstanden i våre vannforekomster til ESA hvert sjette år. Selv om det anbefales 2-3 år med data før sikker tilstandsklassifisering, er klassifiseringene som foreligger fra første toårssyklus med undersøkelser en god start på dette arbeidet, og slik oppfyller vi våre rapporteringsforpliktelser for referansevassdrag, og bidrar dermed til formål 3. Det er utfordrende å finne gode referansevassdrag

for alle elvetyper, og en del av oppgaven de to første årene (2017 og 2018) vil være å avgjøre hvorvidt tilstanden i disse vassdragene er god nok, og påvirkningene såpass ubetydelige, at de kan fungere som referansevannforekomster.

For å fange opp langsiktige endringer i vanntilstand som skyldes klimaendringer eller andre menneskelige påvirkninger kreves lange tidsserier, kunnskap om førtilstand og i mange tilfeller data som ikke samles inn gjennom overvåkingsprogrammet (for eksempel vannføring og nedbørdata). For å oppfylle formål 4 har vi i nå i starten av programmet heller valgt å fokusere på innsamling av data fra andre kilder, for å kvantifisere blant annet nedbørfeltegenskaper, beregne belastning av atmosfærisk tilførsel av svovel og nitrogen, samt beregning av trender i klima, deponisjon og vannføring (Moe mfl. 2018). Ekstremvær - enten det er i form av store mengder nedbør eller lange perioder med varme og tørke, slik som vi opplevde i 2018, antas å bli vanligere i årene som kommer som følge av klimaendringene. Ekstremvær vil påvirke livet i elver og bekker på mange vis, og i årets rapport har vi valgt å fokusere litt ekstra på én slik påvirkning, nemlig hvordan tørkesommeren 2018 kan ha påvirket fisken i elvene våre.

## 1.4 Innholdet i årets rapport

Denne rapporten presenterer resultatene fra de 34 vannforekomstene som ble undersøkt i 2018. Resultatene fra de 47 vannforekomstene som ble undersøkt i programmets første år er presentert i Moe mfl. (2018).

Etttersom dette er første år med undersøkelser i disse vannforekomstene, er det tilstandsklassifisering (formål 3) som er hovedoppgaven i denne rapporten. Vi presenterer derfor dette elementet først. Presentasjonen av resultatene er lagt opp for at også lokal forvaltning raskt skal kunne finne frem til sin vannforekomst. For å få en samlet oversikt over undersøkelsens omfang, samt typologi som er nødvendig for klassifisering, er det innledningsvis presentert en oversikt over alle prøvetakingsstasjonene, elvetyperne og parameterne som er prøvetatt (kapittel 2). Deretter kommer resultatene for hver vannforekomst (kapittel 3), innledet av en presentasjon av usikkerhetsvurderingene som er gjort for den samlede tilstandsklassifiseringen. Det er mange usikkerheter knyttet til både typifiseringen og de andre delene av klassifiseringsarbeidet, og dette er viktig bakgrunnskunnskap å ha med seg når en skal vurdere resultatene. Vi anser det som viktig at alle som ønsker å benytte seg av dataene og klassifiseringene setter seg godt inn i usikkerhetsvurderingene. Deretter kommer en samlet tilstandsklassifisering for landet sett under ett (kapittel 3.35). I kapittel 4 er resultatene for hvert enkelt kvalitetselement presentert, slik at trender for hele landet kan studeres per kvalitetselement som er undersøkt. Videre er de ulike hovedpåvirkningene diskutert hver for seg, med organisk belastning beskrevet under kapittel 4.2.2 (dette er samlet i bunndyrkapitlet, ettersom det kun er bunndyrindeksen ASPT som beskriver effekter av organisk belastning), og de samlede eutrofierings- og forsuringsparametere beskrevet i henholdsvis kapittel 5.1 og 5.2.

Data fra mer enn ett år med tilstandsklassifisering bør helst foreligge før vi kan gi en god vurdering metodikken for tilstandsklassifisering (formål 1) og datagrunnlaget for fastsetting av referanseverdier (formål 2). Vi har allikevel har vi gjort noen betraktninger rundt dette basert på de samlede resultatene etter første toårssyklus (2017 og 2018; kapitlene 6.1 og 6.2).

En konklusjon etter overvåkingsprogrammets første toårssyklus er samlet etter alle resultatene, i kapittel 7. For dem som er interessert i metodikken bak undersøkelsene, inkludert klassifiseringsprosedyrer, kan disse finnes til slutt, i kapittel 8. Dette inkluderer en mer grundig gjennomgang av usikkerhetene knyttet til alle ledd av undersøkelsene og klassifiseringen (kapittel 8.6.8).

## 2. Prøvetakingsstasjoner og parametere

Miljødirektoratet har valgt hvilke vannforekomster og prøvetakingsparametere som skal overvåkes, og det er et bredt utvalg av både elvetyper og parametere som undersøkes. I dette kapitlet presenteres vannforekomstene og prøvetakingsstasjonene (kapittel 2.1), elvetyper (kapittel 2.2) og parametere som er prøvetatt (kapittel 2.3). Mer detaljer om hver stasjon/vannforekomst som er undersøkt finnes i kapittel 3 og i vedleggsrapporten om fisk (Myrvold & Bækkelie 2019), mens mer informasjon om hver parameter er beskrevet i kapittel 8.

### 2.1 Prøvetakingsstasjoner

Overvåking i referanseelver dekker et stort utvalg vannforekomster gjennom en toårssyklus, med rullering slik at halvparten prøvetas hvert år. I 2018 ble det undersøkt 34 stasjoner i 33 vannforekomster, mot 46 stasjoner i 47 vannforekomster i 2017. Tre av vannforekomstene ligger i Atna-vassdraget og undersøkes hvert år ved fire prøvetakingsstasjoner: Atna DAN03, Atna DAN04, Atna DAN11 og Døråe (Atna DAN02). Disse stasjonene var tidligere del av et annet overvåkingsprogram på biologisk mangfold i Atna, men har blitt videreført som stasjoner i overvåkingen av referanseelver. Alle vannforekomster som inngår i overvåkingsprogrammet er vist i Figur 1, og stasjonene som ble prøvetatt i 2018 er beskrevet i Tabell 1.

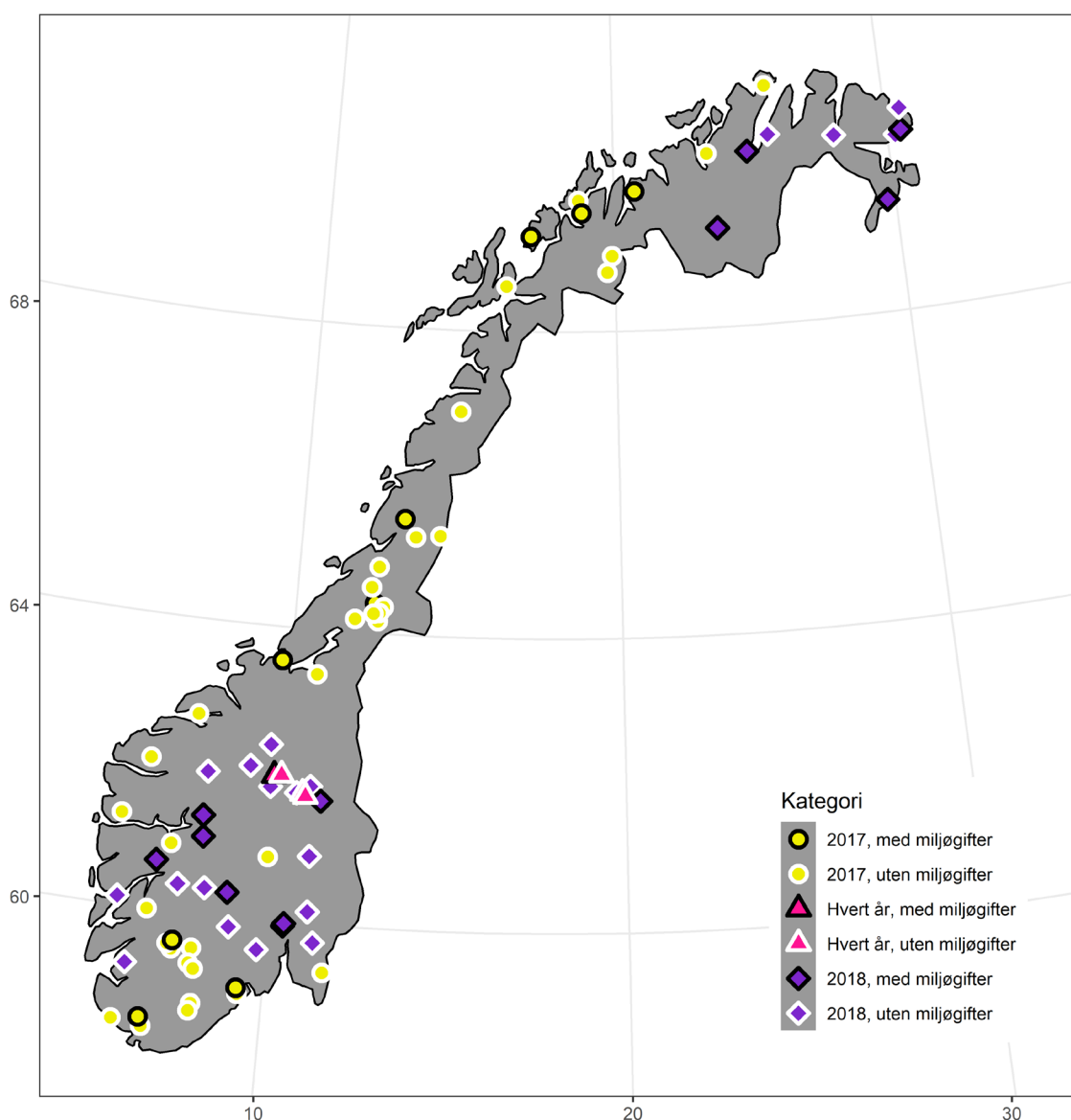
Det har vært lagt vekt på å finne representative og gode stasjoner for prøvetaking av i de ulike vannforekomstene. Det har her vært flere hensyn å ta:

1. Stasjonene har vært forsøkt hensiktsmessig plassert med tanke på praktisk adkomst og trygg gjennomføring, ikke minst med tanke på at vannprøvene er samlet inn av lokale prøvetakere og gjennom hele året, altså skal det være trygt og mulig å prøveta også i vintersesong og mørketid.
2. For de biologiske kvalitetselementene har det vært prioritert å prøveta på stasjoner med habitat som er egnet for de ulike kvalitetselementene.
3. Der det foreligger tidligere data og/eller annen pågående overvåking, har eksisterende stasjonsnett vært forsøkt prioritert.

I og med at dette er overvåking av referanseelver og ikke tiltaksovervåking, har vi vurdert utvelgelse av representative stasjoner for vannforekomsten som viktigere enn antall stasjoner:

1. Indeksene for påvekstalger og bunndyr er utviklet for vannkjemiske påvirkninger (eutrofiering, forsurening og organisk belastning). Siden det er snakk om referanseelver er det ikke forventet punktkilder for utslipp som kan påvirke biologien, og én stasjon nederst i vannforekomsten antas dermed å være representativ for tilstanden også oppstrøms. For påvekstalger og bunndyr er det følgelig kun foreslått én prøvetakingsstasjon per vannforekomst, på egnet sted og substrat så nær vannkjemisk prøvetakingspunkt som mulig. For bekkefelt er det valgt samme bekk for vannprøvetaking og påvekstalger og bunndyr, samt minst én av fiskestasjonene.
2. Fisk er i større grad enn påvekstalger og bunndyr påvirket av hydromorfologiske endringer og vandringshindre (naturlige eller menneskeskapte), så for å kartlegge en vannforekomst med tanke på fisk er det nødvendig med flere stasjoner enn kun én i nedre del av vassdraget. Dagens klassifiseringsveileder og standard for el-fiske anbefaler én stasjon per kilometer

elv/vannforekomst. I et rapportutkast til Miljødirektoratet («Metoder - økologiske kvalitetselementer», upublisert) anbefales det at det skal fiskes på tre stasjoner per kilometer elv, eller på minst tre stasjoner i elver kortere enn 1 km. Mange av vannforekomstene i programmet er imidlertid lange (> 10 km) og ved å følge denne standarden ville antall stasjoner blitt svært høyt. Ettersom dette er overvåking av referanseelver og ikke tiltaksovervåking har vi foreslått at det el-fiskes på tre habitatmessig representative stasjoner per vannforekomst. Dette ble gjennomført i de fleste elvene i 2018, med unntak av noen få, hvor det ble fisket på 2 stasjoner. På grunn av naturlig variasjon i årsklassestyrke vil det ta noen år med overvåking for å vurdere om antall stasjoner per elv er tilstrekkelig for å fange opp faktisk økologisk tilstand.



Figur 1. Kart som viser alle prøvetakingslokalitetene som inngår i programmet «Overvåking av referanseelver». Lilla triangler viser vannforekomster som ble prøvetatt i 2018 (og er planlagt i partallsår), mens gule sirkler viser vannforekomster som ble prøvetatt i 2017 (og er planlagt prøvetatt i oddetallsår). Rosa trekant viser vannforekomster som prøvetas årlig. Sort kant rundt symbolet viser vannforekomster der det er prøvetattfisk for miljøgiftanalyser i biota, de resterende vannforekomstene har hvit kant.

**Tabell 1. Oversikt over vannforekomstene som ble undersøkt i 2018**

Kortnavn viser navnene som brukes om vannforekomstene i rapporten og bokstaven i parentes viser økoregion (F = Finnmark og indre Troms, M = Midt-Norge, V = Vestlandet, S = Sørlandet og Ø = Østlandet). Vann-nett ID viser vannforekomstens unike ID i vann-nett (www.vann-nett.no). Koordinatene (X = lengdegrad, Y = breddegrad; UTM sone 33) angir punkt for vannprøvetaking; koordinater for biologisk prøvetaking er samlet i Vedleggstabell 1

Navn på vannforekomst i vann-nett	Kortnavn	Vann-nett ID	X	Y
Stabburselva - midtre	01. Stabburselva (F)	223-103-R	872181	7815520
Bissojohka - Børselva øvre	02. Børselva (F)	225-88-R	898521	7841023
Máskejohka/Masjok	03. Máskejohka (F)	234-229-R	988990	7849169
Skallelva-Gállajohka nedre Čŋáščádjeár	04. Skallelva (F)	239-35-R	1073537	7859277
Komagelva - Stuorrajohka nedre	05. Komagelva (F)	239-37-R	1079662	7867227
Sandfjordelva - Dávatjohka bekkefelt	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	238-48-R	1073878	7896658
Láhpojohka	07. Láhpojohka (F)	212-1729-R	840477	7706367
Sametielva	08. Sametielva (F)	246-15-R	1073168	7768409
Driva, Svánnå - Rundhaugen	09. Driva (M)	109-199-R	223085	6931196
Bjoreio, øvre del	10. Bjoreio (V)	050-82-R	81406	6718466
Bekkefelt nedre del av Smeddalselvi og Mørkedøla	11. Smeddalselvi (V)	073-78-R	120914	6791263
Raundalselva	12. Raundalselva (V)	062-266-R	49105	6755337
Bots- Yddals- og Halavatnet bekkefelt	13. Femangerelva (V)	053-38-R	-11377	6700659
Tjössåna og Husstølåna - øvre	14. Husstølåna (V)	035-56-R	-396	6597687
Utlå	15. Utlå (V)	074-178-R	120874	6823414
Digeråe	16. Digeråe (S)	016-1617-R	160370	6652367
Numedalslågen fra Skrykken og Geitsjøen til Ossjøen	17. Numedalslågen (Ø)	015-920-R	122884	6712273
Smådøla, øvre	18. Smådøla (Ø)	015-687-R	157754	6705413
Tegninga	19. Tegninga (Ø)	002-218-R	283285	6868221
Store Ula	20. Store Ula (Ø)	002-2053-R	222853	6867504
Otta mellom Vuluvatnet og Pollvatnet	21. Otta (Ø)	002-2398-R	127944	6890123
Kjaglielva	22. Kjaglielva (Ø)	008-90-R	244061	6654764
Kjørstadelva	23. Kjørstadelva (Ø)	015-1147-R	203586	6617393
Mistra, nedre del	24. Mistra (Ø)	002-207-R	299060	6846273
Leirelva	25. Lera (Ø)	002-620-R	283265	6762181
Setninga	26. Setninga (Ø)	002-1673-R	262249	6858586
Jora, nedre del	27. Jora (Ø)	002-1933-R	192588	6899111
Lomma øvre	28. Lomma (Ø)	008-79-R	245719	6658183
Sogna / Vikka	29. Vikka (Ø)	002-604-R	281734	6676789
Bekkefelt til Øyeren i Trøgstad	30. Lundsåa (Ø)	002-2572-R	290528	6628998
Døråe	31. Døråe (Ø)	002-1869-R	228134	6884507
Atna (Lii - Myrtjørna)	32. Atna03 (Ø)	002-300-R	239064	6885054
Atna (Atnsjøen - Atnoset)	33. Atna04 (Ø) <sup>1</sup>	002-305-R	249293	6866737
Atna (Atnsjøen - Atnoset)	34. Atna11 (Ø) <sup>1</sup>	002-305-R	275544	6853173

<sup>1</sup> Atna04 og Atna11 er i samme vannforekomst.

På bakgrunn av det som er beskrevet over ble det i hver vannforekomst forsøkt å prøveta så langt nedstrøms som mulig, for slik best å beskrive tilstanden i hele vannforekomsten (med unntak av fisk). Samtidig var det ønskelig at vannforekomstene skulle være så nær referansetilstand som mulig, uten



betydelig menneskelig påvirkning i nedbørfeltet. I en del av vannforekomstene var det landbruk eller andre påvirkninger i nedre del av vannforekomsten, og da er prøvetakingspunktet forsøkt plassert oppstrøms dette (gitt at det ikke reduserte vannforekomstens utstrekning for mye). Dette er gjort fordi vi har lagt mer vekt på referansetilstand enn vannforekomstgrenser, ettersom det er stort behov for kunnskap om referansevassdrag i Norge, og ettersom grensene for vannforekomstene er definerte og ikke naturgitte.

Noen av vannforekomstene er bekkefelt bestående av mange separate bekker, for eksempel rundt en innsjø eller en større elv. Her vil det ofte være ulike miljøforhold i de ulike bekkene. I bekkefelt er anbefalt praksis å prøveta 2-4 bekker, hvorav for eksempel én er antatt påvirket og én antatt upåvirket, og deretter midle indeksverdiene man får. Ettersom bekkefeltene i dette overvåkingsprogrammet forventes å være upåvirket, har vi i første toårssyklus kun prøvetatt én stasjon for påvekstalger og bunndyr (og flere stasjoner for fisk) også i bekkefelt.

Koordinatene i Tabell 1 viser hvor månedlige vannprøver ble tatt. Prøvetaking av påvekstalger og bunndyr ble stort sett utført i nærheten av dette punktet, og der det har latt seg gjøre har også en av el-fiskestasjonen vært plassert her. Eksakte koordinater for biologisk prøvetaking finnes i Vedleggstabell 1 samt i den nasjonale databasen Vannmiljø.

Vannforekomster i Norge har ofte lange navn, så for å forenkle lesing av rapporten har vi laget kortnavn for hver vannforekomst (kolonne 2 i Tabell 1). Disse består av et nummer, kortnavn og første bokstav i økoregionen (i parentes).

## 2.2 Elvetyper

Alle vannforekomster har blitt tildelt en elvetype i vann-nett basert på klimaregion, kalsium (Ca), alkalitet, totalt organisk karbon (TOC) og fargetall. For en del vannforekomster har datagrunnlaget for denne inndelingen vært sparsom, og i henhold til Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018) anbefales det å benytte egne målte data dersom disse representerer månedlige prøver gjennom hele året. Vi har brukt månedlige målinger av vannkjemi fra januar til desember 2018 som grunnlag for inndelingen i elvetyper (Tabell 2). Der disse elvetyperne avviker fra elvetyperne i vann-nett er dette beskrevet i Tabell 2.

### VANN-NETT

Vann-Nett er inngangsportalen til informasjon om vann i Norge. For hver vannforekomst kan man her finne faktaark med kart, vanntype, tilstand, påvirkninger, tiltak og annen relevant informasjon.

### VANN-NETT

Vann-Nett Portal: [www.vann-nett.no](http://www.vann-nett.no)

Eksempel på faktaark:

[Skillefjordelva - Skirvvejohka 213-438-R](#)

**Tabell 2. Oversikt over elvetyper for de ulike vannforekomstene**

Klimaregion er hentet fra vann-nett (lav <200 moh, middels 200-800 moh/tregrensa, høy >800 m/tregrensa), resten er basert på målinger og undersøkelser gjort i dette programmet. Elvetyperne er basert på tabell 3.6 i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). Der det er usikkerheter rundt bestemmelsen av elvetype er det satt inn alternativ elvetype (Alt. Type nr.; alternative elvetyper i parentes er mindre sannsynlige). Avvik vann-nett viser hvilke parametere som er avviker dersom målt vann-type er forskjellig fra den som er registrert i vann-nett. Anadrom viser om elven har bestander av anadrom laksefisk (Ja/Nei betyr at dette varierte mellom el-fiskestasjonene). Allopatrisk (Allo) betyr at vannforekomsten kun har én registrert art av en laksefisk (ørret, laks eller røye), mens sympatrisk (Sym) betyr en laksefisk sameksisterer med én eller flere andre fiskearter. Allo/Sym betyr at dette varierte mellom el-fiskestasjonene.

Rapportnavn	Klima-region	Kalsium	TOC	Type nr.	Alt. Type nr.	Avvik vann-nett	Anadrom	Allopatrisk/sympatrisk
01. Stabburselva (F)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204	R207	Ca & TOC	Ja	Sym
02. Børselva (F)	Middels	Moderat kalkrik	Klar	R207		TOC	Ja	Sym
03. Måskejohka (F)	Middels	Moderat kalkrik	Klar	R207		TOC	Ja	Sym
04. Skallelva (F)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204	(R205, R207)	TOC	Ja	Sym
05. Komagelva (F)	Middels	Kalkfattig, svært klar	Svært klar	R204	R207	TOC	Ja	Allo/Sym
06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	Høy	Svært kalkfattig (d)	Svært klar	R301d	R304 (R305, R303d)	Ca & TOC	Ja	Allo
07. Láhpojohka (F)	Middels	Kalkfattig	Klar	R205	R206 (R207, R208)	TOC	Nei	Sym
08. Sametielva (F)	Middels	Kalkfattig	Humøs	R206	R208		Nei	Allo/Sym
09. Driva (M)	Middels	Moderat kalkrik	Klar	R207		Ca	Nei	Allo
10. Bjoreio (V)	Middels	Moderat kalkrik	Klar	R207	R205 (R204)	Ca	Nei	Sym
11. Smeddalselvi (V)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204		Ca & TOC	Nei	Sym
12. Raundalselva (V)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R201d	R204	Ca & TOC	Nei	Sym
13. Femangerelva (V)	Høy	Kalkfattig	Klar	R305	R205		Nei	Sym
14. Husstølåna (V)	Lav	Kalkfattig	Klar	R105	R106 (R102d, R103d)	Ca	Ja/Nei	Allo/Sym
15. Utlå (V)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204	(R205)	Ca & TOC	Nei	Sym
16. Digeråe (S)	Middels	Kalkfattig	Klar	R205		TOC	Nei	Allo
17. Numedalslågen (Ø)	Høy	Kalkfattig	Svært klar	R304		TOC	Nei	Allo/Sym
18. Smådøla (Ø)	Middels	Kalkfattig	Klar	R205			Nei	Sym
19. Tegninga (Ø)	Høy	Svært kalkfattig (d)	Svært klar	R301d	R301c, R304	TOC	Nei	Sym
20. Store Ula (Ø)	Høy	Svært kalkfattig (b)	Svært klar	R301b		TOC	Nei	Ikke funnet fisk
21. Otta (Ø)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204		Ca & TOC	Nei	Sym
22. Kjagielva (Ø)	Middels	Moderat kalkrik	Klar	R207	R109	TOC	Nei	Allo
23. Kjørstadelva (Ø)	Middels	Moderat kalkrik	Klar	R207	R109, R208	TOC	Nei	Allo/Sym
24. Mistra (Ø)	Middels	Kalkfattig	Klar	R205	R206	Ca & TOC	Nei	Sym
25. Lera (Ø)	Middels	Moderat kalkrik	Humøs	R208		Ca	Nei	Allo/Sym
26. Setninga (Ø)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204	R207	TOC	Nei	Sym
27. Jora (Ø)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204		Ca & TOC	Nei	Allo
28. Lomma (Ø)	Lav	Moderat kalkrik	Humøs	R108	R107	Ca	Nei	Allo/Sym
29. Vikka (Ø)	Lav	Leirvassdrag	Leirvassdrag	R111			Nei	Ikke funnet fisk

**Tabell 2. Oversikt over elvetyper for de ulike vannforekomstene**

Klimaregion er hentet fra vann-nett (lav <200 moh, middels 200-800 moh/tregrensa, høy >800 m/tregrensa), resten er basert på målinger og undersøkelser gjort i dette programmet. Elvetyperne er basert på tabell 3.6 i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). Der det er usikkerheter rundt bestemmelsen av elvetype er det satt inn alternativ elvetype (Alt. Type nr.; alternative elvetyper i parentes er mindre sannsynlige). Avvik vann-nett viser hvilke parametere som er avviker dersom målt vann-type er forskjellig fra den som er registrert i vann-nett. Anadrom viser om elven har bestander av anadrom laksefisk (Ja/Nei betyr at dette varierte mellom el-fiskestasjonene). Allopatrisk (Allo) betyr at vannforekomsten kun har én registrert art av en laksefisk (ørret, laks eller røye), mens sympatrisk (Sym) betyr en laksefisk sameksisterer med én eller flere andre fiskearter. Allo/Sym betyr at dette varierte mellom el-fiskestasjonene.

Rapportnavn	Klima-region	Kalsium	TOC	Type nr.	Alt. Type nr.	Avvik vann-nett	Ana-drom	Allopatrisk/sympatrisk
30. Lundsåa (Ø)	Lav	Leirvassdrag	Leirvassdrag	R111			Nei	Ikke funnet fisk
31. Døråe (Ø)	Høy	Svært kalkfattig (c)	Svært klar	R301c		TOC	Nei	Ja
32. Atna03 (Ø)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204		TOC	Nei	Allo/Sym
33. Atna04 (Ø)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204	R205	TOC	Nei	Sym
34. Atna11 (Ø)	Middels	Kalkfattig	Svært klar	R204	R205	TOC	Nei	Sym

I de tilfellene hvor målte konsentrasjoner av Ca og alkalitet, eller fargetall og TOC, tilsier ulike elvetyper har vi valgt å benytte henholdsvis Ca og TOC som de avgjørende parameterne, men alternativ elvetype er satt inn i Tabell 2, og tilstandsklasser er beregnet også for disse elvetyperne for de indeksene der dette er relevant. Basert på målte gjennomsnittskonsentrasjoner av STS er vannforekomstene 29. Vikka (Ø) og 30. Lundsåa (Ø) definert som leirvassdrag.

For enkelte indekser er det nødvendig å vite om vannforekomsten som er prøvetatt er anadrom, det vil si om den har bestander av laksefisk som vandrer opp fra havet til vannforekomsten for å gyte. For fiskeindeksen, som er basert på tettheter av laksefisk (ørret, laks og røye; se Myrvold & Bækkeli 2019) er det også viktig å vite om bestandene av den aktuelle laksefisken lever allopatrisk, det vil si uten andre fiskearter til stede, eller sympatrisk, det vil si at flere fiskearter sameksisterer. Denne informasjonen er inkludert i de to siste kolonnene i Tabell 2.

## 2.3 Parametere og prøvetakingsfrekvens

Overvåkingsprogrammet dekker et bredt utvalg biologiske og vannkjemiske parametere, samt en lang liste miljøfremmede stoffer (Tabell 3; se Vedleggstabell 2 og Vedleggstabell 8 for informasjon om analysemetodikk for henholdsvis vannkemi og miljøgifter i biota). De biologiske parameterne (påvekstalg, bunndyr og fisk) prøvetas/el-fiskes én gang pr år i alle vannforekomstene. Ordinær frekvens for prøvetaking av bunndyr er to ganger årlig, vår og høst, men i dette programmet er det kun tatt prøver om høsten. Dette er også tidspunktet for innsamling av fisk til miljøgiftanalyser (inkludert vannregionspesifikke og prioriterte stoffer). I alle elver tas det månedlige vannprøver fra januar til og med desember, og hver tredje måned inkluderer vannprøvene også analyse av metaller (se Tabell 3 for beskrivelse av vannkjemiske parametere).

Miljøgifter i fisk undersøkes kun i et utvalg vannforekomster; opprinnelig tre vannforekomster i hver av de seks økoregionene over en toårssyklus. På grunn av varierende fisketettheter er det fra 2018 åpnet for å justere dette avhengig av fangsten under el-fisket (se kapittel 4.5.1), og i 2018 ble det derfor samlet miljøgifter fra 11 vannforekomster.

I de følgende kapitlene fokuserer vi på parameterne som inngår i klassifisering og typifisering. De andre stoffene er brukt som støtteinformasjon ved behov, og alle parametere er rapportert til den nasjonale databasen Vannmiljø.

**Tabell 3. Oversikt over prøvetakingsparametere og frekvens for prøvetaking**

	Kvalitetselement	Frekvens		
		Påvekstalger	1 gang per år i august/september	
	Bunndyr	1 gang per år i september/oktober		
	Fisk	1 gang per år i august-oktober		
Økologisk tilstand	Kvalitetselement	Parametere	Frekvens	Matriks
	Næringsalter	Total fosfor (TotP), total nitrogen (TotN), ammonium	Hver måned fra januar til desember, totalt 12 prøver	Vann
	Forsuringsparametere	pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC, beregnes), labilt aluminium (LAI)		
	Vannregionspesifikke stoffer i vann	Arsen, krom, kobber, sink	Hver tredje måned, totalt 4 prøver	Vann
	Vannregionspesifikke stoffer i biota	Mellomkjedede klorparafiner, PFOA, TCEP, Trifenylytinn, PCB7, Benzo(a)antracen	1 gang per år i august/september	Fisk
Kjemisk tilstand	Prioriterte stoffer i vann	Bly, kadmium, kvikksølv, nikkel	Hver tredje måned, totalt 4 prøver	Vann
	Prioriterte stoffer i biota	Antracen, Bromerte difenyletere, Kortkjedete klorparafiner, DEHP, Endosulfan, Fluoranten, Heksaklorbenzen, Heksaklorbutadien, Heksaklorsykhlohexan, Kvikksølv, Naftalen, Nonylfenol, Oktylfenol, Pentaklorbenzen, Pentaklorfenol, Benzo[a]pyren, Tributyltinnforbindelser, Dicofof, PFOS og dets derivater, Dioksin og dioksinlignende forbindelser, Heksabromsyklododekan (HBCDD), Heptaklor og heptakloreposid, DDT totalt	1 gang per år i august-oktober <sup>1</sup>	Fisk
<b>Parametere i vann som ikke brukes i tilstandsklassifisering</b>		Total organisk karbon (TOC), løst organisk karbon (DOC), total reaktivt fosfor (TRP), total løst fosfor (SRP), nitrat, kalsium, magnesium, natrium, kalium, klor, sulfat, silikat, ikke labil aluminium (Al), total aluminium, sølv <sup>1</sup> , konduktivitet, turbiditet, alkalitet, farge, temperatur, suspendert tørrstoff (STS), suspendert gløderest (SGR)	Hver måned fra januar til desember, totalt 12 prøver	Vann
<b>Parametere i biota som ikke brukes i tilstandsklassifisering</b>		PAH-metabolitter (1-OH-fenantren, 1-OH-pyren og 3-OH-benzo[a]pyren)	1 gang per år i august-oktober <sup>1</sup>	Fisk

<sup>1</sup> Analysert i fisk fra et utvalg vannforekomster i hver økoregion

### 3. Tilstandsklassifisering pr vannforekomst (formål 3)

Formål 3 er å bidra til at Norge oppfyller rapporteringsforpliktelsene overfor vanndirektivet. I dette kapitlet beskrives samlet tilstandsklassifisering av hver enkelt vannforekomst (heretter kalt infosider for hver vannforekomst), der alle kvalitetselementer og parametere som brukes i den endelige klassifiseringen er inkludert. Systemet for tilstandsklassifisering av referanseelver er fortsatt under utvikling, så resultatene som presenteres må sees i lys av dette.

På hver infoside presenteres vannforekomstens navn og vannforekomst ID i overskriften. Det er også vist kart, der røde kryss angir vannprøvetakingsstasjonen (som også sammenfaller med stasjonen for påvekstlger og bunndyr) og gule diamanter viser stasjoner som er el-fisket. Nedbørfeltet til vannprøvetakingspunktet er skissert med oransje linje. Selve vannforekomsten er merket med blå linjer. For hver vannforekomst er det satt inn en faktaboks (eksempel i Tabell 4), og disse leses slik: Under vannforekomst står kortnavnet som er brukt i rapporten, før informasjon om geografisk plassering og elvetype benyttet til klassifisering er presentert. Der det er usikkerheter knyttet til typifisering er alternativ elvetype satt i parentes (alternative elvetyper som er mindre sannsynlige er omrammet av rette parenteser slik: [13]). I boksene «nedbørfelt» og «arealbruk» er det presentert informasjon om nedbørfeltene som drenerer til vannprøvetakingspunktet (altså ikke hele vannforekomsten), hentet fra NVEs kartverktøy Nevina (<http://nevina.nve.no>). Unntaket er kalsium og totalt organisk karbon (TOC), som er årsmidler basert på målinger gjort i dette programmet. For disse er standardavviket presentert i parentes.

Tabell 4. Eksempel på faktaboks som presenteres for hver vannforekomst.					
Middelvannf = middelvannføring; Middeltemp = middeltemperatur. For mer informasjon, se teksten over tabellen.					
Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk %	
Rapportnavn	Skillefjordelva	Areal km <sup>2</sup>	93	Bre	0,0
Kommune	Alta	Elvelengde km	0	Dyrket	0,0
Økoregion	Finnmark og indre Troms	Middelvannf m <sup>3</sup> /s	3,1	Myr	0,3
Klimasone	Middels (200-800 moh/tregrensa)	Middeltemp °C	-0,4	Sjø	7,5
Størrelse	Middels	Årsnedbør mm	632	Skog	6,4
Elvetype	15 Kalkfattig, svært klar	Kalsium mg/L	3(1,1)	Fjell	79,5
	Anadrom, sympatrisk	TOC mg/L	0,7(0,1)	Urban	0,0

For hver vannforekomst vises også en tabell som presenterer en oversikt over samlet økologisk og kjemisk tilstand (for eksempel Tabell 6). For biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer vises absoluttverdi, EQR, normalisert EQR (nEQR) og tilstandsklasse for hver indeks/parameter. For vannregionspesifikke og prioriterte stoffer vises det hvorvidt noen av de målte stoffene var over eller under en definert grenseverdi. Denne grenseverdien er beregnet som årlig gjennomsnitt (AA-EQS) for stoffer målt i vann, mens det benyttes ulike grenseverdier (sekundærforgiftning og/eller human helse) for ulike stoffer i biota. I tabellene er vannregionspesifikke stoffer vist som over eller under EQS mens kjemisk tilstand er presentert som god eller ikke god. For detaljer om forkortelsene og forklaring av samlet tilstandsklassifisering, se kapittel 8.7.

Vi presiserer følgende unntak fra kombinasjonsreglene når vi har beregnet samlet tilstand: Ingen forsuringsindekser er inkludert i samlet tilstand for moderat kalkrike vannforekomster (altså heller

ikke påvekstalgeindeksen AIP, selv om det finnes klassegrenser for denne), da disse vanntypene ikke regnes for å være forsurende. Da det foreløpig ikke er utviklet klassegrenser for pH i anadrome vassdrag er pH utelatt fra samlet tilstandsklassifisering i slike vannforekomster. Heterotrof begroing er ikke prøvetatt i henhold til veileder (var ikke opprinnelig en del av undersøkelsen), og disse resultatene er derfor heller ikke inkludert i samlet tilstand. Siden det er knyttet stor usikkerhet til fiskeindeksen viser vi samlet økologisk tilstand både med og uten denne indeksen. Og ettersom kvikksølv (Hg) og polybromerte difenyletere (PBDE) regnes for å være allestedsnærværende stoffer har vi også beskrevet samlet kjemisk tilstand både med og uten disse parameterne, så de ikke skal maskere eventuelle andre funn.

Nedenfor har vi gjort en vurdering av usikkerheter knyttet til den samlede tilstandsklassifiseringen, ettersom dette er viktig kunnskap å ta med i vurderingen av tilstandsklassifiseringene som presenteres i resten av kapitlet. En mer generell vurdering av usikkerhet i datasettet er gjennomgått i kapittel 8.6, og informasjon om selve klassifiseringsprosedyren finnes i kapittel 8 (kombinasjonsregler for samlet tilstandsklassifisering på tvers av kvalitetselementer er beskrevet spesifikt i kapittel 8.7).

### Usikkerhetsvurderinger knyttet til samlet tilstandsklassifisering

Det er mange usikkerheter knyttet til tilstandsklassifisering, og i dette arbeidet har vi gjort en usikkerhetsvurdering i to ledd: Den første vurderingen er basert på usikkerheter knyttet til enkeltindekser/parametere, for eksempel generert av prøvetakingsmetodikk eller datagrunnlag som indeksen er utviklet fra. Denne usikkerheten er angitt i tre nivåer (lav, middels, høy), og en sammenstilling av usikkerhetsvurderingene er presentert i kapittel 8.6.8. Den andre usikkerhetsvurderingen er basert på den samlede tilstandsklassifiseringen av hver vannforekomst. Denne usikkerheten er angitt i to nivåer («usikker» eller «relativt sikker»), og er basert på de generelle kriteriene i Tabell 5. Her inngår også usikkerheter forbundet med typologi, og vurderingene er nærmere forklart under tabellen. Grunnlaget for både den første og den andre typen vurderinger er nærmere beskrevet i kapittel 8.6.

Klassifiseringen er vurdert som «usikker» dersom kriterium 1 gjelder for den aktuelle vannforekomsten. For å minimere usikkerhet knyttet til vannforekomster på grensen mellom ulike elvetyper har vi i dette programmet beregnet tilstand også for de alternative elvetyperne, og der disse gir samme resultat regnes klassifiseringen som «relativt sikker» basert på dette kriteriet.

Ettersom årlige variasjoner og særlige hendelser (for eksempel flom like før prøvetaking) kan påvirke resultatene er det i vannforskriften satt at sikker tilstandsklassifisering av en vannforekomst krever 2-3 år med data (jmfør kriterium 2). Da dette er første år med undersøkelser i disse elvene er det derfor viktig å være klar over at det knyttes noe ekstra usikkerhet til årets klassifisering. Klassifiseringen vil allikevel kunne vurderes som «relativt sikker» selv om den er basert på kun ett år med data dersom ingen av de øvrige kriteriene for usikkerhet gjelder for vannforekomsten, det vil si dersom alle kvalitetselementer/parametere indikerer samme tilstand, nEQR er nær midten av en tilstandsklasse, det ikke er avvikende funn eller målinger som ligger til grunn og det ikke er usikkerhet knyttet til typologi.

En samlet usikkerhetsvurdering for hver vannforekomst er beskrevet til slutt i hver av de påfølgende underkapitlene (infosidene).

**Tabell 5. Usikkerhetsvurderinger i samlet tilstandsklassifisering**

Kriterier for bestemmelse av grad av usikkerhet i samlet tilstandsklassifisering. Kriterium 1 er overordnet kriterium 2 som er overordnet kriterium 3 for bestemmelse av usikkerhet.

Kriterium	Spesifikasjoner
1. <b>Typologi</b> -problemer	<ul style="list-style-type: none"> <li>i. Vannforekomster som er på grensen mellom to eller flere elvetyper vil ofte ha en mer usikker klassifisering.</li> <li>ii. Dersom elva tilhører en elvetype som det ikke er utviklet klassifiseringssystem for, vil klassifiseringen være usikker (for eksempel forsuringindeksen RAMI i humøse vannforekomster, og flere indekser i leirvassdrag).</li> </ul>
2. Klassifisering basert på <b>kun ett år med måledata</b> , eller der tilstanden varierer mye mellom år, vurderes som mer usikker enn klassifisering basert på minimum tre år med måledata og der tilstanden varierer lite mellom år (gjennomsnitt for perioden +/-¼ tilstandsklasse, hvilket tilsvarer en differanse på <0,05 målt i nEQR). I dette overvåkingsprogrammet har vi foreløpig kun ett år med data, og alle enkeltresultatene er dermed usikre.	
3. <b>Andre forhold</b> som har betydning for usikkerhetsvurderingen	<ul style="list-style-type: none"> <li>iii. Dersom tilstanden ikke støttes av andre kvalitetselementer/parametere for samme påvirkning, vurderes tilstanden som mer usikker enn om ulike kvalitetselementer/parametere gir samme tilstand (men klassifiseringen kan likevel bli vurdert som «relativt sikker» dersom denne er basert på minst 3 år med data og forskjellen mellom kvalitetselementer er konsistent mellom år<sup>1</sup>).</li> <li>iv. For vannforekomster som er på eller nær en klassegrense (for eksempel god på grensa til moderat) vil tilstandsklassen være usikker.</li> <li>v. Dersom tilstanden er basert på avvikende enkeltmålinger, «tilfeldige» funn av indikatorarter eller andre forhold som det er knyttet usikkerhet til med hensyn til representativitet, vil klassifiseringen være usikker.</li> </ul>

<sup>1</sup> For eksempel: En vannforekomst med hydromorfologiske inngrep vil mest sannsynlig ha en bunnfauna som indikerer at tilstanden ikke er tilfredsstillende (for eksempel moderat), mens vannkjemiske kvalitetselementer og eventuelt påvekstalger likevel kan indikere tilfredsstillende økologisk tilstand. Denne divergensen mellom kvalitetselementer er relatert til ulik følsomhet for den aktuelle påvirkningen (påvekstalger kan for eksempel vokse på støpt betong, mens bunndyr foretrekker naturlig substrat). Dersom forskjellen er konsistent mellom år, antas det at tilstanden er moderat, og at klassifiseringen er ganske sikker.

### 3.1 Stabburselva – midtre (223-103-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Stabburselva	Areal (km <sup>2</sup> )	1109	Bre	0
Kommune	Porsanger	Elvelengde (km)	91	Dyrket	0,01
Økoregion	Finnmark og indre Troms	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	21,7	Myr	3,9
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-2	Sjø	3,5
Størrelse	Stor (1000-10 000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	587	Skog	12,5
Elvetype	R204, Kalkfattig (Ca 4±1,3 mg/L), svært klar (TOC 1,6±0,6) (R207) Anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	437	Fjell	75,8
		HoH min/maks (m)	12/1136	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Stabburselva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor og nitrogen) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) avvek litt fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som Stabburselva ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på nedbørfeltet, som er dominert av fjell med innslag av skog og myr, og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering og organisk belastning.

For forsuring viste bunndyr, påvekstalger og de fysisk-kjemiske forsøringsparameterne alle svært god tilstand. Stabburselva er helt på grensa til moderat kalkrik vanntype, en vanntype som ikke anses for å være forsøringsfølsom. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, men med en «gjennomsnittlig» pH på over 7 ser resultatene til å stemme godt med faktisk tilstand, og vi har derfor inkludert resultatene i samlet tilstand.

Det ble funnet laks og ørret ved alle stasjoner og i tillegg røye på øverste stasjon. Første års undersøkelser av kvalitetselementet fisk klassifiserer vannforekomsten til svært god økologisk tilstand.

De vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen ble målt i konsentrasjoner under grenseverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II) i vann. I fisk fant vi derimot forhøyede konsentrasjoner av det vannregionspesifikke stoffet PCB7, som var tilfelle i 10 av de 11 elvene hvor dette ble målt i 2018.

Overskridelsen av grenseverdien for PCB7 i fisk gjorde at samlet økologisk tilstand i Stabburselva ble moderat. Ser vi bort fra miljøgifter i fisk ville samlet økologisk tilstand vært god.



**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenseverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). I fisk var konsentrasjonene av de prioriterte stoffene polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) over grenseverdiene, noe som resulterer i at kjemisk tilstand ble ikke god. PBDE og kvikksølv overskred grenseverdien i alle elvene som ble undersøkt i 2017 og 2018 (se kapittel 4.7.2). Stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende. Ser vi bort fra disse, ville kjemisk tilstand vært god.

**Usikkerhetsvurdering:** Ser vi bort fra langtransporterte miljøgifter i fisk ville samlet økologisk og kjemisk tilstand vært god, og det anses som relativt sikkert at vannforekomsten ville nådd miljømålet om god eller svært god tilstand.

**Tabell 6. Stabburselva**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,00	1,02	0,93	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,80	0,96	0,83	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,83</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,40	0,93	0,70	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,64	1,03	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,90	SG
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,90</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	4,5	1,11	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	268	0,56	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,2	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	278	1,99	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	8	0,31	0,65	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,83</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske parametere</b>			<b>0,83</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
	I biota				Over EQS
	I vann				Under EQS
	<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>G</b>	

## 3.2 Bissojohka - Børselva øvre (225-88-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Børselva	Areal (km <sup>2</sup> )	778	Bre	0
Kommune	Porsanger	Elvelengde (km)	65	Dyrket	0
Økoregion	Finmark og indre Troms	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	16,7	Myr	3,1
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-1,6	Sjø	3,2
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	631	Skog	13,7
Elvetype	R207, Moderat kalkrik (Ca 4,6±2,3 mg/L), klar (TOC 0,8±0,6 mg/L) Anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	446	Fjell	75
		HoH min/maks (m)	37/1001	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Børselva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor og nitrogen) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Det var derfor overraskende at bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) kun viste moderat tilstand. Nedbørfeltet oppstrøms bunndyrstasjonen har fravær av jordbruk og svært lite menneskelig aktivitet, og domineres av fjell (75 %), med innslag av skog og myr. Høyeste målte konsentrasjon av total fosfor var 4 µg/L og innholdet av fosfat var under deteksjongrensa på 1 µg/L i 10 av årets 12 måneder. Basert på nedbørfeltets sammensetning og vannkjemien er det lite som tyder på at det er noe organisk belastning av betydning her, og usannsynlig at moderat tilstand reflekterer den faktiske tilstanden for bunndyr. Sannsynligvis skyldes den moderate tilstanden for bunndyr naturlig lavere diversitet og individantall i næringsfattige og kalde høyfjellsvassdrag som Børselv, og medfølgende utfordringer med å få en representativ prøve som inkluderer individer av alle arter (se kapittel 8.6.4). Videre er tilstanden usikker fordi den kun er basert på én prøve fra ett år. Tilstanden for ASPT-indeksen for bunndyr bør derfor tolkes med forsiktighet.

Ettersom Børselva er en moderat kalkrik vannforekomst anses den ikke som forsurenings sensitiv. Forsuningsindekser er derfor ikke presentert her. pH lå mellom 7,3 og 7,7 gjennom året, med et snitt på 7,4.

I Børselva ble det funnet laks og ørret ved alle stasjoner i relativt høye tettheter. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand. Det er viktig å påpeke at de samlede resultatene for kvalitetselement fisk i alle de undersøkte vannforekomstene viser at indeksen har behov for justeringer, men dette gjelder trolig i størst grad for vannforekomster med naturlig lite fisk.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet ble den økologiske tilstanden i Børselva moderat, og det var bunndyrindeksen for organisk belastning som var bestemmende for dette.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Tilstandsvurderingen anses som usikker fordi den moderate tilstanden for ASPT ikke støttes av andre parametere, og fordi referanseverdien for ASPT-indeksen trolig ikke er godt nok kalibrert til denne vanntypen (se kapittel 8.6.4). Det er også noe usikkerhet knyttet til fiskeindeksen.

**Tabell 7. Børselva**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,31	1,01	0,92	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,86	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,92</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	5,58	0,81	0,50	M
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,60	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	1,8	5,00	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	82	3,35	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,4	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	387	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	8	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske parametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA	

### 3.3 Máskejojka/Masjok (234-229-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Máskejojka	Areal (km <sup>2</sup> )	591	Bre	0
Kommune	Tana	Elvelengde (km)	54	Dyrket	0
Økoregion	Finnmark og indre Troms	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	10	Myr	13,6
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-2	Sjø	6,7
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	422	Skog	28
Elvetype	R207, moderat kalkrik (Ca 5,9±2,4 mg/L), klar (TOC 2,2±0,7 mg/L) Anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	227	Fjell	36,3
		HoH min/maks (m)	10/496	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Máskejojka viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor og nitrogen) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) viste også svært god tilstand. Máskejojka var derfor i referansetilstand for denne typen påvirkninger.

Ettersom Máskejojka er en moderat kalkrik vannforekomst anses den ikke som forsuringssensitiv. Forsuningsindekser er derfor ikke presentert her. pH lå mellom 7,2 og 7,6 gjennom året, med et snitt på 7,4.

I Máskejojka ble det fisket på to stasjoner, og det ble funnet laks og nipigget stingsild begge steder, samt skrubbe på nederste stasjon. Øverste stasjon ble klassifisert som moderat og nederste som god. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand på grunn av tilstedeværelse av årsyngel. Det er viktig å påpeke at de samlede resultatene for kvalitetselement fisk i alle de undersøkte vannforekomstene viser at indeksen har behov for justeringer, men dette gjelder trolig i størst grad for vannforekomster med naturlig lite fisk.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet sett ble den økologiske tilstanden i Máskejojka god, og det var fiskeindeksen som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra fiskeindeksen ville samlet økologisk tilstand vært svært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

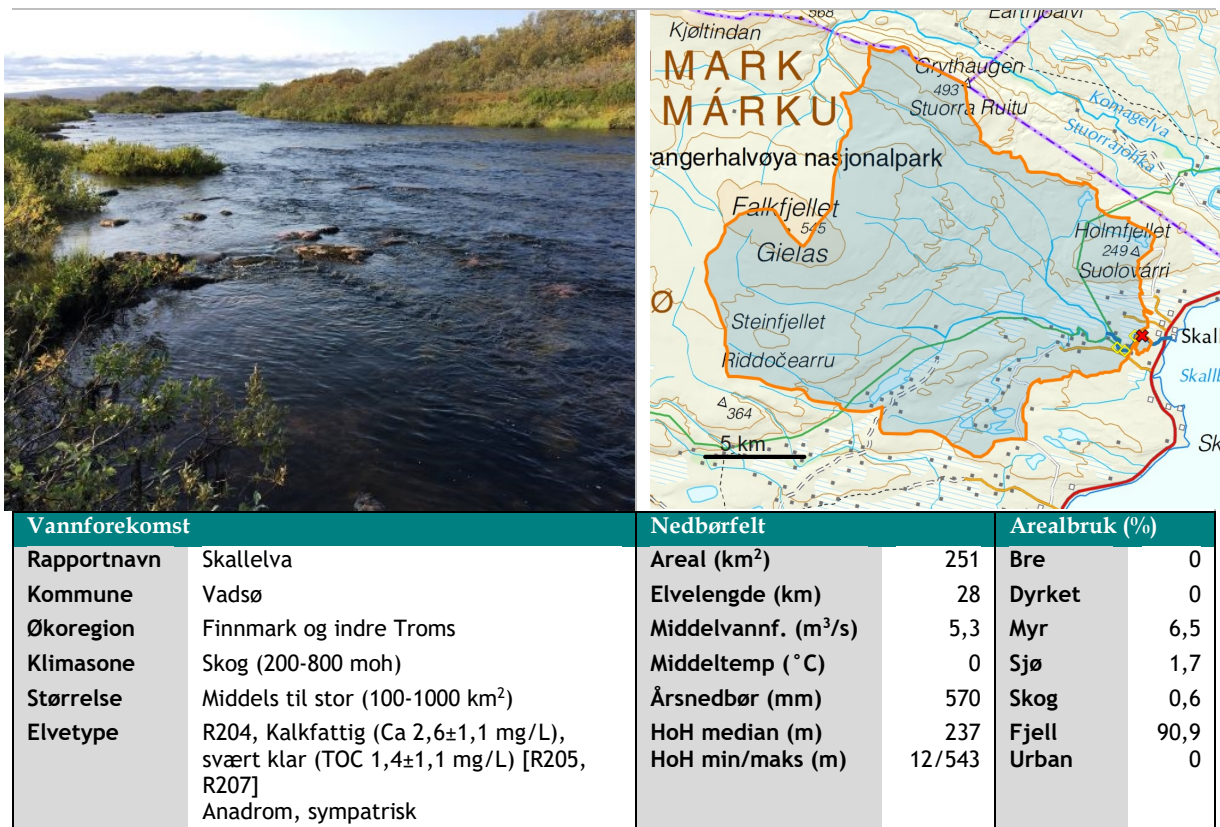
**Usikkerhetsvurdering:** Tilstandsvurderingen (uten fisk) anses som relativt sikker fordi alle parameterne viser samme tilstand.

**Tabell 8. Máskejøhka**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,74	1,00	0,91	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	7,00	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,91</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	7,67	1,11	1,00	SG
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,25	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	5,1	1,76	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	142	1,94	1,00	SG
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,4	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	395	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	11	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,91</b>	<b>SG</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

## 3.4 Skallelva-Gáallojohka nedre ČnásČádjeár (239-35-R)



**Økologisk tilstand:** I Skallelva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor og nitrogen) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som Skallelva ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på nedbørfeltet, som er uten dyrket mark og dominert av fjell, og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering og organisk belastning.

For forsuring viste både bunndyr, påvekstalger og de fysisk-kjemiske forsøringsparametere svært god tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, men med en «gjennomsnittlig» pH på over 7 ser resultatene til å stemme godt med faktisk tilstand, og vi har derfor inkludert resultatene i samlet tilstand.

I Skallelva ble det funnet laks og nipigget stingsild på alle stasjoner. Estimert fangst per omgang av 0+ for andre og tredje el-fiskeomgang på stasjon a og b er kunstig høye grunnet fangst av flere 0+ i andre og tredje fiskeomgang på stasjon c. Dette påvirker dog ikke klassifiseringen (god på alle stasjoner), men bidrar til høye konfidensintervaller. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand. Det er viktig å påpeke at de samlede resultatene for kvalitetselement fisk i alle de undersøkte vannforekomstene viser at indeksen har behov for justeringer, men dette gjelder trolig i størst grad for vannforekomster med naturlig lite fisk.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet sett ble den økologiske tilstanden i Skallelva god, og det var fiskeindeksen og bunndyrindeksen for organisk belastning som var bestemmende for dette.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som relativt sikkert at vannforekomsten når miljømålet om god eller svært god tilstand, men det er usikkert om tilstanden skal være god eller svært god på grunn av usikkerheter knyttet til klassegrensa god/svært god for ASPT, fiskeindeksen og noe usikkerhet knyttet til vanntype (klar eller svært klar).

**Tabell 9. Skallelva**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	7,38	0,99	0,88	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,79	0,96	0,82	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,82</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,38	0,92	0,69	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,55	1,23	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,69</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,69</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	3,4	1,47	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	74	2,03	1,00	SG
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,1	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	240	1,79	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	4	0,63	0,85	SG
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>0,93</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,93</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,69</b>	<b>G</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,69</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

### 3.5 Komagelva-Stuorrajohka nedre (239-37-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Komagelva	Areal (km <sup>2</sup> )	327	Bre	0
Kommune	Vardø	Elvelengde (km)	48	Dyrket	0,04
Økoregion	Finnmark og indre Troms	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	8,4	Myr	5,5
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-0,5	Sjø	0,8
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	645	Skog	0,5
Elvetype	R204, kalkfattig (Ca 3,9±1,1 mg/L), svært klar (TOC 0,6±0,2 mg/L) (R207) Anadrom, sympatrisk/allopatrisk	HoH median (m)	285	Fjell	92,7
		HoH min/maks (m)	8/631	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Komagelva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor og nitrogen) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunn dyrindeksen for organisk belastning indikerte god tilstand, men bunn dyrprøven fra Komagelva inneholdt for få individer til sikker beregning av indeksverdier (jamfør kvalitetssikringen i Veileder 02:2018). Vi benytter derfor ikke denne indeksen i samlet tilstandsvurdering.

For forsuring viste påvekstalgene og de fysisk-kjemiske forsøringsparameterne svært god tilstand. Forsøringsindeksen for bunndyr indikerte også svært god tilstand, men på grunn av få individer i prøven er dette resultatet usikkert og inkluderes ikke i samlet tilstandsvurdering. Samlet sett viste Komagelva ingen tegn på å være forsøringspåvirket. Vannforekomsten ligger nær grensa til moderat kalkrik vanntype, som ikke anses som forsørings sensitiv.

I Komagelva ble det funnet laks, ørret, røye og nipigget stingsild. Det ble kun funnet laks ved den nedre stasjonen. To stasjoner ble klassifisert som god, og én som moderat (nederste). Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand. Det er viktig å påpeke at de samlede resultatene for kvalitetselement fisk i alle de undersøkte vannforekomstene viser at indeksen har behov for justeringer, men dette gjelder trolig i størst grad for vannforekomster med naturlig lite fisk.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I). I fisk fant vi derimot forhøyede konsentrasjoner av det vannregionspesifikke stoffet PCB7, som var tilfelle i 10 av de 11 elvene hvor dette ble målt.

Øverskridelsen av grenseverdien for PCB7 i fisk gjorde at samlet økologisk tilstand i Stabburselva ble moderat. Ser vi bort fra miljøgifter i fisk ville samlet økologisk tilstand vært god.



**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I). I fisk var konsentrasjonene av de prioriterte stoffene polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) forhøyede. Overskridelse av grenseverdien for disse stoffene gjorde at god kjemisk tilstand ikke ble oppnådd. PBDE og Hg overskred grenseverdien i alle elvene som ble undersøkt både i 2017 og i 2018 (se kapittel 4.7.2). Stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende. Ser vi bort fra disse ville kjemisk tilstand vært god.

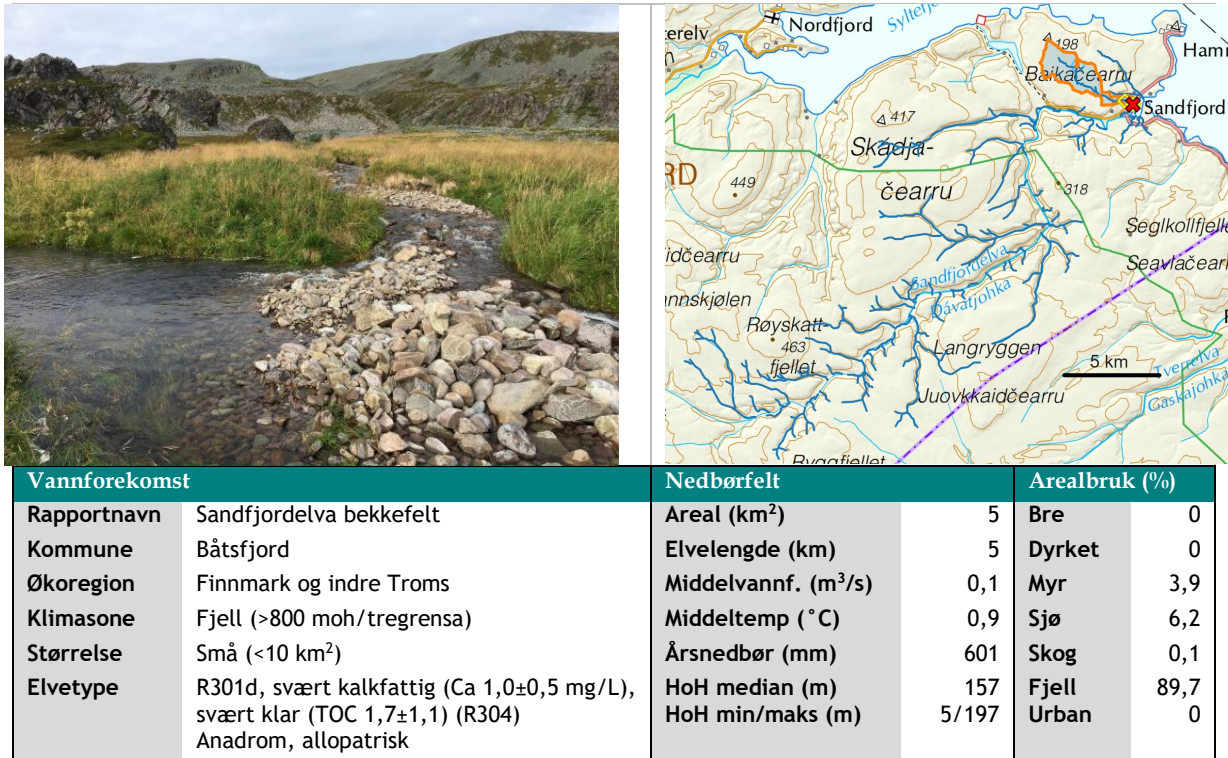
**Usikkerhetsvurdering:** Ser vi bort fra langtransporterte miljøgifter i fisk ville økologisk og kjemisk tilstand vært god. Det er noe usikkerhet knyttet til bunndyrprøven, som inneholdt for få individer for sikker klassifisering, men på grunn av PCB7 anses det som relativt sikkert at moderat økologisk tilstand oppnås.

**Tabell 10. Komagelva**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	8,21	0,98	0,85	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,99	1,08	1,00	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,85</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,14	0,89	0,64	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	6,10	0,00	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,64</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,2	2,27	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	58	2,59	1,00	SG
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,3	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	336	2,29	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	3	0,83	0,93	SG
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,97</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,97</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				Over EQS	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>G</b>

## 3.6 Sandfjordelva-Dávátjohka bekkefelt (238-48-R)



**Økologisk tilstand:** I Sandfjordelva bekkefelt viste påvekstalgene god tilstand med tanke på eutrofiering. I snitt viste næringssaltene fosfor og nitrogen svært god tilstand, men middelkonsentrasjonen av total fosfor oppnådde ikke svært god tilstand alene. Årsmiddelet var 7,5 µg/L, like under grensen til moderat tilstand for denne vanntypen (8 µg/L). Bunnndyrindeksen for organisk belastning viste også god tilstand. At ingen av kvalitetselementene viste svært god tilstand for eutrofiering/organisk belastning kan tyde på at stasjonen vi prøvetok har vært noe påvirket av tilførsler av næringsalter og/eller organisk materiale. Det er en del hytter i området, og utslipp herfra er en sannsynlig årsak. Til tross for noe avvik fra referansetilstand var tilstanden god, slik at miljømålet for vannforskriften ble nådd med tanke på eutrofiering og organisk belastning.

For forsurening viste påvekstalger og bunndyr svært god tilstand (har brukt grenseverdier for klar elvetype for bunndyr). De fysiske-kjemiske forsuringsparameterne viste god tilstand. Klassifiseringene er basert på klassegrenser for svært kalkfattige elver, men Sandfjordelva lå helt på grensa til kalkfattig. Hvis vi bruker grenseverdiene for kalkfattige elver vil forsureningstilstanden nedgraderes til moderat for fysiske-kjemiske forsurings-parametere, og god for påvekstalger.

Voksen gyteklar røye (sjørøye) ble påvist i den øverste kulpen ved kvalitativt el-fiske, men ingen fisk ble fanget på de andre to stasjonene. Vi fant imidlertid flere sjørøyer som sto i en kulp på nedsiden av riksveien, trolig på grunn av barriereeffekt av en kulvert under veien. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk kan ikke benyttes til fastsetting av økologisk tilstand av vannforekomsten.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen var under grenseverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I).

Vi prøvetok kun én bekk i Sandfjordelva bekkefelt, og valgte den aktuelle bekken blant annet på grunn av tilgjengelighet. I de fleste andre bekkene innover på Varangerhalvøya er de menneskelige påvirkningene minimale, men bekkene er små og relativt vanskelig tilgjengelige, spesielt om vinteren. Ved neste prøvetakingsyklus bør vi vurdere å flytte undersøkelsene til en annen bekk i området for å unngå påvirkningen fra hyttefeltet, samt mulige negative effekter av kulverten på fiskebestanden i bekken. Basert på undersøkelsene i 2018 ble samlet økologisk tilstand god, men moderat om vi hadde benyttet grenseverdier for kalkfattige vanntyper i stedet for svært kalkfattige. Det kan tenkes at tilstanden i de andre bekkene i bekkefeltet er bedre, og dermed bedre egnet som referanser.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Tilstanden anses som usikker fordi vanntypen er på grensa mellom svært kalkfattig og kalkfattig. Det er også noe usikkerhet knyttet til klassegrensa god/svært god for ASPT.

**Tabell 11. Sandfjordelva bekkefelt**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	9,15	0,93	0,72	G
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,71	1,14	1,00	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,72</b>	<b>G</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,56	0,95	0,74	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,03	0,99	0,98	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,74</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			NA	NA
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,72</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	7,6	0,39	0,62	G
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	125	2,00	1,00	SG
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>0,81</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,4	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	52	0,95	0,89	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	10	0,25	0,60	M
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,75</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,75</b>	<b>G</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				Under EQS
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,72</b>	<b>G</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,72</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>NA</b>

### 3.7 Láhpojohka (212-1729-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Láhpojohka	Areal (km <sup>2</sup> )	699	Bre	0
Kommune	Kautokeino	Elvelengde (km)	35	Dyrket	0
Økoregion	Finnmark og indre Troms	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	7,2	Myr	21,7
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-3,5	Sjø	7,3
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	380	Skog	39
Elvetype	R205, kalkfattig (Ca 3,1±1 mg/L), klar (TOC 4,7±0,7 mg/L) (R206) [R305, 303d] Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	422	Fjell	15,3
		HoH min/maks (m)	304/629	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Láhpojohka viste påvekstalgene og vannkjemien (snittet av fosfor og nitrogen) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunnryrindeksen for organisk belastning (ASPT) avvok noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som Láhpojohka ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på sammensetningen av nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering og organisk belastning.

For forsurende viste påvekstalgene, bunndyrene og de fysiske-kjemiske forsøringsparametrene svært god tilstand.

I Láhpojohka ble det fanget ørret og lake på den øverste og nederste stasjonen, ørekyt på den midterste og nederste stasjonen, samt abbor på den nederste stasjonen. Tettheten av ørret var generelt lav. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til moderat økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Vannregionspesifikke stoffer ble også undersøkt i fisk, og ingen av stoffene overskred grenserverdiene.

Samlet sett var den økologiske tilstanden i Láhpojohka moderat, og det var fiskeindeksen som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra fiskeindeksen, som det er knyttet vesentlig usikkerhet til, var samlet økologisk tilstand god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). I fisk var konsentrasjonene av de

prioriterte stoffene polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) forhøyede. Overskridelse av grenseverdiene for disse stoffene gjorde at god kjemisk tilstand ikke ble oppnådd. PBDE og Hg overskred grenseverdiene i alle elvene som ble undersøkt både i 2017 og 2018 (se kapittel 4.7.2). Stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende. Ser vi bort fra disse ville kjemisk tilstand vært god.

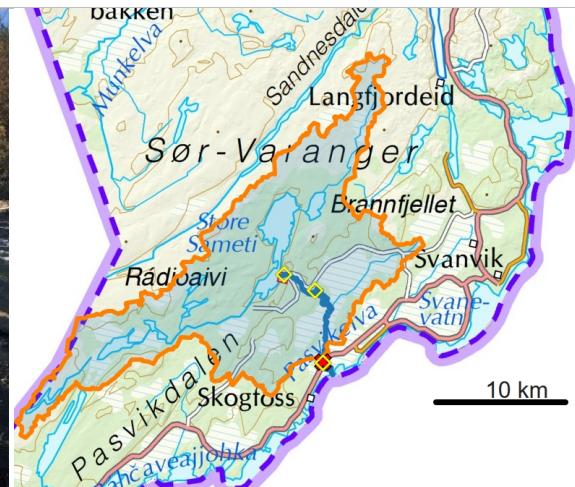
**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som usikkert at tilstanden er moderat på grunna av utfordringer med fiskeindeksen, men relativt sikkert at samlet tilstand uten fisk når miljømålet om god eller bedre tilstand. Det er usikkert om tilstanden ville vært god eller svært god på grunn av usikkerheter knyttet til klassegrensa god/svært god for ASPT. Vanntypen er usikker, men alternative vanntyper endrer ikke tilstanden.

**Tabell 12 Láhpojohka**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. For hver indeks/parameter vises absoluttverdi, EQR, normalisert EQR og tilstandsklasse (SG = svært god), G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig). NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементер</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	8,20	0,98	0,85	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,80	0,96	0,83	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,83</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,50	0,94	0,73	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,87	1,08	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,73</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,50	M
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементер</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементер</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	6,6	0,76	0,87	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	252	0,60	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>0,87</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,2	1,02	1,00	SG
	ANC (forsuring)	306	1,80	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	8	0,31	0,71	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske parametere</b>			<b>0,87</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
	I biota				Under EQS
	I vann				Under EQS
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,73</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				G
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>G</b>	

## 3.8 Sametielva (246-15-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Sametielva	Areal (km <sup>2</sup> )	255	Bre	0
Kommune	Sør-Varanger	Elvelengde (km)	40	Dyrket	0
Økoregion	Finnmark og indre Troms	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	2,5	Myr	15,5
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-1,5	Sjø	14,4
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	436	Skog	63,5
Elvetype	R206, Kalkfattig (3,8±0,8 mg/L), humøs (TOC 5,2±4,2) (R208)	HoH median (m)	132	Fjell	5,9
	Ikke-anadrom, allopatrisk/sympatrisk	HoH min/maks (m)	40/292	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Sametielva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor og nitrogen) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning viste også svært god tilstand.

Det var ingen tegn på forsurening i Sametielva ettersom både påvekstalger, bunndyr og de fysiske-kjemiske kvalitetselementene viste svært god tilstand. Det er ikke utviklet klassegrenser for RAMI i humøse vannforekomster fordi det kan være vanskelig å skille naturlig sure fra forsurrede lokaliteter, så resultatene her er beregnet basert på klassegrenser for klare vannforekomster. Resultatene må derfor tolkes med forsiktighet, men ettersom tilstanden i Sametielva er svært god også for alle de andre forsøringsparameterne har vi valgt å inkludere indeksen i samlet tilstand i dette tilfellet.

I Sametielva fant vi ørret på alle stasjonene, sik på den øverste stasjonen, og ørekyt på den nederste stasjonen. Det var vanskelig å få gode utfangster grunnet grovt substrat. To stasjoner hadde god tilstand, og én hadde svært dårlig (midterste), da kun ørret ble påvist her og en derfor ville forventet høyere tettheter. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til moderat økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). I fisk fant vi forhøyede konsentrasjoner av det vannregionspesifikke stoffet PCB7, i likhet med 9 av de 10 andre elvene hvor dette ble målt.

Overskridelsen av grensverdien for PCB7 i fisk, sammen med fiskeindeksen, gjorde at samlet økologisk tilstand i Sametielva ble moderat.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene bly, kadmium og kvikksølv i vann var lave og under grensverdiene (tilstandsklasse II). Nikkel forekom derimot i konsentrasjoner over grensverdien for AA-EQS, men under MAC-EQS (tilstandsklasse III). Prøvepunktet ligger ca. en mil

vest for Nikel og er trolig noe påvirket av lufttransport fra smelteverk i Russland. I fisk var konsentrasjonene av de prioriterte stoffene polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) over grenseverdiene. Dette gjorde at god kjemisk tilstand ikke ble oppnådd. PBDE og Hg overskred grenseverdiene i alle elvene som ble undersøkt både i 2017 og 2018 (se kapittel 4.7.2). Stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende.

**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som relativt sikkert at tilstanden er moderat på grunn av PCB7. Også fiskeindeksen sier moderat tilstand, men denne er noe usikker. De resterende parameterne tilsier svært god økologisk tilstand. Vanntypen er på grensen til moderat kalkrik, men dette ville ikke påvirket tilstanden.

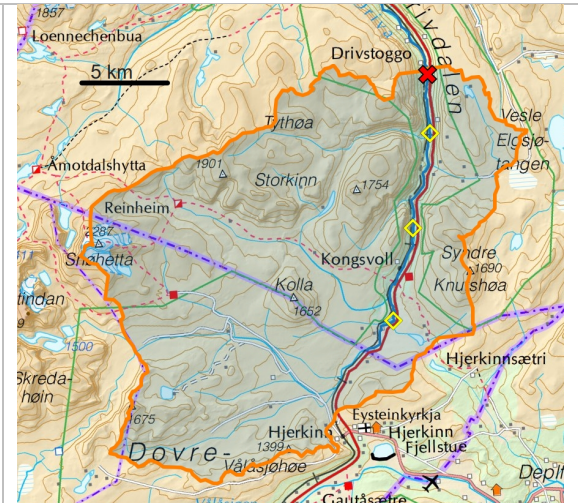
**Tabell 13. Sametielva.**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,77	1,00	0,90	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,81	0,97	0,85	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,85</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	7,73	1,12	1,00	SG
	Bunndyr: RAMI (forsuring)*	4,37	0,97	0,96	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,96</b>	<b>SG</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,50	M
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	5,9	1,36	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	158	1,58	1,00	SG
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,9	1,02	1,00	SG
	ANC (forsuring)	249	1,55	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	10	0,25	0,68	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				Over EQS	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				IG
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>IG</b>

\* RAMI skal egentlig ikke brukes i humøse vannforekomster, som kan være naturlig sure. Vi viser allikevel tilstanden for RAMI, ettersom den var svært god.

### 3.9 Driva, Svånna – Rundhaugen (109-199-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Driva	Areal (km <sup>2</sup> )	418	Bre	0,5
Kommune	Oppdal	Elvelengde (km)	45	Dyrket	0,09
Økoregion	Midtnorge	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	7,5	Myr	1,9
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-2,9	Sjø	1
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	705	Skog	6,5
Elvetype	R207, moderat kalkrik (Ca 6,3±1,6 mg/L), klar (TOC 1,1±1,0 mg/L) Ikke-anadrom, allopatrisk	HoH median (m)	1288	Fjell	82,9
		HoH min/maks (m)	671/2283	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Driva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunn dyrindeksen for organisk belastning viste derimot kun moderat tilstand. Nedbørfeltet oppstrøms prøvetakingstasjonen for bunndyr er dominert av fjell (83 %) og har svært lite dyrket dyrket mark (ca. 1 %). Det er del sau på beite i området, som kan føre til noe ekstra tilførsler av næringsalter, men en slik påvirkning er ikke fanget opp av de månedlige vannprøvene, som har svært lave konsentrasjoner av fosfor. Det er derfor lite som tyder på at den moderate tilstanden for ASPT reflekterer den reelle tilstanden for bunndyr her. Det er mer sannsynlig at dette skyldes naturlig lavere diversitet og individantall i næringsfattige og kalde høyfjellsvassdrag (se kapittel 8.6.4). Videre er tilstanden usikker fordi den kun er basert på én prøve fra ett år. Tilstanden for ASPT-indeksen for bunndyr bør derfor tolkes med forsiktighet.

Etttersom Driva er en moderat kalkrik vannforekomst er den ikke ansett som forsuringssensitiv. Resulater fra forsuringindeksene er derfor ikke presentert her. pH lå stabilt mellom 7,3 og 7,5 gjennom året.

I Driva ble det funnet ørret på alle stasjoner men i svært lave tettheter. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til svært dårlig økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet sett var økologisk tilstand i Driva svært dårlig, og det var fiskeindeksen som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra fiskeindeksen var samlet tilstand moderat på grunn av bunndyrindeksen for organisk belastning.



**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Tilstandsvurderingen anses som usikker på grunn av fiskeindeksen og ASPT-indeksen. Den moderate tilstanden for ASPT støttes ikke av andre parametere og referanseverdien for ASPT-indeksen er trolig ikke godt nok kalibrert til denne vanntypen (se kapittel 8.6.4).

**Tabell 14. Driva**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,43	1,01	0,92	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	7,09	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,92</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	5,75	0,83	0,54	M
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,29	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,54</b>	<b>M</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,10	SD
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,10</b>	<b>SD</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,10</b>	<b>SD</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,2	4,09	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	138	1,99	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,4	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	332	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	5	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,10</b>	<b>SD</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,54</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

### 3.10 Bjoreio øvre del (050-82-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Bjoreio	Areal (km <sup>2</sup> )	262	Bre	0
Kommune	Eidfjord	Elvelengde (km)	49	Dyrket	0
Økoregion	Vestlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	9,2	Myr	13,8
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-2	Sjø	5,1
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	893	Skog	0,1
Elvetype	R207, moderat kalkrik (Ca 4,7±1,8 mg/L), klar (TOC 2,0±1,7 mg/L) (R205, R204)	HoH median (m)	1249	Fjell	80,3
	Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH min/maks (m)	1012/1535	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Bjoreio viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning viste derimot kun moderat tilstand. Nedbørfeltet oppstrøms for prøvetakingstasjonen for bunndyr inkluderer deler av vest-Hardangervidda og er dominert av fjell (80 %). Det er fravær av dyrket mark og svært få menneskelige påvirkninger, sett bort fra fjellturisme. Dette gjenspeiles i de månedlige vannprøvene, hvor det ikke er tegn på forhøyede konsentrasjoner av næringssalter. Det er derfor lite som tyder på at moderat tilstand reflekterer den reelle tilstanden for bunndyr i vassdraget. Det er mer sannsynlig at tilstanden skyldes naturlig lavere diversitet og individantall i næringsfattige og kalde høyfjellsvassdrag (se kapittel 8.6.4). Videre er tilstanden usikker fordi den kun er basert på én prøve fra ett år. Tilstanden for ASPT-indeksen for bunndyr bør derfor tolkes med forsiktighet.

Ettersom Bjoreio er en moderat kalkrik vannforekomst er den ikke ansett som forsuringssensitiv. Vanntypen grenser dog mot kalkfattig (basert på ANC), og med klassegrenser for kalkfattig vanntype ville AIP, RAMI og vannkjemien vist henholdsvis god, svært god og svært god tilstand for forsuring. Resultater for pH lå stabilt mellom 6,9 og 7,2 gjennom året.

I Bjoreio ble det funnet ørret på alle stasjonene. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand, noe som var tilfelle på alle de el-fiskede stasjonene.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet sett var økologisk tilstand i Bjoreio moderat, og det var bunndyrindeksen for organisk belastning som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra denne indeksen ville samlet økologisk tilstand vært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkell, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Tilstandsvurderingen med og uten fisk anses som usikker på grunn av utfordringer med fiskeindeksen og fordi den moderate tilstanden for ASPT ikke støttes av andre parametere og referanseverdien for ASPT-indeksen trolig ikke er godt nok kalibrert til denne vanntypen (se kapittel 8.6.4). Videre er vanntypen usikker siden den grenser mot kalkfattig og svært klar. Dette ville gjort forsursingsparametere relevante, men tilstanden ville fortsatt vært god eller svært god.

**Tabell 15. Bjoreio**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetselement	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	5,40	1,03	0,96	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,71	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,96</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	5,25	0,76	0,41	M
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,63	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,41</b>	<b>M</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>			<b>0,41</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	3,0	3,00	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	129	2,13	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,0	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	197	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	8	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsursingsparametere</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,41</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,41</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

## 3.11 Bekkefelt nedre del av Smedalselvi og Mørkedøla (073-78-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Smedalselvi	Areal (km <sup>2</sup> )	270	Bre	0,2
Kommune	Lærdal	Elvelengde (km)	37	Dyrket	0,09
Økoregion	Vestlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	8,6	Myr	1,8
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-1,6	Sjø	7,5
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	776	Skog	10
Elvetype	R204, kalkfattig (Ca 1,8±0,6 mg/L), svært klar (TOC 1,0±0,3 mg/L) Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	1303	Fjell	78
		HoH min/maks (m)	492/1914	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Smedalselvi viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som dette ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på arealbruken i nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

For forsurende viste både bunndyr, påvekstalg og de fysiske-kjemiske forsurende parametrene i vann svært god tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, men med en «gjennomsnittlig» pH på 6,7 ser resultatene ut til å stemme godt med faktisk tilstand, og vi har derfor inkludert resultatene i samlet tilstand.

I Smedalselvi ble det funnet ørret på alle tre stasjoner, alle med god tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I). Blant de vannregionspesifikke stoffene som ble undersøkt i fisk ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av PCB7, i likhet med 9 av de 10 andre elvene hvor miljøgifter i fisk ble undersøkt. Overskridelse av grensverdien for denne stoffgruppen gjør at den samlede økologiske tilstanden i Smedalselvi blir moderat. Ser vi bort fra dette elementet ville samlet økologisk tilstand vært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). I fisk var konsentrasjonene av de prioriterte stoffene polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) forhøyede. Overskridelse av grenseverdien for disse stoffene gjorde at god kjemisk tilstand ikke ble oppnådd. Polybromerte difenyletere og kvikksølv overskred grenseverdiene i alle elvene som ble undersøkt både i 2017 og i 2018 (se kapittel 4.7.2). Stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende. Ser vi bort fra disse ville kjemisk tilstand vært god.

**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som relativt sikkert at tilstanden er moderat på grunn av PCB7. Ser vi kun på de målte økologiske effektene er miljømålet om god eller bedre økologisk tilstand er nådd, men det er usikkert om tilstanden er god eller svært god fordi det er knyttet noe usikkerhet til fiskeindeksen samt klassegrensen god/svært god for ASPT (se kapittel 8.6.4).

**Tabell 16. Smeddalselvi**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	5,85	1,02	0,94	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,92	1,03	0,97	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,94</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,71	0,97	0,78	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,62	1,03	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,78</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,5	2,00	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	94	1,60	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,7	0,96	0,81	SG
	ANC (forsuring)	82	0,96	0,95	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	5	0,50	0,80	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,81</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,81</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				Over EQS	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>G</b>

## 3.12 Raundalselva (062-266-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Raundalselva	Areal (km <sup>2</sup> )	344	Bre	0
Kommune	Voss	Elvelengde (km)	NA	Dyrket	0
Økoregion	Vestlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	22,3	Myr	13,8
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	0,2	Sjø	5,1
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	1596,1	Skog	0,1
Elvetype	R201d, Svært kalkfattig (Ca 0,8±0,9 mg/L), svært klar (TOC 0,6±0,2 mg/L) (R204) Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	1110	Fjell	80,3
		HoH min/maks (m)	472/1602	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Raundalselva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på sammensetningen av nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

For forsurende viste bunndyrene svært god tilstand, mens påvekstalgene viste god tilstand. De fysiske-kjemiske forsuringparameterne viste god tilstand. Dersom vi hadde brukt kalkfattig vann type ville de fysiske-kjemiske parameterne også vist god tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, og det er usikkert hvorvidt en høyere tilstand for bunndyr er reelt (de reagerer som regel ikke før ved pH ca 5,5) eller skyldes et behov for endrede klassegrenser for denne elvetypen.

I Raundalselva ble det funnet ørret på alle tre stasjoner. To stasjoner hadde god tilstand, mens den nederste hadde svært dårlig tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til moderat økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I). Blant de vannregionspesifikke stoffene som ble undersøkt i ørret ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av PCB7, i likhet med 9 av de 10 andre elvene hvor miljøgifter i fisk ble undersøkt. Overskridelse av grensverdien for denne stoffgruppen gjør at den samlede økologiske tilstanden i Raundalselva blir moderat. Ser vi bort fra dette elementet ville samlet økologisk tilstand vært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). I fisk var konsentrasjonene av de prioriterte stoffene polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) forhøyede. Overskridelse av grenserverdiene for disse stoffene gjorde at god kjemisk tilstand ikke ble oppnådd. PBDE og Hg overskred grenserverdien i alle elvene som ble undersøkt både i 2017 og i 2018 (se kapittel 4.7.2). Stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende. Ser vi bort fra disse ville kjemisk tilstand vært god.

**Usikkerhetsvurdering:** Ser vi bort fra langtransporterte miljøgifter i fisk og den usikre fiskeindeksen ville samlet økologisk og kjemisk tilstand vært god, og det anses som relativt sikkert at miljømålet ville vært nådd. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen god/svært god for ASPT (se kapittel 8.6.4).

**Tabell 17. Raundalselva**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetselement	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	4,36	1,01	1,03	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,14	0,72	0,72	G
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,72</b>	<b>G</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,38	0,93	0,70	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,60	1,13	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,50	M
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,0	2,50	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	84	1,79	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,4	0,96	0,75	G
	ANC (forsuring)	44	0,76	0,64	G
	Labilt Aluminium (forsuring)	6	0,42	0,73	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,73</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>			<b>0,73</b>	<b>G</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				Over EQS	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>G</b>

### 3.13 Bots- Yddals- og Halavatnet bekkefelt (053-38-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Femangerelva	Areal (km <sup>2</sup> )	201	Bre	0
Kommune	Fusa	Elvelengde (km)	10	Dyrket	0,02
Økoregion	Vestlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	1,8	Myr	0,8
Klimasone	Fjell (>800 moh/tregrensa)	Middeltemp (°C)	5,6	Sjø	7,5
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	2321	Skog	64,9
Elvetype	R305, kalkfattig (Ca 2,1±0,2 mg/L), klar (TOC 2,2±0,5 mg/L) (R205) Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	335	Fjell	21
		HoH min/maks (m)	41/761	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Femangerelva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på arealbruken i nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

For forsuring viste bunndyrene svært god tilstand, mens påvekstalgene kun viste moderat tilstand. De fysisk-kjemiske forsøringsparameterne viste svært god tilstand. Det vanskelig å forklare den moderate tilstanden for påvekstalger basert på målte pH-verdier (minimum på 6,5). Her er det mulig det er snakk om tidligere lave pH-episoder, eller surstøt i forbindelse med snøsmelting, som ikke er fanget opp av målingene. For Femangerelva bør det også nevnes at noen av artene observert her er notorisk utfordrende å bestemme, og dette kan ha påvirket resultatene i retning av dårligere tilstand (se kapittel 4.1.4).

I Femangerelva ble det funnet ørret på alle tre stasjoner, samt ål på den øverste midterste stasjonen. Alle stasjonene oppnådde god tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).



Samlet sett ble den økologiske tilstanden i Femangerelva moderat, og det var forsuringsindeksen for påvekstalger som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra denne indeksen ville samlet økologisk tilstand vært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkell, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Tilstandsvurderingen anses som noe usikker fordi det er usikkerheter knyttet til AIP-indeksen.

<b>Tabell 18. Femangerelva</b>					
Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.					
	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	5,41	1,03	0,96	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,51	0,80	0,52	M
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,52</b>	<b>M</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,13	0,89	0,63	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,90	1,09	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,63</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,52</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,8	1,07	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	261	0,96	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,7	0,96	0,86	SG
	ANC (forsuring)	93	0,86	0,88	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	11	0,23	0,67	G
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>0,86</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,86</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,52</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,52</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA	

## 3.14 Tjøssåna og Husstølåna-øvre (035-56-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Husstølåna	Areal (km <sup>2</sup> )	21	Bre	0
Kommune	Hjelmeland	Elvelengde (km)	9	Dyrket	1,7
Økoregion	Vestlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	1	Myr	6,9
Klimasone	Lavland (<200 moh)	Middeltemp (°C)	5,1	Sjø	1,9
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	1893	Skog	46,5
Elvetype	R105, kalkfattig (Ca 1,3±0,4 mg/L), klar (TOC 4,4±3,8 mg/L) (R106) [R102d, R103d]. Anadrom/ikke-anadrom, sympatrisk/allopatriisk	HoH median (m)	460	Fjell	28,4
		HoH min/maks (m)	20/812	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Husstølåna viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på arealbruken i nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning, med unntak av noe dyrket mark.

For forsurende viste både bunndyrene og påvekstalgene svært god tilstand. De fysiske-kjemiske forsurende parameterne viste kun moderat tilstand, og det var labilt aluminium som trakk tilstanden ned.

I Husstølåna ble det funnet ørret på begge de avfiskede stasjonene, samt laks på den nederste stasjonen. Det er et vandringshinder mellom stasjonene, og den øvre stasjonen er utilgjengelig for anadrom fisk. Det er ikke registrert noen påvirkninger for vannforekomsten i [www.vann-nett.no](http://www.vann-nett.no), men et nylig anlagt kraftverk fører til tørrlegging av den øvre delen av Husstølåna. Vannforekomstens egnethet som referanseelv bør derfor vurderes før neste syklus med overvåking. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god nedenfor vandringshinderet på anadrom strekning, og dårlig økologisk tilstand ovenfor vandringshinderet. I sum oppnår vannforekomsten moderat tilstand for fisk.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet sett ble den økologiske tilstanden i Husstølåna moderat, og det var fiskeindeksen som og konsentrasjonen av labilt aluminium som var bestemmende for dette.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Tilstandsvurderingen anses som usikker på grunn av usikkerheter i fiskeindeksen og at manglende klassegrenser for pH i anadrome vassdrag gir ekstra stor vekt på labilt aluminium.

**Tabell 19. Husstølåna**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	7,47	0,99	0,88	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,97	1,06	1,00	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,88</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,31	0,91	0,68	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,86	1,08	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,68</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,50	M
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	4,9	1,22	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	225	0,89	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,1	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	68	0,75	0,79	G
	Labilt Aluminium (forsuring)	20	0,13	0,40	D
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>0,60</b>	<b>M</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,60</b>	<b>M</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				Under EQS
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,60</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

## 3.15 Utlea (074-178-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Utlea	Areal (km <sup>2</sup> )	339	Bre	6,5
Kommune	Årdal	Elvelengde (km)	34	Dyrket	0
Økoregion	Vestlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	18,5	Myr	0,4
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-2,7	Sjø	2
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	1367	Skog	9,6
Elvetype	R204, kalkfattig (Ca 2,5±2,0 mg/L), svært klar (TOC 0,6±0,3 mg/L). Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	1401	Fjell	80,3
		HoH min/maks (m)	152/2385	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Utlea viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på arealbruken i nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

For forsurende viste bunndyrene og de fysiske-kjemiske forsøringsparameterne henholdsvis svært god og god tilstand, mens påvekstalgene viste moderat tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, og det er usikkert hvorvidt en høyere tilstand for bunndyr er reell (de reagerer som regel ikke før ved pH ca 5,5) eller skyldes et behov for endrede klassegrenser for denne elvetyper. For påvekstalger kan det ikke utelukkes at den moderate tilstanden følger av tidligere forsuringsepisoder, eller surstøt som ikke er fanget opp av våre månedlige målinger (laveste målte pH var 6,4), men det kan også være at brepåvirkning er årsaken til den moderate tilstanden (se kapittel 4.1.4), men konsekvensen er at klassifiseringen muligens skulle vært basert på en annen elvetype, hvor resultatet da ville blitt svært god tilstand.

I Utlea ble det fanget ørret på alle tre stasjoner. Alle stasjonene hadde god tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Det ble funnet forhøyede konsentrasjoner av PCB7 i fisk, i likhet med 9 av de 10 andre elvene hvor miljøgifter i fisk ble undersøkt. Overskridelse av grensverdien for denne stoffgruppen gjør at den samlede økologiske tilstanden i Utlea blir moderat.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). I fisk var konsentrasjonene av de prioriterte stoffene polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) forhøyede. Dette gjorde at god kjemisk tilstand ikke ble oppnådd. PBDE og Hg overskred grenseverdiene i alle elvene som ble undersøkt både i 2017 og 2018 (se kapittel 4.7.2). Stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende. Ser vi bort fra disse ville kjemisk tilstand vært god.

**Usikkerhetsvurdering:** Samlet tilstand anses som relativt sikker på grunn av forhøyede konsentrasjoner av PCB7, mens det er mer usikkerhet rundt tilstanden basert på AIP.

**Tabell 20. Utle**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstlger: PIT (eutrofiering)	6,91	1,00	0,90	SG
	Påvekstlger: AIP (forsuring)	6,55	0,82	0,56	M
	<b>Totalvurdering påvekstlger</b>			<b>0,56</b>	<b>M</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,62	0,96	0,75	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,76	1,06	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,75</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,56</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	4,9	1,02	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	113	1,33	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,6	0,94	0,76	G
	ANC (forsuring)	68	0,88	0,85	G
	Labilt Aluminium (forsuring)	23	1,02	1,00	SG
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,85</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,85</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
	I biota				Over EQS
	I vann				Under EQS
	<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,56</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,56</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>G</b>	

## 3.16 Digeråe (016-1617-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Digeråe	Areal (km <sup>2</sup> )	64	Bre	0
Kommune	Notodden	Elvelengde (km)	22	Dyrket	0
Økoregion	Sørlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	1,9	Myr	11,1
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-0,4	Sjø	14,3
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	927	Skog	41,5
Elvetype	R205, kalkfattig (Ca 1,2±0,3 mg/L), klar (TOC 2,7±0,7 mg/L) Ikke-anadrom, allopatrisk	HoH median (m)	968	Fjell	28,1
		HoH min/maks (m)	207/1451	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Digeråe viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på sammensetningen av nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

For forsuring viste bunndyrene og påvekstalgene avvikende resultater; bunndyrene viste svært god tilstand, mens påvekstalgene viste svært dårlig tilstand. De fysiske-kjemiske forsøringsparameterne i vann viste god tilstand. Det er noe myr i nedbørfeltet, uten at det ble registrert tilsvarende høye humuskonsentrasjoner. I Vann-Nett er vannforekomsten satt som humøs, mens våre målinger klassifiserte den som ikke humøs. Dette kan skyldes den tørre sommeren, som kan ha gitt mindre avrenning (og dermed lavere humuskonsentrasjoner) fra myrområdene. Påvekstalgene reagerer på laveste pH heller enn middelkonsentrasjoner, og de kan ta lang tid på å hente seg inn igjen. Slik kan det hende AIP-indeksen reflekterer tidligere sure forhold. Neste runde med undersøkelser vil kunne bidra til å belyse dette.

I Digeråe ble det funnet ørret på alle tre stasjoner, men i lave tettheter. De to øvre stasjonene hadde dårlig tilstand, mens den nedre hadde svært dårlig tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til dårlig økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I).

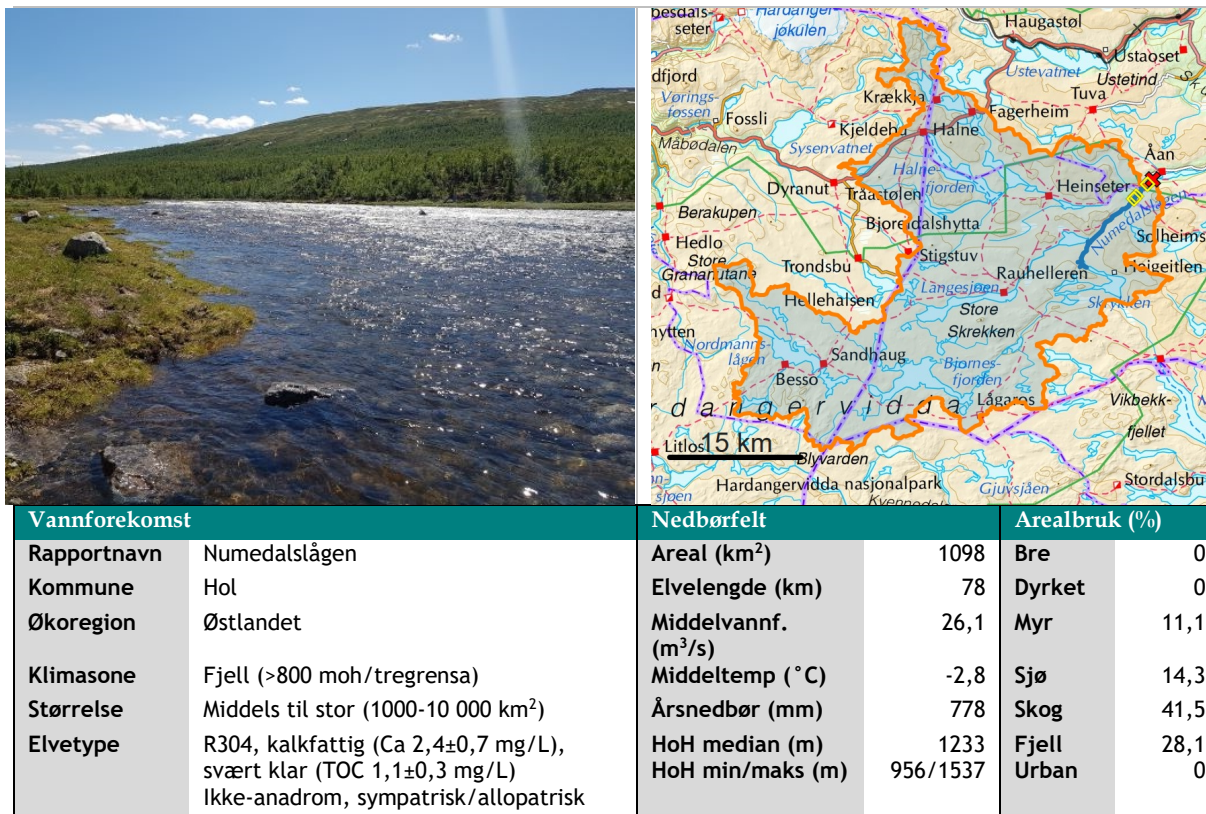
Samlet var den økologiske tilstanden i Digeråe svært dårlig, og det var forsuringsindeksen for påvekstalger som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra denne indeksen ville samlet tilstand vært dårlig, på grunn av fiskeindeksen.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkell, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Tilstandsvurderingen anses som usikker fordi det er usikkerheter knyttet til fiskeindeksen og resultatene for AIP-indeksen.

<b>Tabell 21. Digeråe</b>					
Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.					
	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	4,83	1,04	0,98	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,16	0,59	0,19	SD
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,19</b>	<b>SD</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,27	0,91	0,67	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,10	1,13	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,67</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,30	D
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,30</b>	<b>D</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,19</b>	<b>SD</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,9	1,72	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	160	0,94	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,5	0,93	0,78	G
	ANC (forsuring)	73	0,77	0,81	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	11	0,23	0,67	G
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>0,78</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,78</b>	<b>G</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,19</b>	<b>SD</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,19</b>	<b>SD</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA	

### 3.17 Numedalslågen fra Skrykken og Geitsjøen til Ossjøen (015-920-R)



**Økologisk tilstand:** I Numedalslågen viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på arealbruken i nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

For forsurening viste både bunndyrene, påvekstalgene og de fysisk-kjemiske forsuringsparameterne svært god tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, men med en «gjennomsnittlig» pH på over 6,8 ser resultatene ut til å stemme godt med faktisk tilstand, og vi har derfor inkludert resultatene i samlet tilstand.

Vi fant ørret på alle stasjoner, samt ørekyt på den nedre stasjonen. To av stasjonene hadde god tilstand, mens den nedre hadde dårlig tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer samlet sett vannforekomsten til moderat tilstand for fisk.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I).

Samlet sett var den økologiske tilstanden i Numedalslågen moderat, og det var fiskeindeksen som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra fisk ville samlet økologisk tilstand vært god.



**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Samlet tilstand anses som usikker på grunn av usikkerheter med fiskeindeksen. Sett bort fra fisk er det relativt sikkert at vannforekomsten når miljømålet, men det er usikkert om tilstanden skulle vært god eller svært god fordi det er knyttet usikkerhet til klassegrensen god/svært god for ASPT.

**Tabell 22. Numedalslågen**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементер</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	5,70	1,02	0,95	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,92	1,04	0,97	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,95</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,20	0,90	0,65	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,64	1,25	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,65</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,50	M
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементер</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементер</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,3	1,30	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	86	2,91	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,8	0,98	0,89	SG
	ANC (forsuring)	113	1,12	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	4	0,63	0,85	SG
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,89</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементер</b>			<b>0,89</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,65</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

### 3.18 Smådøla øvre (015-687-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Smådøla	Areal (km <sup>2</sup> )	96	Bre	0
Kommune	Nore og Uvdal	Elvelengde (km)	14	Dyrket	0,02
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	1,6	Myr	0,8
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-0,9	Sjø	7,5
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	603	Skog	64,9
Elvetype	R205, kalkfattig (Ca 2,4±2,0 mg/L), klar (TOC 3,4±0,5 mg/L) Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	1021	Fjell	21
		HoH min/maks (m)	740/1365	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Smådøla viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) viste også svært god tilstand.

For forsurende viste bunndyrene og de fysiske-kjemiske forsurende parametrene svært god tilstand, mens påvekstalgene kun viste moderat tilstand. Det er vanskelig å forklare den moderate tilstanden for påvekstalger ut ifra pH, hvor laveste verdi var 6,9. Det kan hende at den moderate tilstanden følger av tidligere forsurende episoder, eller surstøt som ikke er fanget opp av våre månedlige målinger. Data fra flere år med overvåking vil kunne gi et klarere bilde av forsurende tilstanden her.

I Smådøla ble det funnet ørret og ørekyte på alle stasjonene. De to nedre stasjonene hadde svært dårlig tilstand, og den øvre hadde dårlig tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til svært dårlig økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Blant de vannregionspesifikke stoffene som ble undersøkt i ørret ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av PCB7, i likhet med 9 av de 10 andre elvene hvor miljøgifter i fisk ble undersøkt.

Samlet sett var den økologiske tilstanden i Smådøla svært dårlig, og det var fiskeindeksen som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra fisk ville samlet økologisk tilstand vært moderat på grunn av konsentrasjonen av PCB7 i fisk.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). I fisk var konsentrasjonene av de prioriterte stoffene polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) forhøyede. Dette gjorde at

god kjemisk tilstand ikke ble oppnådd. PBDE og Hg overskred grenseverdiene i alle elvene som ble undersøkt i 2017 og 2018 (se kapittel 4.7.2). Stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende. Ser vi bort fra disse ville kjemisk tilstand vært god.

**Usikkerhetsvurdering:** Samlet økologisk tilstand anses som usikker på grunn av usikkerheter ved fiskeindeksen og forsuringindeksen AIP.

**Tabell 23. Smådøla**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrensener eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	5,30	1,03	0,96	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,52	0,80	0,53	M
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,53</b>	<b>M</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,95	1,01	1,00	SG
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,28	1,17	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,10	SD
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,10</b>	<b>SD</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,10</b>	<b>SD</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	6,3	0,79	0,89	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	153	0,98	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>0,89</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,9	0,99	0,97	SG
	ANC (forsuring)	163	1,17	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	10	0,25	0,68	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,97</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,89</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				Over EQS	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,10</b>	<b>SD</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,53</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>G</b>

## 3.19 Tegninga (002-218-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Tegninga	Areal (km <sup>2</sup> )	88	Bre	0
Kommune	Rendalen	Elvelengde (km)	23	Dyrket	0
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	1,8	Myr	5,1
Klimasone	Fjell (>800 moh/tregrensa)	Middeltemp (°C)	-1,4	Sjø	0,6
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	440	Skog	11,1
Elvetype	R301d, svært kalkfattig (Ca 0,8±0,2 mg/L) svært klar (TOC 1,3±1,0 mg/L) (R304) Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	1050	Fjell	80,4
		HoH min/maks (m)	409/1504	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Tegninga viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) henholdsvis god og svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Påvekstalgene lå helt på grensen til svært god tilstand. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på sammensetningen av nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

Bunndyrene, påvekstalgene og de fysisk-kjemiske forsøringsparameterne viste svært god tilstand med tanke på forsuring. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, så resultatene her er noe usikre. Men alle de andre forsøringsparameterne viste svært god tilstand (med unntak av labilt aluminium), og bunndyr pleier ikke å reagere før ved pH ca 5,5, så vi har valgt å inkludere RAMI i samlet tilstand i dette tilfellet. Labilt aluminium viste moderat tilstand, men denne enkeltparameteren er det knyttet usikkerhet til (se kapittel 8.6.6). Tegninga grenser mot kalkfattig vanntype (basert på ANC). Med klassegrenser for en slik vanntype ville påvekstalger vist god tilstand i stedet for svært god tilstand.

I Tegninga ble det funnet ørret og steinsmett på alle stasjoner. Alle stasjonene oppnådde god økologisk tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I).

Samlet sett var den økologiske tilstanden i Tegninga god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkell, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som relativt sikkert av samlet økologisk tilstand i vannforekomsten er god eller bedre. Det er usikkert hvorvidt den reelle tilstanden er god eller svært god. Dette skyldes at PIT grenser mot svært god, at det er usikkerhet knyttet til klassegrensa god/svært god for ASPT og at alternativ vanntype er kalkfattig, som påvirker AIP.

**Tabell 24. Tegninga**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	5,79	0,99	0,79	G
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,69	1,12	1,00	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,79</b>	<b>G</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,56	0,95	0,74	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,42	1,33	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,74</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,4	1,25	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	93	2,69	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,5	0,98	0,84	SG
	ANC (forsuring)	64	1,16	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	16	0,16	0,45	M
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,84</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,84</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,74</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

## 3.20 Store Ula (002-2053-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Store Ula	Areal (km <sup>2</sup> )	57	Bre	0
Kommune	Sel	Elvelengde (km)	13	Dyrket	0
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	1,3	Myr	1,9
Klimasone	Fjell (>800 moh/tregrensa)	Middeltemp (°C)	-3,2	Sjø	2,4
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	895	Skog	0
Elvetype	R301b, svært kalkfattig (0,4±0,1 mg/L), svært klar (TOC 0,5±0,3 mg/L) Ikke-anadrom, Ingen fisk fanget	HoH median (m)	1427	Fjell	96
		HoH min/maks (m)	1080/2174	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Store Ula viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) henholdsvis god og svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Det er uklart hvorfor påvekstalgene ikke oppnådde svært god tilstand. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek også noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4), men side også påvekstalgeindeksen for eutrofiering viste god tilstand anbefales det å følge opp dette videre.

For forsurende viste påvekstalgene god tilstand, mens bunndyrene viste svært god tilstand. De fysiske-kjemiske forsurende viste svært god tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, så resultatene her er noe usikre. Men alle de andre forsurende viste svært god tilstand (med unntak av AIP), og bunndyr pleier ikke å reagere før ved pH ca 5,5, så vi har valgt å inkludere RAMI i samlet tilstand i dette tilfellet.

I Store Ula ble det ikke funnet fisk på noen av stasjonene. Det må vurderes om fisk er et egnet kvalitetselement for denne vannforekomsten. Det var ikke mulig å klassifisere vannforekomsten etter første års undersøkelser av kvalitetselement fisk.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I).

Samlet sett var den økologiske tilstanden i Store Ula god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

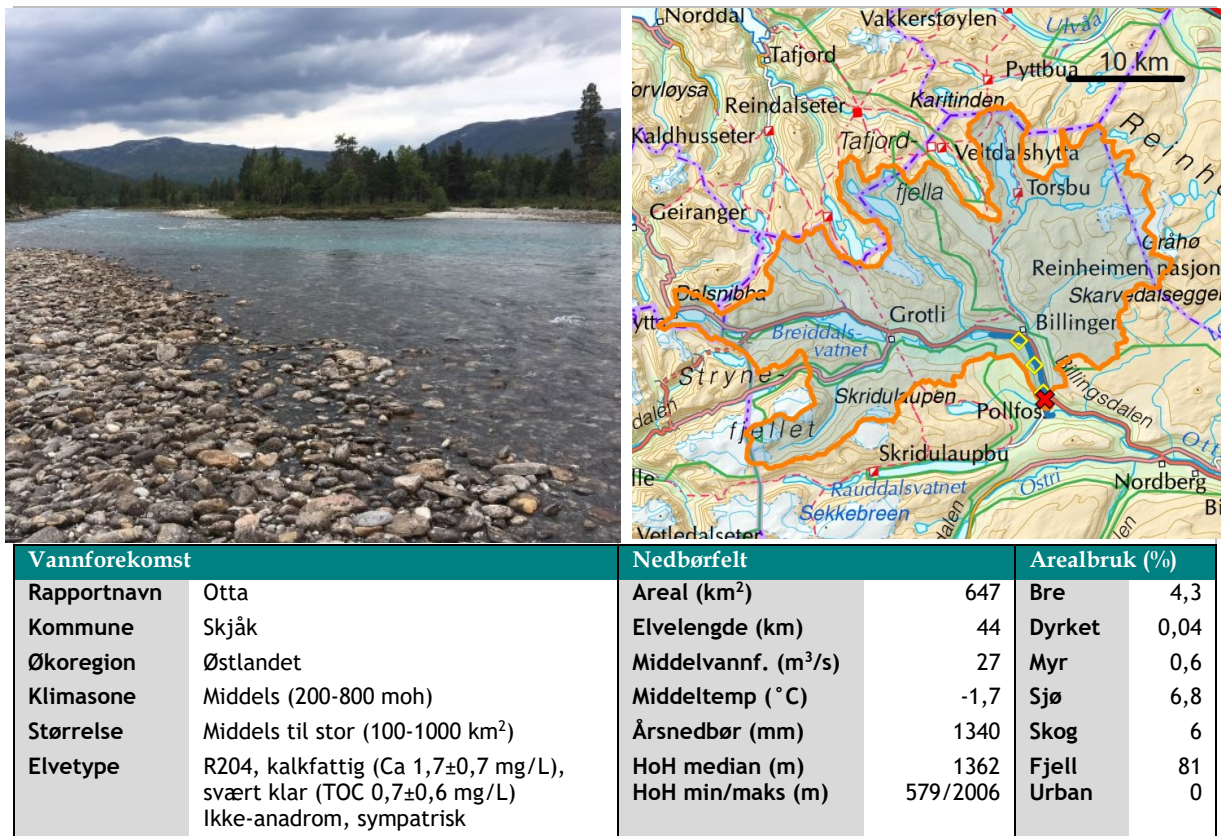
**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som relativt sikkert at samlet økologisk tilstand i vannforekomsten er god eller bedre, men det er usikkert hvorvidt den reelle tilstanden er god eller svært god. Dette skyldes at PIT er i øvre del av god tilstand og totP er svært god, og at det er usikkerhet knyttet til klassegrensa god/svært god for ASPT. Det er usikkert om fisk er et egnet kvalitetselement i denne vannforekomsten.

**Tabell 25. Store Ula**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetselement	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	8,22	0,94	0,74	G
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,23	0,78	0,76	G
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,74</b>	<b>G</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,33	0,92	0,68	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,66	1,14	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,68</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			NA	NA
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>			<b>0,68</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,8	1,07	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	148	1,69	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,2	0,97	0,87	SG
	ANC (forsuring)	27	1,02	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	4	0,63	0,85	SG
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>0,87</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>			<b>0,87</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				Under EQS
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,68</b>	<b>G</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,68</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA	

## 3.21 Otta mellom Vuluvatnet og Pollvatnet (002-2398-R)



**Økologisk tilstand:** I Otta viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning indikerte moderat tilstand, men prøven fra Otta inneholdt for få dyr til en sikker klassifisering. Bunndyrindeksene er derfor ikke med i den samlede tilstandsklassifiseringen. Det kan nevnes at øvre Otta har noe redusert vannføring som følge av overføring av vann fra Breiddalsvatnet til Rauddalsvatnet, for bruk i Framrusti kraftverk. Dette kan gi lavere vanndekt areal, og større områder med tørrlagt kantsone (Brabrand 2003), noe som kan påvirke bunndyrene negativt.

For forsurening viste de fysiske-kjemiske forsøringsparameterne god tilstand, mens bunndyrindeksen indikerte svært god tilstand og forsøringsindeksen for påvekstalger viste dårlig tilstand. Bunndyrindeksen er altså usikker på grunn av få individer, samt at forsøringsindeksen for bunndyr (RAMI) ikke er utviklet for svært klare vannforekomster, så resultatene for RAMI må tolkes med forsiktighet. For påvekstalger kan det ikke utelukkes at den moderate tilstanden følger av tidligere forsuringsepisoder, eller surstøt som ikke er fanget opp av våre månedlige målinger (laveste målte pH var 6,5), men det kan også være at brepåvirkning er årsaken til den moderate tilstanden. Hvordan dette henger sammen er beskrevet i kapittel 4.1.4, men konsekvensen er at klassifiseringen muligens skulle vært basert på en annen elvetype. Hadde vi brukt denne alternative elvetypen (svært kalkfattig) ville tilstanden vært god, på grensen til svært god (nEQR = 0.78).

I Otta ble det funnet ørret på alle tre stasjoner, i tillegg til ørekyt på øverste stasjon. Alle stasjonene oppnådde god tiltand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand.



Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet var den økologiske tilstanden i Otta dårlig, og det var forsuringsindeksen for påvekstalger som bestemmende for dette. Ser vi bort fra denne indeksen ville samlet økologisk tilstand vært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Samlet klassifisering anses som usikker på grunn av usikkerheter med AIP-indeksen i brepåvirkede områder. Videre inneholdt bunndyrprøvene for få individer til sikker klassifisering, og er dermed ikke inkludert i samlet tilstand.

**Tabell 26. Otta**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	4,75	1,04	0,98	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,28	0,65	0,25	D
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,25</b>	<b>D</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,00	0,87	0,60	M
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,05	0,00	0,86	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,60</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,25</b>	<b>D</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,3	2,17	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	72	2,08	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,6	0,94	0,77	G
	ANC (forsuring)	72	0,91	0,88	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	6	0,42	0,76	G
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>0,76</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,77</b>	<b>G</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,25</b>	<b>D</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,25</b>	<b>D</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

## 3.22 Kjaglielva (008-90-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Kjaglielva	Areal (km <sup>2</sup> )	334	Bre	0
Kommune	Bærum	Elvelengde (km)	156	Dyrket	0,46
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	0,6	Myr	1,8
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	3,5	Sjø	1,2
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	894	Skog	96,1
Elvetype	R207, moderat kalkrik (Ca 19,9±8,3 MG/l), klar (TOC 3,6±1,6 mg/L) (R109) Ikke-anadrom, allopatrisk*	HoH median (m)	380	Fjell	0
		HoH min/maks (m)	94/543	Urban	0

\* Laks og sjørørret kan ikke vandre opp i vannforekomsten, men begge arter settes ut for å bedre fisket lenger ned i vassdraget.

**Økologisk tilstand:** I Kjaglielva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på sammensetningen av nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

Etttersom Kjaglielva er en moderat kalkrik vannforekomst anses den ikke som forsurenings sensitiv. Forsuringsindeksene er derfor ikke tatt med i klassifiseringen. pH lå mellom 7,6 og 8,1 gjennom året.

I Kjaglielva ble det funnet ørret og laks på alle stasjoner. Det er i mange år satt ut yngel av laks og ørret i elva. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til svært god økologisk tilstand basert på tetthet, men mangeårig utsetting av fisk gjør at tilstanden ikke er å anse som referansetilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I). Blant de vannregionspesifikke stoffene som ble undersøkt i ørret ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av PCB7, som var tilfelle i 10 av de 11 elvene hvor miljøgifter i fisk ble undersøkt. Overskridelse av grensverdien for denne stoffgruppen gjør at den samlede økologiske tilstanden i Kjaglielva blir moderat. Ser vi bort fra miljøgiftene ville samlet økologisk tilstand vært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). God kjemisk tilstand ble ikke oppnådd fordi vi fant vi forhøyede konsentrasjoner av PFOS, polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) i fisk. Kjaglielva og «naboelva» Lomma (se kapittel 3.28) var de eneste to referanseelvene hvor vi fant høye konsentrasjoner av PFOS fisk. Polybromerte difenyletere og kvikksølv overskred grenseverdien i alle referanseelvene som ble undersøkt i 2017 og i 2018 (se kapittel 4.7.2). Disse to stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende.

**Usikkerhetsvurdering:** Det er usikkert hvorvidt økologisk tilstand er moderat ettersom det er usikkert hva som er kilden til PFOS, og om kilden egentlig ligger utenfor vannforekomsten. Uten PFOS anses det som relativt sikkert at vannforekomsten ville nådd miljømålet, men det er satt ut fisk. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensa god/svært god for ASPT.

**Tabell 27. Kjaglielva**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,40	1,01	0,92	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	7,13	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,92</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,79	0,98	0,80	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,52	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,80</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,90	SG
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,90</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,80</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	3,5	2,57	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	526	0,52	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,8	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	1128	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	27	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				Over EQS	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>IG</b>

### 3.23 Kjørstadelva (015-1147-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Kjørstadelva	Areal (km <sup>2</sup> )	38	Bre	0
Kommune	Kongsberg	Elvelengde (km)	14	Dyrket	0,8
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	1,2	Myr	2
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	2,7	Sjø	2,2
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	981	Skog	80,4
Elvetype	R207, moderat kalkrik (Ca 21±5,8 mg/L), klar (TOC 4,1±1,6 mg/L)(R109, R208) Ikke-anadrom, alloptrisk/sympatrisk	HoH median (m)	419	Fjell	13,2
		HoH min/maks (m)	168/855	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Kjørstadelva viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på sammensetningen av nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

Ettersom Kjørstadelva er en moderat kalkrik vannforekomst (egentlig kalkrik, men denne vanntypen er ikke definert for klimasone Skog) anses den ikke som forsuret. Forsuringssensitiv. Forsuringssensitiv. Forsuringssensitiv. Forsuringssensitiv. pH lå mellom 7,6 og 8,1 gjennom året.

I Kjørstadelva ble det funnet ørret på alle tre stasjoner, ørekyte på den øvre og nedre stasjonen, samt gjedde på den nedre stasjonen. Det var høy tetthet av ørekyte på den øvre stasjonen. Tetthetene av ørret var likevel tilstrekkelige til at alle stasjonene oppnådde god tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet var den økologiske tilstanden i Kjørstadelva god, og det var bunndyrindeksen for organisk belastning som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra denne ville samlet økologisk tilstand vært svært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som relativt sikkert at samlet økologisk tilstand i vannforekomsten er god eller bedre. Det er noe usikkerhet knyttet til klassegrensen god/svært god for ASPT, og fiskeindeksen generelt.

**Tabell 28. Kjørstadelva**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	7,34	0,99	0,88	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	7,02	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,88</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,75	0,98	0,79	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,59	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,79</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	2,8	3,21	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	261	1,05	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,8	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	1054	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	40	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,79</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

## 3.24 Mistra nedre del (002-207-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Mistra	Areal (km <sup>2</sup> )	558	Bre	0
Kommune	Rendalen	Elvelengde (km)	71	Dyrket	0,1
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	8,4	Myr	12,9
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-0,6	Sjø	1
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	555	Skog	52,4
Elvetype	R205, kalkfattig (Ca 1,4±0,4 mg/L), klar (TOC 3,8±2,9 mg/L) (R206) Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	805	Fjell	27,4
		HoH min/maks (m)	256/1747	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Mistra viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor og nitrogen) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Fosforverdiene nærmet seg grensen til god tilstand. Bunnryndeindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning, men hytter i nedbørfeltet tilsier at dette bør undersøkes nærmere.

For forsurening viste både påvekstalgene, bunndyrene og de fysiske-kjemiske forsureningsparametrene svært god tilstand. pH lå mellom 6,5 og 7,2 gjennom året, bortsett fra i mai-prøven, hvor pH tippet ned på 5,9. Dette var under vårflommen, hvor konsentrasjonen av humus også var årets høyeste. Den lave pH-verdien i mai kan derfor forklares av organisk surhet som følge av humusinnholdet.

I Mistras nedre del ble det funnet ørret på alle stasjonene, samt steinsmett på den midtre og nedre stasjonen. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I). Blant de vannregionspesifikke stoffene som ble undersøkt i ørret ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av PCB7, som var tilfelle i 10 av de 11 elvene hvor miljøgifter i fisk ble undersøkt. Overskridelse av grensverdien for denne stoffgruppen gjør at den samlede økologiske tilstanden i Mistra blir moderat. Ser vi bort fra miljøgiftene ville samlet økologisk tilstand vært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). God kjemisk tilstand ble ikke oppnådd fordi vi fant vi forhøyede konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) i fisk. Disse stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende, og grenseverdiene ble overskredet i alle elvene der dette ble undersøkt både i 2017 og i 2018 (se kapittel 4.7.2).

**Usikkerhetsvurdering:** Samlet økologisk tilstand anses som relativt sikker basert på de forhøyede konsentrasjonene av PCB7. Ser vi kun på økologiske effekter er det relativt sikkert at vannforekomsten ville nådd miljømålet. Det er noe usikkerhet knyttet til klassegrensen god/svært god for ASPT, og fiskeindeksen generelt. Vanntypen grenser mot humøs, men dette ville ikke endret tilstanden.

**Tabell 29. Mistra**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	7,20	1,00	0,89	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,86	1,00	0,90	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,89</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,73	0,97	0,78	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,22	1,16	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,78</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	7,3	0,68	0,83	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	101	1,49	1,00	SG
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>0,92</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,6	0,95	0,81	SG
	ANC (forsuring)	120	0,98	0,98	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	5	0,50	0,80	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,81</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,81</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
	I biota				Over EQS
	I vann				Under EQS
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>G</b>	

## 3.25 Leirelva (002-620-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Lera	Areal (km <sup>2</sup> )	34	Bre	0
Kommune	Ringsaker	Elvelengde (km)	12	Dyrket	2,3
Økoregion	Østlandet	Middelvannf (m <sup>3</sup> /s)	0,5	Myr	13,3
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	0,9	Sjø	0,1
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	699	Skog	82,9
Elvetype	R208, moderat kalkrik (Ca 8,8±3,5 mg/L), humøs (TOC 9,2±4,0 mg/L) Ikke-anadrom, allopatrisk/sympatrisk	HoH median (m)	531	Fjell	0
		HoH min/maks (m)	305/676	Urban	0,2

**Økologisk tilstand:** I Lera viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) viste moderat tilstand. Undersøkelsene i Lera ble foretatt helt nederst i vassdraget, og her er det noe landbruk i nærheten av elva. Dette kan være årsaken til at konsentrasjonene av fosfor var såpass høye at de var på grensa mot god tilstand, og det kan tenkes at dette også har påvirket ASPT-indeksen i negativ retning. Det bør nevnes at tilstanden for bunndyr kun er basert på én prøve fra ett år med undersøkelser, og flere år med data vil gi et sikrere bilde på tilstanden. I neste overvåkingssyklus (år 2020) bør det vurderes å ta et utvalg parallelle vannprøver fra den nåværende stasjonen og en tentativt ny stasjon noen hundre meter oppstrøms, for å vurdere hvorvidt landbruket bidrar med fosfor i nedre del.

Ettersom Lera er en modeat kalkrik vannforekomst anses den ikke som forsuringssensitiv. Forsuringssindeksene er derfor ikke tatt med i klassifiseringen. pH lå stort sett godt over 7 gjennom året, bortsett fra i mai og november, hvor pH var nede på 6,3 og 6,6. I prøvene var også konsentrasjonen av humus blant årets høyeste på denne stasjonen, så reduksjonen i pH var trolig relatert til organisk surhet.

I Lera ble det funnet ørret på alle stasjonene samt steinsmett på den øverste stasjonen. De to nedre stasjonen oppnådde svært god tilstand, og den øvre hadde god tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til svært god økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).



Samlet sett var den økologiske tilstanden i Lera moderat, og det var bunndyrindeksen for organisk belastning som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra denne ville samlet økologisk tilstand vært svært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Tilstandsvurderingen anses som usikker fordi tilstanden for ASPT avviker fra PIT og næringsalter uten at vi har en sikker forklaring på kildene til organisk belastning.

<b>Tabell 30. Lera</b>					
Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.					
	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	7,06	1,00	0,89	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	7,22	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,89</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	5,90	0,86	0,58	M
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,38	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,58</b>	<b>M</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,90	SG
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,90</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,58</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	18,5	0,59	0,82	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	363	0,90	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>0,82</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,0	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	527	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	8	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,82</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,58</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,58</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

## 3.26 Setninga (002-1673-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Setninga	Areal (km <sup>2</sup> )	254	Bre	0
Kommune	Stor-Elvdal	Elvelengde (km)	40	Dyrket	0,6
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	4,8	Myr	4
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-1,6	Sjø	0,7
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	635	Skog	33,8
Elvetype	R204, kalkfattig (Ca 3,9±0,8 mg/L), svært klar (TOC 1,3±1,2 mg/L) Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	1065	Fjell	56,8
		HoH min/maks (m)	501/1647	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Setninga viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på sammensetningen av nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

For forsureng viste både påvekstalgene, bunndyrene og de fysisk-kjemiske forsuringsparameterne svært god tilstand. pH lå mellom 7,0 og 7,4 gjennom året. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, men med en «gjennomsnittlig» pH på over 7 ser resultatene til å stemme godt med faktisk tilstand, og vi har derfor inkludert resultatene i samlet tilstand. Gjennomsnittskonsentrasjonen av kalsium i Setninga er såpass høy at vanntypen grenser mot moderat kalkrik. Moderat kalkrike vannforekomster anses ikke som forsuringsfølsomme, så en alternativ elvetype ville ikke endret resultatet.

I Setninga ble det funnet ørret og steinsmett på begge stasjoner. Begge stasjonene oppnådde god tilstand. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Konsentrasjonen av sink overskred grenseverdien for maks-verdier (MAC-EQS) i én enkeltprøve, men vi mistenker at denne prøven var kontaminert og inkluderer den derfor ikke i samlet tilstandsvurdering.

Samlet sett ble den økologiske tilstanden i Setninga god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Setninga oppnådde derfor god kjemisk tilstand.

**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som relativt sikkert at samlet økologisk tilstand i vannforekomsten er god eller bedre. Det er noe usikkerhet knyttet til klassegrensen god/svært god for ASPT, og fiskeindeksen generelt, så det er usikkert hvorvidt faktisk tilstand er god eller svært god.

**Tabell 31. Setninga**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,84	1,00	0,90	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,86	1,00	0,90	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,90</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,58	0,95	0,75	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,52	1,40	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,75</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	3,8	1,32	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	174	0,86	0,93	SG
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>0,97</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,2	1,03	1,00	SG
	ANC (forsuring)	221	1,69	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	8	0,31	0,71	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske parametere</b>			<b>0,97</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,75</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

### 3.27 Jora, nedre del (002-1933-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Jora	Areal (km <sup>2</sup> )	493	Bre	0,4
Kommune	Dovre	Elvelengde (km)	46	Dyrket	0,08
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	10	Myr	2,1
Klimasone	Skog (200-800 moh)	Middeltemp (°C)	-2,9	Sjø	3,3
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	801	Skog	11,2
Elvetype	R204, kalkfattig (Ca 2,0±1,0 mg/L), svært klar (TOC 0,9±0,4 mg/L) Ikke-anadrom, allopatrisk	HoH median (m)	1321	Fjell	79,4
		HoH min/maks (m)	584/2207	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I Jora viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvok noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Basert på sammensetningen av nedbørfeltet og de månedlige vannkjemimålingene, er det lite som tyder på avvik fra referansetilstand med tanke på eutrofiering/organisk belastning.

For forsurende viste bunndyrene og de fysisk-kjemiske forsuringsparameterne svært god tilstand, mens påvekstalgene kun viste moderat tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, så resultatene her er noe usikre. Men bunndyr pleier ikke å reagere før ved pH ca 5,5 (og «gjennomsnittlig» pH her er 6,9), så vi har valgt å inkludere RAMI i samlet tilstand i dette tilfellet. For påvekstalger kan det ikke utelukkes at den moderate tilstanden følger av tidligere forsuringsepisoder, eller surstøt som ikke er fanget opp av våre månedlige målinger (laveste målte pH var 6,8), men det kan også være at brepåvirkning er årsaken til den moderate tilstanden. Hvordan dette henger sammen er beskrevet i kapittel 4.1.4, men konsekvensen er at klassifiseringen muligens skulle vært basert på en annen elvetype, hvor resultatet da ville blitt svært god tilstand.

I Jora ble det funnet ørret på alle tre stasjoner. Stasjonene oppnådde henholdsvis moderat, dårlig og svært dårlig tilstand fra øverst til nederst. Første års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til dårlig økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet sett var den økologiske tilstanden i Jora dårlig, og det var fiskeindeksen som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra fiskeindeksen ville tilstanden vært moderat på grunn av forsuringsindeksen for påvekstalger.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Den kjemiske tilstanden ble derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Den samlede tilstandsvurderingen anses som usikker ettersom det er usikkerhet knyttet til fiskeindeksen, samt usikkerheter ved resultatene for AIP-indeksen.

**Tabell 32. Jora**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetselement	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	5,18	1,03	0,97	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,52	0,80	0,52	M
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,52</b>	<b>M</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,22	0,90	0,66	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,52	1,40	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,66</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,30	D
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,30</b>	<b>D</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>			<b>0,30</b>	<b>D</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	1,9	2,63	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	118	1,27	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,9	0,99	0,94	SG
	ANC (forsuring)	118	1,15	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	7	0,36	0,73	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,94</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>			<b>0,94</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				Under EQS
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,30</b>	<b>D</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,52</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

## 3.28 Lomma øvre (008-79-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Lomma	Areal (km <sup>2</sup> )	56	Bre	0
Kommune	Bærum	Elvelengde (km)	18	Dyrket	0,07
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	1	Myr	2,1
Klimasone	Lavland (<200 moh)	Middeltemp (°C)	2,9	Sjø	1,3
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	948	Skog	96,2
Elvetype	R108, moderat kalkrik (Ca 12,3±3,6 mg/L), humøs (TOC 5,5±2,0 mg/L) (R107)	HoH median (m)	439	Fjell	0
	Ikke-anadrom, allopatrisk/sympatrisk	HOH min/maks (m)	191/680	Urban	0

\* Laks og sjøørret kan ikke vandre opp i vannforekomsten, men begge arter settes ut for å bedre fisket lengre ned i vassdraget.

**Økologisk tilstand:** I Lomma viste påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) avvek noe fra referanseverdien, men tilstanden var allikevel god. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4), men det er også mulig det faktisk er noe som påvirker stasjonen ettersom det også ble funnet miljøgifter i fisk her (se nedenfor).

Ettersom Lomma er en moderat kalkrik vannforekomst anses den ikke som forsuringssensitiv. Forsuringsindeksene er derfor ikke tatt med i klassifiseringen. pH lå mellom 7,2 og 7,8 gjennom året.

I Lomma ble det funnet ørret på alle stasjonene samt ørekyte på den nederste stasjonen. Det er i mange år satt ut fisk i vannforekomsten, stort sett ørret, men et fåtall laks kan også ha vært satt ut (pers. med. Morten Merkesdal, Bærum kommune). I 1918 registrerte Huitfeldt-Kaas 28 lokaliteter i Akershus med ørekyte (Hesthagen & Sandlund 1997). Siden har utbredelsen i området økt kraftig, og det er overveiende sannsynlig at ørekyten er satt ut i vannforekomsten. En samlet vurdering av vannforekomsten, der kilden er demmet opp, det er en kunstig dam i nedkant, det er spor etter forbygning for tømmerfløting, laksefisk er satt ut, og ørekyte antas å være utsatt, resulterer i at tilstanden reduseres fra svært god til god. I et fiskeperspektiv kan ikke vannforekomsten ansees å være i referansetilstand.

Konsentrasjonen av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I). Det ble funnet forhøyede konsentrasjoner av PCB7 i fisk, i likhet med 9 av de 10 andre elvene hvor miljøgifter

i fisk ble undersøkt. Dette gjør at den samlede økologiske tilstanden i Lomma blir moderat. Ser vi bort fra miljøgiftene ville samlet økologisk tilstand vært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkell, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). God kjemisk tilstand ble ikke oppnådd på grunn av forhøyede konsentrasjoner av PFOS, polybromerte difenyletere (PBDE) og kvikksølv (Hg) i fisk. PBDE og Hg overskred grenseverdien i alle referanseelvene som ble undersøkt både i 2017 og 2018 (se kapittel 4.7.2). Disse to stoffene er langtransporterte og anses som allestedsnærværende.

**Usikkerhetsvurdering:** Det er usikkert hvorvidt økologisk tilstand er moderat ettersom det er usikkert hva som er kilden til PFOS, og om kilden egentlig ligger utenfor vannforekomsten. Uten PFOS anses det som relativt sikkert at vannforekomsten ville nådd miljømålet. Vanntypen grenser mot klar, men dette ville ikke endret tilstanden.

**Tabell 33. Lomma**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,82	1,00	0,90	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	7,01	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,90</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,80	0,99	0,80	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,52	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,80</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	3,4	3,24	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	386	0,84	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,5	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	694	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	35	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>NA</b>	<b>NA</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske parametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				Over EQS	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Over EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				IG
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>IG</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>IG</b>	

### 3.29 Songa / Vikka (002-604-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Vikka	Areal (km <sup>2</sup> )	21	Bre	0
Kommune	Ullensaker	Elvelengde (km)	4	Dyrket	14
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	0,3	Myr	0,5
Klimasone	Lavland (<200 moh)	Middeltemp (°C)	3,8	Sjø	0
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	827	Skog	39
Elvetype	R111, Leirvassdrag (Ca 56,1±11,4 mg/L) (TOC 1,8±1,1 mg/L) Ingen fisk fanget	HoH median (m)	202	Fjell	0
		HoH min/maks (m)	132/225	Urban	44,7 <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Den høye andelen «Urban» i nedbørfeltet viser Oslo Lufthavn Gardermoen, men denne har egne dreneringssystemer, slik at faktisk avrenning ikke stemmer med det naturlige nedbørfeltet.

**Økologisk tilstand:** Ettersom Vikka er et leirvassdrag finnes det ikke klassegrenser for påvekstalgeindeksen for eutrofiering (PIT). I leirvassdrag benyttes både total fosfor (TotP) og løst fosfat for å vurdere tilstanden for næringsalter. I Vikka viste konsentrasjonene av TotP moderat tilstand, mens fosfat viste god tilstand. Tilstanden klassifiseres derfor til moderat. At fosfornivåene er høyere enn referansenivå skyldes nok at det er en del dyrket mark i nedbørfeltet. Det skal nevnes at det er notorisk vanskelig å finne gode referansevassdrag for leirpåvirkede elver, og resultatene fra første runde med overvåking tyder på at referansetilstanden for næringsalter overskrides noe i Vikka.

Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) kan brukes i leirvassdrag dersom egnet substrat, det vil si strykpartier med grus til mellomstor stein, finnes (Eriksen mfl. 2015). Substratet ved stasjonene i årets undersøkelse avvek noe ved at de var dominert av sand og silt. I 2018 vurderes Vikka til god tilstand for ASPT. Det avvikende substratet bør om noe ha hatt en negativ effekt på ASPT, noe som tyder på at økologisk tilstand etter ASPT i virkeligheten kan ha vært noe bedre her.

Vikka er kalkrik og anses ikke som forsurningsfølsom. Derfor er det ikke beregnet indeksverdier for forsurningsindeksene. pH lå i snitt på 8,1.

Ingen fisk ble påvist i Vikka. Det er mulig at fisk ikke er et egnet biologisk kvalitetselement for de avfiskede stasjonene, men med den benyttede metoden og tidspunktet for undersøkelsene er det stor usikkerhet. Vi foreslår at vannforekomsten undersøkes tidlig på sommeren og midt på sommeren når karpefisk sannsynligvis bruker sideelvene til Leira i større grad. Det var ikke mulig å klassifisere vannforekomsten etter første års undersøkelser av kvalitetselement fisk.



Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink og krom i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Arsen oversteg grenseverdien hårfint, men var under grenseverdien for MAC-EQS og havner derfor i tilstandsklasse III.

Samlet sett var den økologiske tilstanden i Vikka moderat og det var konsentrasjonene av fosfor og arsen som var bestemmende for dette.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurderinger:** samlet tilstandsvurdering anses som usikker fordi arsen kun lå hårfint over grenseverdien og tilstanden er basert på relativt få parametere/kvalitetselementer.

**Tabell 34. Vikka**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetselement	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	29,55	NA	NA	NA
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	NA	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			NA	NA
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,33	0,92	0,68	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,05	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			0,68	G
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			NA	NA
	<b>Totalvurdering fisk</b>			NA	NA
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>			0,68	G
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	104,2	0,47	0,47	M
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	1218	0,27	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			0,47	M
	pH (forsuring)	8,1	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	2494	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	30	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			NA	NA
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>			0,47	M
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Over EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				Over EQS	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			0,50	M	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			0,50	M	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

### 3.30 Bekkefelt til Øyeren i Trøgstad (002-2572-R)



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk (%)	
Rapportnavn	Lundsåa	Areal (km <sup>2</sup> )	2,2	Bre	0
Kommune	Trøgstad	Elvelengde (km)	3	Dyrket	7,6
Økoregion	Østlandet	Middelvannf. (m <sup>3</sup> /s)	0	Myr	0,6
Klimasone	Lavland (<200 moh)	Middeltemp (°C)	4	Sjø	0
Størrelse	Små (<10 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør (mm)	817	Skog	83,8
Elvetype	R111, Leirvassdrag (Ca 21,5±21,3 mg/L) (TOC 10,1±3,4 mg/L) Ingen fisk fanget	HoH median (m)	188	Fjell	0
		HoH min/maks (m)	106/245	Urban	0

**Økologisk tilstand:** Leirelva Lundsåa er en bekk i et bekkefelt til Øyeren. Det er ikke utviklet klassegrenser for påvekstalger i leirvassdrag, og for næringsalter benyttes både total fosfor (TotP) og løst fosfat til å vurdere tilstanden. Konsentrasjonene av TotP indikerte god tilstand mens løst fosfat viste moderat tilstand. Tilstanden blir derfor moderat. Bekken er tidligere undersøkt i detalj av blant annet NIBIO med mål om å kvantifisere referansenivåer av fosfor i leirvassdrag (Greipsland mfl. 2017). Det ble da inngått en avtale med grunneier om at fosforgjødsling skulle opphøre i forsøksperioden, men denne kontrakten gikk ut før overvåkingen i 2018. Forhøyede nivåer av fosfor skyldes nok at det er en del dyrket mark i nedbørfeltet og at gjødsling har blitt gjenopptatt. Det er vanskelig å finne gode referanseelver for leirpåvirkede elver, og resultatene fra første runde med overvåking tyder på at referansetilstanden for fosfat nå overskrides i Lundsåa.

Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) kan brukes i leirvassdrag dersom egnet substrat, det vil si strykpartier med grus til mellomstor stein, finnes (Eriksen mfl. 2015). Substratet ved stasjonene i årets undersøkelse avvek ved at det var dominert av sand og silt. I 2018 vurderes Lundsåa til moderat tilstand for ASPT. Det avvikende substratet bør om noe ha hatt en negativ effekt på ASPT, og tilstanden for denne indeksen kan i virkeligheten derfor ha vært noe bedre.

Lundsåa er kalkrik, og anses ikke som forsurningsfølsom. Derfor beregnes ikke indeksverdier for forsurningsindeksene. pH lå i snitt på 7,3.

Ingen fisk ble påvist i Lundsåa. Dette er en bitteliten bekk som sannsynligvis bunnfryser om vinteren, med unntak av i dype beverdammer. Videre er det et potensielt vandringshinder for eventuelt oppvandrende fisk ved utløpet til Øyeren. Det er en rekke påvirkninger i nedbørfeltet som tilsier at dette ikke er en referanseelv. Det er ikke sikkert at fisk er relevant kvalitetselement, men det bør i hvert fall fiskes tidligere på sommeren. Det var ikke mulig å klassifisere vannforekomsten etter første års undersøkelser av kvalitetselement fisk.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, arsen og krom i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II)

Samlet sett var den økologiske tilstanden i Lundsåa moderat og det var konsentrasjonene av fosfat og ASPT-indeksen som var bestemmende for dette.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

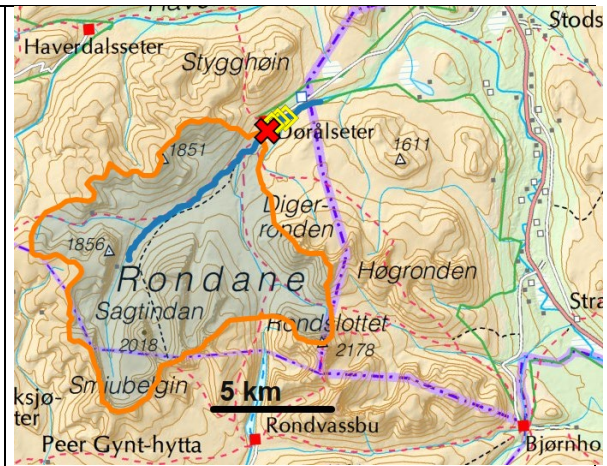
**Usikkerhetsvurderinger:** Sammenliknet med de andre elvene anses den samlede tilstandsvurderingen som noe usikker fordi den kun er basert to indekser.

**Tabell 35. Lundsåa**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3. \*Merk at nEQR er satt til 0,50 (midt i tilstandsklasse moderat) for eutrofieringsparametere. Dette skyldes at konsentrasjonene av løst fosfat viste moderat tilstand.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	20,83	NA	NA	NA
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	7,18	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			NA	NA
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	5,55	0,80	0,49	M
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,07	0,00	NA	NA
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			0,49	M
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			NA	NA
	<b>Totalvurdering fisk</b>			NA	NA
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			0,49	M
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	49,7	0,72	0,72	G
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	1116	0,29	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			0,50*	M
	pH (forsuring)	7,3	NA	NA	NA
	ANC (forsuring)	2096	NA	NA	NA
	Labilt Aluminium (forsuring)	63	NA	NA	NA
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			NA	NA
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			0,50*	M
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				Under EQS	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			0,49	M	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			0,49	M	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

### 3.31 Døråe 002-1869-R



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk %	
Rapportnavn	Døråe	Areal km <sup>2</sup>	85	Bre	0,0
Kommune	Folldal, Dovre	Elvelengde km	15,1	Dyrket	0,0
Økoregion	Østlandet	Middelvannf m <sup>3</sup> /s	2,4	Myr	0,5
Klimasone	Fjell (>800 moh/tregrensa)	Middeltemp °C	-3,2	Sjø	1,4
Størrelse	Middels (10-100 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør mm	929	Skog	0,6
Elvetype	R301c Svært kalkfattig (Ca 0,7±0,3 mg/L), svært klar (0,6±0,1 mg/L)	HoH median (m)	1438	Fjell	96,6
	Ikke-anadrom, allopatrisk	HoH min/maks (m)	1015/2174	Urban	0

**Økologisk tilstand:** Vannforekomsten Døråe utgjør øvre del av Atnavassdraget. Døråe er en av de få vannforekomstene hvor påvekstalgene ikke viste svært god, men god tilstand for eutrofiering. Samme tilstand ble observert i 2017 og det har trolig vært slik i flere år (pers. med. Susi Schneider, NIVA). Vannkjemien (fosfor) tilsa svært god tilstand med tanke på eutrofiering, men 2-3 µg/l løst fosfat i snitt kan tyde på en noe tilsig av næringssalter. Prøvetakingspunktet var plassert oppstrøms Dørålseter, så eventuell påvirkning herfra skal være unngått. Hypotetiske årsaker kan være noe eksta (naturlig) næringstilførsel fra våtmark/myr langs elva, eller sauer som beiter i nedbørfeltet.

Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) viste god tilstand, og samme tilstand ble observert i 2017. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At en antatt referanseelv som denne ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Men ettersom det også for eutrofiering ser ut til å være noe påvirkninger anbefales det å følge opp dette.

Alle forsuringsindeksene viste svært god tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, så resultatene her er noe usikre. Men siden alle de andre forsuringsparameterne viste svært god tilstand (med unntak av labilt aluminium), og bunndyr ikke pleier å reagere før ved pH ca 5,5, har vi valgt å inkludere RAMI i samlet tilstand i dette tilfellet.

I Døråe ble det ikke funnet fisk på noen av stasjonene 2018. I 2017 ble det kun fanget én fisk på de tre stasjonene. Fisk er sannsynligvis ikke et godt egnet biologisk kvalitetselement i denne vannforekomsten (se Myrvold & Bækkelie 2019), men vi velger å klassifisere den. Andre års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til svært dårlig økologisk tilstand.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II).

Samlet økologisk tilstand i Døråe var svært dårlig, og det var fiskeindeksen som var utslagsgivende. Det var ingen kjente påvirkninger i nedbørfeltet som tilsier at vannforekomsten skulle være påvirket av menneskelig aktivitet i en slik grad at fiskebestanden var såpass redusert. Det er derfor sannsynlig at det er fiskeindeksen som må justeres, heller enn at vannforekomsten avvek fra referansetilstanden. Døråe er nok naturlig fiskefattig som følge av at elva er et lavproduktivt høyfjellsvassdrag. Ser vi bort fra fisk var samlet økologisk tilstand god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som relativt sikkert at samlet økologisk tilstand (uten fisk) i vannforekomsten er god eller bedre. Det er noe usikkerhet knyttet til klassegrensen god/svært god for ASPT. Det er usikkert om fisk er et egnet kvalitetselement.

<b>Tabell 36. Døråe</b>					
Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.					
	Kvalitetselement	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetselementer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	9,53	0,92	0,71	G
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,70	1,13	1,00	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,71</b>	<b>G</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,50	0,94	0,73	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,10	1,24	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,73</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,10	SD
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,10</b>	<b>SD</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetselementer</b>			<b>0,10</b>	<b>SD</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	4,3	0,70	0,85	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	143	1,75	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>0,85</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,4	0,96	0,83	SG
	ANC (forsuring)	37	0,98	0,96	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	5	0,50	0,80	G
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>0,83</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetselementer</b>			<b>0,83</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,10</b>	<b>SD</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,71</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>	
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA	

### 3.32 Atna (Lii-Myrtjørna) 002-300-R



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk %	
Rapportnavn	Atna03	Areal km <sup>2</sup>	164	Bre	0,0
Kommune	Folldal	Elvelengde km	30,6	Dyrket	0,4
Økoregion	Østlandet	Middelvannf m <sup>3</sup> /s	3,9	Myr	1,4
Klimasone	Skog (200-800 moh/tregrensa)	Middeltemp °C	-2,7	Sjø	1,0
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør mm	795	Skog	13,6
Elvetype	R204 Kalkfattig (Ca 1,5±0,6 mg/L), svært klar (TOC 0,9±0,3 mg/L)	HoH median (m)	1274	Fjell	77,6
	Ikke-anadrom, allopatrisk/sympatrisk	HoH min/maks (m)	734/2174	Urban	0

**Økologisk tilstand:** Stasjon Atna03 ligger ved Elgvassli, omtrent midt mellom Dørålseter og Atnasjøen. Ved Atna03 viste både påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Samme tilstand ble observert i 2017. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) viste også svært god tilstand, mot god tilstand i 2017.

For forsuring viste både bunndyrene og påvekstalgene svært god tilstand, mens de fysiske kjemiske forsøringsparameterne viste god tilstand. Resultatene likner det vi så i 2017, sett bort fra at påvekstalger da viste god tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, så resultatene her er noe usikre. Men siden bunndyr ikke pleier å reagere før ved pH ca 5,5 (og her var «gjennomsnittet» 6,5) har vi valgt å inkludere RAMI i samlet tilstand i dette tilfellet.

Ved Atna03 ble det funnet ørret og steinsmett på den nedre stasjonen, og kun én ørret på den øvre. Etter undersøkelsene i 2017 og 2018 finner vi stor variasjon mellom de to stasjonene som ble fisket (se Myrvold & Bækkelie 2019; Bækkelie mfl. 2018). Den øverste stasjonen ble ikke tilstandsvurdert i 2017, da det ikke ble funnet fisk her, og forekomsten ble da gitt moderat tilstand basert på tilstanden ved nedre stasjon. Andre år med undersøkelser (2018) ble det funnet fisk på begge stasjoner og begge ble tilstandsvurdert. Undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til moderat økologisk tilstand i 2018.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen i vann var under grensverdiene (AA-EQS), på nivå med bakgrunnskonsentrasjonene (tilstandsklasse I).

Samlet økologisk tilstand ved Atna03 var moderat, og det var fiskeindeksen som var bestemmende for dette. Ser vi bort fra fiskeindeksen ville økologisk tilstand vært god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var lave og under grenseverdien (tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.


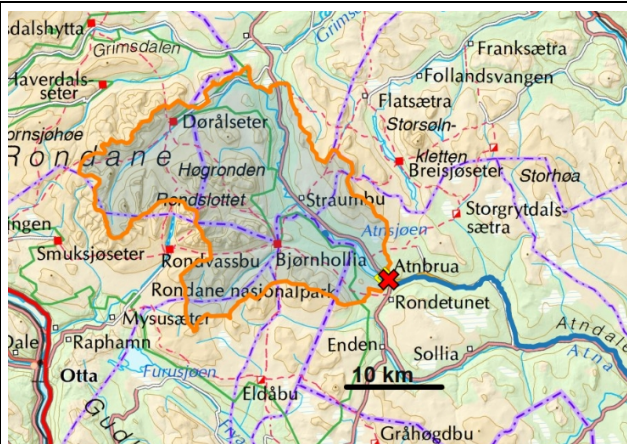
**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som usikkert at økologisk tilstand er moderat fordi det er usikkerheter knyttet til fiskeindeksen. Uten denne anses det som relativt sikkert at vannforekomsten når miljømålet.

**Tabell 37. Atna03**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,24	1,01	0,93	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,79	0,96	0,82	SG
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,82</b>	<b>SG</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	7,22	1,05	1,00	SG
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	4,57	1,13	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,50	M
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	3,8	1,32	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	248	0,60	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,5	0,92	0,72	G
	ANC (forsuring)	70	0,89	0,87	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	6	0,42	0,76	G
	<b>Totalvurdering forsuringparametere</b>			<b>0,76</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,76</b>	<b>G</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,50</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,72</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				<b>NA</b>

### 3.33 Atna (Atnsjøen - Atnoset) 002-305-R - 04

					
Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk %	
Rapportnavn	Atna04	Areal km <sup>2</sup>	464	Bre	0,0
Kommune	Stor-Elvdal, Rendalen	Elvelengde km	60,5	Dyrket	0,5
Økoregion	Østlandet	Middelvannf m <sup>3</sup> /s	10,4	Myr	2,3
Klimasone	Skog (200-800 moh/tregrensa)	Middeltemp °C	-2,3	Sjø	1,8
Størrelse	Middels til stor (100-1000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør mm	708	Skog	22,4
Elvetype	R204 Kalkfattig (Ca 1,1±0,3 mg/L), svært klar (TOC 1,6±0,9 mg/L) (R205) Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	1043	Fjell	68,3
		HoH min/maks (m)	420/2170	Urban	0

**Økologisk tilstand:** I likhet med i 2017 viste både påvekstalger og vannkjemi svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) viste god tilstand, mens den var moderat i 2017. Det er knyttet noe usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). At Atna04 ikke oppnådde svært god tilstand for bunndyr skyldes sannsynligvis en litt for streng klassegrense, heller enn at bunndyrsamfunnet er negativt påvirket av organisk belastning. Prøvetakingsstasjonen skiller seg fra resten ved at den ligger like nedenfor utløpet av en stor innsjø, og indeksene er ikke utviklet for slike forhold.

For forsuring viste bunndyrene svært god tilstand, mens vannkjemien indikerte god tilstand. Dette så vi også i 2017. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, så resultatene her er noe usikre. Forsuringsindeksen for påvekstalger (AIP-indeksen) viste moderat tilstand, mens den i 2017 var dårlig. Avvik fra god eller bedre tilstand for AIP har blitt observert over flere år ved denne stasjonen nær utløpet av Atnasjøen gjennom prosjektet «Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget». Tilstanden er altså ikke et artefakt av tilfeldige variasjoner eller feil i artsbestemmelsen. Årsaken til den tilsynelatende forsuringseffekten er ukjent, men en hypotese er at det kan finnes surere dypvann i Atnasjøen, som under visse forhold kan komme til overflaten og påvirke arts sammensetningen i utløpet. Dette kan undersøkes ved å måle pH gjennom vannsøylen, ned til dypeste punkt. Merk at det er stor forskjell i klassegrensene mellom kalkfattige og svært kalkfattige, klare elver. Kalsiumkonsentrasjonen ved Atna04 ligger rett over 1 mg/L, altså helt på grensa til svært kalkfattig vanntype. Dersom vi hadde brukt klassegrensene for svært kalkfattig vanntype, hadde tilstanden basert på AIP vært god.

I Atna04 ble det funnet ørret og steinsmett på begge stasjoner. Begge stasjoner hadde god tilstand. Andre års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand. Vannforekomsten hadde svært god tilstand for fisk i 2017.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, krom og arsen i vann var lave og under grenseverdien (tilstandsklasse II). Konsentrasjonen av sink overskred grenseverdien for maks-



verdier i én enkeltprøve, men vi mistenker at denne prøven var kontaminert og inkluderer den derfor ikke i samlet tilstandsvurdering.

Samlet økologisk tilstand ved Atna04 var moderat, og det var forsuringsindeksen for påvekstalger som var bestemmende for dette.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkel, bly, kadmium og kvikksølv i vann var lave og under grenseverdien (tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god.

**Usikkerhetsvurdering:** Samlet tilstandsvurdering anses som usikker ettersom det er noe usikkerheter knyttet til forsuringsindeksen AIP samt at denne vannforekomsten ligger i utløpet av innsjø (indeksen er ikke utviklet for dette). At AIP viser moderat tilstand er derimot vist over flere år, så årlig variasjon er ikke årsaken til usikkerheten. Det er også noe usikkerhet knyttet til god/svært god grense for ASPT, og fiskeindeksen generelt.

**Tabell 38. Atna04**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлеment	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	5,21	1,03	0,96	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,45	0,76	0,44	M
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,44</b>	<b>M</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,09	0,88	0,62	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,22	1,02	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,62</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,44</b>	<b>M</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	4,5	1,11	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	156	0,96	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	6,5	0,92	0,72	G
	ANC (forsuring)	69	0,89	0,86	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	13	0,19	0,65	G
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter</b>			<b>0,72</b>	<b>G</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,44</b>	<b>M</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,44</b>	<b>M</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA

### 3.34 Atna (Atnsjøen-Atnoset) 002-305-R - 11



Vannforekomst		Nedbørfelt		Arealbruk %	
Rapportnavn	Atna11	Areal km <sup>2</sup>	1165	Bre	0,0
Kommune	Stor-Elvdal, Rendalen	Elvelengde km	99,4	Dyrket	0,6
Økoregion	Østlandet	Middelvannf m <sup>3</sup> /s	21,9	Myr	4,9
Klimasone	Skog (200-800 moh/tregrensa)	Middeltemp °C	-1,6	Sjø	1,1
Størrelse	Stor (1000-10 000 km <sup>2</sup> )	Årsnedbør mm	604	Skog	37,9
Elvetype	R204 Kalkfattig (Ca 2,3±0,6 mg/L) svært klar (TOC 1,8±1,2 mg/L)(R205) Ikke-anadrom, sympatrisk	HoH median (m)	1035	Fjell	51,6
		HoH min/maks (m)	375/2170	Urban	0

**Økologisk tilstand:** Stasjon Atna11 ligger i nedre del av Atnavassdraget, omtrent fire kilometer oppstrøms Atnas utløp i Glomma. Både påvekstalgene og vannkjemien (fosfor) viste svært god tilstand med tanke på eutrofiering. Bunndyrindeksen for organisk belastning viste god tilstand. Samme tilstand ble funnet i 2017. Det knyttet en viss usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen (se kapittel 8.6.4). Ved Atna11 er det mer sannsynlig at fraværet av referansetilstand (svært god) for bunndyr skyldes en litt for streng klassegrense enn at det foreligger en reell påvirkning på bunndyrene i form av organisk belastning.

For forsuring viste både bunndyrene og de fysiske-kjemiske forsøringsparameterne svært god tilstand, mens begoingsalgene viste god tilstand. Resultatene likner det vi fant i 2017, bortsett fra at påvekstalgene da var i svært god tilstand. For bunndyrindeksen (RAMI) finnes det ikke klassegrenser for svært klare vannforekomster, så resultatene her er noe usikre. Men siden bunndyr ikke pleier å reagere før ved pH ca 5,5 (og her var «gjennomsnittet» 7,0) har vi valgt å inkludere RAMI i samlet tilstand i dette tilfellet.

I Atna mellom Atnsjøen og Atnoset ble det funnet ørret og steinsmett på begge stasjoner. Ørekyt, som er en utsatt art, først registrert på 1960-tallet (Hesthagen & Sandlund 1997), ble funnet på den nederste stasjonen. Ingen rødlistede arter ble påvist. Andre års undersøkelser av kvalitetselement fisk klassifiserer vannforekomsten til god økologisk tilstand. Lokaliteten hadde svært god tilstand i 2017.

Konsentrasjonene av de vannregionspesifikke stoffene kobber, krom og arsen i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Konsentrasjonen av sink overskred grenseverdien for maks-verdier i én enkeltprøve, men vi mistenker at denne prøven var kontaminert og inkluderer den ikke i samlet tilstandsvurdering.

Samlet økologisk tilstand ved Atna11 var god.

**Kjemisk tilstand:** Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene nikkell, bly, kadmium og kvikksølv i vann var under grenserverdiene (AA-EQS, tilstandsklasse II). Kjemisk tilstand var derfor god. Klassifiseringen anses som usikker fordi det er usikkerhet knyttet fiskeindeksen og til klassegrensen svært god/god for ASPT, og dette var den eneste indeksen som ikke viste svært god tilstand. Det anses derimot som relativt sikkert at vannforekomsten når miljømålet.

**Usikkerhetsvurdering:** Det anses som relativt sikkert at vannforekomsten når miljømålet for økologisk tilstand, men det er usikkert hvorvidt tilstanden er god eller svært god. Det er noe usikkerhet knyttet til klassegrensen god/svært god for ASPT og for fiskeindeksen generelt.

**Tabell 39. Atna11**

Samlet økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomsten. SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig og SD = svært dårlig økologisk tilstand. G = god og IG = ikke god kjemisk tilstand. NA angir manglende data, manglende klassegrenser eller data som er for usikre til å inkludere i totalvurderingen. For mer info, se introduksjonen i kapittel 3.

	Kvalitetsэлемент	Verdi	EQR	nEQR	Klasse
Økologisk tilstand	<b>Biologiske kvalitetsэлементer</b>				
	Påvekstalger: PIT (eutrofiering)	6,03	1,02	0,93	SG
	Påvekstalger: AIP (forsuring)	6,75	0,93	0,78	G
	<b>Totalvurdering påvekstalger</b>			<b>0,78</b>	<b>G</b>
	Bunndyr: ASPT (organisk belastning)	6,15	0,89	0,64	G
	Bunndyr: RAMI (forsuring)	5,77	1,16	1,00	SG
	<b>Totalvurdering bunndyr</b>			<b>0,64</b>	<b>G</b>
	Fisk: Tetthet (generell påvirkning)			0,70	G
	<b>Totalvurdering fisk</b>			<b>0,70</b>	<b>G</b>
	<b>Totalvurdering biologiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,64</b>	<b>G</b>
	<b>Fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>				
	TotP (µg/L) (eutrofiering)	4,3	1,16	1,00	SG
	TotN (µg/L) (eutrofiering)	192	0,78	NA	NA
	<b>Totalvurdering eutrofieringsparametere</b>			<b>1,00</b>	<b>SG</b>
	pH (forsuring)	7,0	1,00	0,99	SG
	ANC (forsuring)	139	1,26	1,00	SG
	Labilt Aluminium (forsuring)	13	0,19	0,65	G
	<b>Totalvurdering forsuringsparametere</b>			<b>0,99</b>	<b>SG</b>
	<b>Totalvurdering fysisk-kjemiske kvalitetsэлементer</b>			<b>0,99</b>	<b>SG</b>
	<b>Vannregionspesifikke stoffer</b>				
I biota				NA	
I vann				Under EQS	
<b>Totalvurdering vannregionspesifikke stoffer</b>				<b>Under EQS</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand</b>			<b>0,64</b>	<b>G</b>	
<b>Totalvurdering økologisk tilstand uten fisk</b>			<b>0,64</b>	<b>G</b>	
Kjemisk tilstand	<b>Prioriterte stoffer</b>				
	I biota				NA
	I vann				G
	<b>Totalvurdering kjemisk tilstand</b>				<b>G</b>
<b>Totalvurdering kjemisk tilstand uten Hg og PBDE</b>				NA	

## 3.35 Samlet tilstandsklassifisering alle vannforekomster

Det er knyttet betydelig usikkerhet til de *samlede* tilstandsklassifiseringene i 2018. Dette skyldes hovedsakelig at det er knyttet stor usikkerhet til enkelte indekser, og at «det verste styrer-prinsippet» i flere tilfeller resulterer i at de usikre indeksene overskygger de bedre resultatene fra indeksene som er mer ferdigutviklet (se kapitlene 7 og 8.6 for mer informasjon om usikkerheter). I dette prosjektet, som er et utviklingsprosjekt, er det derfor mest hensiktsmessig å se på de enkelte indeksene, heller enn samlet tilstand. Vi har allikevel beregnet samlet tilstand for alle vannforekomster, slik det ville vært utført ved standard basisovervåking, for å se hva resultatene ville blitt gitt dagens metodikk.

En samlet vurdering basert på alle indekser og parametere viser at ingen av vannforekomstene fra 2018 var i svært god økologisk tilstand, og kun 8 av 34 nådde miljømålet om god økologisk tilstand (Tabell 40). Ser vi bort fra fiskeindeksen, som foreløpig er usikker og ikke godt kalibrert til alle typer vassdrag (se kapittel 8.6.5), oppnådde én vannforekomst svært god tilstand, mens 11 oppnådde god. Det betyr at 35 % nådde miljømålet. Til sammenlikning oppnådde 60 % (28 av 47) av vannforekomstene undersøkt i 2017 miljømålet (hvis fiskeindeksen utelates), og kun tre av disse var i svært god tilstand (Moe mfl. 2018). Etter første toårssyklus med overvåking indikerer resultatene (uten fiskeindeksen) altså at kun 49 % av de antatte referanseelvene oppnår god eller bedre tilstand (Figur 2), med kun 5 % i svært god tilstand. Dette er overraskende, i og med at vannforekomstene er valgt ut spesifikt for å unngå menneskelige påvirkninger. Basert på dette forventet vi at miljømålet ville nås i alle vannforekomster.

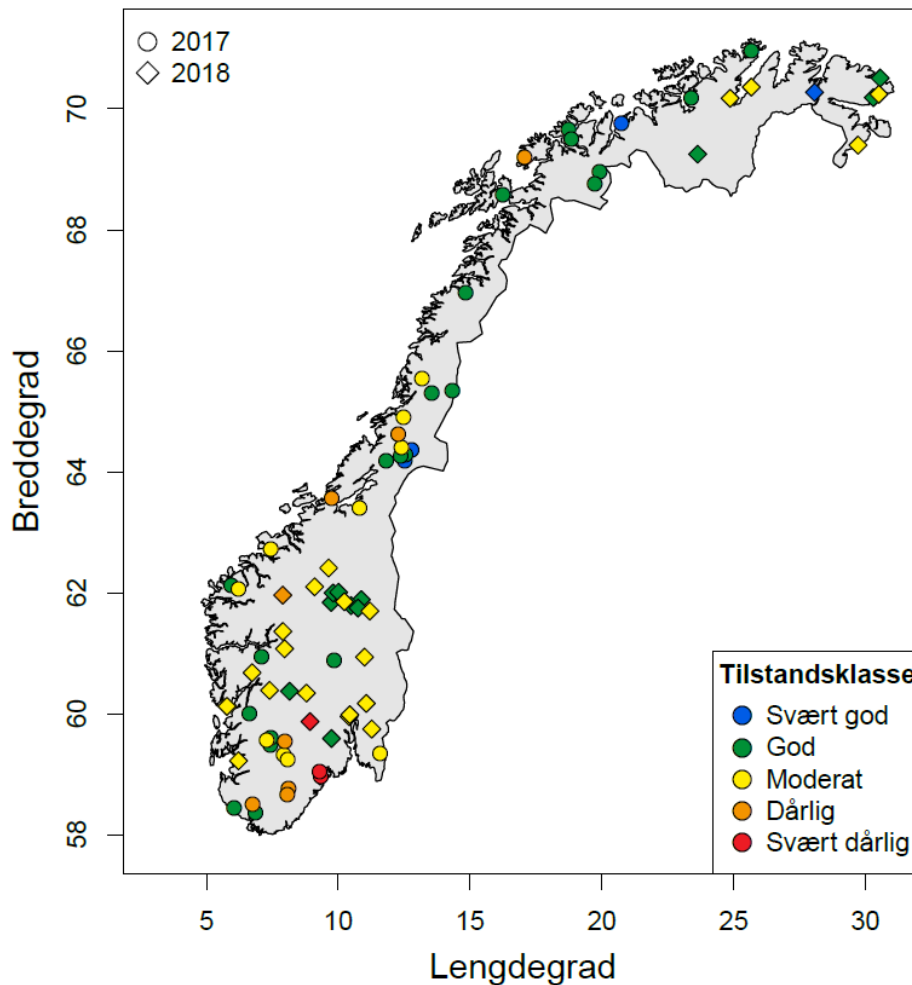
To mulige årsaker til at tilstanden avviker fra referansetilstand i så mange vannforekomster er at 1) vannforekomstene ikke er gode referansevassdrag allikevel, eller 2) at det er utfordringer med metodikken for tilstandsklassifisering.

Samlet sett viser resultatene fra 2018 og 2017 at de fleste vannforekomstene oppnår svært god tilstand med tanke på eutrofiering (det vil si næringssalttilførsler; se kapittel 5.1), noe som tyder på at egnetheten som referansevassdrag er relativt god når det gjelder lokale påvirkninger. Vi kan derimot ikke utelukke at det i noen vannforekomster er andre faktorer, som hogst i nedbørfeltet eller hydromorfologiske inngrep, som påvirker egnetheten som referansevassdrag. For eksempel kan forbygninger i vassdraget nedstrøms vannforekomsten fungere som vandringshindre for fisk. Det er større usikkerheter knyttet til regionale påvirkninger, inkludert langtransporterte stoffer som sur nedbør og kvikksølv, men slike påvirkninger er tilnærmet umulige å unngå i en landsdekkende studie, og det er foreløpig uklart i hvor stor grad de undersøkte vannforekomstene viser effekter på biota av for eksempel forsuring, eller i hvilken grad de lavere tilstandsklassene er artefakter av indekser med behov for justeringer. Samlet sett anser vi de fleste vassdragene som ganske gode referansevassdrag, men kan ikke utelukke at noen av avvikene fra referansetilstand faktisk skyldes påvirkninger i de undersøkte vannforekomstene. Hovedkonklusjonen er allikevel at fraværet av referansetilstand i de fleste tilfeller skyldes utfordringer ved flere av indeksene og metodikken for tilstandsklassifisering (se kapittel 8.6).

**Tabell 40. Oversikt over økologisk og kjemisk tilstand for alle vannforekomster undersøkt i 2018.**

De fem første kolonnene viser tilstanden for de ulike kvalitetselementene som er med å bestemme økologisk tilstand: påvekststalger, bunndyr, fisk, fysisk-kjemiske kvalitetselementer (eutrofiering- og forsuringsparametere) og vannregionspesifikke stoffer (miljøgifter). Under *Samlet økologisk tilstand* vises både samlet økologisk tilstand basert på alle kvalitetselementer og samlet økologisk tilstand uten fiskeindeksen, som er beheftet med relativt stor usikkerhet i mange av referanseelvene (se kapittel 8.6.5). For vannforekomster der miljømålet ikke er nådd er indeksen/parameteren med dårligst tilstand skrevet inn. Under *Kjemisk tilstand* vises samlet kjemisk tilstand, samt kjemisk tilstand dersom vi ser bort fra de langtransporterte og allestedsnærværende stoffene kvikksølv (Hg) og polybromerte difenyletere (PBDE) i fisk. For økologisk tilstand er fargekodene som følger: Blå = svært god tilstand, grønn = god tilstand, gul = moderat tilstand, oransje = dårlig tilstand, rød = svært dårlig tilstand, hvit = under EQS for vannregionspesifikke stoffer, svart = over EQS for vannregionspesifikke stoffer, grå = ikke klassifisert (påvekststalger: klassegrenser mangler for leirvassdrag; fisk: ingen fisk ble fanget). For kjemisk tilstand er blå = god tilstand og rød = ikke god tilstand. Usikkerhetsmål for hver vannforekomst er beskrevet i infosidene for hver vannforekomst.

Rapportnavn	Påvekst - alger	Bunndyr	Fisk	Fysisk-kjemisk	Vannreg. stoffer	Samlet økologisk tilstand		Samlet kjemisk tilstand	
						Totalt	Uten fisk	Totalt	Uten Hg/PBDE
01. Stabburselva (F)					PCB7	PCB7	PCB7	Hg/PDBE	
02. Børselva (F)		ASPT				ASPT	ASPT		
03. Måskejohka (F)									
04. Skallelva (F)									
05. Komagelva (F)					PCB7	PCB7	PCB7	Hg/PDBE	
06. Sandfjordelva bekkefelt (F)									
07. Láhpojohka (F)			Fisk			Fisk			
08. Sametielva (F)			Fisk		PCB7	Fisk/PCB7	PCB7	Nikkel	Nikkel
09. Driva (M)		ASPT	Fisk			Fisk	ASPT		
10. Bjoreio (V)		ASPT				ASPT	ASPT		
11. Smeddalselvi (V)					PCB7	PCB7	PCB7	Hg/PDBE	
12. Raundalselva (V)			Fisk		PCB7	Fisk/PCB7	PCB7	Hg/PDBE	
13. Femangerelva (V)	AIP					AIP	AIP		
14. Husstølåna (V)			Fisk	LAL		Fisk/LAL	LAL		
15. Utlå (V)	AIP				PCB7	AIP/PCB7	AIP/PCB7	Hg/PDBE	
16. Digeråe (S)	AIP		Fisk			AIP	AIP		
17. Numedalslågen (Ø)			Fisk			Fisk			
18. Smådøla (Ø)	AIP		Fisk		PCB7	Fisk	AIP/PCB7	Hg/PDBE	
19. Tegninga (Ø)									
20. Store Ula (Ø)									
21. Otta (Ø)	AIP	ASPT				AIP	AIP		
22. Kjaglielva (Ø)					PCB7	PCB7	PCB7	Hg/PDBE/PFOS	PFOS
23. Kjørstadelva (Ø)									
24. Mistra (Ø)					PCB7	PCB7	PCB7	Hg/PDBE	
25. Lera (Ø)		ASPT				ASPT	ASPT		
26. Setninga (Ø)									
27. Jora (Ø)	AIP		Fisk			Fisk	AIP		
28. Lomma (Ø)					PCB7	PCB7	PCB7	Hg/PDBE/PFOS	PFOS
29. Vikka (Ø)				TotP		TotP	TotP		
30. Lundsåa (Ø)		ASPT		Fosfat		ASPT/Fosfat	ASPT/Fosfat		
31. Døråe (Ø)			Fisk			Fisk			
32. Atna03 (Ø)						Fisk			
33. Atna04 (Ø) <sup>1</sup>	AIP					AIP	AIP		
34. Atna11 (Ø) <sup>1</sup>									



Figur 2. Samlet økologisk tilstand (uten kvalitetselement fisk) for alle vannforekomstene som ble undersøkt i første toårssyklus (2017 og 2018). Ingen forsøringsindekser er inkludert i moderat kalkrike vannforekomster og pH er ikke inkludert i anadrome vannforekomster (se kapittel 8.7). Diamanter viser elvene undersøkt i 2018, mens sirkler viser elver undersøkt i 2017.

Blant elvene som ble undersøkt i 2017 var det først og fremst fiskeindeksen som førte til nedgradert tilstand (se. Moe mfl. 2018). Denne indeksen var mindre utslagsgivende for tilstanden i elvene i 2018. Forskjellen i tilstanden for fisk mellom 2017 og 2018 er nok i stor grad relatert til vannforekomstenes beliggenhet, både geografisk og klimatisk, og fysisk-kjemiske forhold. Fiskeindeksen er utviklet basert på data fra et relativt lite utvalg av sjørretbekker i Midt-Norge, og er trolig ikke velegnet for å klassifisere fiskebestander i naturlig «fiskefattige» vassdrag (se kapittel 8.6.5). At fiskeindeksen ikke var like velegnet for alle typer vassdrag var vi klar over før oppstart, men ikke i hvilket omfang. For samlet økologisk tilstand er resultatene derfor også vist uten klassifiseringen for fisk.

I seks av elvene fra 2018 var bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) medbestemmende til at miljømålet ikke ble oppnådd. Med unntak av ett vassdrag (Lundsåa) var det lite i nedbørfeltet eller vannkjemidataene som tydet på en reell påvirkning i form av økt tilførsel av næringsalter eller organisk belastning. Fire av elvene var heller kjennetegnet med stor andel fjell i nedbørfeltet, kaldt klima, og lite næringsstoffer. Slike miljøforhold kan gi naturlig lave tettheter og mulighens også lavere

diversitet. Med lave individtettheter kan små forskjeller i prøvetakingstidspunkt, prøvetakingssted og prøvestørrelse, føre til at bunndyrprøvene som tas ikke fanger opp den reelle diversiteten, noe som vil kunne slå ut på indeksverdien (usikkerheter er videre beskrevet i kapittel 8.6.4.)

Selv om vi ser få lokale påvirkninger nedbørfeltene kan tilstanden i vannforekomstene påvirkes av langtransporterte stoffer. Forsuring og langtransporterte miljøgifter er eksempler på dette. Dette er påvirkninger som vanskelig å unngå, ettersom de rammer regionalt og ikke lokalt. For hele 10 av elvene fra 2018 var forhøyede konsentrasjoner av det langtransporterte stoffet PCB7 i fisk medvirkende til moderat økologisk tilstand.

Ingen av elvene hvor vi undersøkte miljøgifter i fisk nådde god kjemisk tilstand. Dette skyldtes forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) og polybromerte difenyletere (PBDE). Ettersom disse stoffene er ansett som allestedsnærværende, og har såpass lave grenseverdier i biota at de havner over EQS i de fleste undersøkelser, har vi valgt å presentere kjemisk tilstand uten disse stoffene (siste kolonne i Tabell 40). Dette for å unngå at de maskere eventuelle andre funn. Sett bort fra Hg og PDBE var det tre elver i årets undersøkelser som ikke oppnådde god tilstand. I Lomma og Kjaglielva var det forhøyede konsentrasjoner av PFOS i ørret, mens det i Sametielva ble funnet høye konsentrasjoner av nikkel i vannprøvene.

I 2017 så vi en svak trend mot dårligere tilstand i de sørligere delene av landet, noe som kan stemme med at forsuringsindeksen AIP ofte var bestemmende for samlet økologisk tilstand i (Moe mfl. 2018). AIP viste også moderat eller dårligere tilstand i 7 av elvene fra 2018. Dette kan beskrive en reell fortsatt forsuringsproblematikk i deler av landet, men nok en gang mistenker vi at indeksen trenger justeringer (diskutert i detalj i Moe mfl. 2018).

At såpass mange vannforekomster havner i god eller enn svært god tilstand skyldes i hovedsak bunndyrindeksen ASPT, som trolig har en for streng klassegrense mellom god/svært god tilstand (se kapittel 8.6.4), men foreløpig kan vi ikke utelukke at det også til en viss grad kan reflektere noe påvirkning grunnet for eksempel utmarksbeite. For mer detaljer om de ulike indeksene og påvirkningene henvises det til kapittel 8 og 5.

## 4. Tilstandsklassifisering pr kvalitetselement (formål 3)

Formål 3 er å bidra til at Norge oppfyller rapporteringsforpliktelsene overfor vanndirektivet. I dette kapitlet viser vi derfor tilstandsklassifisering for hvert enkelt kvalitetselement, og dette er rapportert til databasen Vannmiljø. Utover dette diskuterer vi også noen hovedtrender og mønstre i tilstand, artssammensetning, artsantall og konsentrasjoner av relevante vannkjemiske parametere og miljøgifter. For dette fokuserer vi på resultatene fra 2018, men inkluderer også noen betraktninger basert på datasettet fra hele første toårssyklus (2017 og 2018). Eutrofieringsparametere (PIT, TotN og TotP) dekkes av flere kvalitetselementer og er derfor beskrevet samlet i kapittel 5.1. Det samme gjelder forsurningsparametere (AIP, RAMI, pH, ANC og LAl), som er beskrevet samlet i kapittel 5.2. Det er kun ASPT som angir organisk belastning, så dette er beskrevet for seg i kapitlet om bunndyr (4.2.2). Enkelte av indeksene som er beskrevet i det følgende har fortsatt behov for videreutvikling og avgrensninger, og dette er beskrevet i noen grad i dette kapitlet, og ellers i kapitlene 7 og 8.6.

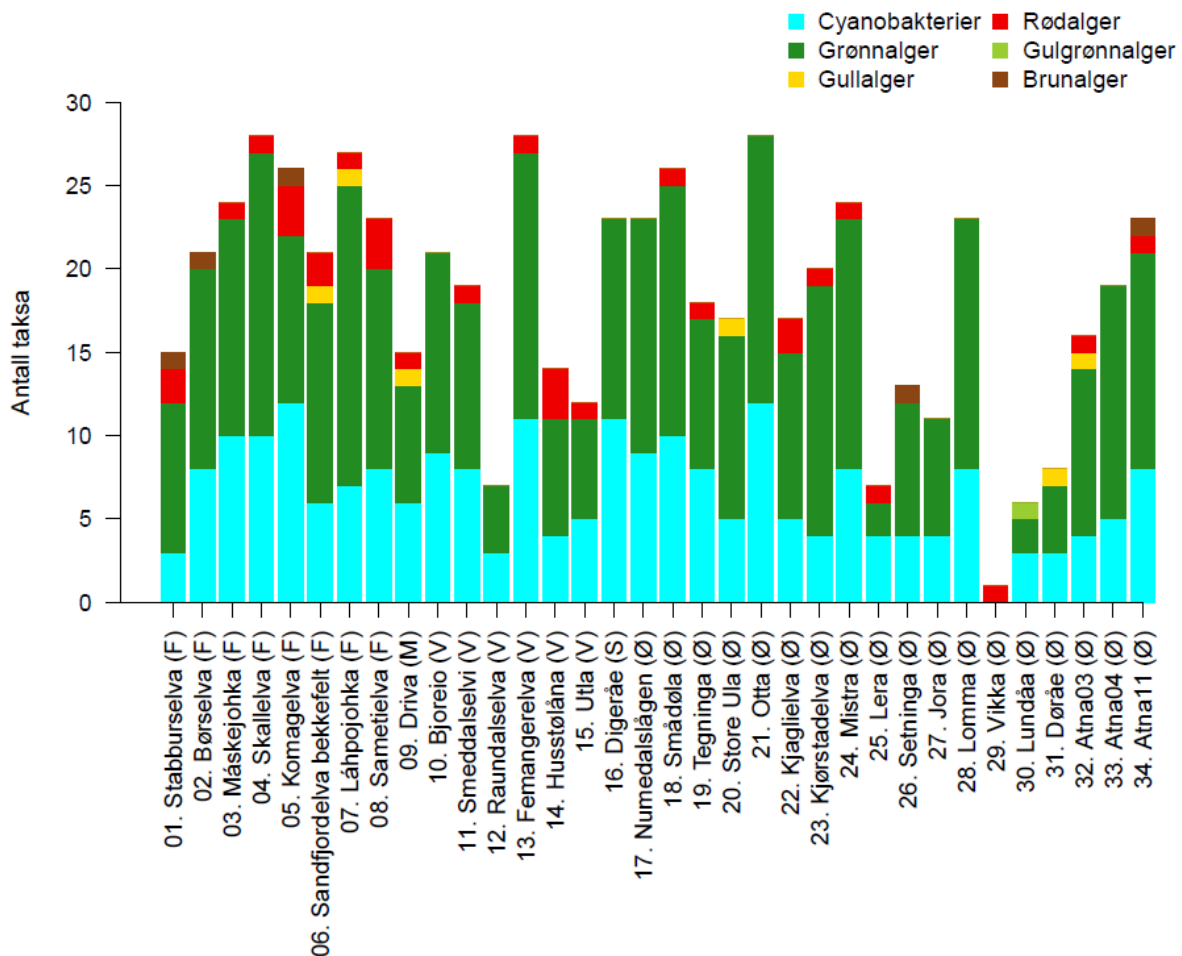
### 4.1 Påvekstalger

Ettersom årlige variasjoner og særlige hendelser (for eksempel flom like før prøvetaking) kan påvirke resultatene forutsetter vannforskriften 2-3 år med data før sikker tilstandsklassifisering av en vannforekomst basert på påvekstalger kan settes. Da dette er første år med undersøkelser i de fleste av disse elvene er det knyttet ekstra usikkerhet til årets klassifisering.

#### 4.1.1 Artsantall og artssammensetning

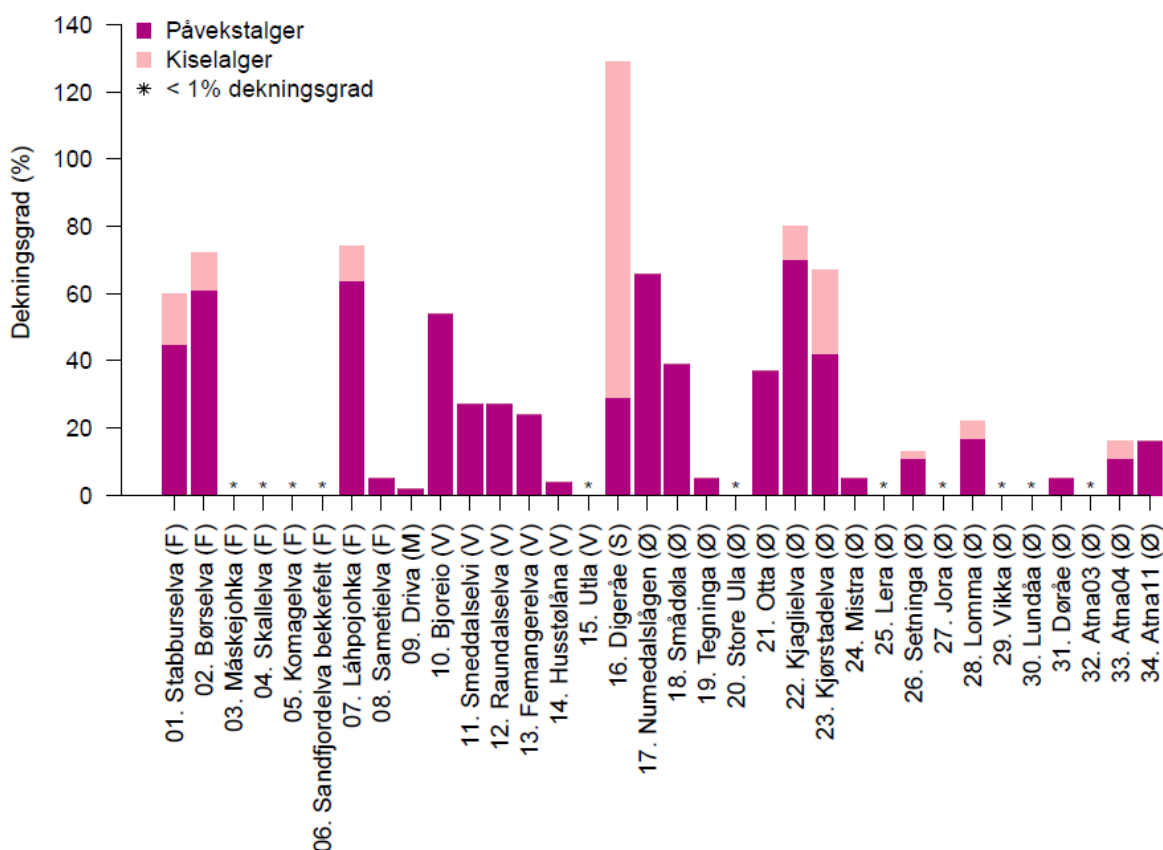
Det ble totalt observert 117 taksa av påvekstalger i undersøkelsene fra 2018 (komplett artsliste i Vedleggstabell 4 og Vedleggstabell 5). Av disse var 44 taksa cyanobakterier, 60 grønnalger, 10 rødalger og 1 av hver av gruppene gulgrønnalger, gullalger og brunalger (Figur 3). På en del av stasjonene ble det også observert makroskopiske bestander av kiselalger (ikke artsbestemt), og to av nedbryterne som har en PIT-indeksverdi (*Ophrydium versatile* og *Sphaerotilus natans*) ble observert på henholdsvis 3 og 2 stasjoner. Det var stor variasjon i antall taksa observert på hver stasjon, fra 3 i Vikka til 31 i Láhpojohka, og cyanobakterier og grønnalger var de eneste gruppene som ble observert på alle stasjoner, med unntak av leirelva Vikka. Dette er algegrupper med mange taksa, og er et vanlig mønster i påvekstalgeundersøkelser.





Figur 3. Fordeling av ulike grupper av påvekstalger (kiselalger og nedbrytere er ikke inkludert) i de 34 vannforekomstene undersøkt i 2018.

Det var også stor variasjon i total dekningsgrad av påvekstalger og makroskopisk synlige bestander av kiselalger på de ulike stasjonene, fra <1 % til over 100 % dekning (>100 % er mulig når algene vokser på hverandre, som oftest kiselalger over påvekstalger; Figur 4). Det er ingen korrelasjon mellom dekningsgrad og eutrofieringsindeksen PIT eller forsuringindeksen AIP, og da disse indeksene ble utviklet fant en ikke bedre forklaringssevne dersom en inkluderte dekningsgrad enn ved kun å benytte fravær/tilstedeværelse av ulike taksa (Schneider & Lindstrøm 2011). Variasjoner i dekningsgraden av påvekstalger kan variere fra år til år og skyldes mange ulike forhold, for eksempel lys, næringstilførsler, vannføringsregime/flommer, substratforhold, konkurranse og beitepress (for eksempel Biggs & Close 1989, Peterson mfl. 2001, Peterson 2007). I tillegg kan for eksempel flommer endre dekningsgraden drastisk fra en dag til den neste, slik at dekningsgraden kan være svært variabel også over kortere tidsperioder. Høy dekningsgrad kan dermed forekomme i både påvirkede og upåvirkede områder, noe som er bekreftet både i denne undersøkelsen (for eksempel er Kjaglieilva i svært god tilstand og har 80 % dekningsgrad, mens Otta er i dårlig tilstand og har 37 % dekning av påvekstalger) og i tidligere undersøkelser (Schneider 2015).

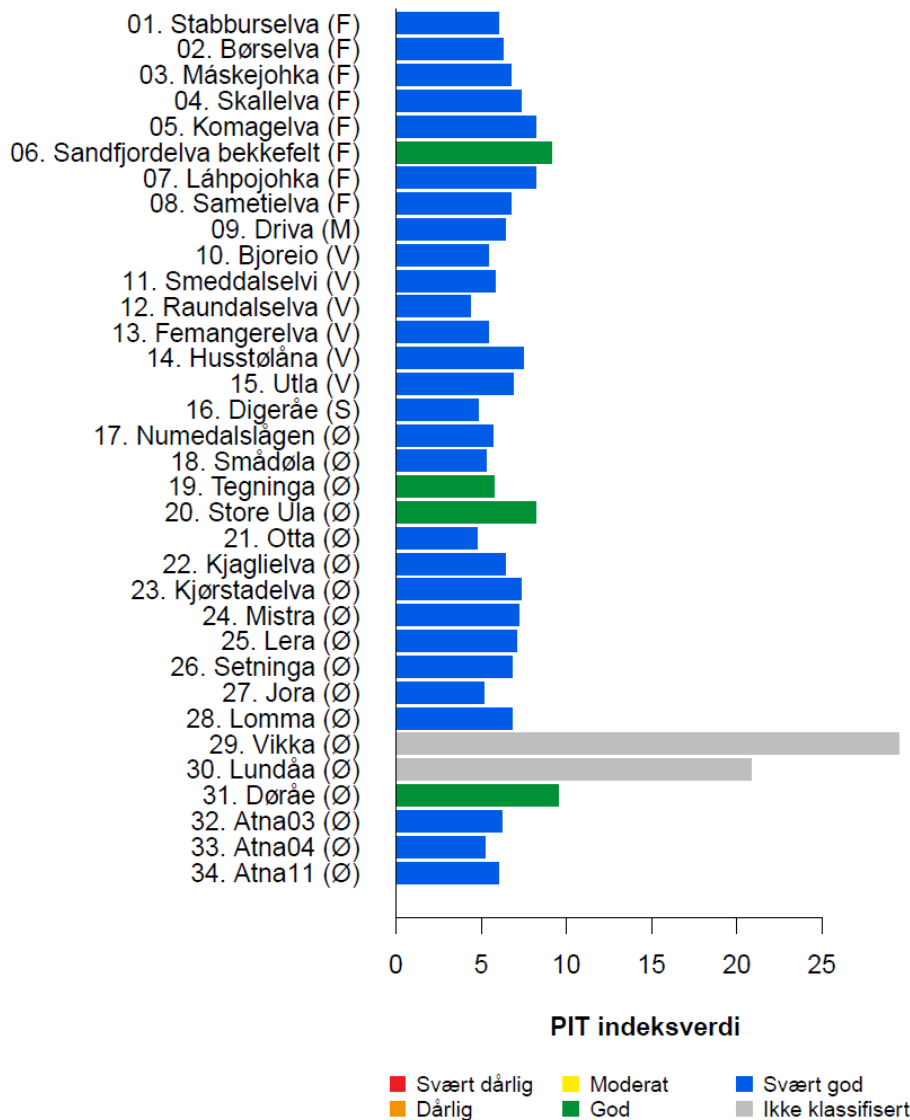


Figur 4. Andel av bunnen som er dekket av påvekstalger (mørk rosa) og makroskopiske bestander av kiselalger (lys rosa; *Didymosphenia geminata* og *Tabellaria flocculosa*) i de 34 vannforekomstene undersøkt i 2018.

#### 4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofiering (PIT)

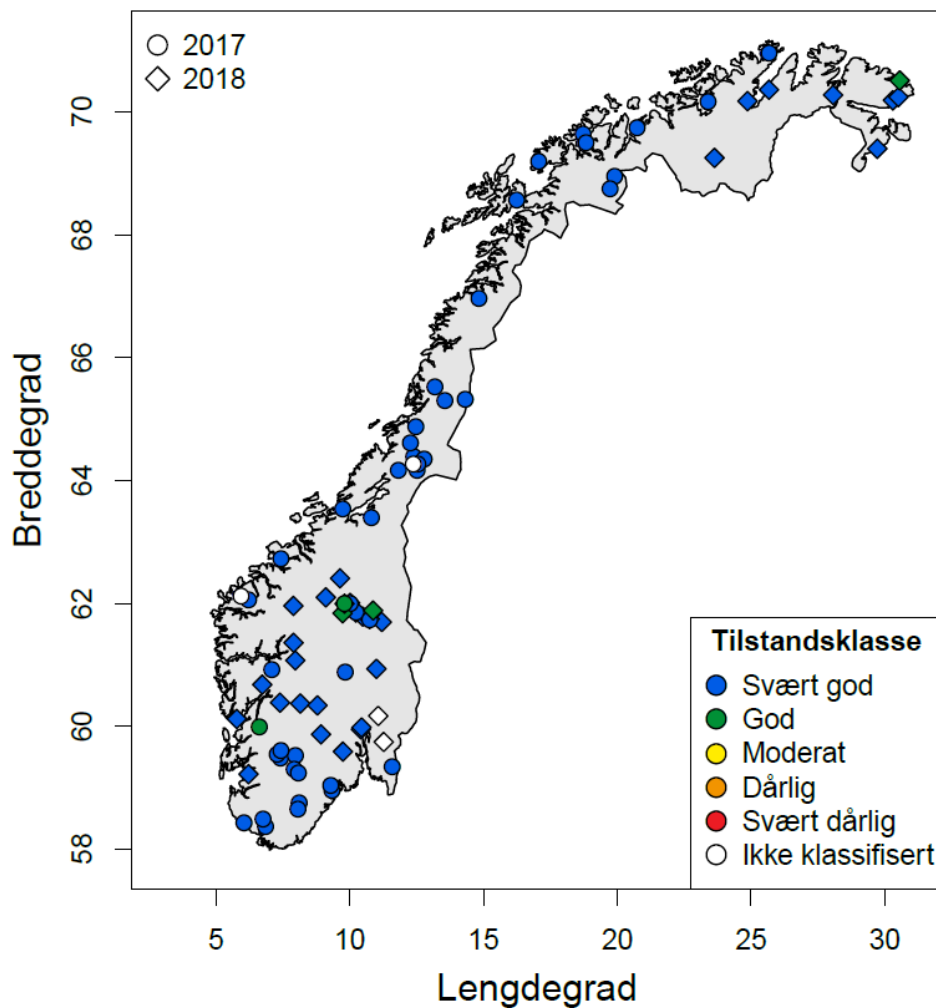
Alle vannforekomstene undersøkt i både 2017 og 2018 nådde målet om god eller svært god økologisk tilstand for påvekstalger med tanke på eutrofiering (PIT-indeksen viser fosforbelastning; Figur 5 og Figur 6). Dette var som forventet ettersom alle vannforekomster er valgt ut nettopp fordi de hadde lite eller ingen menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Og i de tilfellene med for eksempel seterdrift eller gårdsbruk i nedbørfeltet er stasjonene forsøkt plassert oppstrøms disse aktivitetene for å unngå påvirkning, der dette var mulig. For en del av vannforekomstene er elvetyper usikker, men beregning av tilstandsklasse for de alternative elvetyperne viser også god eller svært god tilstand i alle tilfeller. De to leirelvne (Vikka og Lundsåa) kunne ikke tilstandsklassifiseres da det foreløpig ikke er utviklet klassegrenser for PIT i leirvassdrag.

Fire stasjoner oppnådde god tilstand, mens de resterende havnet i svært god tilstand. Av de fire i god tilstand er Døråe den eneste som også ble undersøkt i 2017, og også da havnet denne i god økologisk tilstand. Dette antyder stabil tilstand, noe som også er bekreftet i prosjektet «Lange tidsserier» (upubliserte data; pers. med. Susi Schneider, NIVA). I nedbørfeltet til Døråe er det noe noe sau på beite. En hypotese er at dette påvirker tilførselen av næring i såpass grad at tilstanden avviker fra referansetilstand, men dette må eventuelt undersøkes nærmere. Også Store Ula, som ligger like ca. 20 km sør for Døråe, oppnådde god tilstand og har sau på beite i nedbørfeltet. Det skal dog sies at også denne ligger relativt nær grensen til svært god (nEQR = 0.74), og noe variasjon må forventes, så her er det verdt å avvente mer enn ett års undersøkelser.



Figur 5. Indeksverdier for eutrofieringsindeksen for påvekstlger (PIT) for de 34 undersøkte vannforekomstene i 2018. Da det ikke er utviklet klassegrenser for leirvassdrag kan vi ikke tilstandsklassifisere Vikka og Lundsåa, og disse har derfor grå søyle. Fargene viser tilstandsklasse. Merk: typespesifikke klassegrenser

Tegninga ligger helt på grensen til svært god tilstand ( $nEQR = 0.79$ ), og forventes ikke å være i faresonen for å falle under miljømålet. Det er heller ingen dyrka mark eller andre åpenbare påvirkninger i nedbørfeltet som kan forklare en redusert tilstand, så det er godt mulig årlig variasjon vil gjøre at denne stasjonen skifter mellom god og svært god tilstand. Sandfjordelva bekkefelt har, som de tre ovenstående vannforekomstene, et nedbørfelt i klimasonen Fjell, og uten dyrka mark. Prøvetakingsstasjonen er forsøkt plassert så den ikke skal være påvirket av hyttene i området, men vannkjemimålingene indikerte noe forhøyede fosforkonsentrasjoner (god tilstand for TotP, på grensen til moderat), som støtter funnene fra PIT-indeksen, så det vil være viktig å undersøke mulige kilder til dette framover. Da dette er første år med undersøkelser, og årlig variasjon kan gi noe utslag i tilstandsklassifiseringen, vil det være interessant å se om de neste 2-3 runder med undersøkelser vil gi samme resultat.



Figur 6. Tilstandsklasser basert på eutrofieringsindeksen PIT for påvekstalger fra alle vannforekomstene som er undersøkt i første toårssyklus (både 2017 og 2018). Sirkler viser elvene som ble undersøkt i 2017, mens diamanter viser elvene som ble undersøkt i 2018.

I Norge er det lite dyrkbar jord, og områdene med leirjord er i stor grad allerede oppdyrket og befolket. Det er dermed ikke mulig å finne helt upåvirkede leirvassdrag i Norge, og leirvassdragene undersøkt i dette prosjektet er derfor mer det beste vi har heller enn rene referansevassdrag. Dette har også påvirket utviklingen av PIT-indeksen, hvor datagrunnlaget for leirvassdrag i Norge var for tynt til å sette klassegrenser for denne typen elver. Dette betyr at Vikka og Lundsåa ikke kan tilstandsklassifiseres med dagens systemer. Fra Figur 5 ser vi at PIT-indeksverdien er mye høyere for disse to elvene sammenliknet med de andre vannforekomstene i undersøkelsen, og dersom Vikka og Lundsåa skulle klassifiseres innenfor de andre elvetypenes klassegrenser (basert på Ca-konsentrasjon) ville de havnet i moderat tilstand ( $nEQR = 0.42$  for Vikka og  $0.54$  for Lundsåa). Undersøkelser av korrelasjonen mellom fosforkonsentrasjon og PIT i leirvassdrag viser at det er behov for mer data fra denne elvetypen før klassegrenser kan settes (Eriksen mfl. 2015). Men ettersom leirvassdrag naturlig har en høyere fosforkonsentrasjon enn andre vassdrag (Lyche-Solheim mfl. 2008) er det sannsynlig at leirvassdrag vil få høyere referanseverdi og klassegrenser enn de andre elvetyperne for samme tilstandsklasse. I så fall er det mulig Vikka og Lundsåa vil nå miljømålet om god eller svært god økologisk tilstand, og kanskje særlig Lundsåa, som nå ligger nær grensen til god tilstand. På den annen side er 8 % av nedbørfeltet til Lundsåa dyrket mark med noe beitemark for hest (Greipstrand mfl.

2017), noe som også gjenspeiles i forhøyede fosfatverdier (kapittel 4.4.1), så det er godt mulig vannforekomsten avviker fra naturtilstand i så stor grad at den ikke ville nådd miljømålet. Det samme gjelder Vikka, som drenerer et område med 14 % dyrka mark. Dette støttes også av funnet av heterotrof begroing på begge disse stasjonene (se kapittel 4.1.3), som tyder på en viss effekt av menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. For Vikka gjelder også at det naturlige nedbørfeltet drenerer store deler av Oslo Lufthavn Gardermoen. Sistnevnte har egne dreneringssystemer og overvåking av avrenningsvann, så det er begrenset hvor mye som faktisk kan havne i Vikkas nedbørfelt i dag, men det kan ikke utelukkes at det er noe påvirkning herfra.

Samlet sett viser PIT-indeksen resultater stort sett som forventet og bekrefter at indeksen er en god indikator på økologiske effekter av eutrofiering på påvekstalger.

#### 4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for organisk belastning (HBI)

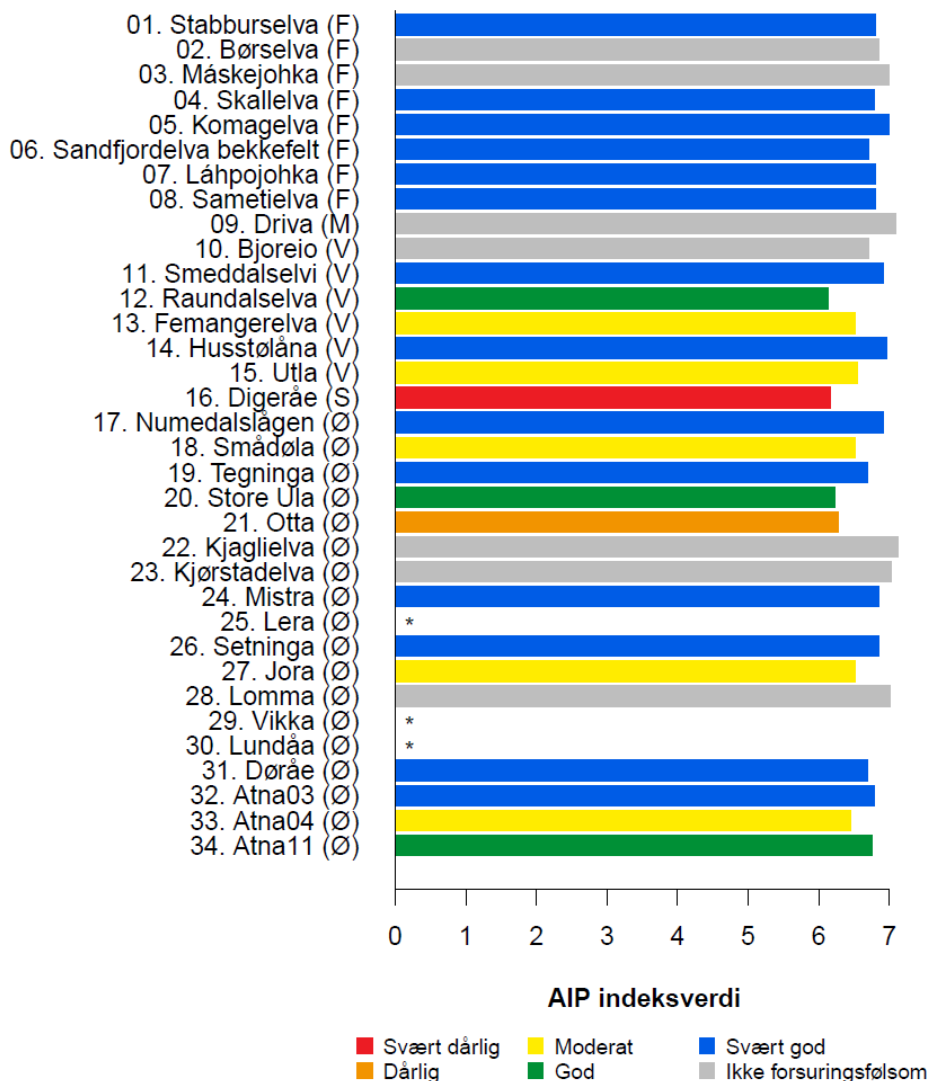
Det ble observert mikroskopiske mengder heterotrof begroing i form av bakterien *Sphaerotilus natans* («lammehaler») i de to leirvassdragene Vikka og Lundsåa, noe som tilsvarer god tilstand med tanke på HBI. Begge disse vannforekomstene har noe landbruk i nedbørfeltet, inkludert husdyrhold, og avrenning herfra kan være årsaken til den reduserte tilstanden. I Lundsåa ble det også observert saltstein for rådyr, og avføring fra rådyr kan muligens også bidra til heterotrof begroing. Det ble ikke observert *S. natans* eller *Leptomitus lacteus* på noen av de andre stasjonene, og disse vannforekomstene anses derfor å være i svært god tilstand med tanke på HBI. Dog er det viktig å merke seg at heterotrof begroing er mest utbredt vår og sen høst, og prøvetakingen i 2018 foregikk på sensommeren, så det er mulig det ville vært observert mer heterotrof begroing på andre tider av året. Ettersom dette er vannforekomster med lite til ingen menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, støtter likevel resultatene antakelsen om at det er lite organisk påvirkning i de utvalgte vannforekomstene.

#### 4.1.4 Klassifisering av økologisk tilstand for forsuring (AIP)

Det var kun tre vannforekomster, Lera, Vikka og Lundsåa, der det var for få indeksarter (minimum 3) til sikker tilstandsklassifisering ved AIP. Utover dette var 7 av vannforekomstene moderat kalkrike, og her er ikke AIP beregnet da slike vannforekomster ikke anses for å være forsuringssensitive. Av de resterende 24 vannforekomstene nådde 17 miljømålet, hvorav 14 av disse var i svært god tilstand (Figur 7).

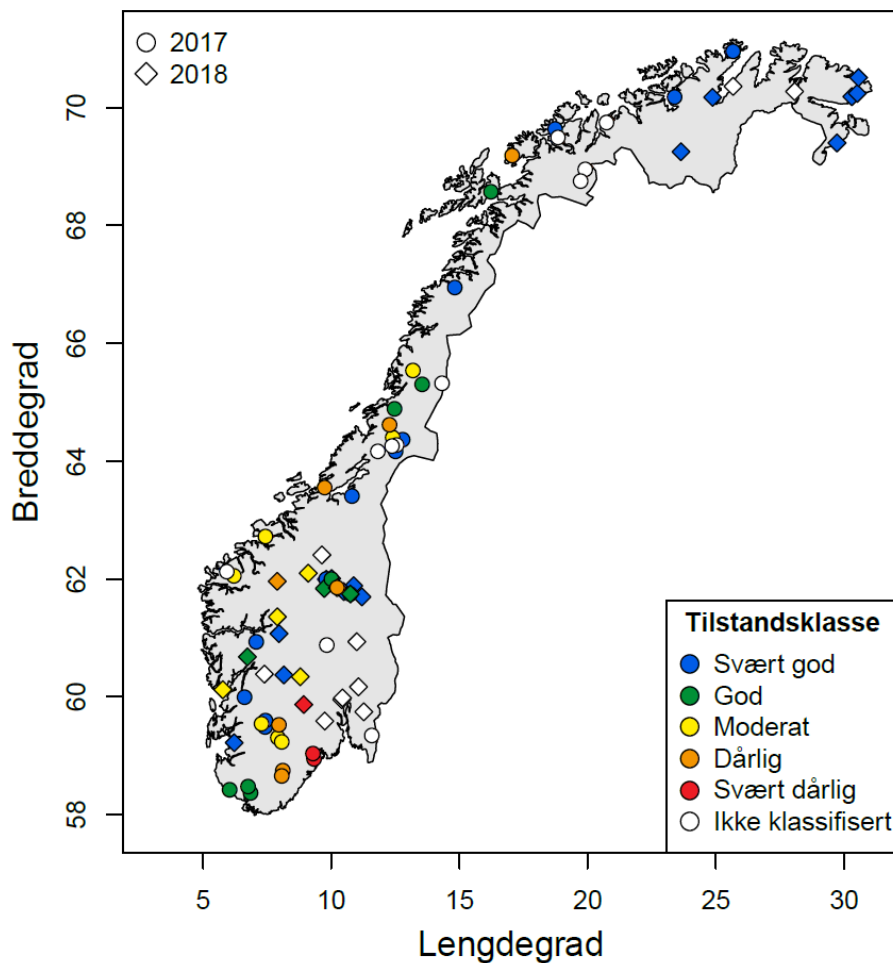
Digeråe (eneste vannforekomst i økoregion Sørlandet) var i svært dårlig tilstand, Otta var i dårlig tilstand, mens de resterende 5 vannforekomstene var i moderat tilstand (Figur 7). For noen av vannforekomstene er elvetyper usikker, men beregninger av tilstandsklasse for de alternative elvetyperne skyver ingen vannforekomster over god/moderat-grensa. De gode og svært gode forblir over miljømålet, og for de andre beholdes samme tilstandsklasse. Alle de moderat kalkrike vannforekomstene der alternativ elvetype er kalkfattig gir god eller svært god tilstand for alternativ elvetype.

Geografisk sett var det ikke noe tydelig mønster i tilstandsklassene med unntak av at alle vannforekomstene i Finnmark var i svært god tilstand (Figur 8). Dersom sur nedbør transporteres fra industriområder i Russland ser vi altså ingen effekt av dette på påvekstalgene i Finnmark.



Figur 7. Indeksverdier for forsuringindeksen for påvekstalger (AIP) for de 34 undersøkte vannforekomstene i 2018. Moderat kalkrike vannforekomster er markert grått da disse ikke er ansett for å være forsuringfølsomme. I Lera, Vikka og Lundåa var det for få indikatorarter til sikker klassifisering (markert med stjerne). Fargene viser tilstandsklasse. Merk: typespesifikke klassegrenser

Av de 7 vannforekomstene som ikke nådde miljømålet havnet den eneste vannforekomsten i økoregion sør (Digeråe) i svært dårlig tilstand. Vannkjemien som ble målt i 2018 tilsier at vannforekomsten er elvetyperen klar. I Vann-nett er derimot vannforekomsten satt til humøs, noe som kan stemme med at nedbørfeltet har 11 % myr. Det er mulig den tørre sommeren har gitt liten avrenning fra myrområdene, slik at våre målte verdier indikerer klar vanntype, mens vi i normalår ville definert den som humøs. Dette kan bidra til å forklare at påvekstalgene indikerer en lavere pH enn ellers målte verdier. Påvekstalgene reagerer nemlig på laveste pH, og kan bruke flere år på å gjenetablere et fullt samfunn etter en sur periode eller forsuringsepisode. Årets målte AIP-verdi kan derfor potensielt også være en etterdønning etter en tidligere forsuringsepisode.



Figur 8. Tilstandsklasser basert på forsuringindeksen AIP for påvekstager fra alle vannforekomstene som er undersøkt i første toårssyklus (både 2017 og 2018). For de 21 stasjonene som ikke er klassifisert har 5 stasjoner for få indekstaksa mens de resterende vannforekomstene er moderat kalkrike og ikke anses å være forsuringssensitive. Sirkler viser elvene som ble undersøkt i 2017, mens diamanter viser elvene som ble undersøkt i 2018.

Otta havnet i dårlig økologisk tilstand for forsuring. Denne ligger i klimaregion Østlandet, men er geografisk vest i landet. Her er det ikke myrområder som kan forklare den dårlige tilstanden, men det er mulig brepåvirkning har en effekt. I Vann-Nett står denne vannforekomsten oppført som svært kalkfattig, mens den målte gjennomsnittskonsentrasjonen av kalsium gjennom 2018 indikerte kalkfattig elvetype. I breelver finnes ofte partikkelbundet kalsium som registreres i måling av totalt kalsium, men som ikke er tilgjengelig for planteopptak. Dersom kalsiumkonsentrasjonen i breelver settes «feil» (for høyt) i forhold til den reelle opptaksmuligheten for plantene, kan dette dermed gi feil tilstandsklassifisering (Schneider 2011). Dersom Otta ble definert som svært kalkfattig (<1 mg/l) ville tilstanden vært god, på grensen til svært god (nEQR = 0.78). Også Jora og Utlea er noe brepåvirket og havnet i moderat tilstand, og også her sier Vann-Nett svært kalkfattig mens målte verdier i 2018 indikerer kalkfattig. Dersom elvetyperne hadde vært svært kalkfattige ville vannforekomstene havnet i svært god tilstand (nEQR = 0.95 og 0.97). For alle disse tre vannforekomstene er imidlertid de målte kalsiumkonsentrasjonene lavest om sommeren, når breavrenningen er høyest (lav kalsiumkonsentrasjon sammenfalt med høy turbiditet). Så det ser ikke ut til at partikkelbundet kalsium i forbindelse med avrenning fra breene er problemet. Derimot ser det ut til at det skjer en fortykning av kalsiumkonsentrasjonen på grunn av høy avsmelting, og dette kan være forklaringen på

problemet: Perioden med høyest breavrenning og lavest kalsiumkonsentrasjoner samsvarer med vekstsesongen for plantene, og det er mulig det er kalsiumkonsentrasjonen i denne perioden som er bestemmende for artssammensetningen heller enn gjennomsnittet gjennom hele året. Dette anbefales det å undersøke nærmere. For de ikke-brepåvirkede elvene fant vi generelt små forskjeller mellom gjennomsnittlig kalsiumkonsentrasjon over året og gjennom vekstsesongen, mens det er en markert forskjell for de brepåvirkede elvene (data ikke vist). Både Jora og Utlå ville vært karakterisert som svært kalkfattige dersom vi benytter kalsiumkonsentrasjonene kun fra vekstsesongen.

Av de 5 vannforekomstene som var i moderat tilstand var Atna04 den eneste vannforekomsten som ble undersøkt også i 2017. Den viste også da moderat tilstand, og det har denne stasjonen vist også i tidligere undersøkelser (pers. med. Susi Schneider, NIVA). Denne stasjonen ligger like nedstrøms utløpet fra Atnasjøen, og verken Atnasjøen eller stasjonen oppstrøms Atnasjøen (Atna03) viser tegn til forsurening. Vi vet heller ikke om andre påvirkninger som kan forklare hvorfor denne stasjonen er forsuret, men vi har lite empiri på påvekstalter i utløp av innsjøer, så det er behov for mer informasjon om dette. For Smådøla og Femangerelva er det vanskelig å forklare hvorfor de er i moderat tilstand for forsurening basert på målte pH-verdier (minimum på henholdsvis 6.9 og 6.5), og det er heller ingen myrområder eller brepåvirkning å snakke om. Her er det mulig det er snakk om tidligere lave pH-episoder, eller surstøt i forbindelse med snøsmelting, som ikke er fanget opp av målingene. For disse stasjonene bør det også nevnes at noen av artene er notorisk utfordrende å bestemme. For Småløla er det *Zygonium* som har lavest AIP-verdi, og denne kan være meget vanskelig å skille fra *Zygnema*, som har en mye høyere AIP-verdi. For Femangerelva er det gruppen *Mougeotia a/b* (10-18  $\mu\text{m}$ ) som har laveste AIP-verdi, og denne er særdeles nær andre *Mougeotia*-grupper som ikke har indeksverdi for AIP. Dersom disse to tilfellene hadde vært definert som henholdsvis *Zygnema* og en annen *Mougeotia*-gruppe ville begge vannforekomstene havnet i god tilstand.

Det er en del usikkerheter knyttet til hvordan de ulike forsuringindeksene henger sammen, og det er behov for en samlet gjennomgang av disse. For en mer inngående diskusjon av AIP, de samlede forsuringparameterne og forsuringssituasjonen i de norske referanseelvene, se rapporten fra overvåkingen i 2017 (Moe mfl. 2018).

## 4.2 Bunndyr

Bunndyrfaunaen omfatter en lang rekke funksjonelle grupper, fra snegler og bløtdyr til igler, fåbørstemark, krepsdyr og insekter. Deres økologiske preferanser og habitatsutnyttelse er ofte svært ulik. De har også gjerne helt forskjellig livssyklus, men mange har juvenile stadier om vinteren. Dette gjør også at vannforskriften forutsetter at prøvetaking av bunndyr skal utføres både vår og høst, for å ha en rimelig sjanse til å fange opp de fleste taksa som finnes på stasjonen. I tillegg er prøver under eller kort tid etter snøsmelting viktig for å fange opp eventuelle surstøt. I dette programmet er det imidlertid kun lagt opp til prøvetaking om høsten, så dette må tas med i betraktningen når en vurderer resultatene for bunndyr.

### 4.2.1 Artsantall og artssammensetning

Totalt ble 112 bunndyrtaksa registrert i de 34 vannforekomstene (i komplett artsliste i Vedlegg 10.5). Etersom mange av prøvene måtte tas relativt tidlig på høsten på grunn av utformingen av programmet var en del av artene på et såpass tidlig utviklingsstadium at de ikke lot seg bestemme til



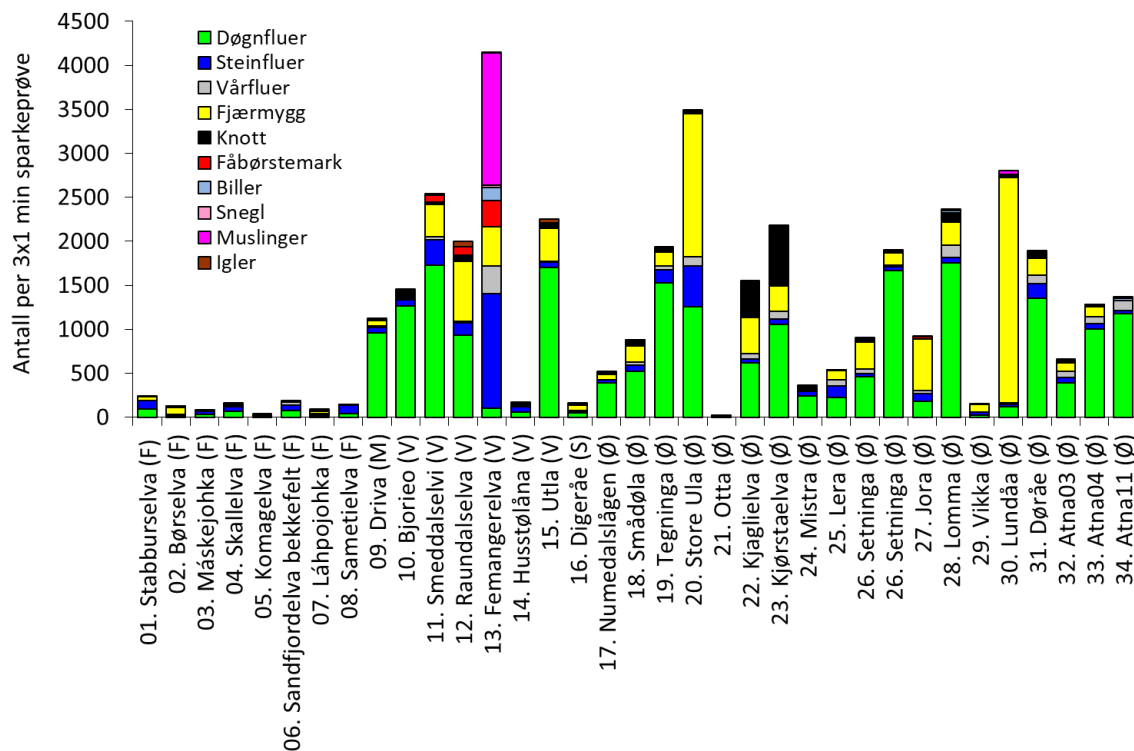
art, og disse er dermed bestemt til slekts- eller familienivå. Slike individer kan i prinsippet godt representere flere ulike arter, og vi kan derfor ikke oppgi et helt presist antall taksa. Antallet er allikevel en god indikasjon på mangfoldet av bunndyr i en gitt vannforekomst.

Antall taksa per vannforekomst var klart høyest i Lomma (45), etterfulgt av Femangerelva (42) og Kjørstadelva (37). Antall taksa var lavest i Otta (8) og bare noe høyere i Vikka (10) og Tegninga (12). Vårfluer (*Trichoptera*, 29 taksa) var den største gruppen med hensyn til taksaantall, etterfulgt av steinfluer (*Plecoptera*, 28 taksa) og døgnfluer (*Ephemeroptera*, 16 taksa).

Mengden av bunndyr varierte betydelig mellom vannforekomstene, fra 4216 individer i Femangerelva til bare 20 individer i Otta (Figur 9). Vannforekomstene i Finnmark var alle relativt fattige på antall taksa og antall individer. De mest individrike gruppene var fluelarver (inkluderer fjærmygg og knott), døgnfluer og steinfluer. Tettheter av bunndyr kan variere mye ved endringer i vannføring, da bunndyrene kan trekke seg sammen eller spre seg ut på det tilgjengelige vanndekkede arealet. Dette ser vi også i at det ikke er korrelasjon mellom tettheten av individer og indeksen ASPT for organisk belastning. Forsuringsindeksen RAMI tar høyde for antall individer av forsuringfølsomme og tolerante taksa i beregningen, men heller ikke for RAMI er det en tydelig samvariasjon mellom indeksverdien og individtettheten ved en lokalitet. Høye eller lave tettheter kan også forekomme i både påvirkede og upåvirkede områder. For eksempel kjennetegnes gjerne sterkt påvirkede lokaliteter av lav diversitet men høye individantall av enkeltarter (for eksempel fjærmygglarver), mens naturlig lavproduktive habitater som for eksempel arktiske og alpine områder gjerne kjennetegnes av en generell lav diversitet. Dette kom tydelig frem i denne undersøkelsen, hvor alle prøvene fra Finnmark inneholdt få individer (Figur 9) uten at tilstanden skilte seg ut som dårligere enn i andre deler av landet.

Prøvetaking av bunndyr utføres i henhold til vannforskriften ved en kvalitativ metode (sparkeprøver), og tetthetsestimatene egner seg dermed ikke like godt for sammenlikning mellom stasjoner som for eksempel surber sampling ville gjort (hvor et gitt areal innenfor en fast ramme prøvetas). Det vil også være vanskelig å få en dekkende prøve fra elver med mange ulike habitater ved sparkeprøver, og også type substrat påvirker hvor mange dyr man klarer å få med seg (se kapittel 8.6.4). Sub-sampling i lab påvirker tetthetsestimatene ytterligere. Videre vil både biotiske og abiotiske faktorer spille inn, som vannføring i tiden før og under prøvetaking, habitatforhold, klima, mattilgang og beitepress. Igjen er det nødvendig å understreke betydningen av gjentatt prøvetaking vår og høst for å få robuste tall for bunndyr, ikke minst fordi vårflommen kan være en viktig påvirkende faktor for bunndyrsamfunnet. Nedbør og episodisk flom slår også særlig kraftig ut på små vannforekomster og bekker, for eksempel ved at det ved noen substratforhold kan føre til økt drift nedover i elvestrengen.

Alle funnene var innenfor de forventede gruppene og regionene basert på hva vi vet om bunndyrartenes utbredelse i Norge. Vi fant ingen rødlistede arter i 2018.

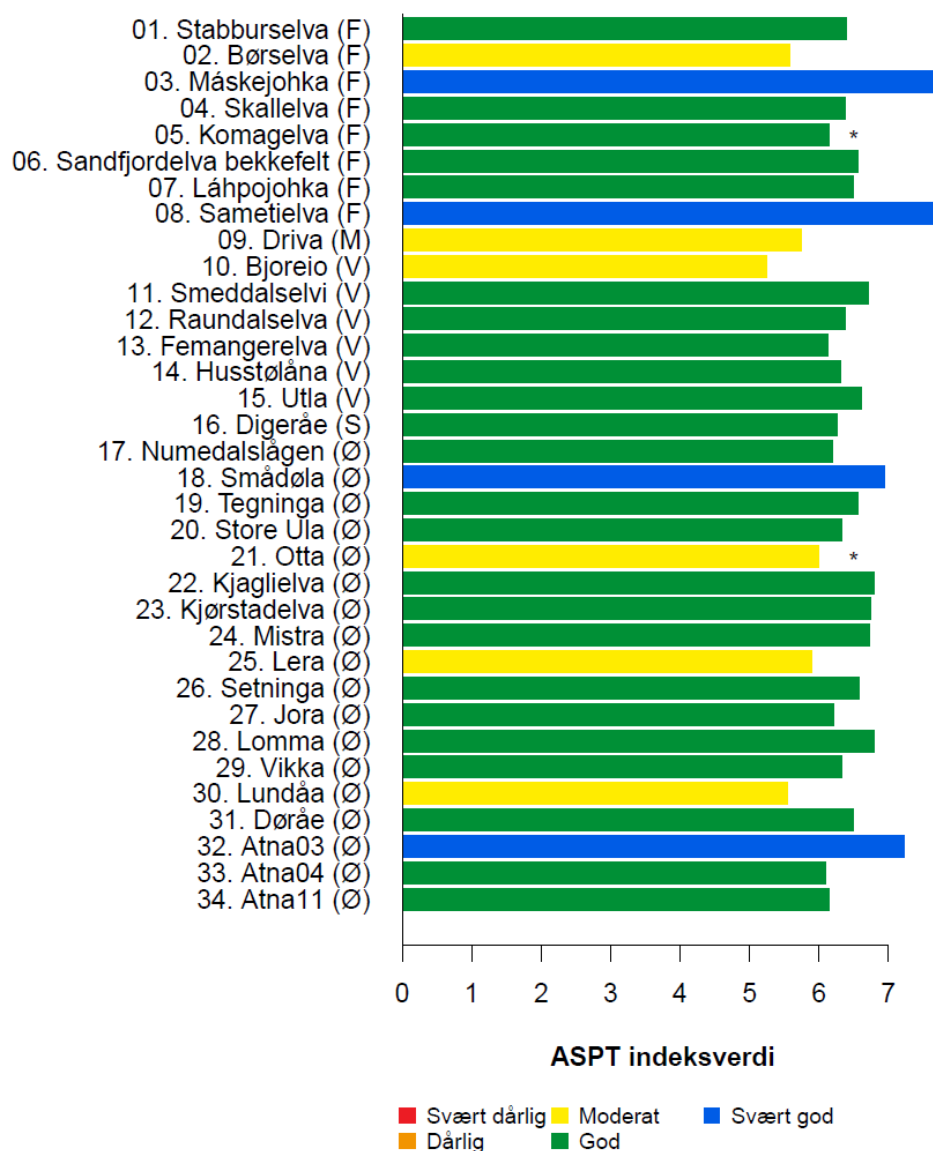


Figur 9. Sammensetningen av bunndyrsamfunnene i vannforekomstene prøvetatt i 2018 vist som totalt antall individer fordelt på hovedgruppene av makroinvertebrater.

#### 4.2.2 Klassifisering av økologisk tilstand for organisk belastning (ASPT)

Av de 34 vannforekomstene som ble undersøkt i 2018 ble 4 klassifisert til svært god og 24 til god tilstand for organisk belastning basert på bunndyr. De siste 6 vannforekomstene var i moderat økologisk tilstand og når dermed ikke vannforskriftens mål om god/svært god tilstand (Figur 10). Slår vi sammen resultatene fra 2017 og 2018 ser vi ingen åpenbare geografiske mønstre (Figur 11).

Det er overraskende at indeksen for organisk belastning, ASPT, indikerer at såpass mange vannforekomster viser god eller dårligere tilstand. Organisk belastning kommer fra lokale kilder, for eksempel renseanlegg, spredt avløp, kommunale overløp eller utette gjødselkjellere, men vannforekomstene er valgt ut for å unngå slike kilder, så vi ville forventet svært god tilstand de fleste steder. Basert på nedbørfeltene sammensetning (se kapittel 3) og vannkjemidataene fra 2018 (se kapittel 4.4) er det i de fleste elvene lite som tyder på en reell påvirkning i form av organisk belastning. Det er knyttet usikkerhet til klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen, da det kan se ut til at denne grensen er noe streng. I tillegg benyttes kun én referanseverdi og ett sett klassegrenser for alle vanttper. Indeksen tar dermed ikke hensyn til mulige naturlige forskjeller i bunndyrsamfunnenes artsrikdom og artssammensetning mellom elvetyper. Det er sannsynlig at slike forskjeller finnes mellom for eksempel høyfjells-, skogs- og lavlandvassdrag, næringsfattige og næringsrike vassdrag, og klare og humøse vassdrag. Preliminære undersøkelser fra årets datasett (data ikke vist) indikerer for eksempel at vannforekomster med en høy andel snaufjell i nedbørfeltet trolig bør ha en egen referanseverdi og egne klassegrenser. Slike naturlige ulikheter reflekteres ikke tilfredsstillende med dagens ene referanseverdi for ASPT (for videre diskusjon, se kapittel 8.6.4).

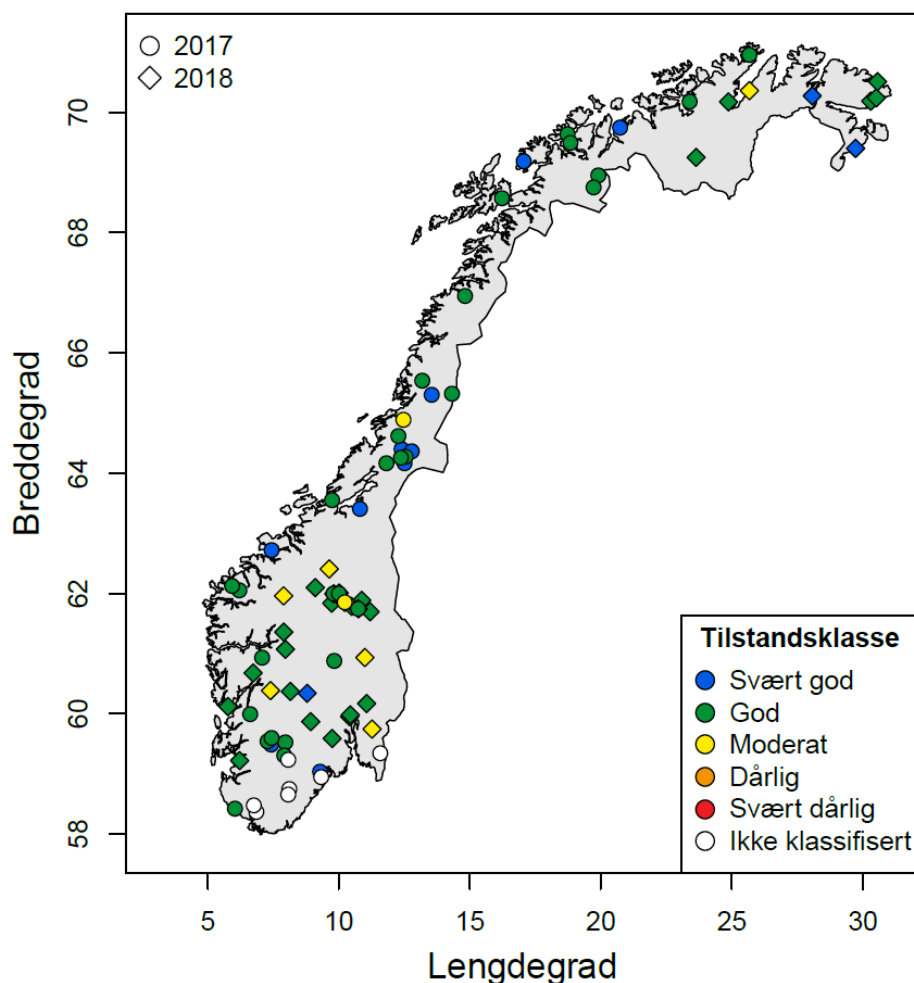


Figur 10. Indeksverdier for bunndyrindeksen ASPT, som responderer på eutrofiering og organisk belastning. Vannforekomster med få individer av indikatortaksa er markert med en stjerne, og disse er ikke inkludert i den samlede tilstanden for disse vannforekomstene. Fargene viser tilstandsklasse. Merk: typespesifikke klassegrenser.

Dersom ASPT-indeksen faktisk viser den reelle tilstanden i våre vannforekomster må det gjøres en mer grundig gjennomgang av alle vannforekomstene, for da er det en eller flere påvirkninger vi ikke har fanget opp. Et eksempel kan være at det i en del av vannforekomstene sannsynligvis er utmarksbeite, og kanskje disse påvirker i større grad enn forventet, selv om mangel på presisjon i ASPT-indeksen nok allikevel er en mer sannsynlig årsak.

Prøvene fra Komagelva og Otta inneholdt få individer av indikatortaksa (henholdsvis 20 og 11 stk), og tilstandsklassifiseringen regnes som usikker når den er basert på prøver med færre enn 50 individer av indikatortaksa (se kapittel 8.6.4 i denne rapporten og 8.5.1. i Veileder 02:2018; Direktoratgruppen 2018). Komagelva og Otta ble klassifisert til henholdsvis god og moderat tilstand, men disse klassifiseringene er basert på henholdsvis seks og fire indikatortaksa. Dette er lite sammenliknet med gjennomsnittet blant alle vannforekomstene (11 indikatortaksa). Resultatene fra disse to

vannforekomstene må derfor tolkes med forsiktighet, og vi har ikke inkludert dem i den samlede tilstandsvurderingen.



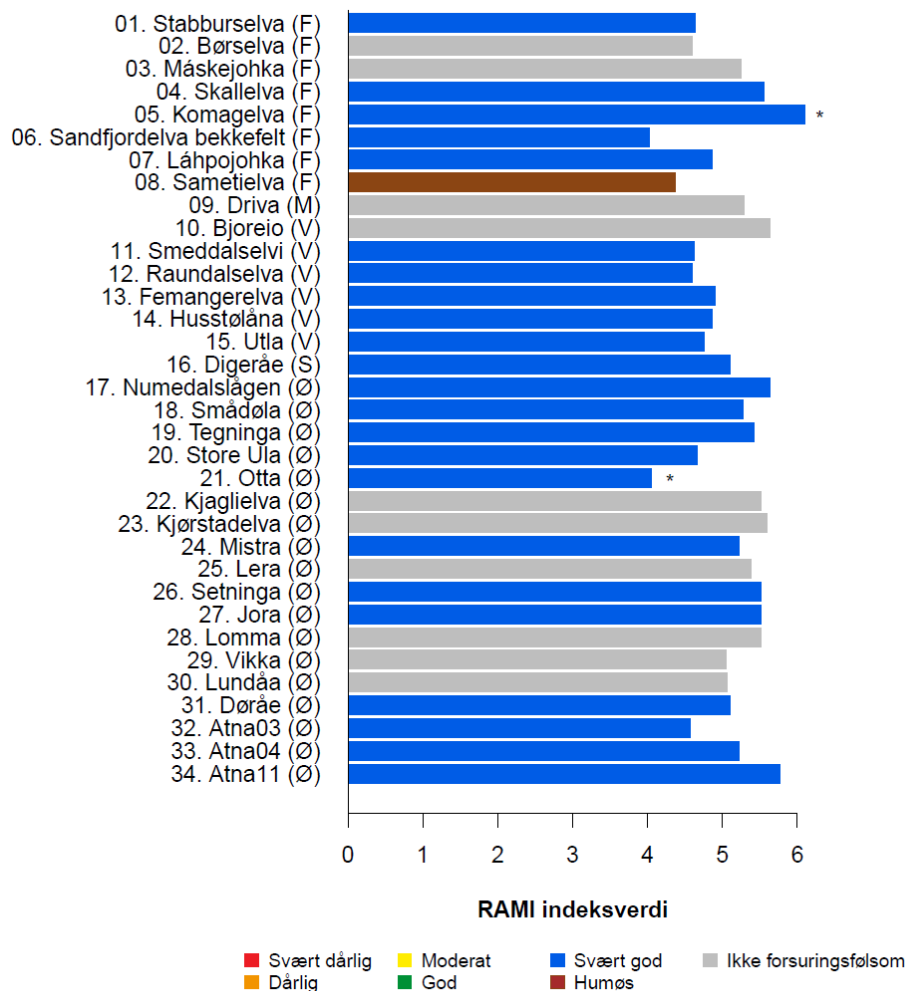
Figur 11. Tilstandsklasser basert på ASPT-indeksen for bunndyr fra alle vannforekomstene som er undersøkt i første toårssyklus (både 2017 og 2018). Vannforekomster med dårligere enn god tilstand for RAMI (antatt forsurede vannforekomster) og humøse vannforekomster (naturlig sure) er ikke klassifisert. Dette fordi bunndyrsamfunn fra sure vassdrag kan gi kunstig høy ASPT-verdi. Sirkler viser elvene som ble undersøkt i 2017, mens diamanter viser elvene som ble undersøkt i 2018.

Vannforekomstene Vikka og Lundsåa er leirvassdrag, og ASPT kan brukes i slike vassdrag dersom egnet substrat, det vil si strykpartier med grus til mellomstor stein, finnes (Eriksen mfl. 2015). Slikt substrat var vanskelig å finne i de utvalgte områdene av Vikka og Lundsåa, og prøvetakingen ble utført på substrat som var dominert av sand og silt. Dette kan gi en ekstra usikkerhet i vurderingen av ASPT. I 2018 vurderes Vikka og Lundsåa til henholdsvis god og moderat økologisk tilstand. Det avvikende substratet bør om noe ha hatt en negativ effekt på ASPT, så tilstandsklassene rapportert er muligens noe lave. Det er dog verdt å merke seg at også heterotrof begroing ble funnet i disse vannforekomstene (kapittel 4.1.3), noe som støtter mistanken om en viss organisk belastning her.

#### 4.2.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsurening (RAMI)

Alle vannforekomster som var egnet for klassifisering med RAMI ble klassifisert til svært god tilstand i 2018 (Figur 12), etter en justering av indeksverdier for slekten *Baetis* (kapittel 8.2.3). Ved første

klassifisering havnet nemlig Stabburselva, Sandfjordelva bekkefelt og Sametielva i dårlig tilstand. For disse tre vannforekomstene var det ikke mulig å bestemme noen av individene i slekten *Baetis* til artsnivå (Vedlegg 10.5) fordi individene var veldig små. Slekten *Baetis* er relativt følsom for forsurening, og tilstedeværelse av individer herfra kan ha stor innvirkning på RAMI. Men slik indeksen står i nåværende veileder kan individer av *Baetis*-slekten kun inkluderes i RAMI-utregningene når de er bestemt til artsnivå (Tabell V5.3.1. i Veileder 02:2018; Direktoratgruppen 2018). Hvis vi inkluderer *Baetis* sp. gjennom å gi dem samme indeksverdier som *Baetis niger*, som er den av de inkluderte ti *Baetis*-artene som har lavest indeksverdi og minst «positiv» innvirkning på RAMI, blir alle tre elvene Stabburselva, Sandfjordelva bekkefelt og Sametielva klassifisert til svært god tilstand (Figur 12). En slik konservativ justering av RAMI-indeksen gir her en stor effekt, og vi mener en justering av RAMI ved å inkludere indeksverdier for *Baetis* sp. vil gi et mer korrekt bilde av den faktiske forurensningstilstanden. Ved bruk av den justerte indeksen klassifiserer vi derfor alle vannforekomstene til svært god tilstand. Et endringsforslag om å gi *Baetis* sp. indeksverdier i RAMI-indeksen har blitt sendt til Miljødirektoratet (pers. med. Ann Kristin Schartau, NINA).



Figur 12. Indeksverdier for forsurningsindeksen RAMI for bunndyr. Moderat kalkrike vannforekomster (markert i grått) anses ikke som forsurningsfølsomme og er derfor ikke klassifisert på bakgrunn av RAMI. Humøse vannforekomster (markert i brunt) bør ikke klassifiseres på bakgrunn av RAMI ettersom indeksen ikke kan skille mellom naturlig surhet og forsurening. Vannforekomster med få individer av indikatoraksen er markert med en stjerne. Beregningen av RAMI har for tre vannforekomster brukt indeksverdier som ikke er inkludert i Veileder 02:2018 (Direktoratgruppen 2018), men som vil komme med i en oppdatert versjon (se kapittel 8.2.3). Fargene viser tilstandsklasse. Merk: typespesifikke klassegrenser.

RAMI er foreløpig ikke egnet til å skille mellom naturlig sure (for eksempel humøse vannforekomster) og forsurede vannforekomster. Sametielva er humøs og kalkfattig, og tilstandsklassifiseringen her er derfor usikker (brun søyle i Figur 12). Dersom vi allikevel klassifiserer Sametielva ved å benytte klassegrensene for klare og kalkfattige elver ville tilstanden også her vært svært god. Det kan videre nevnes at årssnittet av Ca-konsentrasjonene i Sametielva (3,8 mg/L) grenser mot moderat kalkrik vanntype (>4 mg/L). Moderat kalkrike vannforekomster anses ikke som forsuringfølsomme. De to andre humøse vannforekomstene fra 2018 (Lera og Lomma), er begge moderat kalkrike, og forsuringindeksene er derfor ikke vist for disse elvene.

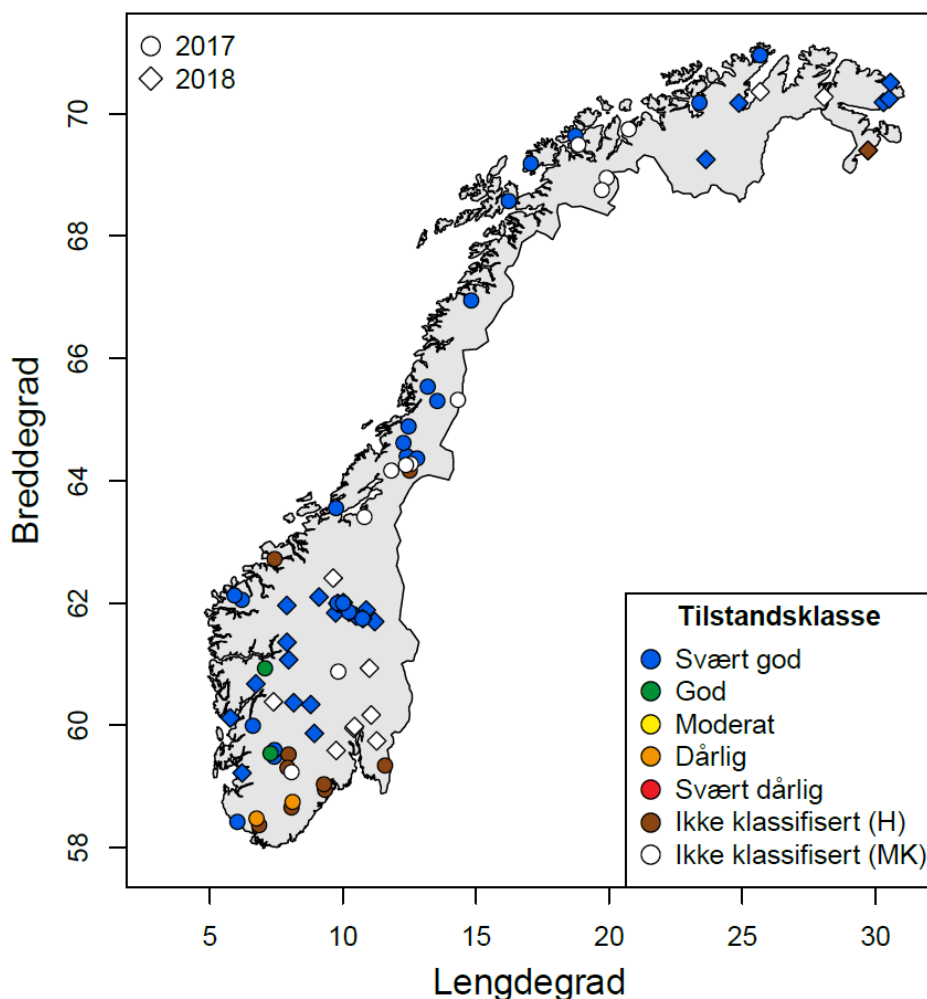
Det er ikke satt klassegrenser for svært klare elver, men foreløpige undersøkelser har vist gode resultater ved å benytte samme grenser som for klare elver (Ann Kristin Schartau, NINA, pers. med.), så vi har valgt å benytte samme grenseverdier for de to elvetyperne her. Dette har i de fleste tilfeller resultert i samme tilstandsklasse som for de andre forsuringparameterne (der disse ikke avviker fra hverandre), og har kun i noen få tilfeller gitt bedre tilstand enn alle de andre indeksene (Raundalselva, Utle og Atna04). Det har ikke resultert i dårligere tilstand enn for de andre indeksene. Det er ikke mulig på det nåværende tidspunkt å si hvorvidt en bedre tilstand for RAMI i klare vannforekomster skyldes enten feil i referanse-/grenseverdiene eller er som forventet på grunn av forskjell mellom indeksene. Forskjellen mellom indeksene skyldes at bunndyrindeksen først slår inn på tilstandsklassen ved pH ned i ca 5,5 (i de tre aktuelle tilfellene her har det vært snakk om en «gjennomsnittlig» pH over året på mellom 6,4-6,6), mens andre forsuringindekser kan slå inn også ved en høyere pH (for eksempel AIP-indeksn for påvekstalger).

Prøvene fra Komagelva og Otta inneholdt få individer av indikatortaksa (henholdsvis 20 og 11 stk), og tilstandsklassifiseringen regnes som usikker når den er basert på prøver med færre enn 50 individer av indikatortaksa (se kapittel 8.6.4 i denne rapporten og 8.5.1. i Veileder 02:2018; Direktoratgruppen 2018). Komagelva og Otta ble begge klassifisert til svært god tilstand, men disse klassifiseringene er basert på henholdsvis seks og fire indikatortaksa. Dette er lite sammenliknet med gjennomsnittet blant alle vannforekomstene (11 indikatortaksa). Resultatene fra disse to vannforekomstene må derfor tolkes med forsiktighet, og vi har ikke inkludert dem i den samlede tilstandsvurderingen.

RAMI-indeksen er fortsatt relativt ny, så erfaringsgrunnlaget med indeksen er foreløpig lite. Indeksen er ikke interkalibrert, men korrelerer godt med en forsuringindeks som er interkalibrert for svært kalkfattige og kalkfattige klare elver (altså er indeksen sammenliknet med bunndyrsamfunnene observert i andre land i Nord-Europa). Men fra Norge er det et relativt lite antall vannforekomster som er inkludert, og ingen fra nordlige deler av Norge, så grunnlaget er lite eller mangler totalt for noen elvetyper og/eller økoregioner. Videre er våre vannforekomster generelt noe mer kalkfattige og mindre humøse enn i våre naboland, og vår artssammensetning er noe annerledes. I de mest ionefattige vannforekomstene på Sørlandet har vi for eksempel naturlig mye færre arter som er forsuringssensitive, så en art som *Baetis rhodani* får en relativt stor betydning her, sammenliknet med for eksempel i Sverige. Allikevel, når vi ser på resultatene for RAMI-indeksen fra første toårssyklus i overvåkingen, så sammenfaller dette relativt godt med mønsteret for sur nedbør, med de laveste tilstandsklassene på Sør- og Vestlandet (Figur 13). Generelt viser resultatene dog stort sett svært god tilstand.

Det er foreløpig ikke undersøkt hvorvidt det er forskjeller i referanseverdier mellom RAMI-indeksen og pH-indeksen, slik det er beskrevet for AIP (kapittel 4.1.4). Det er uansett ikke utviklet referanseverdier og klassegrenser for RAMI for like mange elvetyper som det er for pH-indeksen, slik

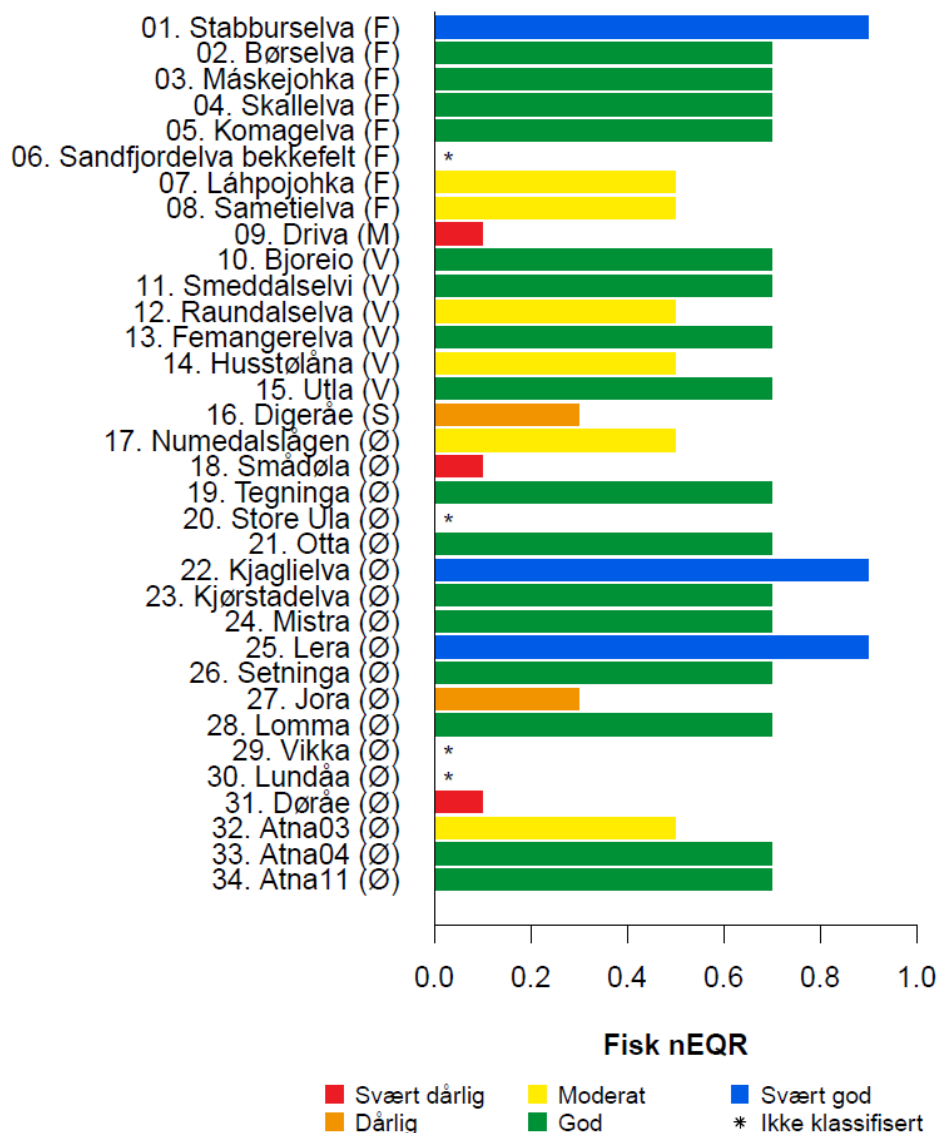
at det sannsynligvis vil være ulikheter i tilstandsklassifisering basert på bunndyr og vannkjemi. Dette er noe videre undersøkelser i referanseelver med ulike elvetyper vil kunne bidra med å videreutvikle.



Figur 13. Tilstandsklasser basert på forsuringindeksen RAMI for bunndyr fra alle vannforekomstene som er undersøkt i første syklus (2017 og 2018). Tilstandsklasse er ikke beregnet for humøse vannforekomster (H; brun) fordi RAMI ikke kan skille mellom naturlig sure og forsurede vassdrag. Moderat kalkrike vannforekomster (MK; hvit) er heller ikke klassifisert, ettersom disse ikke anses som forsuringfølsomme. Sirkler viser elvene som ble undersøkt i 2017, mens diamanter viser elvene som ble undersøkt i 2018.

## 4.3 Fisk

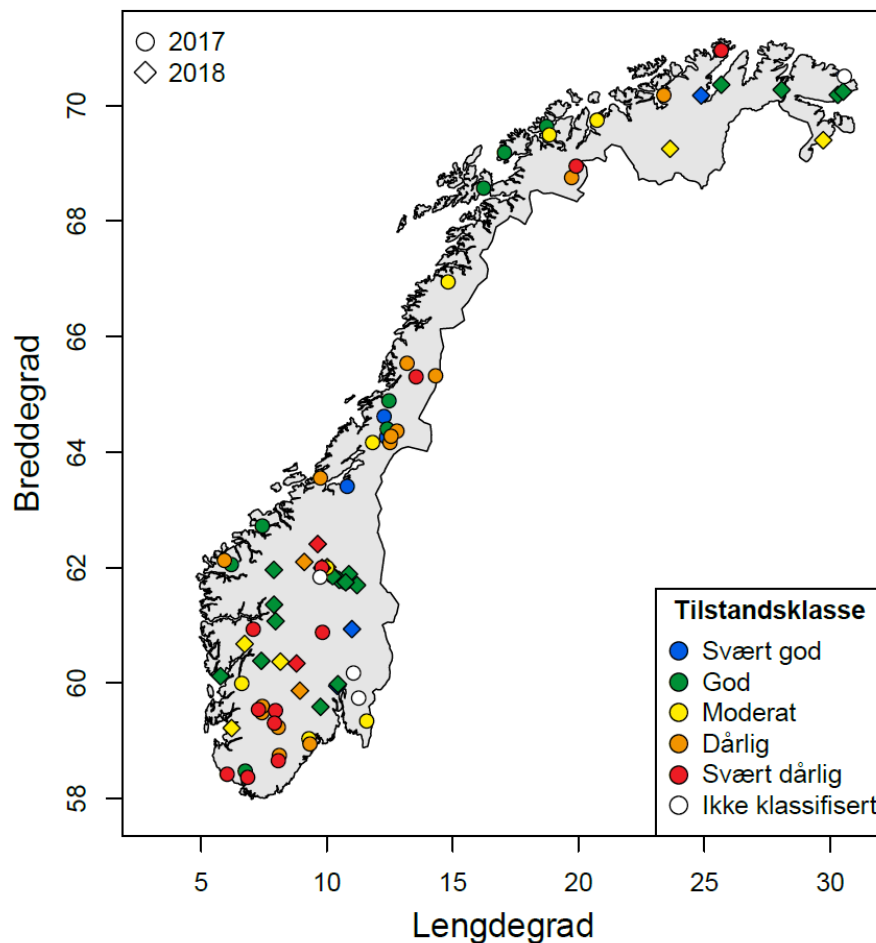
Elvene som inngår i overvåkingen er forventet å være i referansetilstand, det vil si tilnærmet uten fysiske inngrep og andre menneskeskapte påvirkninger. Det var derfor svært uventet at så mange vannforekomster ble klassifisert til dårlig eller svært dårlig tilstand for kvalitetselement fisk det første året av overvåkingen i 2017 (Moe mfl. 2018). Denne trenden fortsatte i noen grad i 2018 (Figur 14), men det var en høyere andel av vannforekomstene som nådde miljømålet i 2018 (19 av 34) sammenliknet med 2017 (13 av 47; Figur 15). Dette skyldes trolig at utvalget av vannforekomster er ulikt mellom de to årene, og de er plassert i ulike deler av landet.



Figur 14. Normaliserte indeksverdier (nEQR) for kvalitetselementet fisk for de 34 undersøkte vannforekomstene i 2018. Fargene viser tilstandsklasser. Elvene markert med stjerne er ikke klassifisert fordi det ikke ble fanget fisk.

Fire av årets elver var ikke mulige å tilstandsklassifisere da fisk ikke ble påvist, og i ytterligere én vannforekomst ble det påvist fisk i fjor, men ikke i år (Døråe). Om manglende påvisning av fisk skyldes at vannforekomstene er fisketomme, og dermed at fisk ikke er et egnet kvalitetselement, eller om tetthetene er lave og at vi derfor ikke observerte fisk, er usikkert. Dagens system for tilstandsklassifisering med indeksen benyttet her er utviklet fra et geografisk begrenset datasett, er kun basert på arter av laksefisk, og det tar ikke hensyn til økoregion, elvetype eller høyde over havet. Indeksen ser basert på våre resultater ut til å være dårlig egnet til vannforekomster i høyereliggende områder og områder med naturlig lave tettheter av laksefisk, og det må derfor undersøkes nærmere om det er systematiske feil/avvik i tilstandsklassifiseringen som følge av disse faktorene. Dataene fra dette prosjektet vil være viktige i arbeidet med å validere og videreutvikle systemet for økologisk tilstandsklassifisering basert på kvalitetselement fisk.





Figur 15. Tilstandsklasser for fiskeindeksen fra alle vannforekomstene som er undersøkt i første toårssyklus (både 2017 og 2018). Enkelte elver er ikke klassifisert fordi det ikke ble fanget fisk. Sirkler viser elvene som ble undersøkt i 2017, mens diamanter viser elvene som ble undersøkt i 2018.

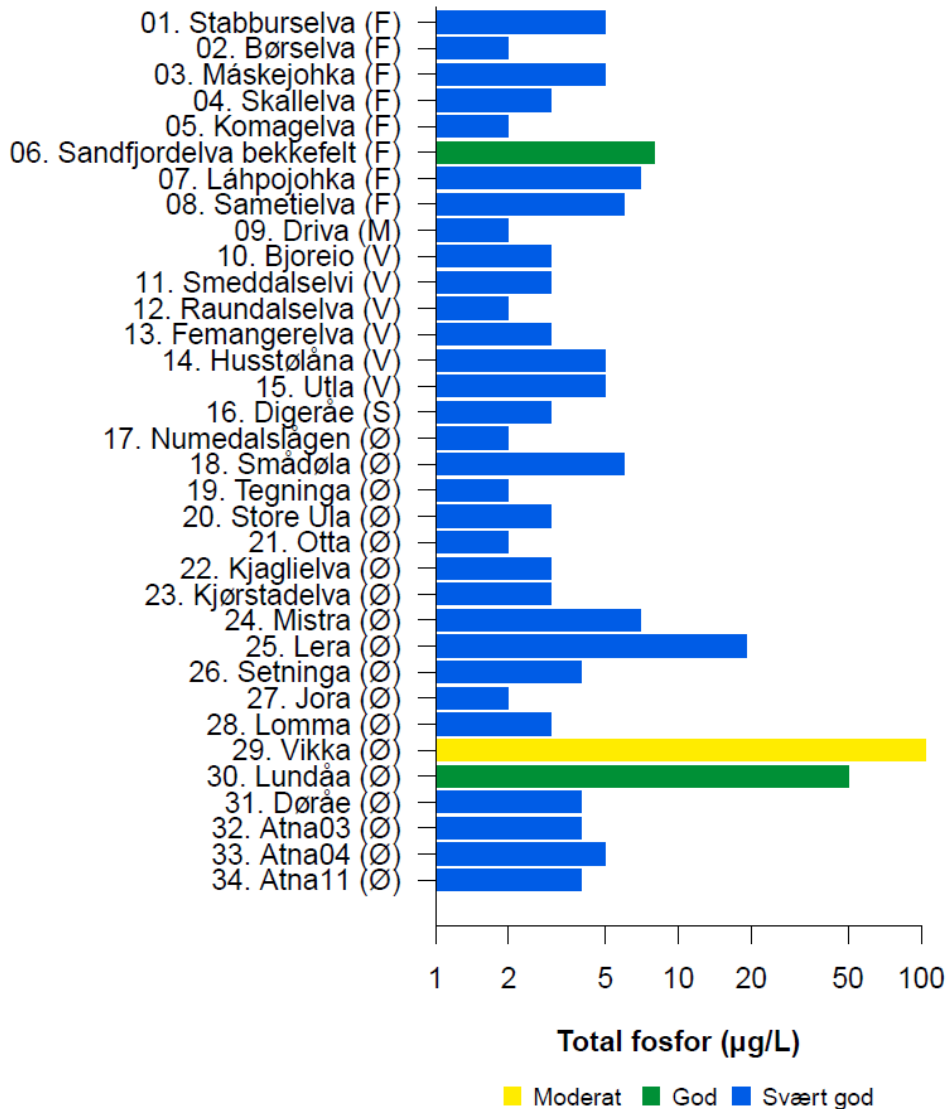
Tilstandsklassifisering for hver vannforekomst er utført i henhold til tabell 6.15 i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). Nærmere beskrivelser av metodikken er gitt i kapittel 8.3 i denne rapporten, og de overordnede resultatene av fiskeundersøkelsene, samt diskusjon av resultatene, er inkludert i samlet tilstandsklassifisering for hver vannforekomst (kapittel 3). De detaljerte resultatene, ytterligere beskrivelser og inndeling, samt informasjon om hver vannforekomst og stasjon som ble brukt i tilstandsklassifiseringen finnes i Myrvold & Bækkelie (2019).

## 4.4 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer

De fysisk-kjemiske kvalitetselementene er i hovedsak med i tilstandsklassifiseringen som en støtte til de biologiske kvalitetselementene, og er med på å utfylle bildet om den økologiske tilstanden til en vannforekomst. Alle vannkjemiske data som er brukt til klassifisering av tilstand med hensyn til fysisk-kjemiske kvalitetselementer er rapportert til Vannmiljø og kan finnes der.

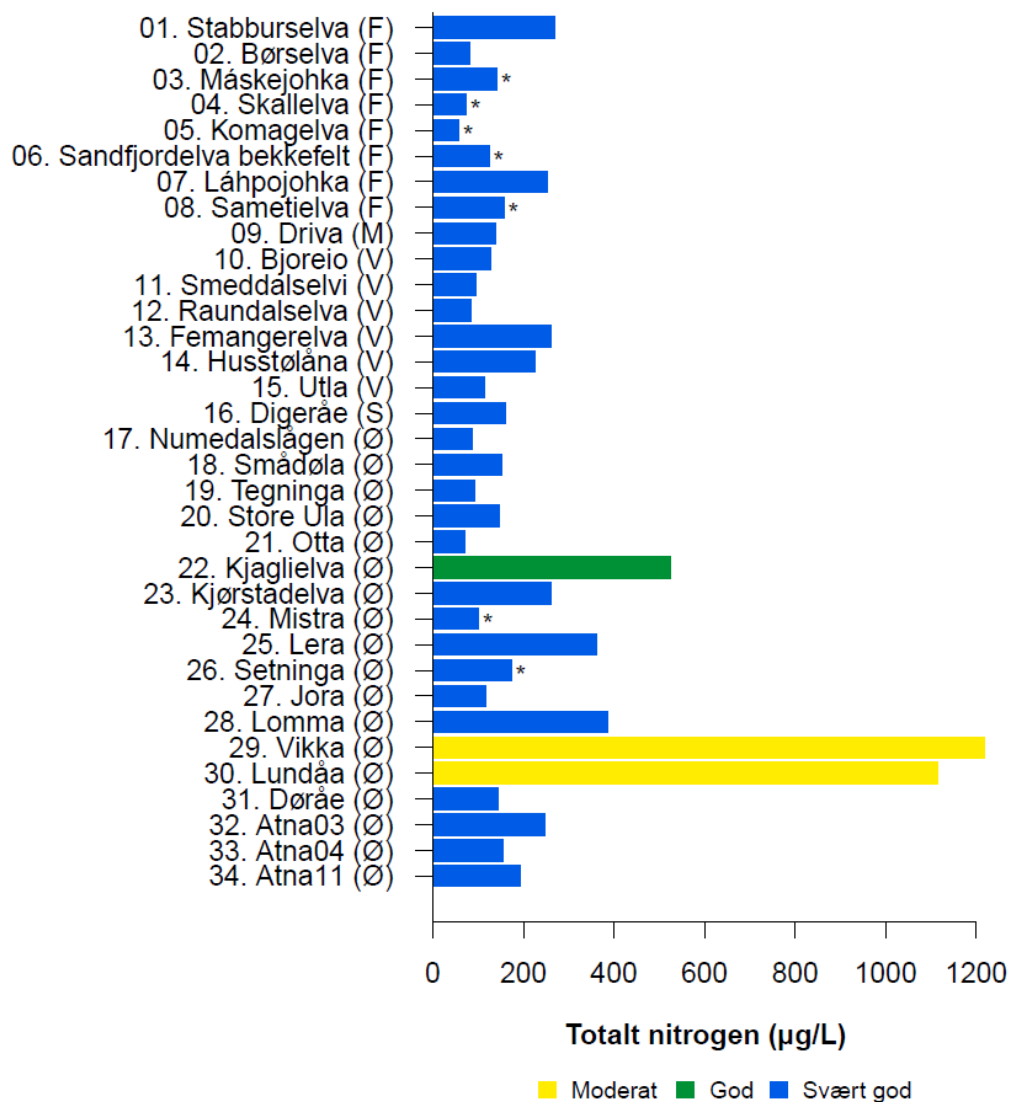
#### 4.4.1 Eutrofieringsrelevante parametere

Konsentrasjonene av TotP var gjennomgående lave; av 34 elver hadde 31 konsentrasjoner som tilsvarer svært god tilstand (Figur 16).



Figur 16. Gjennomsnittskonsentrasjoner over året for total fosfor (TotP) for 2018 (på logaritmisk skala). Merk at Lundsåa oppnår god tilstand for TotP, men samlet klassifiseres som moderat tilstand for eutrofiering på grunn av forhøyet fosfatkonsentrasjon. Fargen indikerer tilstandsklassen. Merk: typespesifikke klassegrenser.

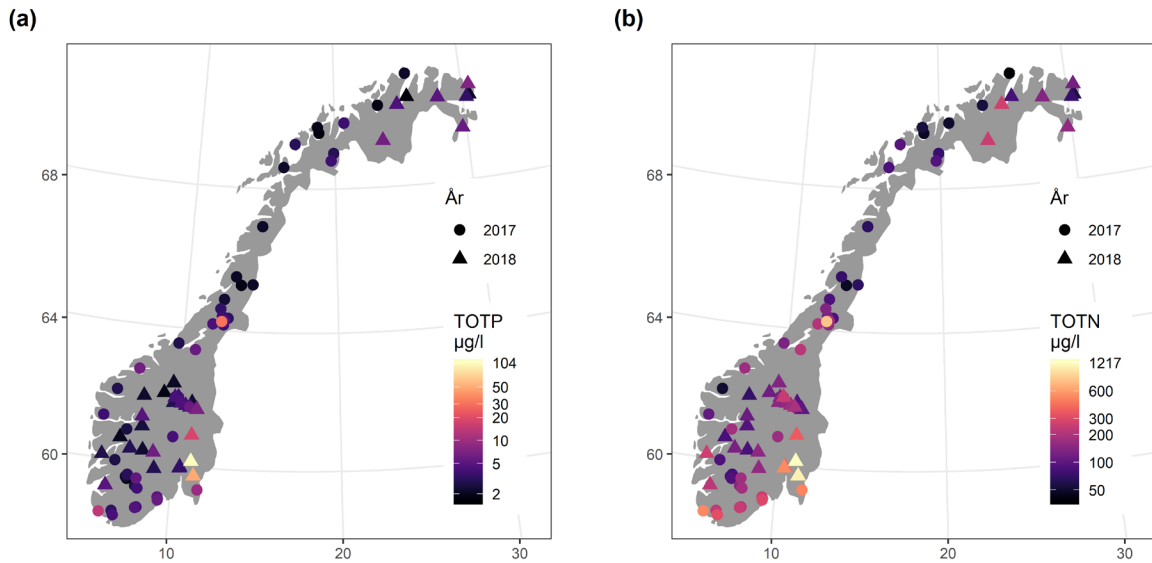
I leirvassdrag anbefales det å benytte løst ortofosfat i tillegg til TotP i klassifiseringen (Direktoratsgruppa 2018). I Leirvassdraget Vikka var TotP marginalt høyere enn miljømålet, mens ortofosfat var marginalt lavere. Etter «det verste styrer-prinsippet» klassifiserer vi den derfor til moderat tilstand. For det andre leirvassdraget, Lundsåa, var TotP innenfor miljømålet, men løst ortofosfat (17 µg P/l) var godt over miljømålet (10 µg P/l; Direktoratgruppa 2018). Tilstanden i Lundsåa klassifiserer vi derfor som moderat med hensyn til fosfor.



Figur 17. Gjennomsnittskonsentrasjoner over året for totalt nitrogen (TotN) for 2018. Total nitrogen er kun inkludert i samlet tilstandsvurdering i vannforekomster som er potensielt nitrogenbegrensede (merket med stjerne). Fargen indikerer tilstandsklassen. Merk: typespesifikke klassegrense.

Totalkonsentrasjonen av nitrogen tilsa også god eller svært god tilstand i alle elver unntatt Vikka og Lundsåa, som var i moderat tilstand (Figur 17). De høyeste TotN-konsentrasjonene fant vi på Østlandet (Figur 18).

Den samlede vurderingen av resultatene for de eutrofieringsrelevante parameterne er at de to leirvassdragene var i moderat tilstand, mens alle de andre elvene var i svært god tilstand, sett bort fra Sandfjordelva bekkefelt, som var i god tilstand. For 27 av vannforekomstene ble samlet tilstand kun basert på TotP (eller løst ortofosfat), mens det i 7 av vannforekomstene (hvorav 5 i Finnmark) var indikasjoner på at nitrogen om sommeren kan ha vært begrensende faktor for primærproduksjon (Tabell 47). For disse ble det brukt en kombinasjon av TotP (og ortofosfat) og TotN. Alle vannforekomster med potensiell nitrogenbegrensning hadde imidlertid lave konsentrasjoner av både fosfor og nitrogen slik at tilstanden uansett havnet i klassen svært god.



Figur 18. Årsgjennomsnitt av total fosfor (TotP,  $\mu\text{g/L}$ ) og totalt nitrogen (TotN,  $\mu\text{g/L}$ ) fra alle vannforekomstene undersøkt i første toårssyklus (2017 og 2018). Vannforekomstene undersøkt i 2018 er vist som trekanter, mens vannforekomstene fra 2017 er vist som sirkler. Høy konsentrasjon er angitt med lys farge.

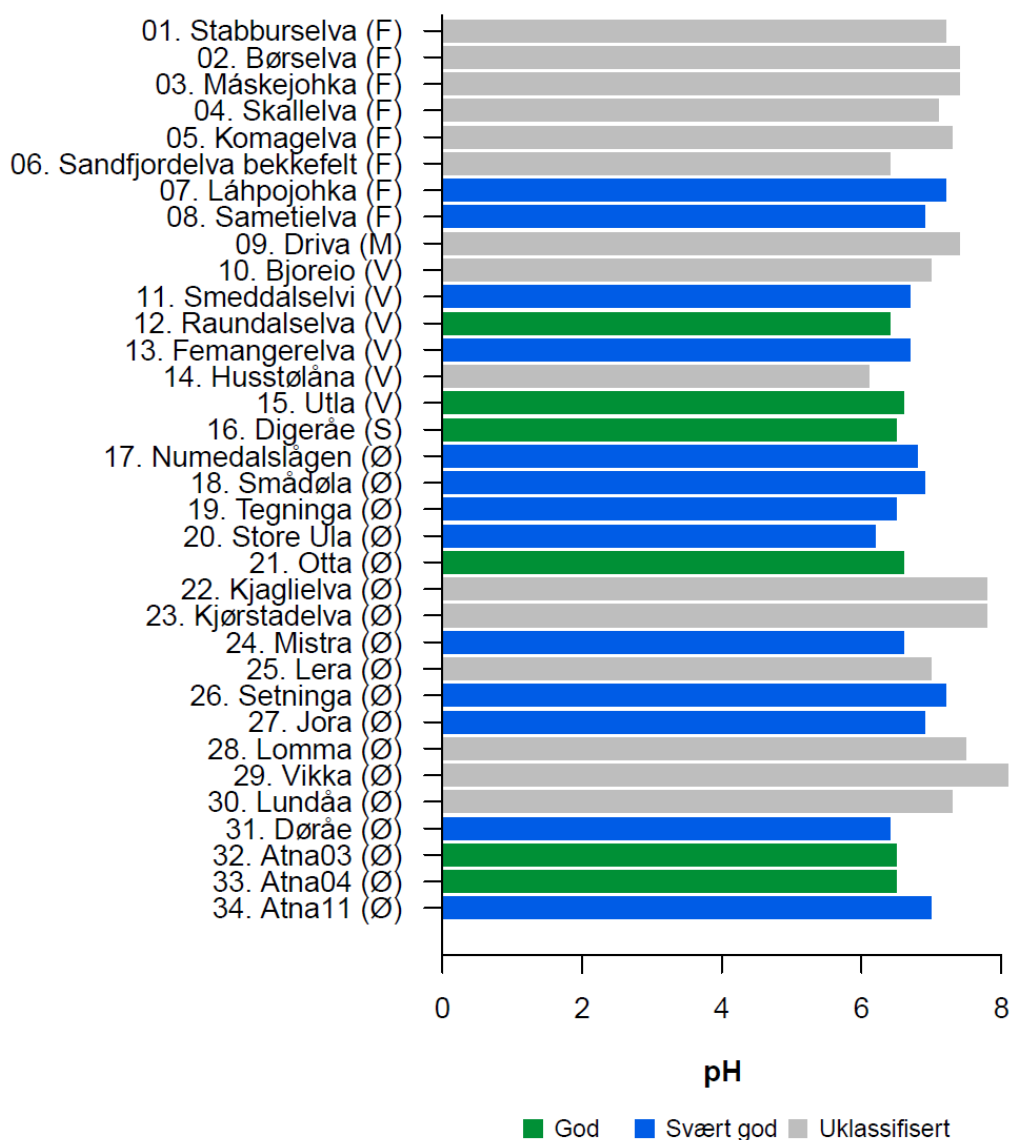
Alternativ elvetype ble undersøkt for de elvene der det var tvil om type («Alt. Type nr.» i Tabell 2). Tilstandsklassen ble imidlertid den samme også for de alternative typene.

Til sammen viser de eutrofieringsrelaterte fysisk-kjemiske parameterne godt samsvar med forventet referansetilstand i antatt upåvirkete vassdrag.

#### 4.4.2 Forsuringsrelevante parametere

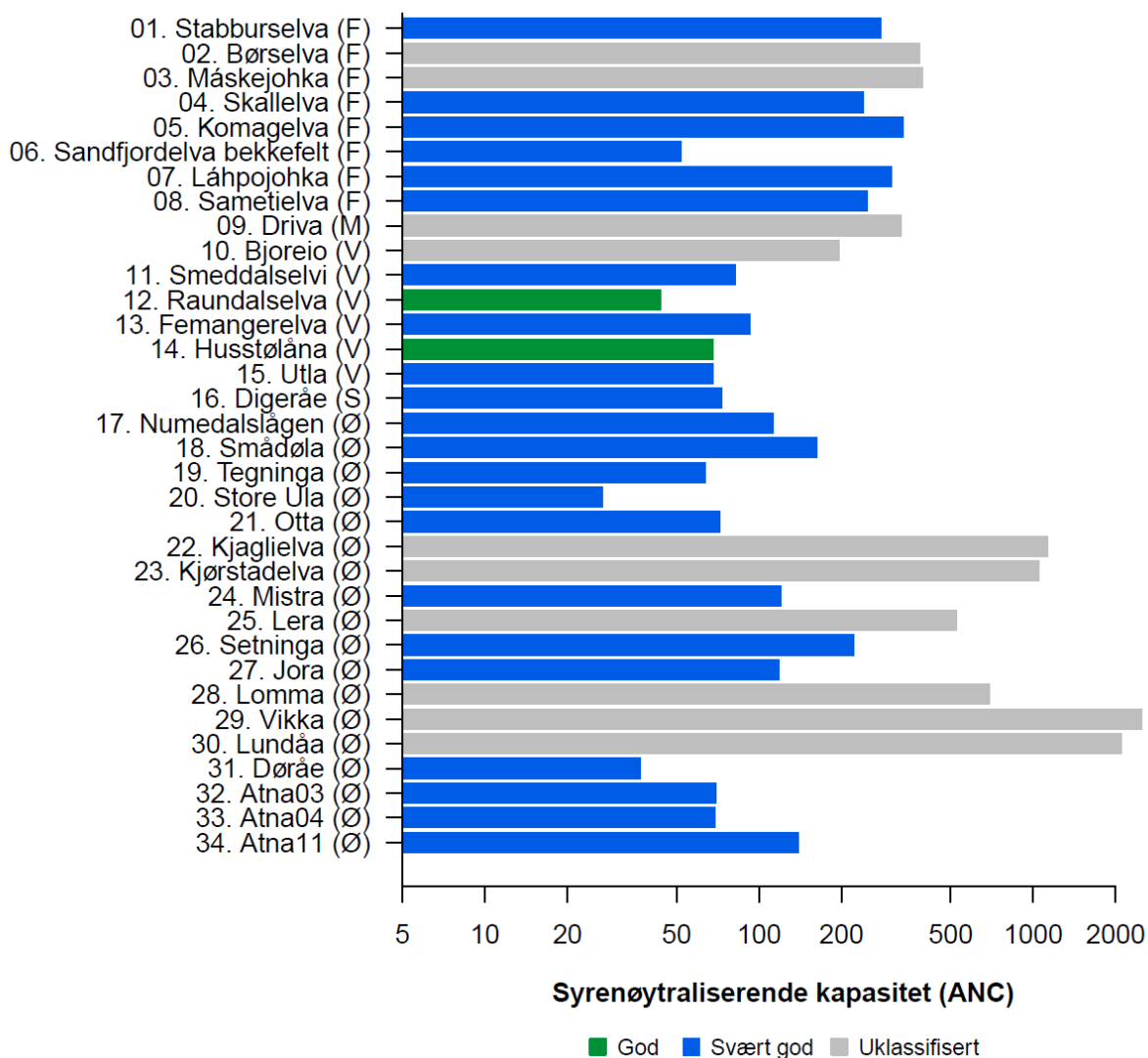
De tidligere klassegrensene i Veileder 01:2009 ble justert til nåværende veileder (02:2018; Direktoratgruppen 2018) for å bli mer i samsvar med modellert før-forsuringstilstand (Wright & Cosby, 2012). Dette innebærer at selv relativt sure vannforekomster kan oppfylle kravene til god tilstand. Dette gjelder særlig for ikke-anadrome elvestrekninger.

Av de 19 ikke-anadrome vannforekomstene av kalkfattig eller svært kalkfattig type tilsa pH svært god tilstand i 13 av dem (det er foreløpig ikke satt klassegrenser for pH på anadrome elvestrekninger) (Figur 19). I de resterende 6 vannforekomstene indikerte pH god tilstand.



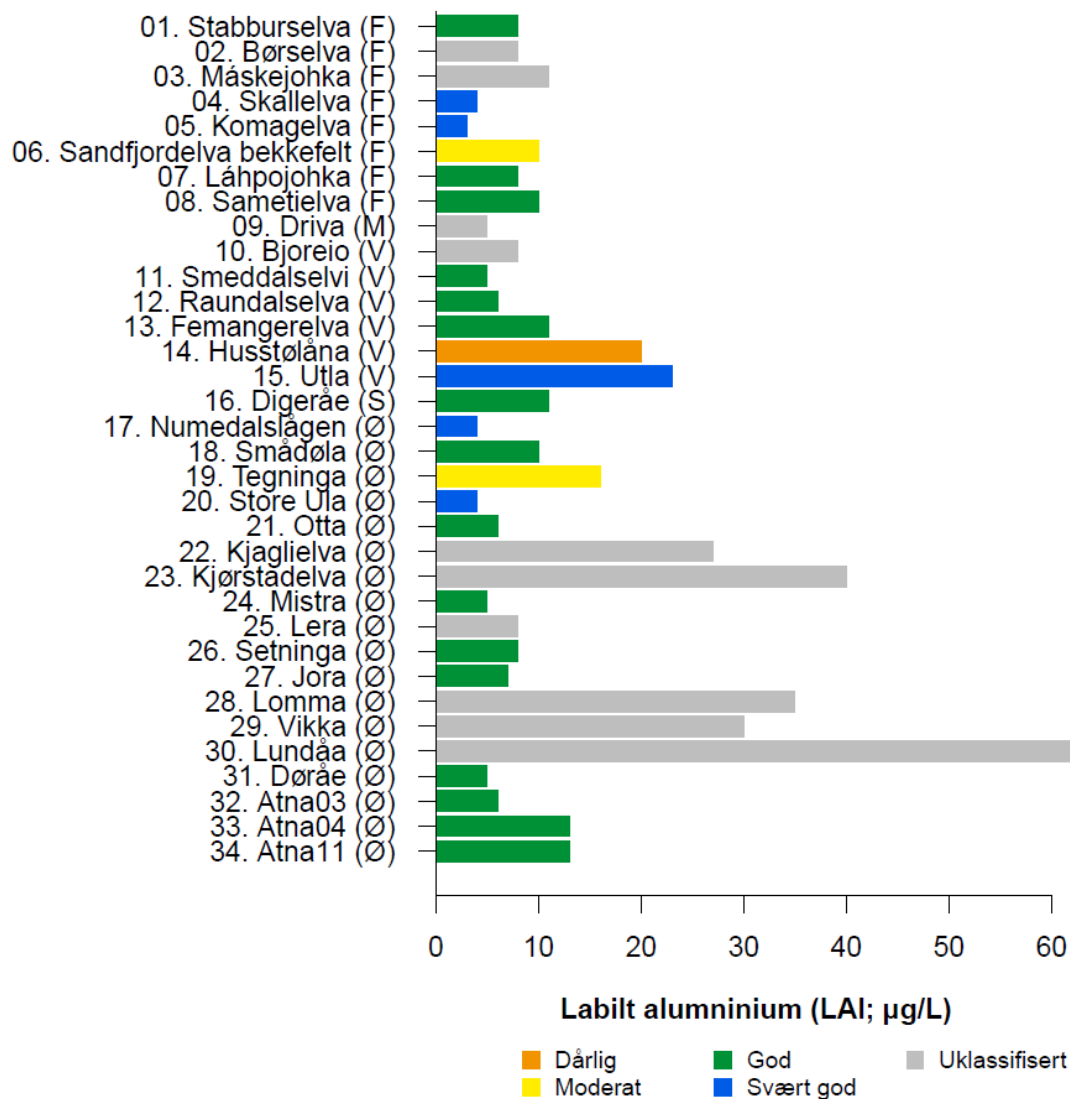
Figur 19. Gjennomsnittlig pH over året for de 34 vannforekomstene som ble undersøkt i 2018. Fargen indikerer tilstandsklassen. Grå søyler markerer moderat kalkrike og/eller anadrome vannforekomster. Merk: typespesifikke klassegrenser.

For ANC oppfylte 22 av de 24 kalkfattige eller svært kalkfattige vannforekomstene kravene til svært god tilstand, mens 2 havnet i god tilstand (Figur 20). De sistnevnte lå alle på Vestlandet. Labilt aluminium viste noe større spenn i forsureningstilstand og indikerte dårligere enn god tilstand i 3 av 24 vannforekomster (Figur 21). Disse var mer spredt utover landet.



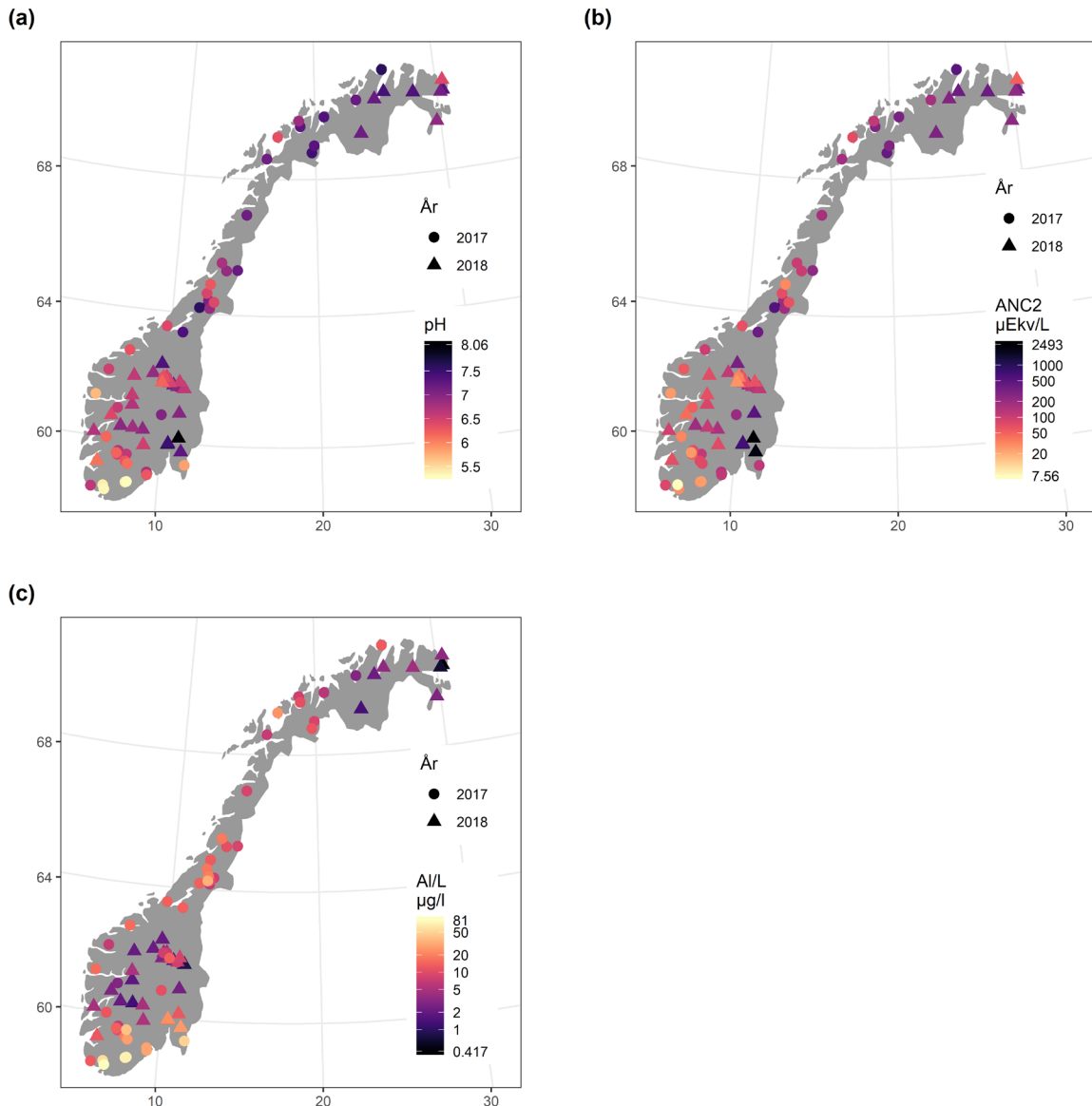
Figur 20. Gjennomsnittlig syrenøytraliserende kapasitet, ANC ( $\mu\text{Eqv/L}$ ), over året for vannforekomstene undersøkt i 2018 (vist på logaritmisk skala). Fargen indikerer tilstandsklassen. Grå søyler markerer moderat kalkrike og/eller anadrome vannforekomster. Merk: typespesifikke klassegrenser.

Ser vi på de fysisk-kjemiske forsuringsparameterne samlet var det kun den sørligste vannforekomsten, 14. Husstølåna (V), som havnet i moderat tilstand (Tabell 49). De resterende var i god (7 elver) eller svært god tilstand (16 elver). Den eneste vannforekomsten som endrer tilstandsklasse desom vi bruker alternativ vanntype er 06. Sandfjordelva bekkefelt (F), som går fra god til moderat med vanntype R304 i stedet for R301d. Med en årsmiddelverdi for kalsium på 0,99 mg/l ligger den på grensen.



Figur 21. Maksimumskonsentrasjon av labilt aluminium, LAI ( $\mu\text{g/L}$ ), for vannforekomstene undersøkt i 2018. Fargen indikerer tilstandsklassen. Grå søyler markerer moderat kalkrike og/eller anadrome vannforekomster. Merk: typespesifikke klassegrenser.

Elver fra lengst sør i landet var ikke med i utvalget i 2018, og de regionale forskjellene for de tre forsuringsrelevante parameterne ANC, pH og LAI var mindre i 2018 sammenliknet med 2017. Ser vi på de forsuringsrelevante parameterne fra alle vannforekomstene undersøkt i første toårssyklus (Figur 22) frekammer det et tydelig geografisk mønster, hvor referanseelvene i på Sør- og Vestlandet har lavere pH og ANC enn elvene i Midt- og Nord-Norge. Dette skyldes forskjeller i både naturgitte og menneskeskapt forhold som er godt kjent (se for eksempel Skjelkvåle mfl. 1996), selv om deres relative betydning etter betydelige reduksjoner i svoveldeposisjonen har blitt mindre klar (Erlandsson mfl. 2011, Finstad mfl. 2016, Lucas mfl. 2013). For LAI er det samme geografiske mønsteret til stede, men variasjonen er noe større enn for pH og ANC.



Figur 22. Årsgjennomsnitt av pH (a) og ANC (b), og maksimumskonsentrasjoner av LAL (c) i vannforekomstene undersøkt i første toårssyklus (2017 og 2018). Vannforekomstene undersøkt i 2018 er vist som trekanter, mens vannforekomstene fra 2017 er vist som sirkler. Merk: Lys farge angir lav pH og ANC, men høy konsentrasjon av LAL.

#### 4.4.3 Ammonium og fri ammoniakk

Ammonium og fri ammoniakk har lave konsentrasjoner i upåvirkede elver. Klassegrensene er basert på tålegrenser for fisk i forhold til giftvirkninger av ammoniakk, og vi har derfor trukket disse parameterne ut som en egen kategori.

Få elver viste kombinasjonen høy pH og relativt høy ammoniumkonsentrasjon, og total ammonium inkluderes kun ved  $\text{pH} > 8$  og temperatur over  $25\text{ }^\circ\text{C}$ . Den eneste vannforekomsten som skilte seg ut i så måte var Lundsåa, med registrerte maksimumsverdier for temperatur, pH og ammonium på henholdsvis  $15\text{ }^\circ\text{C}$ , 8,2 og  $91\text{ }\mu\text{g N/l}$ . Dette tilsvarer en fri ammoniakkkonsentrasjon på  $6\text{ }\mu\text{g/l}$  ved  $25\text{ }^\circ\text{C}$ , som fortsatt er lavere enn miljømålet på  $10\text{ }\mu\text{g/l}$ . Det ble altså ikke dokumentert at ammonium og fri ammoniakk har vært oppe i konsentrasjoner som gir negativ påvirkning på fisk i Lundsåa. De andre elvene hadde betydelig lavere konsentrasjoner.



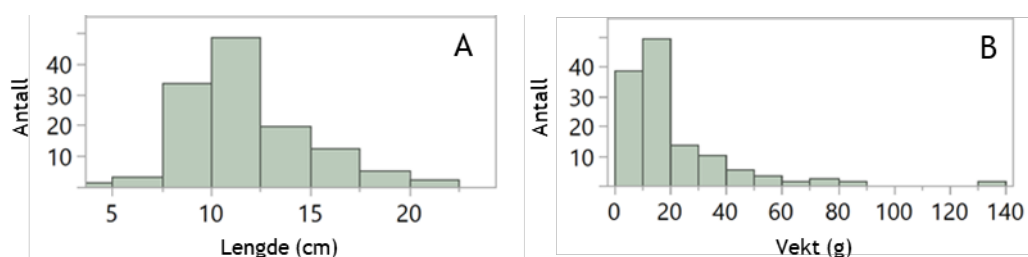
## 4.5 Bakgrunnsinformasjon om miljøgifter i biota

Dette kapitlet presenterer resultater fra innsamling og opparbeiding av fisk til miljøgiftanalyser, som er relevant for å tolke resultatene i de to neste kapitlene. I tillegg er det presentert resultater av analysene fra PAH-metabolitter, ettersom disse ikke direkte går inn i tilstandsklassifiseringen, men like fullt gir viktig informasjon om miljøgiftkonsentrasjonene i referanseelvene.

### 4.5.1 Innsamling av fisk til miljøgiftanalyser

Det ble samlet inn brunørret (*Salmo trutta*, 83 stk), laks (*Salmo salar*, 38 stk) eller røye (*Salvelinus alpinus*, 2 stk) fra elvene i 2018. Totalt ble 123 fisk samlet til 27 delprøver fra til sammen 11 ulike vannforekomster. Antallet fisk i hver delprøve varierte fra 1 til 14. Opparbeiding av fiskene ble gjort på NIVA, og opparbeidingskjema med detaljer om lengde, vekt, vekt på filét og lever samt hvor mye filét og lever fra hver fisk som ble blandet til en samleprøve er gitt i Vedlegg 10.7. Informasjon om kjønn og modenhetsgrad er også gitt i dette vedlegget, samt informasjon om hvor mye galle som ble samlet fra hver fisk.

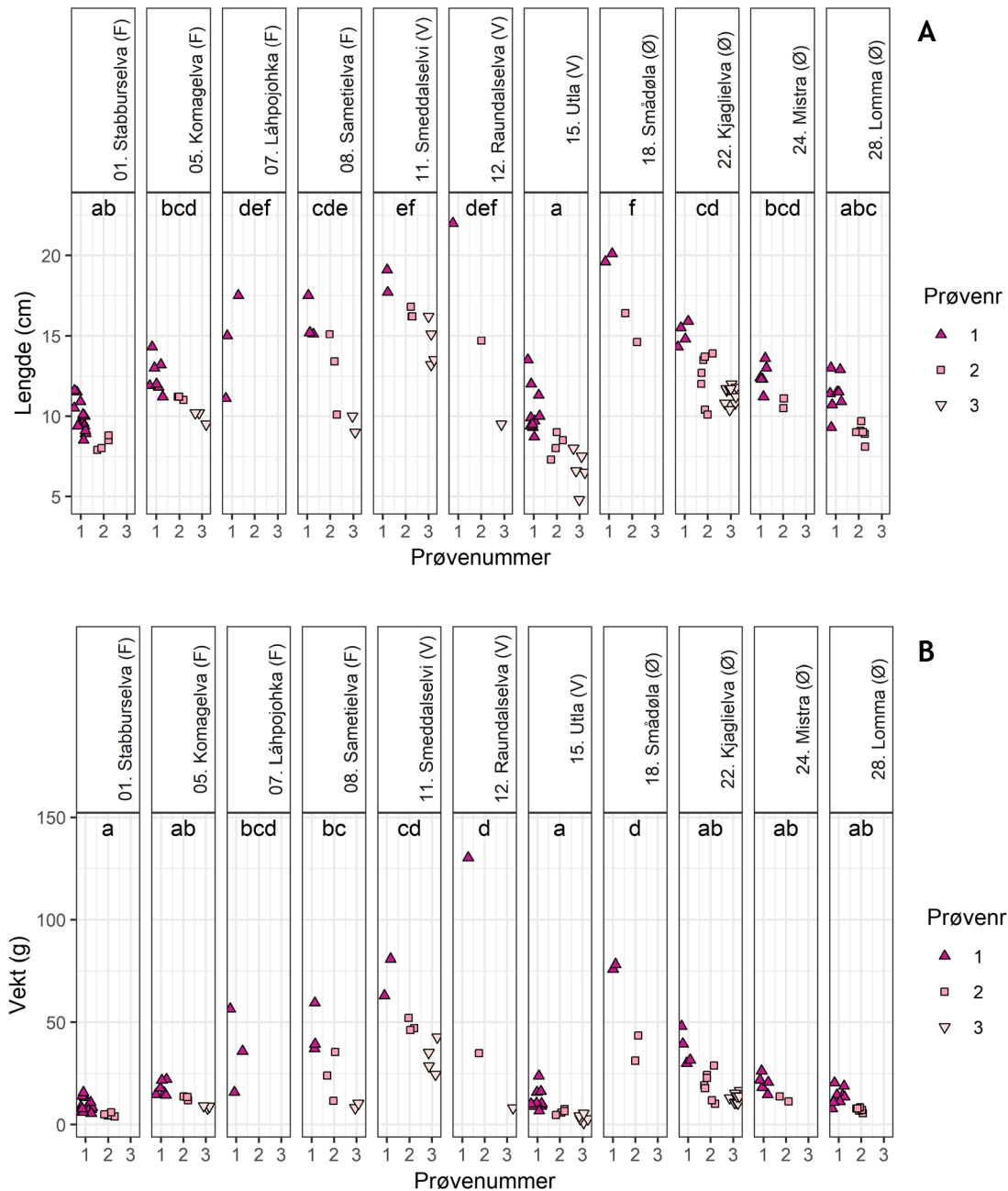
Lengde og vekt i materialet varierte mellom 4,8 - 22 cm og 0,9 - 130 g (Figur 23). Det var litt færre hunnfisk (26%) enn hannfisk (37%), og 45% av fiskene lot seg ikke kjønnsbestemme. Ved dissekering av fisken ble det gjort en visuell inspeksjon av modenhet, det vil si hvor mye gonadene er utviklet. Dette er kalt «stadium» i Vedlegg 10.7.10.6, der stadium 1 og 2 er definert som umoden, mens 3 og høyere er definert som moden. Stadium 6 vil si gyteklar. Fiskene var mindre enn i 2017, og dersom fiskene hadde blitt filetert som i fjor, ville vi ikke ha hatt nok materiale til å gjøre analyser på alt prøvematerialet. For å unngå at fiskeprøver måtte ha blitt erstattet av vannprøver (noe som gir mindre trygghet for å kunne påvise svært mange av substansene som analyseres i materialet) ble det i dialog med Miljødirektoratet besluttet å homogenisere hel fisk. I 2017 ble alle fiskene filetert, noe som medførte at om lag halvparten av det biologiske materialet gikk til spille. Det ble derfor besluttet å ta ut lever og galle fra fiskene, for deretter å homogenisere materialet før analyse. Analyse av homogenisert materiale av hel fisk er beskrevet i veilederen for uttak av biologisk materiale for Vanddirektivet (European commission 2010), og er mer representativt for EQS-verdier for bioakkumulering ( $QS_{\text{biota, sec pois}}$ ) enn EQS-verdier for spiselighet for mennesker ( $QS_{\text{biota, hh food}}$ ).



Figur 23. Oversikt over antall fisk av hver lengde (A) og vekt (B) av fiskene i materialet.

Lengde, vekt og antall fisk varierte mellom vannforekomstene (Figur 24). Det var ikke mulig å samle nok materiale til 3 blandprøver fra hver vannforekomst, som opprinnelig planlagt, så det er samlet fisk fra flere vannforekomster for å komme opp i en total på 27 blandprøver. Der det er flere blandprøver i én vannforekomst er fiskene fordelt på de ulike prøvene på en slik måte at størrelsen på fiskene innad i hver prøve er så lik som mulig. Blandprøvene fra Raundalselva skilte seg ut siden de besto av kun én fisk hver, og den største var større enn alle de andre fiskene samlet inn. I

økoregioner hvor det ikke var mulig å samle tre prøver fra samme elv, ble det benyttet fisk fra en annen elv i samme økoregion. For mer detaljer, se kapittel 8.5.

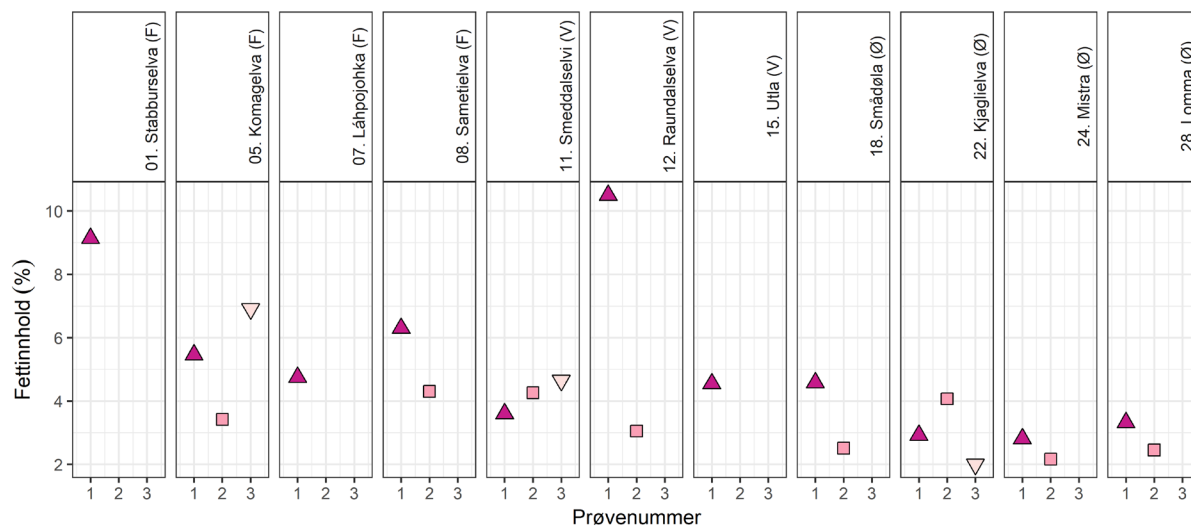


Figur 24. A) Lengde (cm) og B) vekt (g) vist for hver fisk som inngår i en blandprøvene. Antall symboler i samme farge for hver elv angir antall fisk som utgjør en blandprøve. Prøvenummer er i forhold til synkende størrelse på fisken; blandprøven med de største fiskene er prøvenummer 1 (mørke symboler) og blandprøven med de minste fiskene er prøvenummer 3 (lyse symboler). Vannforekomster som ikke inneholder samme bokstav er signifikant forskjellig fra hverandre (Tukey test, signifikansnivå = 0.05).

#### 4.5.2 Fettinnhold i filét

For fettløselige stoffer vil målte konsentrasjoner i fiskefilét avhenge av fettprosenten i filéten. Fettinnholdet i fiskeprøvene av filét er derfor målt, og disse varierte fra 2 - 11 % (Figur 25). Siden

noen av vannforekomstene kun hadde én blandprøve var det for lite materiale til å beregne fettprosenten i alle prøvene (vi prioriterte målinger av miljøgiftene), samt for lite til å regne på statistiske forskjeller. Fettinnholdet er gjerne korrelert med innholdet av fettløselige miljøgifter/stoffer, og det er derfor vanlig å normalisere slike miljøgifter til fettinnholdet. En slik normalisering er ikke foretatt i denne rapporten siden hovedhensikten har vært å klassifisere materialet i henhold til EQS-verdier, og dette gjøres på basis av våtvekt (vv).

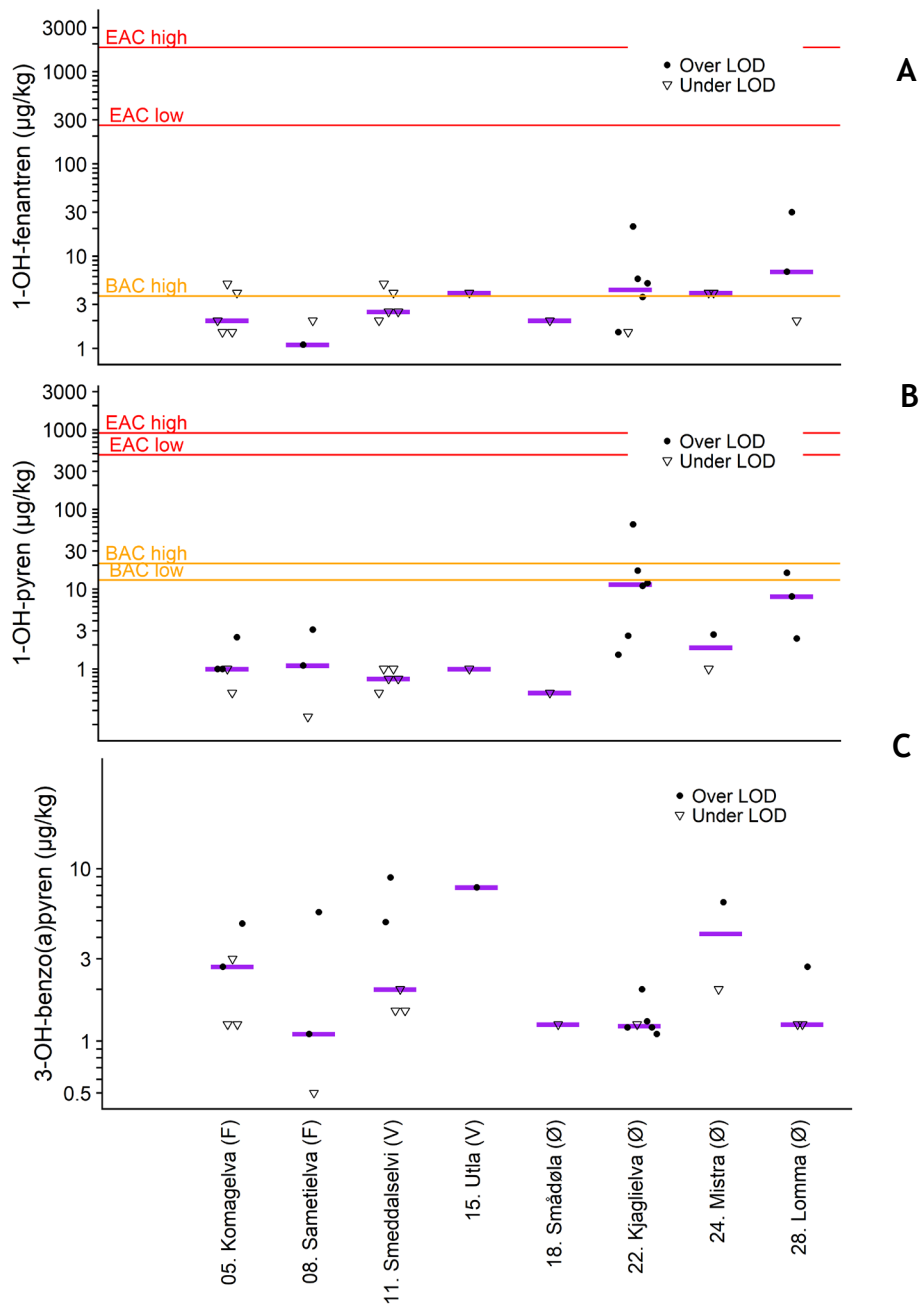


Figur 25. Fettinnhold i de ulike blandprøvene fordelt på vannforekomst. Prøvenummer er i forhold til synkende størrelse på fisken; blandprøven med de største fiskene er prøvenummer 1 (mørke symboler) og blandprøven med de minste fiskene er prøvenummer 3 (lyse symboler).

Fettinnholdet som ble målt i fiskene er høyere enn det som er målt i tidligere undersøkelser av tilsvarende små brunørret (Fjeld & Rognerud 2009). Men fettanalysene er utført av ulike analyseleverandører, og det er sannsynlig at forskjeller i fettprosent kan tilskrives ulike metodikk, for eksempel bruk av forskjellige ekstraksjonsmidler. Eurofins, som har utført analysene i denne rapporten, er akkreditert for metoden og har deltatt i ringtester med gode resultater.

#### 4.5.3 PAH-metabolitter i galle

PAH-metabolitter i galle er ikke med i tilstandsklassifiseringen, men er likevel inkludert i kartleggingen. Siden fisk metaboliserer og skiller ut PAH raskt, er analyse av PAH-konsentrasjoner i filét eller lever i utgangspunktet uegnet som indikasjon på PAH-akkumulering/-eksponering. Analyser av PAH i filét ble likevel gjort i materialet siden analysen inngikk i en analysepakke fra laboratoriet (ALS). Analysene av PAH-metabolitter er gjort på enkeltfisk, og ikke blandprøver som for resten av miljøgiftene, slik at fisk som inneholdt nok galle ble inkludert (se kapittel 10.7 vedleggstabell 11 a og b). Noen få positive analysefunn av acenaften, fenantren, fluoranten og fluoren ble gjort. Konsentrasjonene som ble målt var lave, og i størrelsesorden 1,1 - 8,3 µg/kg. I analyseprogrammet ble det derfor valgt å inkludere analyse av PAH-metabolitter også i galle. Dette for å kunne si noe om eksponering for PAH-forbindelser i tiden rett forut før prøvetaking (ca. en uke). De tre metabolittene som ble undersøkt var 1-OH-fenantren, 1-OH-pyren og 3-OH-benzo[a]pyren (Figur 26). Siden fiskene var små, var det ikke alle fiskene som hadde nok galle til at det var mulig å gjennomføre analyser. PAH-metabolitter ble derfor undersøkt i kun 8 av de 11 vannforekomstene der det ble samlet inn fisk.



Figur 26. Konsentrasjoner i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  av 1-OH-fenantren (A), 1-OH-pyren (B) og 3-OH-benzo(a)pyren (C) (alle på logaritmisk skala) i galle fra de 8 blandprøvene der det var nok galle til disse analysene i 2018. Bakgrunnskonsentrasjoner (BAC) og grenseverdier (EAC) som definert av ICES/OSPAR for marin fisk er inkludert (Hylland mfl. 2012). Det er vist to verdier for EAC, som indikerer laveste og høyeste verdi for ulike arter marin fisk. Alle verdier  $< \text{LOQ}$  er satt inn som halv verdi av LOQ, og disse verdier er markert med en trekant. LOQ varierer svært med blant annet prøvemengde av galle, og derfor vil noen målte verdier (fylte sirkler) kunne ha lavere verdi enn halv LOQ for noen prøver.

I 2018 ble totalt 26 fisker analysert for PAH-metabolitter i galle, og av disse ble det påvist 1-OH-fenantren i 8 fisk, 1-OH-pyren i 15 og 3-OH-benzo[a]pyren i 14 av fiskene. Konsentrasjonene av 1-OH-pyren og 1-OH-fenantren var lave sammenlignet med grenseverdiene (EAC) fra ICES/OSPAR (Hylland mfl. 2012). Det ble også påvist noen få fisker med konsentrasjoner over det som regnes som bakgrunnsnivå (BAC) for marin fisk. Dette var mest utpreget i Kjagielva og Lomma. For 1-OH-fenantren er deteksjonsgrensen for noen prøver høyere enn BAC, slik at det er mulig konsentrasjonen

lå over bakgrunnsnivå også i andre vannforekomster. Det ble også påvist 3-OH-benzo(a)pyren over deteksjonsgrensen i nesten halvparten av prøvene, fordelt på alle vannforekomstene utenom Smådøla. Det er mindre vanlig å påvise denne metabolitten enn de to andre vi analyserer for, og ICES/OSPAR har ikke utviklet grenseverdier for denne metabolitten. Morsubstansen (benzo(a)pyren) er mer karsinogen enn for eksempel fenantren og pyren. Det var svært små mengde galle tilgjengelig i fiskene, slik at usikkerheten knyttet til analysene vil være høyere enn sammenlignet med analyser fra fisk med >100 µL galle i galleblæren.

I elvene som ble undersøkt i 2017 var det kun én prøve der 1-OH-fenantren ble påvist, mens 1-OH-pyren ble påvist i nesten halvparten av blandprøvene. Det ble ikke gjort positive analysefunn av 3-OH-benzo[a]pyren i blandprøvene fra referanseelvene i 2017. Det var den gang heller ingen påviste konsentrasjoner over bakgrunnsnivå (BAC fra ICES/OSPAR). De høyeste konsentrasjonene av PAH i miljøet finner vi i urbane områder, og den største enkeltkilden er ufullstendige forbrenningsprosesser (naturlige og antropogene; Zhang & Tao 2009). Det er uvisst hvorfor vi ser forskjell i konsentrasjoner av PAH-metabolitter mellom 2017 og 2018, men det er mulig nærhet til urbane områder er årsaken. Det skal dog nevnes at ekspneringen må ha skjedd siste uke (antakelig siste 48 timer) før fisken ble hentet inn for at konsentrasjonene skal være målbare i fisken, så det betyr at alle fiskene med målbare verdier må ha vært eksponert innenfor samme tidsrom.

## 4.6 Vannregionspesifikke stoffer

De miljøfremmede stoffene som inkluderes i vannforskriften er delt i to grupper: Den første gruppen inkluderer miljøgifter med felles grenseverdier for EU, på tvers av landegrenser (Direktoratsgruppa 2018). Disse kalles «prioriterte stoffer», og er beskrevet i kapittel 4.7. I tillegg til disse stoffene har hvert land nasjonale grenseverdier for miljøfremmede stoffer som er relevante for sine vannregioner, men som ikke inngår i lista over prioriterte stoffer. Disse kalles «vannregionspesifikke stoffer», og er temaet i dette kapitlet.

I praksis er det ingen forskjell mellom de stoffene som betegnes prioriterte og de og de som betegnes vannregionspesifikke med tanke på virkemåte eller effekter på mennesker og biota. Det kunne således vært naturlig at begge disse gruppene var en del av klassifisering av kjemisk tilstand, og dette er noe av det som er oppe til vurdering i en pågående evaluering av vanddirektivet (jamfør artikkel 19.2 i vanddirektivet). Men foreløpig er det slik at vannregionspesifikke stoffer er støtteparametere for beregning av økologisk tilstand, mens prioriterte stoffer bestemmer kjemisk tilstand. Derfor er disse to gruppene presentert hver for seg i denne rapporten.

For både prioriterte og vannregionspesifikke stoffer er det målt noen stoffer i vann (kapittel 4.6.1 og 4.7.1) og andre i biota (fisk; kapittel 4.6.2 og 4.7.2). Det er kun ett stoff som er målt i både vann og biota i denne undersøkelsen; kvikksølv (prioritert stoff). Miljøgifter i vann er målt i alle vannforekomster, mens miljøgifter i fisk kun er målt i et utvalg vannforekomster fordelt over økoregionene.

### 4.6.1 Vannregionspesifikke stoffer i vann

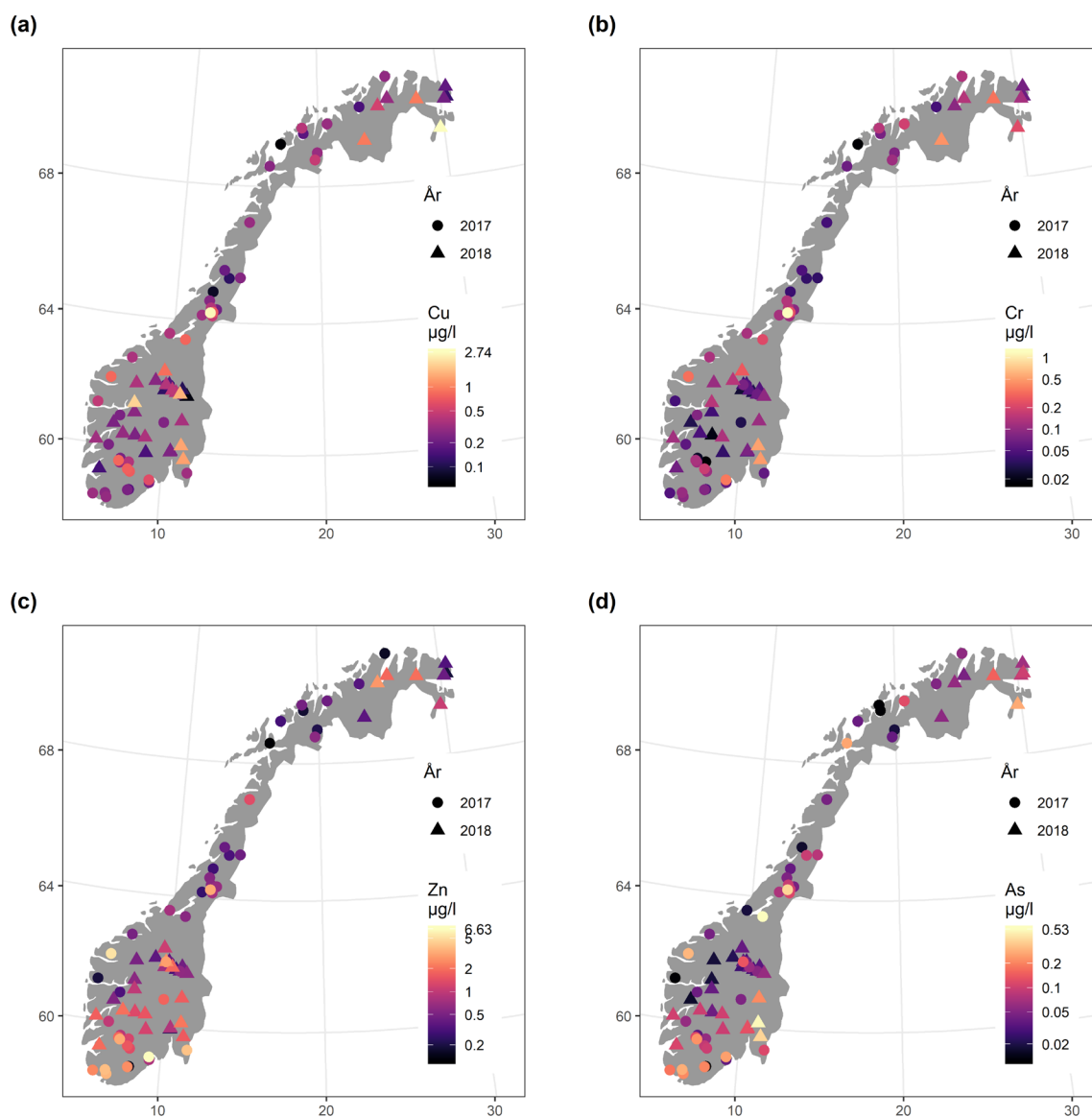
Målte konsentrasjoner av de vannregionspesifikke stoffene (kobber, sink, krom, arsen) indikerer at alle vannforekomster tilhører tilstandsklasse I eller II, som tilsvarer henholdsvis svært god (antatt bakgrunnsnivå) og god tilstand (lavere enn AA-EQS; AA = annual average = årlig gjennomsnitt) (Tabell 41). Unntaket var Vikka, som hadde arsenkonsentrasjoner marginalt høyere enn grensen til klasse III,

og dermed ikke nådde miljømålet. I februar ble det målt relativt høye konsentrasjoner av sink i tre av prøvene. Disse ble tatt av samme prøvetaker og det ble brukt isbor for å komme ned til åpent vann. Vi valgte ikke å ta hensyn til disse i klassifiseringen på grunn av mistanke om kontaminering, noe som lett kan skje når det må tas hull på is for å få tatt prøve. Ser vi på alle vannforekomster undersøkt i første toårssyklus (2017 og 2018) er det ingen åpenbare geografiske mønstre for krom og kopper, mens det kan se ut til å være noe høyere konsentrasjoner av sink og arsen på Sørlandet og Sør-Østlandet (Figur 27). Programmets tre leirelver ser også ut til å ligge jevnt over i den høyere enden av skalaen, selv om de fortsatt har relativt lave konsentrasjoner med tanke på effekter på miljøet.

**Tabell 41. Gjennomsnittskonsentrasjoner (Gj.s.) og maksimumskonsentrasjoner (Maks) av de vannregionspesifikke stoffene kobber, sink, krom og arsen.**

Grenseverdiene er satt øverst. Fargene indikerer tilstandsklassen, der blått er Kl I (bakgrunn), grønt er Kl II (god), gult er Kl III (moderat). Verdiene er basert på vannprøver tatt hver tredje måned, totalt fire prøver.

Rapportnavn	Kobber (µg/l)		Sink (µg/l)		Krom (µg/l)		Arsen (µg/l)	
	Gj.s.	Maks	Gj.s.	Maks	Gj.s.	Maks	Gj.s.	Maks
<b>Grenseverdier</b>	<b>7,8</b>	<b>7,8</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>3,4</b>	<b>3,4</b>	<b>0,5</b>	<b>8,5</b>
01. Stabburselva (F)	0,54	1,29	2,80	7,7	0,093	0,110	0,06	0,07
02. Børselva (F)	0,30	0,99	1,88	4,9	0,142	0,200	0,05	0,07
03. Måskejohka (F)	0,97	1,91	2,01	5,8	0,348	1,220	0,15	0,21
04. Skallelva (F)	0,21	0,37	0,43	0,79	0,122	0,150	0,09	0,15
05. Komagelva (F)	0,13	0,21	0,19	0,38	0,067	0,077	0,10	0,21
06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	0,19	0,2	0,34	0,52	0,074	0,088	0,07	0,09
07. Låhpojohka (F)	0,96	3,41	0,38	0,48	0,458	1,050	0,06	0,10
08. Sametielva (F)	2,74	4,78	1,09	2,8	0,226	0,420	0,27	0,49
09. Driva (M)	0,87	1,99	1,11	3,2	0,273	0,770	0,04	0,08
10. Bjoreio (V)	0,30	0,5	2,03	5,2	0,047	0,099	0,10	0,21
11. Smeddalselvi (V)	0,28	0,37	0,99	1,5	0,043	0,081	0,04	0,08
12. Raundalselva (V)	0,24	0,39	0,54	0,69	0,031	0,057	0,02	0,03
13. Femangerelva (V)	0,33	0,39	1,74	2,2	0,118	0,160	0,10	0,14
14. Husstølåna (V)	0,14	0,23	1,95	2,6	0,071	0,110	0,11	0,18
15. Utna (V)	1,94	2,97	0,60	1,1	0,145	0,230	0,02	0,04
16. Digeråe (S)	0,15	0,16	1,22	1,8	0,038	0,052	0,10	0,11
17. Numedalslågen (Ø)	0,24	0,45	1,34	1,8	0,020	0,033	0,04	0,05
18. Smådøla (Ø)	0,38	0,59	1,55	3,1	0,131	0,180	0,10	0,14
19. Tegninga (Ø)	0,11	0,2	0,47	1,3	0,052	0,083	0,04	0,08
20. Store Ula (Ø)	0,12	0,27	0,75	1,6	0,026	0,053	0,03	0,04
21. Otta (Ø)	0,38	0,54	0,51	0,72	0,107	0,170	0,02	0,04
22. Kjaglielva (Ø)	0,25	0,34	0,24	0,53	0,051	0,094	0,12	0,16
23. Kjørstadelva (Ø)	0,27	0,37	2,98	6,4	0,262	0,310	0,24	0,27
24. Mistra (Ø)	0,07	0,13	0,62	1,4	0,097	0,130	0,06	0,08
25. Lera (Ø)	0,36	0,65	1,70	3,1	0,109	0,150	0,22	0,25
26. Setninga (Ø)	0,41	1,17	0,28875	0,67	0,032	0,053	0,03	0,04
27. Jora (Ø)	0,27	0,47	0,39	1	0,148	0,420	0,02	0,05
28. Lomma (Ø)	0,23	0,29	0,86	1,6	0,079	0,120	0,13	0,19
29. Vikka (Ø)	1,34	1,99	2,15	3,5	0,530	0,840	0,52	0,70
30. Lundsåa (Ø)	1,31	2,12	1,67	3,4	0,498	0,900	0,39	0,73
31. Døråe (Ø)	0,40	1,48	2,64	8,5	0,041	0,081	0,04	0,05
32. Atna03 (Ø)	0,17	0,23	0,37	0,49	0,044	0,057	0,03	0,05
33. Atna04 (Ø)	0,44	1,59	1,88	6,6	0,055	0,071	0,04	0,05
34. Atna11 (Ø)	1,48	6,87	0,43	0,94	0,061	0,110	0,03	0,07



Figur 27. Gjennomsnittskonsentrasjoner ( $\mu\text{g/l}$ ) av vannregionspesifikke stoffer (Cu = kobber, Cr = krom, Zn = sink og As = arsen) målt i vann fra alle vannforekomstene undersøkt i første toårssyklus (2017 og 2018). Vannforekomstene undersøkt i 2018 er vist som trekanter, mens vannforekomstene fra 2017 er vist som sirkler. Lys farge indikerer høye konsentrasjoner.

#### 4.6.2 Vannregionspesifikke stoffer i biota

Utvalgte vannregionspesifikke stoffer ble målt i fisk fra 11 av vannforekomstene (Tabell 42) og sammenliknet med grenseverdiene i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). I Låhpojohka var det for lite materiale til å få analysert alle stoffene, så TCEP og Trifenylytin ble ikke målt her. Det var kun ett stoff som ble målt i konsentrasjoner over grenseverdien (for vannforekomster med flere blandprøver er det benyttet den blandprøven som har høyest konsentrasjon), og det var PCB7. Denne ble registrert over grenseverdien i 10 av de 11 undersøkte vannforekomstene i 2018, mot kun 2 av 10 vannforekomster i 2017 (Moe mfl. 2018). Låhpojohka var dermed den eneste vannforekomsten som kom under grenseverdiene og slik oppnådde miljømålet. Resultatene for utvalgte stoffer er beskrevet i mer detalj under tabellen.

**Tabell 42. Tilstandsklassifisering og konsentrasjoner ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) av vannregionspesifikke stoffer i blandprøver av fisk fra utvalgte vannforekomster i 2018**

Der det var flere blandprøver fra en vannforekomst ble blandprøven med høyest konsentrasjon av vannregionspesifikke stoffer brukt for å vurdere tilstanden, og denne verdien er angitt i tabellen. For forkortelser av miljøgifter henvises til Vedleggstabell 8 i kapittel 10.6. Grønne celler = konsentrasjonen er under grenseverdien; røde celler = konsentrasjonen overskrider grenseverdien (grenseverdier hentet fra Veileder 02:2018); nd = komponentgrupper der flere forbindelser inngår og ingen av forbindelsene ble påvist; NA = for lite materiale for å gjennomføre analyser.

Vannforekomst	04 Mellomkjedete klorparafiner	05 PFOA	07 TCEP	11 Trifenylin	12 PCB7	15 Benzo(a) antracen	Økologisk tilstand
Grenseverdier ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	170	91,3	7304	152	0,6	304	
01. Stabburselva (F)	9.7	1.4	nd	<0.74 <sup>1</sup>	0.8	<1	Over EQS
05. Komagelva (F)	nd	9.0	nd	<0.79	1.1	<1	Over EQS
07. Láhpojohka (F)	nd	<0.4	NA	NA	0.2	<1	Under EQS
08. Sametielva (F)	nd	0.4	nd	<0.79	3.1	<1	Over EQS
11. Smeddalselvi (V)	3.3	<0.4	nd	<0.81	3.0	<1	Over EQS
12. Raundalselva (V)	nd	<0.4	nd	<0.82	4.0	<1	Over EQS
15. Utle (V)	4.8	0.7	nd	<0.80	7.2	<1	Over EQS
18. Smådøla (Ø)	2.7	<0.4	nd	<0.80	1.2	<1	Over EQS
22. Kjaglielva (Ø)	13	<0.4	nd	<0.83	3.0	<1	Over EQS
24. Mistra (Ø)	nd	0.5	nd	<0.84	0.9	<1	Over EQS
28. Lomma (Ø)	3.8	0.5	nd	<0.86	2.3	<1	Over EQS

<sup>1</sup> Varierende deteksjonsgrenser skyldes blant annet varierende mengde materiale og forurensninger av materialet.

### PCB7

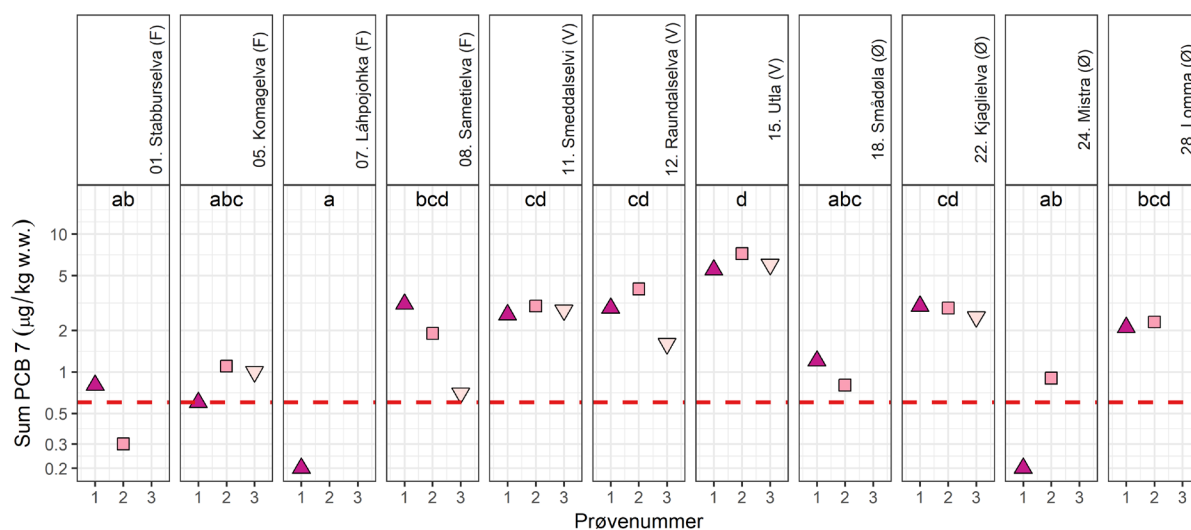
Alle vannforekomstene utenom Láhpojohka overskred grenseverdien på 0,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  for PCB7 (Veileder 02:2018), og oppnådde dermed ikke miljømålet. I vannforekomstene som ble undersøkt i 2017 var det bare 2 av 10 vannforekomster som overskred grenseverdien for PCB. I 2017 var grenseverdien på 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Miljødirektoratet 2016), mens grenseverdien nå er på 0,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Veileder 02:2018). To av vannforekomstene i årets undersøkelse ville endt opp i god tilstand dersom grenseverdien på 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  hadde blitt brukt. Økologisk tilstand i 2017 ville ikke blitt endret for noen vannforekomster dersom Veileder 2:2018 hadde blitt lagt til grunn for tilstandsklassifiseringen.

PCB (polyklorerte bifenyl) er en samlegruppe av syntetiske industrikjemikalier og består av 209 ulike kongenerer av klorforbindelser. PCB7 er en betegnelse for de 7 vanligste kongenerene (PCB IUPAC nr 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) og er de vanligste kongenerene som analyseres i miljøet. PCB er fettløselige stoffer og lagres derfor i fettvev i organismer. Evnen til bioakkumulering (på grunn av fettløselighet) sammen med en lang nedbrytningstid gjør at konsentrasjonen av PCB hopper opp i organismer oppover i næringskjeden (biomagnifisering). PCB transporteres gjennom vann og luft, og kommer inn i organismer gjennom ånding, næringsopptak og potensielt ved berøring. På grunn av sin giftighet er PCB regnet blant verdens farligste miljøgifter, og utslipp av dette stoffet har vært forbudt



i Norge siden 1980. Siden den gang er også stadig flere PCB-holdige produkter blitt faset ut. PCB har god isolasjonsevne, lang holdbarhet, lav brennbarhet og god kjøleevne, og har derfor vært brukt i en rekke applikasjoner de siste 100 årene, særlig på 60- og 70-tallet. De viktigste kildene til PCB er elektrisk utstyr, transformatorer, bygningsmaterialer, glasslim, fugemasse og maling. I dag er det hovedsakelig rester av gamle produkter som er kilden til PCB, og vi finner ofte forhøyede konsentrasjoner ved rehabilitering og/eller riving av gammel bygningsmasse. Urbane og industrielle områder er derfor ekstra utsatt for høye PCB-konsentrasjoner. Generelt er PCB-nivåene i miljøet på vei ned, men gamle produkter både i Norge og internasjonalt (PCB kan transporteres med luft- og havstrømmer) gir forhøyede nivåer i norske økosystemer. I referansevassdragene fant vi de høyeste snittkonsentrasjonene i vannforekomstene på Vestlandet (Smeddalselvi, Raudalselva og Utlea). En mulig årsak til dette kan være nærhet til industri, men det er vanskelig å si basert på så få målinger som her. Vi anbefaler at dette undersøkes nærmere.

I en undersøkelse av PCB7 i flere innsjøer spredt over hele landet (Jartun mfl. 2018), varierte verdiene fra 0,43 til 200 µg/kg, og det var kun ett vann der fiskeprøvene inneholdt lavere konsentrasjoner av sumPCB7 enn grenseverdien. Fiskene i det materialet var en blanding av flere fiskearter, men brunørret var den vanligste arten. Størrelsen på fiskene var større (155 - 1070 g) enn i referanseelver. Mediankonsentrasjonen i materialet som ble undersøkt av Jartun mfl. (2018) var på 4,1 µg/kg, mens mediankonsentrasjon i referanseelvene var 2,1 µg/kg.



Figur 28. SumPCB7 i de ulike blandprøvene (hel fisk) i de ulike vannforekomstene. Prøvenummer er i forhold til synkende størrelse på fisken; blandprøven med de største fiskene er prøvenummer 1 (mørke triangler) og blandprøven med de minste fiskene er prøvenummer 3 (lyse trekanter). Vannforekomster som ikke inneholder samme bokstav er signifikant forskjellig fra hverandre (Tukey test, signifikansnivå = 0.05). EQS-verdien er vist med stiplethorisonlinje. Merk at skalaen er logaritmisk.

### Mellomkjedete klorparafiner (MCCP)

I 2018 var konsentrasjonene av MCCP lave, og i 5 av vannforekomstene ble stoffene ikke påvist. I de resterende 6 vannforekomstene ble det påvist opp til 13 µg/kg (Kjøgljelva), som er lavere enn alle maks-konsentrasjoner målt i 2017 (varierte fra 16 - 260 µg/kg). MCCP og SCCP analyseres som en sum av mange ulike forbindelser av ulik kjedelengde og med mange ulike isomere, og analysene er utfordrende. Det brukes et fåtall av standarder for analysene, og det vil sannsynligvis være ulike løsninger på hvordan de ulike laboratoriene løser utfordringene knyttet til analysene. Dette er en kjent problemstilling, og resultatene knyttet til MCCP (og SCCP) bør følges opp i form av en eventuell

sammenligning av ulike laboratorier eller en nærmere gjennomgang av forskjeller i analysemetoder. Dette for å se om dette skyldes analytiske utfordringer eller om det er årsaker i nedbørfeltet/langtransporterte luftforurensninger.

## 4.7 Prioriterte stoffer

I dette kapitlet er de prioriterte stoffene beskrevet, mens de vannregionspesifikke stoffene ble beskrevet i kapittel 4.6. For forskjellen mellom disse gruppene, se innledningen under kapittel 4.6.

### 4.7.1 Prioriterte stoffer i vann

Resultatene for de prioriterte stoffene i vann (kadmium, bly, nikkel og kvikksølv) indikerer alle sammen tilstandsklasse I eller II (under EQS), unntatt Sametielva, hvor årsmiddelverdien for nikkel tilsa tilstandsklasse III (Tabell 43). Prøvepunktet i Sametielva ligger ca. en mil vest for Nikel og er trolig noe påvirket av lufttransport fra smelteverk i Russland.

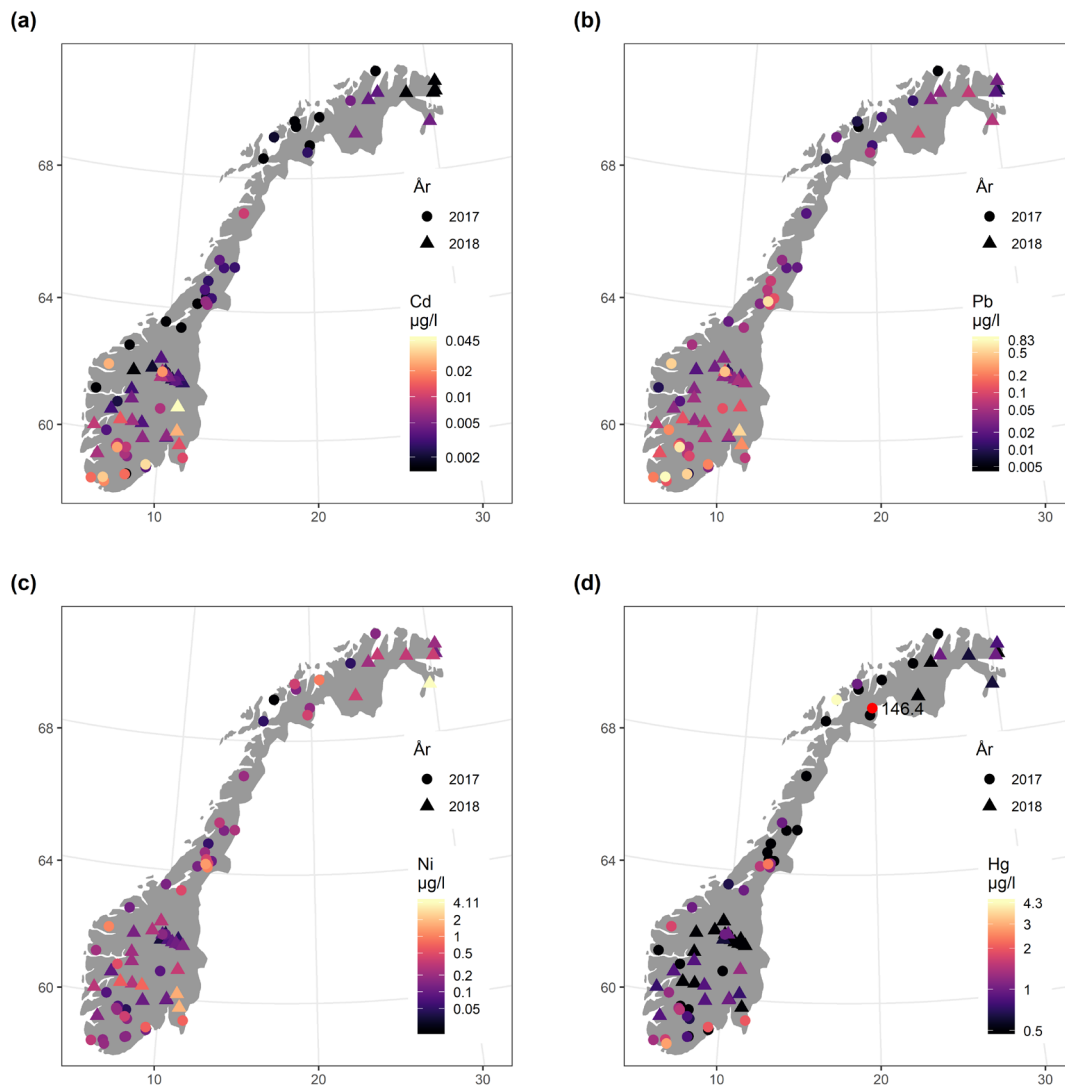
**Tabell 43. Gjennomsnittskonsentrasjoner (Gj.s.) og maksimumskonsentrasjoner (Maks) av de prioriterte stoffene kadmium, nikkel, bly og kvikksølv.**

Grenseverdiene er satt øverst. Fargene indikerer tilstandsklassen, der blått er Kl I (bakgrunn), grønt er Kl II (god) og gult er Kl III (moderat). Verdiene er basert på vannprøver tatt hver tredje måned, totalt fire prøver.

Rapportnavn	Kadmium (µg/l)		Nikkel (µg/l)		Bly (µg/l)		Kvikksølv (ng/l)	
	Gj.s.	Maks	Gj.s.	Maks	Gj.s.	Maks	Gj.s.	Maks
<b>Grenseverdier</b>	<b>0,08<sup>1</sup></b>	<b>0,45<sup>1</sup></b>	<b>4<sup>2</sup></b>	<b>34</b>	<b>1,2<sup>2</sup></b>	<b>14</b>	<b>47</b>	<b>70</b>
01. Stabburselva (F)	0,0042	0,005	0,22	0,26	0,036	0,057	0,5	0,5
02. Børselva (F)	0,0040	0,008	0,35	0,50	0,040	0,144	1,0	2,0
03. Måskejohka (F)	0,0015	0,002	0,33	0,90	0,074	0,297	0,6	1,0
04. Skallelva (F)	0,0015	0,002	0,36	0,61	0,019	0,036	1,0	2,0
05. Komagelva (F)	0,0015	0,002	0,12	0,14	0,009	0,032	0,5	0,5
06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	0,0015	0,002	0,20	0,31	0,028	0,048	0,8	1,0
07. Láhpojohka (F)	0,0052	0,020	0,39	1,04	0,095	0,391	0,5	0,5
08. Sametielva (F)	0,0046	0,011	4,11	6,20	0,062	0,166	0,6	1,0
09. Driva (M)	0,0036	0,012	0,30	0,73	0,036	0,118	0,5	0,5
10. Bjoreio (V)	0,0135	0,041	0,65	1,50	0,119	0,382	0,5	0,5
11. Smeddalselvi (V)	0,0049	0,010	0,22	0,26	0,048	0,131	0,9	2,0
12. Raundalselva (V)	0,0031	0,005	0,10	0,13	0,038	0,09	0,9	2,0
13. Femangerelva (V)	0,0090	0,010	0,30	0,36	0,068	0,104	0,8	1,0
14. Husstølåna (V)	0,0074	0,011	0,15	0,22	0,123	0,163	0,9	2,0
15. Utla (V)	0,0031	0,004	0,22	0,31	0,035	0,06	0,5	0,5
16. Digeråe (S)	0,0060	0,010	0,11	0,14	0,059	0,078	0,9	2,0
17. Numedalslågen (Ø)	0,0070	0,010	0,27	0,28	0,042	0,062	0,5	0,5
18. Smådøla (Ø)	0,0035	0,006	0,74	1,16	0,064	0,182	0,9	2,0
19. Tegninga (Ø)	0,0035	0,007	0,05	0,06	0,024	0,088	0,5	0,5
20. Store Ula (Ø)	0,0079	0,016	0,04	0,08	0,039	0,12	0,6	1,0
21. Otta (Ø)	0,0015	0,002	0,13	0,19	0,018	0,027	0,5	0,5
22. Kjaglielva (Ø)	0,0031	0,005	0,09	0,13	0,015	0,034	1,0	2,0
23. Kjørstadelva (Ø)	0,0087	0,013	0,33	0,38	0,102	0,246	0,6	1,0
24. Mistra (Ø)	0,0027	0,006	0,14	0,20	0,055	0,091	0,5	0,5
25. Lera (Ø)	0,0459	0,144	0,35	0,46	0,117	0,229	1,3	3,0
26. Setninga (Ø)	0,0023	0,004	0,10	0,21	0,038	0,105	0,5	0,5
27. Jora (Ø)	0,0020	0,004	0,27	0,37	0,027	0,099	0,5	0,5
28. Lomma (Ø)	0,0060	0,009	0,11	0,16	0,049	0,087	0,9	2,0
29. Vikka (Ø)	0,0265	0,039	1,65	2,43	0,549	0,887	0,8	1,0
30. Lundsåa (Ø)	0,0121	0,017	1,78	2,76	0,246	0,443	0,5	0,5
31. Døråe (Ø)	0,0068	0,009	0,08	0,24	0,104	0,398	0,5	0,5
32. Atna03 (Ø)	0,0025	0,005	0,04	0,06	0,009	0,015	1,0	2,0
33. Atna04 (Ø)	0,0051	0,008	0,07	0,10	0,030	0,054	0,5	0,5
34. Atna11 (Ø)	0,0035	0,004	0,12	0,26	0,054	0,22	0,5	0,5

<sup>1</sup> Avhengig av vannets hardhet; <sup>2</sup> Biotilgjengelig konsentrasjon

For kadmium og bly var det en klar nord-sør gradient, med høyere konsentrasjoner i Sør-Norge (Figur 29). Dette mønsteret er også kjent fra andre undersøkelser (Skjelkvåle mfl. 2006, Steinnes mfl. 1997, 2016) og har blitt forklart med langtransportert (luftbåren) forurensning av nedbørfelt i sør, samt effekter av pH og humus på stoffenes mobilitet. Dette innebærer at konsentrasjonene av disse stoffene i sør er forhøyet som følge av menneskeskapt forurensning, sammenlignet med det som antas å være naturlig bakgrunnsnivå. For disse to stoffene er det også langt flere vannforekomster som havner i god sammenliknet med svært god tilstand, noe som bekrefter dette. For de andre metallene (kvikksølv og nikkel) var trolig lokale forhold, spesielt geologiske, bestemmende for konsentrasjonene i de enkelte vannforekomstene. Et eksempel på dette er de tre leirvassdragene i undersøkelsen (Leiråa fra 2017 og Vikka og Lundsåa fra 2018). Her ble det målt generelt høyere konsentrasjoner av metaller, noe som trolig skyldes at metallene bindes til leirpartiklene. Dette gir høyere konsentrasjoner, ettersom prøvene ikke er filtrert før analysen, og undersøkelser av filtrerte versus ufiltrerte prøver har vist at høy vannføring, leirpartikler og generelt høy turbiditet/høyt partikkelinnhold gir høyere konsentrasjoner av metaller i ufiltrerte prøver (Garmo 2018).



Figur 29. Gjennomsnittskonsentrasjoner ( $\mu\text{g/l}$ ) av prioriterte stoffer (Cd = kadmium, Ni = nikkel, Pb = bly og Hg = kvikksølv) i vann fra alle vannforekomstene undersøkt i førte toårssyklus (2017 og 2018). Vannforekomstene undersøkt i 2018 er vist som trekanter, mens vannforekomstene fra 2017 er vist som sirkler. Lys farge indikerer høy konsentrasjon.

#### 4.7.2 Prioriterte stoffer i biota

Prioriterte stoffer ble målt i fisk fra 11 av vannforekomstene (Tabell 44) og sammenliknet med grenseverdiene i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). Der det var flere blandprøver fra samme vannforekomst er det benyttet den blandprøven som hadde høyest konsentrasjoner. Som i 2017 var både polybromerte difenyletere (sum BDE6) og kvikksølv over grenseverdien i alle vannforekomstene. Utover dette ble det observert PFOS over grenseverdiene i de to Østlandselvene Kjaglielva og Lomma. Dette ble ikke observert for noen av vannforekomstene i 2017 (Moe mfl. 2018). Resultatene for utvalgte stoffer er beskrevet i mer detalj under tabellen.

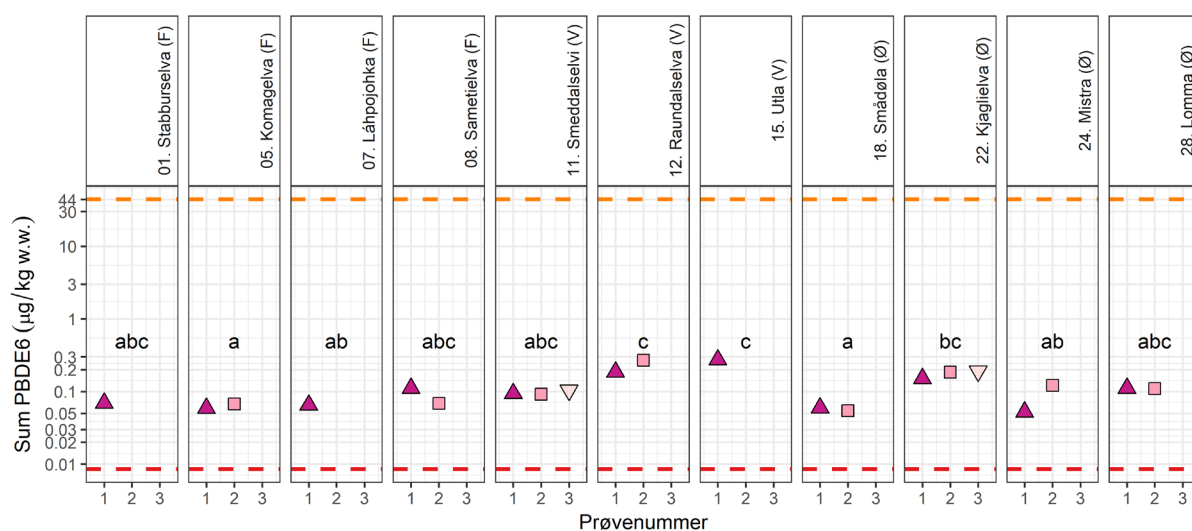
**Tabell 44. Tilstandsklassifisering og konsentrasjoner (µg/kg) av prioriterte stoffer i blandprøver av fisk fra ulike vannforekomster i 2018**

Der det var flere blandprøver fra en vannforekomst ble blandprøven med høyest konsentrasjon av vannregionspesifikke stoffer brukt for å vurdere tilstanden. For forkortelser av miljøgifter henvises til Vedleggstabell 8 (Error! Reference source not found.). Blå celler = konsentrasjonen er under grenseverdien; røde celler = konsentrasjonen overskrider grenseverdien; hvite celler = LOQ var for høy til å avgjøre om konsentrasjonen overskred grenseverdiene (grenseverdier hentet fra Veileder 02:2018). nd = komponentgrupper der flere forbindelser inngår og ingen av forbindelsene ble påvist. NA = for lite materiale for å gjennomføre analyser. For kjemisk tilstand er G = God og IG = Ikke god.

Vannforekomst	01 Antracen	02 Polybromerte difenyletere (sum BDE6)	03 Kortkjedete klorparafiner	04 DEHP	05 Endosulfan	06 Fluoranten	07 Heksaklorbenzen	08 Heksaklorbutadien	09 Heksaklorsyklusheksan	10 Kvikksølv	11 Nattalen	12 Nonylfenol (4-nonylfenol)	13 Oktylfenol	14 Pentaklorbenzen	15 Pentaklorfenol	16 Benzo(a)pyren	17 Tributyltinnforbindelser	18 Triklorbenzener	19 Dicofol	20 PFOS og dets derivater	21 Dioksin og dioksinlignende forbindelser	22 Heksabromsyklododekan (HBCDD)	23 Heptaklor og heptaklorepoksid	99 DDT totalt	Kjemisk tilstand
Grenseverdier (µg/kg)	2400	0.00085	6000	2900	370	30	10	55	61	20	2400	3000	0.004	50	180	5	150	490	33	9.1	0.0065	167	0.0067	609	
01. Stabburselva (F)	<1	0.055	6.7	<50	<1	1.1	<1	<1	<0.2	40	<5	nd	<1	<0.2	<100	<1	<0.74	nd	<10	1.1	0.0000056	0.049	nd	0.48	IG
05. Komagelva (F)	<1	0.060	5.3	<50	<1	<1	<1	<1	<0.2	43	<5	nd	<1	<0.2	<100	<7	<0.79	nd	<10	1.8	0.0000066	0.0082	nd	0.39	IG
07. Låhpojohka (F)	<1	0.051	nd	<50	<1	<1	<1	<1	<0.2	35	<5	nd	<1	<0.2	<100	<1	NA	nd	<10000	0.95	0.0000030	0.040	nd	0.29	IG
08. Sametielva (F)	<1	0.10	3.7	<50	<1	1.1	<1	<1	<0.2	50	<5	nd	<2	<0.2	<100	<1	<0.79	nd	NA	1.9	0.00027	0.025	nd	0.53	IG
11. Smeddalselvi (V)	<1	0.090	2.7	<50	<1	<1	<1	<1	<0.2	36	<5	nd	<1	<0.2	<100	<1	<0.81	nd	<10	0.92	0.00019	0.027	nd	1.3	IG
12. Raundalselva (V)	<1	0.27	3.0	<50	<1	<1	<1	<1	<0.2	36	<5	nd	<1	<0.2	<100	<1	<0.82	nd	<0.01	6.3	0.00014	0.082	nd	2.8	IG
15. Utlå (V)	<1	0.27	7.9	<50	<1	<1	1.1	<1	<0.2	32	<5	nd	<1	<0.2	<100	<1	<0.8	nd	<10	0.74	0.00030	0.10	nd	5.6	IG
18. Smådøla (Ø)	<1	0.053	3.6	<50	<1	<1	<1	<1	<0.2	82	<5	nd	<1	<0.2	<100	<1	<0.8	nd	<10	1.3	0.00011	0.025	nd	0.58	IG
22. Kjagtielva (Ø)	<1	0.19	7.2	<50	<1	<1	<1	<1	<0.2	31	<5	nd	<1	<0.2	<100	<4	<0.83	nd	<10	60	0.00030	0.032	nd	2.0	IG
24. Mistra (Ø)	<1	0.12	4.5	<50	<1	<1	<1	<1	<0.2	54	<5	nd	<1	<0.2	<100	<6	<0.84	nd	<10	2.8	0.0000017	0.0081	nd	0.37	IG
28. Lomma (Ø)	<1	0.11	4.3	<50	<1	<1	<1	<1	<0.2	34	<5	nd	<1	<0.2	<100	<3	<0.86	nd	<10	21	0.00024	0.022	nd	1.2	IG

### Polybromerte difenyletere (sumBDE6)

Konsentrasjonen av PBDE i blandprøver av fisk, målt som summen av de seks kongenerene som danner grunnlaget for grenseverdien (BDE 28, 47, 99, 100, 153 og 154), er vist i Figur 30. Alle målte konsentrasjoner overskred gjeldende grenseverdi. Konsentrasjonene var allikevel relativt sett lave, og er på linje med det som finnes i ørret fra de relativt upåvirkede innsjøene Femunden og Eikedalsvannet, der gjennomsnittskonsentrasjoner for sumBDE6 var på henholdsvis 0,49 og 0,18 µg/kg.

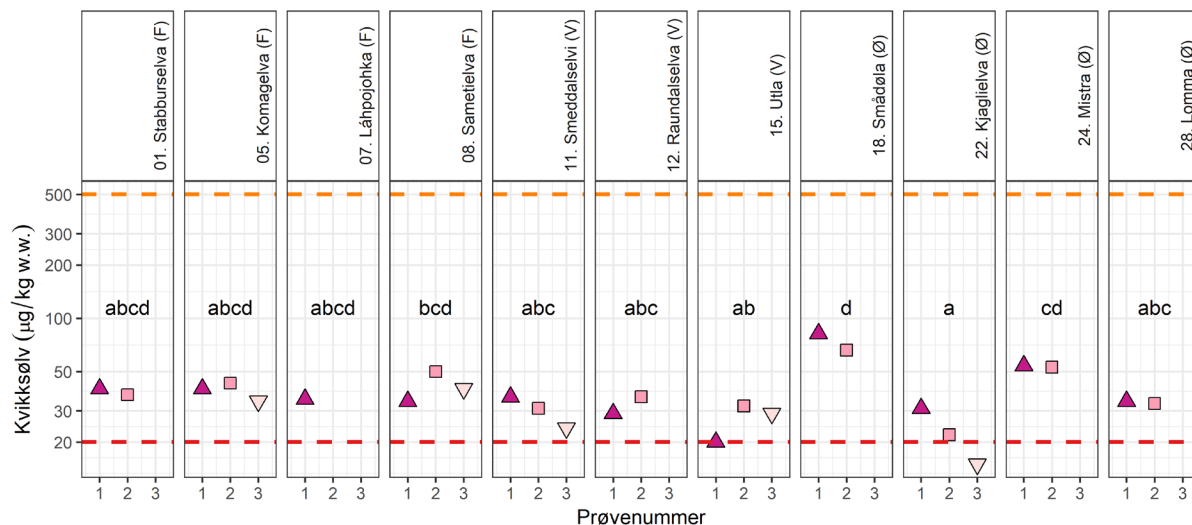


Figur 30. SumBDE6 i de ulike blandprøvene (hel fisk) fordelt på vannforekomst. Grenselinjen  $QS_{biota, sec\ pois}$  er vist med stiplede orange linje (øverst), mens omsetningsgrensen ( $QS_{biota, hh\ food}$ ) er vist som stiplede rød linje (nederst). Prøvenummer er i forhold til synkende størrelse på fisken; blandprøven med de største fiskene er prøvenummer 1 (mørke symboler) og blandprøven med de minste fiskene er prøvenummer 3 (lyse symboler). Vannforekomster som ikke inneholder samme bokstav er signifikant forskjellig fra hverandre (Tukey test, signifikansnivå = 0.05). Merk at skalaen er logaritmisk.

PBDE er definert som en allestedsnærværende miljøgift (kapittel 1.3.4 vedlegg 5 i vannforskriften), og i likhet med kvikksølv (se under) overskrider de aller fleste fiskeprøver grenseverdiene. For PBDE er den laveste QS-verdien  $QS_{biota, hh\ food}$ , og er basert på humant inntak av mat (0,0085 µg/kg) (European Commission 2014). Den andre aktuelle QS-verdien er  $QS_{biota, sec\ pois}$  (44 µg/kg) (European Commission 2014), som er basert på forgiftning av topp-predatorer. Ingen av prøvene fra referanseelvene overskred  $QS_{biota, sec\ pois}$ , som er markert med rød stiplede linje øverst i Figur 30.

### Kvikksølv (Hg)

Kvikksølv er et naturlig element i jordkorpen, men kan også bli frigjort til miljøet ved industrielle prosesser. Kvikksølv er gjenstand for langtransport og atmosfærisk deponisjon, og ender derfor i miljøet på andre steder enn der det ble sluppet ut. EU har gitt grenseverdien (EQS) 20 µg/kg i biota. Alle analyseresultatene utenom én prøve i Kjagielva var over denne grensen, og konsentrasjonene i hel fisk varierte mellom 15-83 µg/kg (Figur 31). I vannforekomstene som ble undersøkt i 2017 var konsentrasjonen i en av elvene opptil 283 µg/kg, og 8 av vannforekomstene lå over 100 µg/kg (Moe mfl. 2018). Det er vist at det er en positiv korrelasjon mellom TOC i vann og kvikksølvkonsentrasjoner i fisk (Braaten mfl. 2017), men kvikksølvkonsentrasjonen i Smådøla, som var den vannforekomsten med høyest innhold av kvikksølv i 2018, var høyere enn man skulle anta basert på TOC hvis vi sammenligner med de andre vannforekomstene i 2018-materialet.



Figur 31. Kvikkølv i de ulike blandprøvene (hel fisk) fordelt på vannforekomst.  $QS_{biota, sec\ pois}$  er vist med stiptet rød linje (nederst), mens omsetningsgrensen ( $QS_{biota, hh\ food}$ ) er vist som stiptet oransje linje (øverst). Prøvenummer er i forhold til synkende størrelse på fisken; blandprøven med de største fiskene er prøvenummer 1 (mørke symboler) og blandprøven med de minste fiskene er prøvenummer 3 (lyse symboler). Vannforekomster som ikke inneholder samme bokstav er signifikant forskjellig fra hverandre (Tukey test, signifikansnivå = 0.05). Merk at skalaen er logaritmisk.

I likhet med PBDE er kvikkølv definert som en allestedsnærværende miljøgift, og påvises over grenseverdien i de aller fleste fiskeprøver i Norge (Braaten mfl. 2017). For kvikkølv er EQS-verdien basert på forgiftning av topp-predatorer  $QS_{biota, sec\ pois}$  (20 µg/kg). En nyere gjennomgang av undersøkelser gjort etter 2001, da EQS-verdien ble fastsatt, viser at det kan være grunnlag for å senke  $QS_{biota, sec\ pois}$  ytterligere, til 2,5 µg/kg (WCA environment limited 2014), siden de nyere studiene viser at spesielt fugler er utsatt for sekundærforgiftning. Den andre aktuelle QS-verdien er  $QS_{biota, hh\ food}$  (500 µg/kg), og ingen av fiskene fra referanseelvene overskred denne.

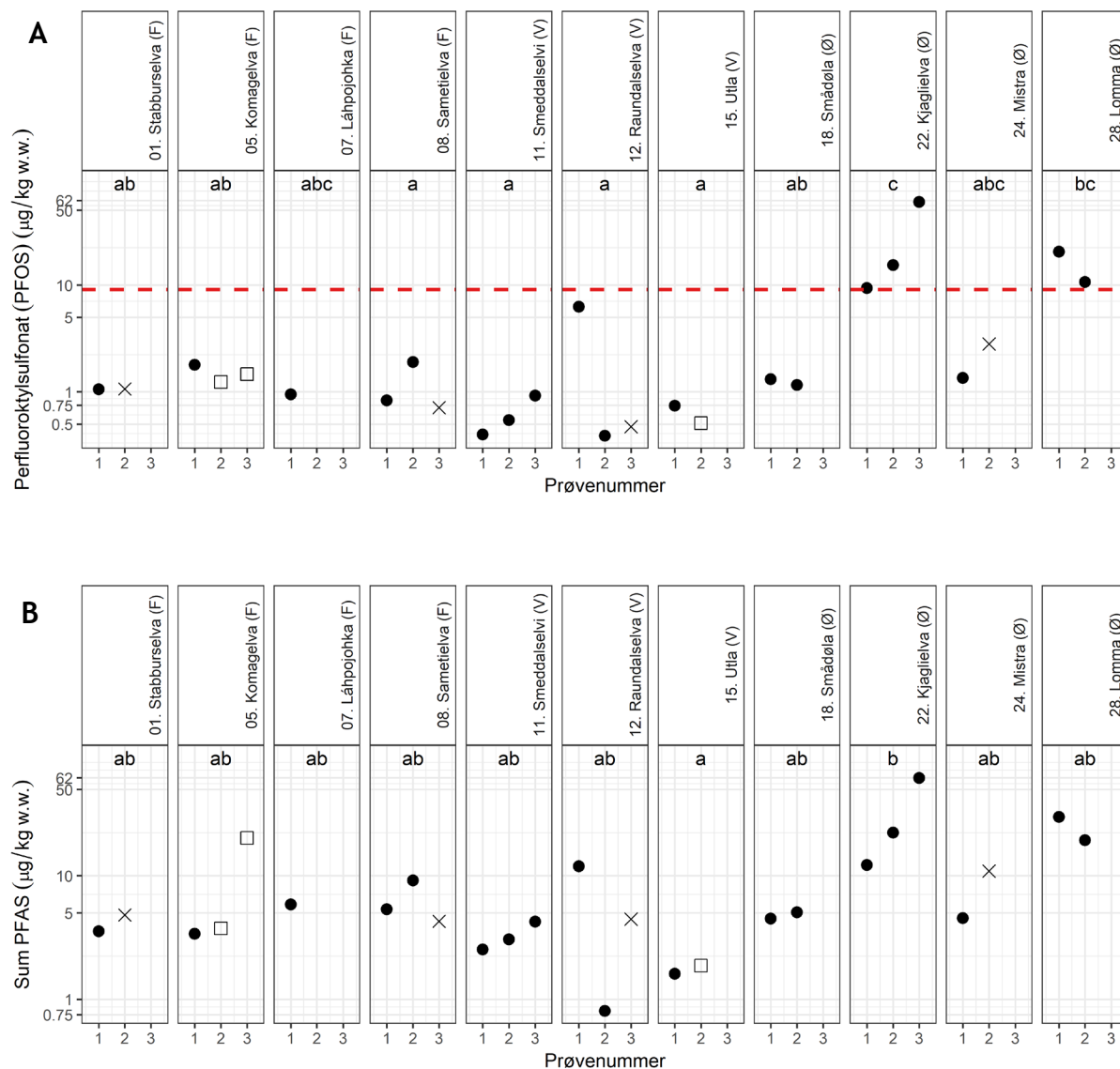
### Perfluorerte forbindelser i lever (PFOS og dets derivater)

De perfluorerte forbindelsene ble, i motsetning til de andre prioriterte stoffene, målt i lever. Det er kjent fra undersøkelser av store innsjøer i Norge (Fjeld mfl. 2016) at konsentrasjonene i filét gjennomgående er lavere enn det som påvises i lever, og ved å benytte samme prøvmatriks (lever) som undersøkelsene utført i for eksempel store innsjøer, kan vi lettere sammenligne på tvers av studier.

PFOS ble påvist i alle blandprøvene som ble analysert i referanseelvene i 2018. Konsentrasjonene varierte fra 0,39 - 60 µg/kg (Figur 32), og grenseverdien er på 9,1 µg/kg. I 2017 var den høyeste konsentrasjonen som ble målt 8,5 µg/kg, mens 5 blandprøver fra Østlandet overskred grenseverdien i 2018. Den høyeste konsentrasjonen ble målt i prøven med fisk fra den nederste stasjonen i Kjaglielva, men alle fiskene som ble målt i Lomma og Kjaglielva overskred grenseverdien. I disse to elvene har det over tid blitt satt ut fiskeyngel av laks og sjøørret fanget i fisketrappa ved Franzefoss (pers.med. Morten Merkesdal, Bærum kommune). Det er usikkerhet rundt hvor stor andel av fisken i elvene som er utsatt og hvor stor andel av ørreten som kan regnes å være naturlig rekruttert, men laksen, og en betydelig andel av ørreten fanget i disse elvene antas å være klekket ved klekkeriet i Bjørnegårdsvingen<sup>1</sup>. Sjøørret og laks forventes å vandre ut av elven etter smoltifisering, mens

<sup>1</sup> Fiskeforvaltningsplan for Bærum kommune, vedtatt 03.03.2004

stasjonær ørret vil kunne vandre nedstrøms eller bli værende. Vi anbefaler at resultatene følges opp med nærmere undersøkelser av fisk og kildene for PFOS i fisk i disse elvene.



Figur 32. Konsentrasjoner av PFOS (A) og sum av PFAS (B) i de ulike blandprøvene (filét) fordelt på vannforekomst. Prøvenummer er i forhold til synkende størrelse på fisken; blandprøven med de største fiskene er prøvenummer 1 og blandprøven med de minste fiskene er prøvenummer 3. Vannforekomster som ikke inneholder samme bokstav er signifikant forskjellig fra hverandre (Tukey test, signifikansnivå = 0.05). Grenseverdien er vist med stiplert linje (PFOS). Merk at skala er logaritmisk. Blandprøver med mindre materiale enn 0.3 g er vist med åpne firkanter, mens blandprøver med mindre enn 0.2 g er vist med kryss. Dette fordi analyseusikkerheten knyttet til disse resultatene er høyere enn for de andre prøvene.

Det finnes i dag mer enn 3000 ulike perfluorerte stoffer (PFAS) på markedet, hvorav PFOS og PFOA er de mest kjente. PFOS fremstilles syntetisk eller dannes ved nedbryting av relaterte forbindelser. Stoffene bioakkumulerer (Conder mfl. 2008; Houde mfl. 2008; Taniyashy mfl. 2003), men mekansimen er en annen enn for kjemikalier som for eksempel PCB og DDT (Taniyashy mfl. 2003). Kilder til PFOS er blant annet impregnering (særlig tekstiler), matvareemballasje, slippbelegg i kjeler/stekepanner, rengjøringsprodukter, kosmetikk, maling, lakk, noen typer skismøring og brannskum, og stoffene har vært brukt i industrielle prosesser og forbrukerprodukter siden 50-tallet. Perfluorerte stoffer er påvist



i store deler av verden, men det er lite data og informasjon om hvor mye perfluorerte stoffer som brukes i produkter i dag, og hvilke utslipp dette medfører. I Norge har det i perioden 2009-2017 blitt innført 250 tonn perfluorerte stoffer i kjemikalier til produksjonsformål, hvorav ca halvparten av dette har vært til brannslukningsutstyr (Grung mfl. 2019). PFOS i brannskum ble forbudt i Norge i 2007, men grunnen ved mange norske brannøvingsfelt er den dag i dag fortsatt forurenset av PFOS (som stammer fra da det var tillatt). Det ligger et brannøvingsfelt som har vært i drift siden 1971 nær den nederste el-fiskestasjonen i Kjaglielva. Ifølge kommunen benyttes om lag 100 kg brannskum per år, fordelt på 12 øvinger. Dette kan ha bidratt til økte nivåer av denne typen miljøgifter ved denne stasjonen.

Med unntak av disse to vannforekomstene, var konsentrasjonene i 2018 på linje med det som ble målt i 2017 (Moe mfl. 2018). Disse konsentrasjonene igjen var på nivå med målte konsentrasjoner i Mjøsa, Randsfjorden og Femunden i 2018 (Jartun mfl. 2018), der konsentrasjonene lå i området 2-12 µg/kg. Det ble også analysert for andre perfluorerte forbindelser enn PFOS (alle 38 forbindelser som er nevnt i Jartun mfl. 2018). Forbindelsene som ble påvist, og hvor mange PFAS-komponenter hver delprøve inneholdt, er vist i Tabell 45 og Tabell 46. Kjedelengden på de forbindelsene som ble påvist var fra 7-14 perfluorerte karbon. Dette er på linje med det som tidligere er påvist i Femunden.

**Tabell 45. Antall blandprøver av fisk som har påvist PFAS.**

Kjedelengden på hver perfluorert forbindelse er angitt i under hver forbindelse

PFAS	PFHpA	PFOA	PFOS	PFOSA	PFNA	PFDA	PFDS	PFUdA	PFDoDA	PFTTrDA	PFTeDA
Lengde	7	8			9	10		11	12	13	14
# Pos. prøver	1	7	26	12	13	18	5	18	19	15	3

**Tabell 46. Antall perfluorerte forbindelser påvist i hver blandprøve fra de undersøkte vannforekomstene.**

Vannforekomst	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3
01. Stabburselva (F)	4	4	
05. Komagelva (F)	4	3	7
07. Láhpojohka (F)	6		
08. Sametielva (F)	6	8	4
11. Smeddalselvi (V)	5	6	5
12. Raundalselva (V)	7	2	4
15. Utlå (V)	3	3	
18. Smådøla (Ø)	5	6	
22. Kjaglielva (Ø)	5	7	6
24. Mistra (Ø)	5	6	
28. Lomma (Ø)	8	8	

## 5. Eutrofiering og forsurening (formål 3)

De ulike parameterne og indeksene som inngår i vannforskriften er utviklet for å se på effekter av ulike typer påvirkninger. Bunndyrindeksen ASPT er for eksempel utviklet for å måle effekter av organisk belastning, mens bunndyrindeksen RAMI er utviklet for å se på effekter av forsurening. For organisk belastning er det i denne undersøkelsen kun inkludert én indeks, nemlig ASPT, og samlet belastning for denne påvirkningen er derfor beskrevet under kapittelet om bunndyr (kapittel 4.2.2).

For eutrofiering og forsurening har vi flere ulike parametere og indekser som responderer på hver enkelt påvirkning. For å få en samlet oversikt over eutrofierings- og forsuringbelastningen i de antatte referanseelvene er derfor alle indekser som beskriver disse to påvirkningene samlet i hvert sitt underkapittel her, først for eutrofiering (kapittel 5.1) og deretter for forsurening (kapittel 5.2).

### 5.1 Eutrofiering - samlet tilstand

I klassifiseringsveilederen benyttes begrepet «eutrofiering» som et eksempel på en type påvirkning, på lik linje med for eksempel organisk belastning eller miljøgiftpåvirkning (Direktoratsgruppa 2018). Eutrofiering er en *prosess* i vannet der økte tilførsler av næringssalter resulterer i økt primærproduksjon (økt vekst av alger og/eller planter). Påvirkningen er altså økte tilførsler av næringssalter, mens eutrofiering er en effekt av dette. Vi har i denne rapporten valgt å bruke ordet eutrofiering som om dette er påvirkningen, men i begrepet legger vi altså økte næringssalttilførsler.

For samlet eutrofieringstilstand er det her benyttet PIT-indeksen for påvekst alger og de fysisk-kjemiske eutrofieringsparameterne total fosfor og total nitrogen. Nitrogen er kun inkludert i samlet tilstandsvurdering der det antas at nitrogen kan være en begrensende vekstparameter. Dette er her definert som at ratioen TotN:TotP  $\leq 20$  (på vektbasis) og at konsentrasjonen av  $\text{NO}_3 + \text{NH}_4 \leq 6 \mu\text{g N/L}$  for minst to av sommermånedene (mai-september). Basert på dette var det syv vannforekomster som havnet innenfor kriteriene for nitrogenbegrensning (Tabell 47).

**Tabell 47. Vannforekomster som potensielt er nitrogenbegrenset**

Nitrogenbegrensning er her definert som at TotN/TotP  $< 20 \text{ mg/L}$  og  $\text{NO}_3 + \text{NH}_4 \leq 6 \mu\text{g/L}$  for minst to av sommermånedene mai-september.

Vannforekomst	Måneder med potensiell nitrogenbegrensning
03. Måskejohka (F)	Juli-oktober
04. Skallelva (F)	Mai-oktober
05. Komagelva (F)	Mai-oktober
06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	Juni-september
08. Sametielva (F)	Mai-september
24. Mistra (Ø)	Mai-desember
26. Setninga (Ø)	Juli-september

Eutrofiering og organisk belastning henger ofte sammen: Utslipp av organisk stoff har ofte også forhøyede næringssaltkonsentrasjoner, og det er også slik at ved høyt næringssaltutslipp vil man kunne få høy primærproduksjon og dertil hørende høy nedbryting av organisk materiale. Dette gjør

at eutrofiering og bunndyrindeksen ASPT ofte vil ha en viss korrelasjon. Vi har allikevel valgt ikke å inkludere ASPT i denne samlede eutrofieringsoversikten, ettersom bunndyr ikke direkte reagerer på næringsalter, men på oksygenvinn som resultat av nedbryting av organisk materiale. Organisk belastning er behandlet i kapittel 4.2.2.

Alle vannforekomstene som ble undersøkt i 2018 oppnådde svært god eller god tilstand for eutrofiering, bortsett fra de to leirvassdragene Vikka og Lundsåa (Tabell 48).

**Tabell 48. Samlet oversikt over eutrofieringsrelevante parametere i henhold til vannforskriften**

Samlet eutrofieringstilstand for vannforekomstene basert på påvekstlger (PIT) og næringsalter (TotP = total fosfor; TotN = total nitrogen). Næringsalter viser samlet tilstand basert på nEQR for TotP, eller gjennomsnittet av nEQR for TotP og TotN i de vannforekomstene som potensielt er nitrogenbegrenset (Tabell 47). Hvite celler markerer vannforekomster som ikke er antatt å være nitrogenbegrenset, og disse nEQR-verdiene er ikke inkludert i tilstanden for næringsalter eller samlet eutrofieringstilstand. Samlet eutrofitilstand settes til den laveste nEQR-verdien av PIT-indeksen og næringsaltene. Rader i kursiv viser vannforekomster der samlet eutrofieringstilstand kun er basert på fysisk-kjemiske kvalitetselementer.

Vannforekomst	PIT (nEQR)	TotP (nEQR)	TotN (nEQR)	Næringsalter (nEQR)	Samlet eutrofitilstand (nEQR)
01. Stabburselva (F)	0,93	1,00	0,77	1,00	0,93
02. Børselva (F)	0,92	1,00	1,00	1,00	0,92
03. Måskejohka (F)	0,91	1,00	1,00	1,00	0,91
04. Skallelva (F)	0,88	1,00	1,00	1,00	0,88
05. Komagelva (F)	0,85	1,00	1,00	1,00	0,85
06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	0,72	0,62	1,00	0,81	0,72
07. Låhpojohka (F)	0,85	0,87	0,80	0,87	0,85
08. Sametielva (F)	0,90	1,00	1,00	1,00	0,90
09. Driva (M)	0,92	1,00	1,00	1,00	0,92
10. Bjoreio (V)	0,96	1,00	1,00	1,00	0,96
11. Smeddalselvi (V)	0,94	1,00	1,00	1,00	0,94
12. Raundalselva (V)	1,03	1,00	1,00	1,00	1,00
13. Femangerelva (V)	0,96	1,00	0,98	1,00	0,96
14. Husstølåna (V)	0,88	1,00	0,94	1,00	0,88
15. Utla (V)	0,90	1,00	1,00	1,00	0,90
16. Digeråe (S)	0,98	1,00	0,97	1,00	0,98
17. Numedalslågen (Ø)	0,95	1,00	1,00	1,00	0,95
18. Smådøla (Ø)	0,96	0,89	0,99	0,89	0,89
19. Tegninga (Ø)	0,79	1,00	1,00	1,00	0,79
20. Store Ula (Ø)	0,74	1,00	1,00	1,00	0,74
21. Otta (Ø)	0,98	1,00	1,00	1,00	0,98
22. Kjaglielva (Ø)	0,92	1,00	0,70	1,00	0,92
23. Kjørstadelva (Ø)	0,88	1,00	1,00	1,00	0,88
24. Mistra (Ø)	0,89	0,83	1,00	0,92	0,89
25. Lera (Ø)	0,89	0,82	0,95	0,82	0,82
26. Setninga (Ø)	0,90	1,00	0,93	0,97	0,90
27. Jora (Ø)	0,97	1,00	1,00	1,00	0,97
28. Lomma (Ø)	0,90	1,00	0,92	1,00	0,90
29. Vikka (Ø)	NA	0,47	0,42	0,47	0,47
30. Lundsåa (Ø)	NA	0,72*	0,45	0,72*	0,72*
31. Døråe (Ø)	0,71	0,85	1,00	0,85	0,71
32. Atna03 (Ø)	0,93	1,00	0,80	1,00	0,93
33. Atna04 (Ø)	0,96	1,00	0,98	1,00	0,96
34. Atna11 (Ø)	0,98	1,00	1,00	1,00	0,98

\* I Lundsåa viste TotP god tilstand med nEQR = 0,72, men fosfat var over grenseverdien på 10 µg/l, som tilsvarer moderat tilstand. Lundsåa klassifiseres derfor til moderat tilstand med hensyn til eutrofiering.

Leirelver har naturlig høyere konsentrasjoner av fosfor, og referanseverdi for fosfor er derfor høyere for leirvassdrag enn for andre elvetyper. Når vi hensynstar disse høyere referanseverdiene og tilhørende klassegrenser endte allikevel Vikka og Lundsåa i i moderat tilstand som følge av forhøyede

konsentrasjoner av henholdsvis TotP og fosfat. Det er svært vanskelig å finne referanseavdrag for leirpåvirkede elver, og Vikka (kapittel 3.29) og Lundsåa (kapittel 3.30) er blant de bedre kandidatene vi har. De er allikevel ikke i naturtilstand ettersom de påvirkes av noe næringsstofftilførsel fra blant annet jordbruk og beitemark.

At de aller fleste elvene nådde miljømålet om god eller svært god tilstand var som ventet, ettersom vannforekomstene er valgt ut slik at de har så få menneskelige inngrep i nedbørfeltet som mulig, og eutrofiering hovedsakelig har lokale kilder (med unntak av atmosfærisk nitrogendeposisjon). Der det var noe landbruk i nedre del av vannforekomsten er prøvetakingspunktet forsøkt satt oppstrøms dette. I de få tilfellene der det var landbruk oppstrøms prøvetakingspunktet har det vært snakk om relativt små områder.

Sandfjordelva bekkefelt, Store Ula, Tegninga og Døråe var de eneste vannforekomstene som «bare» havnet i god (og ikke svært god) tilstand for eutrofiering. I alle fire skyldtes dette PIT-indeksen for påvekstalger. I Sandfjordelva bekkefelt var det indikasjoner på noe økt fosfortilførsel, muligens fra hyttene i området, så avvik fra referansetilstand her kan være reelt (kapittel 3.6). I Store Ula (kapittel 3.20) og Tegninga (kapittel 3.19) var det ingen andre tegn på eutrofieringspåvirkning enn PIT-indeksen.

Det vil alltid være en viss usikkerhet i klassifiseringen av en gitt vannforekomst, og basert på kun ett års data kan vi ikke si med sikkerhet at den reelle tilstanden for eutrofiering i vannforekomstene faktisk avviker fra referansetilstand for de vannforekomstene der det er indikasjoner på dette i 2018 (kapittel 8.6). Døråe er den eneste vannforekomsten som er undersøkt to ganger, og PIT har vist god tilstand begge år. Dette tyder på et svakt, men reelt, avvik fra referansetilstand her. Det er allikevel vanskelig å tenke seg hvilke påvirkninger som faktisk kan være til stede i nedbørfeltet. Noen mulige årsaker er diskutert i kapittel 3.31.

## 5.2 Forsuring - samlet tilstand

For å vurdere samlet forsuringstilstand er det her benyttet forsuringindeksene for påvekstalger (AIP) og bunndyr (RAMI), sammen med de fysiske-kjemiske forsuringsparameterne pH, ANC og LAL. Av vannforekomstene som ble undersøkt i 2018 var 10 moderat kalkrike og ikke ansett som forsuringfølsomme. Disse er dermed ikke klassifisert for forsuring. Av de resterende 24 oppnådde 16 god eller svært god tilstand med hensyn til forsuring, mens de resterende 8 viste moderat eller dårligere tilstand (Tabell 49). Fire av de sistnevnte lå på Vest- og Sørlandet, mens de 4 andre lå i fjellområder sentralt på Østlandet. Ingen av elvene i nord var forsuringspåvirket, med mulig unntak av Sandfjordelva bekkefelt, som var i god tilstand, men helt på grensen til moderat (kapittel 3.6).

Tilstanden for forsuring varierte sterkt mellom kvalitetselementene og parameterne. Som i forrige runde med overvåking (2017; Moe mfl. 2018) viste forsuringindeksen for påvekstalger (AIP) gjennomgående dårligere tilstand enn forsuringindeksen for bunndyr og de fysiske-kjemiske forsuringsparameterne. De to sistnevnte viste svært god eller god tilstand i majoriteten av vannforekomstene (Tabell 49), mens AIP var bestemmende for moderat eller dårligere tilstand i 7 av de 8 vannforekomstene fra 2018 hvor miljømålet ikke ble nådd.

**Tabell 49. Samlet oversikt over forsuringsrelevante parametere i henhold til vannforskriften**

Samlet forsureningstilstand for vannforekomstene basert på påvekstlger (AIP), bunndyr (RAMI) og fysisk-kjemiske forsureningsparametere (pH, ANC = syrenøytraliserende kapasitet og LAl = Labilt Aluminium). Fysisk-kjemiske viser samlet tilstand basert på medianen av pH, ANC og LAl. Samlet forsureningstilstand viser samlet tilstand basert på både biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer, slått sammen etter reglene beskrevet i kapittel 8.7. Siste kolonne viser hvilket kvalitetselement som er bestemmende for samlet forsureningstilstand (blank celle indikerer overensstemmelse mellom de fysisk-kjemiske og biologiske kvalitetselementene), der F-K = Fysisk-kjemiske. MK = moderat kalkrik vannforekomst; AN = anadrome vannforekomster (mangler klassegrenser for pH); F = prøven hadde for få individer til sikker klassifisering.

Vannforekomst	AIP (nEQR)	RAMI (nEQR)	pH (nEQR)	ANC (nEQR)	LAl (nEQR)	Fysisk-kjemiske (nEQR)	Samlet forsureningstilstand (nEQR)	Hva bestemmer
01. Stabburselva (F)	0,83	1,00*	AN	1,00	0,65	1,00	0,83	
02. Børselva (F)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
03. Måskejohka (F)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
04. Skallelva (F)	0,82	1,00*	AN	1,00	0,85	0,93	0,82	
05. Komagelva (F)	1,00	1,00* (F)	AN	1,00	0,93	0,97	0,97	
06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	1,00	0,98*	AN	0,89	0,60	0,75	0,75	F-K
07. Láhpojohka (F)	0,83	1,00	1,00	1,00	0,71	1,00	0,83	
08. Sametielva (F)	0,85	0,96	1,00	1,00	0,68	1,00	0,85	
09. Driva (M)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
10. Bjoreio (V)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
11. Smeddalselvi (V)	0,97	1,00*	0,81	0,95	0,80	0,81	0,81	
12. Raundalselva (V)	0,72	1,00*	0,75	0,64	0,73	0,75	0,72	AIP
13. Femangerelva (V)	0,52	1,00	0,86	0,88	0,67	0,86	0,52	AIP
14. Husstølåna (V)	1,00	1,00	AN	0,79	0,40	0,60	0,60	F-K
15. Utlå (V)	0,56	1,00*	0,76	0,85	1,00	0,85	0,56	AIP
16. Digeråe (S)	0,19	1,00	0,78	0,81	0,67	0,78	0,19	AIP
17. Numedalslågen (Ø)	0,97	1,00*	0,89	1,00	0,85	0,89	0,89	
18. Smådøla (Ø)	0,53	1,00	0,97	1,00	0,68	0,97	0,53	AIP
19. Tegninga (Ø)	1,00	1,00*	0,84	1,00	0,45	0,84	0,84	
20. Store Ula (Ø)	0,76	1,00*	0,87	1,00	0,85	0,87	0,76	AIP
21. Otta (Ø)	0,25	0,86* (F)	0,77	0,75	0,76	0,76	0,25	AIP
22. Kjagielva (Ø)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
23. Kjørstadelva (Ø)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
24. Mistra (Ø)	0,90	1,00	0,81	0,98	0,80	0,81	0,81	
25. Lera (Ø)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
26. Setninga (Ø)	0,90	1,00*	1,00	1,00	0,71	1,00	0,9	
27. Jora (Ø)	0,52	1,00*	0,94	1,00	0,73	0,94	0,52	AIP
28. Lomma (Ø)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
29. Vikka (Ø)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
30. Lundsåa (Ø)	MK	MK	MK	MK	MK	MK	MK	
31. Døråe (Ø)	1,00	1,00*	0,83	0,96	0,80	0,83	0,83	
32. Atna03 (Ø)	0,82	1,00*	0,72	0,86	0,76	0,72	0,72	F-K
33. Atna04 (Ø)	0,44	1,00*	0,72	0,87	0,65	0,70	0,44	AIP
34. Atna11 (Ø)	0,78	1,00*	0,99	1,00	0,65	0,99	0,78	AIP

\* Det er foreløpig ikke satt klassegrenser for svært klare vannforekomster, så det er her benyttet grenseverdier for klare vannforekomster. For mer informasjon om dette, se kapittel 4.2.3 og 8.2.3.

At AIP gir lavere nEQR/tilstandsklasse enn de fysisk-kjemiske forsuringsparameterne er ikke nødvendigvis merkelig, for påvekstalger reagerer mer på minimums-pH enn på gjennomsnittspH (Schneider mfl. 2018), mens tilstandsklassifiseringen for pH og ANC er basert på gjennomsnittsverdier. Labilt aluminium er basert på maksimumsverdier, og vi ser også noe bedre overensstemmelse mellom AIP og denne parameteren, noe som bekrefter at indekser der klassegrensene er basert på at organismegruppene reagerer på verste forhold (LAI er satt i henhold til tålegrenser for fisk) viser lavere tilstand enn indekser basert på gjennomsnittsverdier. Det er også slik at påvekstalgene kan reagere på forsureningsepisoder som ikke fanges opp av vannprøvetakingen, ettersom sistnevnte kun foregår én gang pr måned, mens algene står i elva gjennom hele vekstsesongen.

For en detaljert diskusjon av utfordringer med forsuringsindeksene, og hvorfor ulike kvalitetselementer og indekser gjerne kan indikere ulike tilstandsklasser, se kapittel 5.2 i rapporten fra 2017-overvåkingen (Moe mfl. 2018) og Tabell 51. Kort oppsummert sier denne diskusjonen at det er behov for en revisjon av referanseverdiene og klassegrensene for de ulike forsuringsparameterne sett samlet, for å forbedre overensstemmelsen mellom pH og de biologiske kvalitetselementene, særlig for de mest kalkfattige og humøse elvetyper. Dataene vi samler inn i dette overvåkingsprogrammet vil være viktige når dette skal utvikles videre.

## 6. Metodeutvikling, datagrunnlag og langsiktige endringer (formål 1, 2 og 4)

I de foregående kapitlene har fokuset vært tilstandsklassifisering av de aktuelle vannforekomstene, noe som svarer på formål 3 i programmet. I dette kapitlet presenteres de tre andre formålene, henholdsvis formål 1) uttesting av metodikk for tilstandsklassifisering av norske elver (kapittel 6.1), formål 2) styrking av datagrunnlaget for fastsettelse av referanseverdier for de ulike kvalitetselementene i vanlige norske elvetyper innenfor alle økoregioner (kapittel 6.2) og formål 4) å fange opp langsiktige endringer i vanntilstand som skyldes klimaendringer eller andre menneskelige påvirkninger (kapittel 6.3).

### 6.1 Formål 1 - uttesting av metodikk

Dette kapitlet tar for seg metodikken for biologiske kvalitetselementer. Metodikk knyttet til de fysiske-kjemiske kvalitetselementene og vannregionspesifikke og prioriterte stoffene diskuteres i kapitlene 4.4 - 4.7.

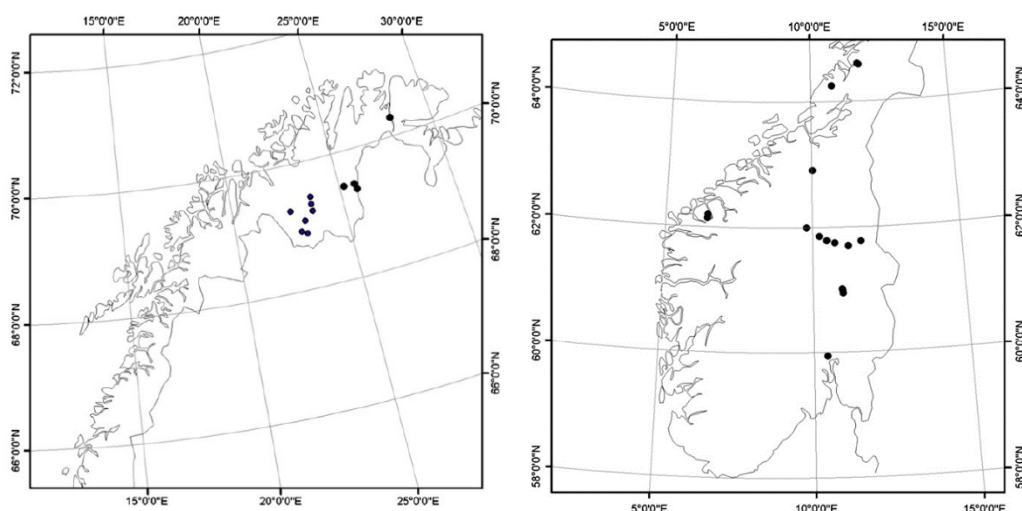
#### Påvekstalger

Vi har foreløpig ingen grunn til å mistenke at metodikk i forbindelse med prøvetaking av påvekstalger er forbundet med betydelige feilkilder, med leirvassdrag som et mulig unntak. Der kan det være utfordrende å finne egnet substrat (stein) og strykepartier, som er de forholdene indeksen er utviklet for. For å utvikle en indeks tilpasset prøvetaking i leirelver er det nødvendig med et representativt utvalg upåvirkede leirvassdrag, og dette er en særlig stor utfordring ettersom stort sett alle disse vassdragene er utbygd og/eller påvirket av landbruk (Eriksen mfl. 2015). Dagens indeks ser allikevel ut til å kunne brukes i de fleste tilfeller, da det som regel er mulig å finne områder med noe stein, så foreløpig mener vi det ikke er stort behov for videreutvikling av prøvetakingsmetodikk for påvekstalger.

For artsbestemmelse av påvekstalger er det foreløpig valgt å benytte et taksonomisk nivå som gjør at vi kan bruke PIT og AIP-indeksen. For å kunne benytte datamaterialet til utvikling av nye indekser og videreutvikling av eksisterende indekser vil det være formålstjenlig å benytte et så lavt taksonomisk nivå som mulig. Det er dog i mange sammenhenger vanskelig å bestemme påvekstalger til art, og det finnes få undersøkelser som har gode nok morfologiske karakteristika til å skille arter sikkert. Dette gjelder ikke minst for en del cyanobakterier, som er små og har få fysiske særtrekk. Det er i det siste også oppdaget at to av slektene (*Zygnema* og *Zygogonium*) som benyttes i PIT og/eller AIP-indeksen i noen tilfeller ikke kan skilles morfologisk, noe som kan gi usikre resultater særlig for AIP-indeksen, der *Zygogonium* har en lav indeks-verdi og indikerer sure forhold.

Når det gjelder indeksen ser PIT-indeksen for eutrofiering så langt ut til å gi fornuftige resultater i forhold til de antatte påvirkningene i de utvalgte vannforekomstene. Denne indeksen er interkalibrert, og basert på datasettet fra første toårssyklus ser det ut til at de satte referanseverdiene stemmer relativt godt.

For forsuringsindeksen AIP er det større utfordringer. Det ser ut til at AIP-indeksverdiene for de ulike artene stemmer godt med pH, men datagrunnlaget som var tilgjengelig den gang referanseverdier og klassegrenser for ulike elvetyper ble satt, var relativt lite, og klumpvis fordelt utover landet (Figur 33). AIP-indeksen er likevel spesifisert for like mange elvetyper som pH-indeksen. Dersom vi antar at modelleringen av pH år 1800 er korrekt (det er dette som er grunnlaget for fastsettelse av referanseverdier for den fysisk-kjemiske parameteren pH; Wright & Cosby 2012), betyr det at AIP har for høye referanseverdier og for strenge klassegrenser for svært kalkfattige vannforekomster med meget lave kalsiumkonsentrasjoner og høy TOC. Dette skyldes at det ikke var på langt nær stort nok datamateriale til å dele inn påvekstalgedataene i like mange elvetyper som for pH. I dag resulterer dette i at en gitt vannforekomst kan vise dårlig tilstand for påvekstalger selv om AIP indikerer en pH som ligger høyere enn referanseverdien for pH-indeksen.



Figur 33. Utvalg av referanselokaliteter (n = 25) som benyttet som datagrunnlag for utviklingen av AIP-indeksen for forsureling. Figur er hentet fra Schneider 2011.

En annen utfordring er at AIP-indeksen har klassegrenser også for moderat kalkrike vannforekomster selv om disse ikke regnes som forsuringsensitive. Forsuringsindeksen er kun tenkt benyttet der en antar at det kan være et forsuringsproblem, og dermed bør den i utgangspunktet ikke brukes i moderat kalkrike vannforekomster. Ved for eksempel gruveutslipp eller andre situasjoner der en mistenker at pH kan være redusert også i moderat kalkrike vannforekomster kan det vurderes om indeksen skal benyttes, men da bør samtidig også andre forsuringsindekser/parametere inkluderes.

For en full diskusjon av AIP og forsuringsindeksene generelt henvises til Moe mfl. (2018).

### Bunndyr

Undersøkelser av prøvetaking og artsbestemmelse av bunndyr i henhold til de norske standardene har vist at standardmetodikk ikke er nok til å skape sammenlignbare resultater: Stasjonens morfologiske utforming (strøm- og substratforhold og liknende), hvem som prøvetar og hvilket laboratorium som utfører artsbestemmelsene påvirker resultatene (Petrin mfl. 2016). Dette viser at det er behov for akkreditering og standardisering av taksonomisk nivå for de ulike slektene av bunndyr som indeksene bygger på. Det er også behov for en diskusjon rundt hvor lenge hver prøvetaking skal pågå (ett minutt, tre eller fem minutter?), hvor mange prøver som skal tas, og hvorvidt det er hensiktsmessig med lik prøvetaking på ulike substrattyper. I referanseelvene har vi brukt tre minutters sparkeprøver, men



observerer at dette i flere tilfeller kan gi for lite dyr i prøvene, spesielt i vassdrag som er naturlig nærings- og ionefattige. Stasjonenes morfologiske utforming kan også tenkes å bidra til ulikheter. Hvis substratet for eksempel domineres av små og mellomstor stein vil man, når man bruker standard sparkeprøver, gjerne få flere dyr i håven enn på et substrat dominert av grunnfjell, blokk eller stor stein. I andre land plukkes det for eksempel dyr for hånd der substratet er sub-optimalt for sparkeprøver, og dette er noe som bør vurderes om skal inkluderes også i den norske prøvetakingsmetodikken.

Når det gjelder indeksene er det overraskende at indeksen for organisk belastning, ASPT, i mange vannforekomster ikke indikerer referansetilstand (Figur 10, Figur 11). Organisk belastning kommer fra lokale påvirkningskilder, og vannforekomstene er valgt ut for å unngå slike. Indeksen er interkalibrert, men etter første toårssyklus ser vi indikasjoner på at det trolig ikke er korrekt å bruke den samme referanseverdien og de samme klassegrensene for alle elvetyper og økoregioner. Med kun én referanseverdi tar indeksen ikke hensyn til eventuelle naturlige forskjeller i bunndyrsamfunnenes artsrikdom mellom elvetyper (se også kapittel 8.6.4). Det er sannsynlig at slike forskjeller finnes, og geografisk beliggenhet, humus, høyde over havet, elvebredde, elvedybde og alkalinitet er noen av de viktigste faktorene som antas å påvirke ASPT-verdiene, og som inngår i beregning av tilstandsklasse basert på ASPT i det britiske modellbaserte systemet RICT/WHPT (WFD-UKTAG 2014). Flere andre land har utviklet lignende modellbaserte systemer, som en videreutvikling av den opprinnelige metoden som fortsatt brukes i Norge (Kokeš mfl. 2006, Sandin & Verdonschot 2006, Poquet mfl. 2009). Preliminære undersøkelser av dataene fra første toårssyklus viser også et eksempel på at én referanseverdi for alle elvetyper trolig ikke er representativt, da vi ser en negativ sammenheng mellom andelen snaufjell i nedbørfeltet og sannsynligheten for å oppnå svært god tilstand for ASPT ( $p < 0.05$ ,  $n = 77$ ). Dette tyder på at bunndyrsamfunnene i høyfjellsvassdrag har en naturlig lavere diversitet enn det indeksen forutsetter, og derfor kanskje bør ha en annen referanseverdi for ASPT. Undersøkelser i NFR-prosjektet BIOCLASS-FRESH indikerte videre at ASPT trolig har for strenge klassegrenser i humøse vannforekomster. Data fra første toårssyklus i referanseelver støtter også dette for svært kalkfattige vanntyper, men med kun to vannforekomster i denne vanntypen er datagrunnlaget for lite til å fastslå om disse forskjellene er signifikante.

I referanseelv-prosjektet har vi videre brukt forsuringindeksen RAMI, slik den er presentert i den nye klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa, 2018). RAMI er ikke interkalibrert, men korrelerer relativt godt med Forsuringindeks 2 (tidligere Raddum2), som er interkalibrert for kalkfattige klare elver. RAMI har også klassegrenser for noen flere elvetyper, og i motsetning til den opprinnelige Raddum-indeksen tar den noe mer hensyn til antall individer av hvert takson, og ikke kun tilstedeværelse eller fravær. Indeksen er dog i relativt stor grad påvirket av tilstedeværelse av nøkkelarten *Baetis rhodani*, en slekt det kan være vanskelig å bestemme til art ved unge individer. Flere av vannforekomstene i Finnmark hadde individer av *Baetis*-slekten som ikke kunne bestemmes til art i 2018. Ved klassifisering ved bruk av RAMI nådde disse dermed ikke miljømålet (havnet i dårlig tilstand), selv om vi vet at slekten er forsuringssensitiv. Ved klassifisering av årets elver valgte vi derfor å gi indeksverdier også til individer av slekten *Baetis* som ikke kunne bestemmes til art (se kapittel 8.2.3), noe som resulterte i svært god tilstand også for disse vannforekomstene. Denne vurderingen var avgjørende for at tilstanden ikke skulle bli (feilaktig) dårlig.

## Fisk

Andelen vannforekomster som oppnådde god økologisk tilstand for kvalitetselement fisk var høyere i 2018 enn i 2017. Sett under ett er imidlertid et viktig resultat at en påfallende høy andel elver ikke

oppfyller kravet om god økologisk tilstand basert på fiskeindeksen. For enkelte av elvene er trolig tilstandsklassen reell og knyttet til menneskelig påvirkning vi ikke har klart å fange opp. Men dersom vi skiller ut de få elvene som ikke skulle oppfylle kravet til referanseelver (minst mulig påvirket av menneskelig aktivitet) står vi fremdeles igjen med en høy andel som fortsatt ikke later til å befinne seg i referansetilstand. Dette kan skyldes at a) vurderingskriteriene for tilstandsklasser kan være feil, b) stasjonsvalget ikke var representativt for vannforekomsten, eller c) bestanden var lav på grunn av naturlig dynamikk (flere langtidsstudier har vist betydelig variasjon mellom årsklasser). Mer detaljer rundt dette er også diskutert i kapittel 8.6.5. Det er for tidlig å si hvilken av disse årsakene som er viktigst i de ulike vannforekomstene, men punkt a) er i hvert fall viktig å følge opp videre. Indeksen er utviklet på grunnlag av et lavt antall elver fra et lite geografisk område, og tar kun hensyn til arter av laksefisk, så andre arter og variasjon grunnet for eksempel økoregion er ikke hensynstatt. Det anbefales at indeksen benyttes med stor aktsomhet i lavereliggende områder (klimasone Lavland < 200 moh). Dataene vi samler inn i dette overvåkingsprogrammet kan på lengre sikt svare på hva som er viktigst, og slik brukes til å kalibrere og videreutvikle indeksen.

## 6.2 Formål 2 - datagrunnlag referansevasdrag

For å bedømme hvorvidt en vannforekomst er påvirket beregnes avviket fra en antatt referansetilstand. Da er det essensielt at man har fastsatt korrekte referanseverdier og klassegrenser for de ulike kvalitetselementene. Disse vil som regel variere med vanntype, men trolig også med andre faktorer, for eksempel økoregion. Flere av indeksene som brukes i dag er utviklet på grunnlag av et relativt lite datasett, som i tillegg ofte ikke er representativt for alle de ulike vanntypene og økoregionene. For eksempel er referanseverdien for ASPT-indeksen basert på data fra i underkant av 50 skogsvassdrag på Østlandet, med overvekt av prøver fra humøse elver (pers. med. Tor Erik Eriksen, NIVA). AIP-indeksen er basert på 25 vassdrag klumpvis fordelt i landet (Figur 33).

Fra oppdragsgivers side har det vært hensikten å prioritere undersøkelser i de vanligste elvetyperne og typene hvor det vanligvis forekommer påvirkninger. Utvalget av vannforekomster er relativt jevnt fordelt på økoregioner: 13 fra region Sørlandet, 11 fra Vestlandet, 18 fra Østlandet, 14 fra Midt-Norge, 6 fra Nord-Norge ytre og 12 fra Finnmark og indre Troms. De fleste vanntyper er representert, men fordelingen er ikke balansert (Tabell 50).

**Tabell 50: Referanseelvets fordeling på vanntyper.**

Tallene inkluderer alle elvene undersøkt i første toårssyklus (2017 og 2018). Inndelingen er basert på klimaregion (lav, middels/skog og høy/fjell), kalkinnhold (svært kalkfattig, kalkfattig og moderat kalkrik) og humusinnhold (svært klar, klar og humøs). Tre leirvassdrag er også undersøkt, men ikke vist i tabellen.

Klimaregion	Lav (<200 moh)			Middels (200-800 moh)			Høy (>800 moh/tregrensa)			Sum
	Svært klar	Klar	Humøs	Svært klar	Klar	Humøs	Svært klar	Klar	Humøs	
Svært kalkfattig	1	1	1	2	3	1	7	0	0	16
Kalkfattig	0	5	4	16	6	5	4	1	0	41
Moderat kalkrik	0	2	3	0	11	1	0	0	0	17
<b>Sum</b>	<b>1</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>18</b>	<b>20</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>74</b>

Det er en overvekt av vannforekomster fra klimasone Skog. Videre er det flest kalkfattige elver, men også relativt mange svært kalkfattige og moderat kalkrike. Når det gjelder humus/farge er det en jevn fordeling mellom klare og svært klare vannforekomster, mens humøse er underrepresentert. Dette skyldes nok delvis at det fra naturens side er færre humøse vassdrag over tregrensa (klimasone Fjell), med unntak av der det er mye myr i nedbørfeltet. Det er kun to vannforekomster som er humøse og svært kalkfattige. Som nevnt i kapittel 6.1. er det mistanke om at ASPT-indeksen påvirkes av humus, og kanskje spesielt innenfor svært kalkfattige vanntyper. Av den grunn ville det vært interessant med flere vannforekomster i denne kategorien. Også 3 leirelver er inkludert i programmet, da det mangler gode referanser fra denne type vassdrag. Det er noe antropogen påvirkning i de tre leirvassdragene som er inkludert her, men det er vanskelig å finne helt upåvirkede leirvassdrag i Norge (dette er meget produktivt land), så dette er trolig noe av det mest upåvirkede vi kan finne.

For å sette korrekte referanseverdier er det essensielt at de innsamlede dataene faktisk representerer referansevassdrag. Vannforekomstene er forsøkt valgt slik at de skal være så lite påvirket av menneskelig aktivitet som mulig (med visse praktiske forbehold, blant annet knyttet til tilgjengelighet for prøvetaking gjennom året), både i form av direkte aktivitet i nedbørfeltet og påvirkninger knyttet til atmosfærisk deposisjon. I deler av landet er det likevel ikke mulig å unngå storskala påvirkninger knyttet til langtransporterte stoffer, som forsuring og enkelte miljøgifter som kvikksølv. For noen elvetyper er det relativt enkelt å finne nær upåvirkede vannforekomster, mens det for en del elvetyper og økoregioner er en stor utfordring. Det er for eksempel tilnærmet umulig å finne upåvirkede leirvassdrag, så for å kunne fastsette referanseverdier her er man nødt til å bruke det beste man har, gjerne kombinert med ekspertvurderinger.

I dette prosjektet er det prioritert å få referanseverdier fremfor å klassifisere selve vannforekomstene. Vi har altså forsøkt å plassere prøvetakingspunktene så langt ned i vannforekomsten som mulig, men oppstrøms eventuell menneskelig aktivitet. Vi har derfor ikke alltid tilstandsklassifisert vannforekomsten slik den er definert pr i dag, men kun den delen av vannforekomsten som ligger oppstrøms vannprøvetakingspunktet. Hvis påvirkningene har vært høyt opp i vassdraget har vi satt prøvepunktet nederst i vannforekomsten, for ikke å lage for små vannforekomster.

Av lokale menneskelige påvirkninger var jordbruk, hogst, beitedyr og bebyggelse (hyttefelt) de vanligste, men etter hva vi har kartlagt utgjorde slike påvirkninger arealmessig små andeler av nedbørfeltene (kapittel 6.3.1). De vannkjemiske resultatene viste i de fleste tilfeller ingen tegn på lokale påvirkninger. Sett under ett anser vi vannforekomstene prøvetatt i første toårssyklus som gode referansevassdrag, med noen få unntak. I enkelte tilfeller bør også prøvetakingsstasjonene flyttes litt for å unngå mulige lokale påvirkninger. For detaljer om hvilke vassdrag dette gjelder, se kapittel 8.6.1, Myrvold mfl. (2019) og Moe mfl. (2018).

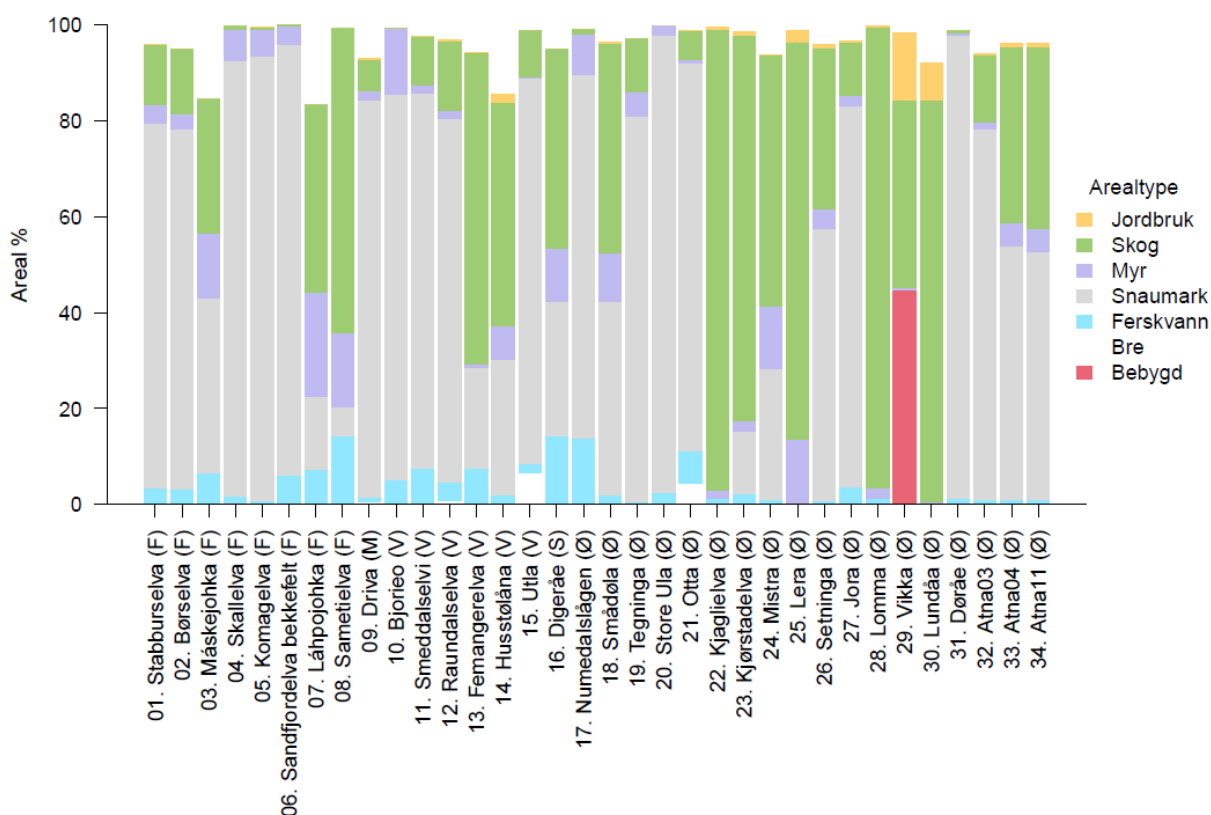
## 6.3 Formål 4 – langsiktige endringer

Klimaet er i endring, og sommeren 2018 var uvanlig varm og tørr, særlig i Sør-Norge. Dette kapitlet setter året 2018 i et klimaperspektiv, etter først å ha sett på hvilke egenskaper vi finner i de ulike nedbørfeltene undersøkt i 2018.

### 6.3.1 Nedbørfeltgenskaper

Vannforekomstene i denne undersøkelsen skal representere referansevasdrag. De er valgt ut med tanke på minst mulig påvirkning fra lokale inngrep i nedbørfeltet. Tilstanden i disse vannforekomstene vil derfor i all hovedsak påvirkes av prosesser i nedbørfeltet i samspill med overordnede faktorer som klima og atmosfærisk deponisjon (inkludert langtransporterte stoffer).

Nedbørfeltene i denne undersøkelsen kjennetegnes av at de er dekket av naturtyper som skog, myr og snaumark, og er i liten grad påvirket av jordbruk (Figur 34). Den høyeste andelen jordbruk finner vi i de to leirelvne i undersøkelsen, Vikka og Lundsåa på Østlandet. Store deler av det naturlige nedbørfeltet til Vikka er i kategorien «bebygd», og dette gjenspeiler andelen som dekkes av Oslo Lufthavn Gardermoen. Dette området har egne drenerings- og renseløsninger, slik at det reelle nedbørfeltet til stasjonen i Vikka i hovedsak er skog og noe jordbruk.

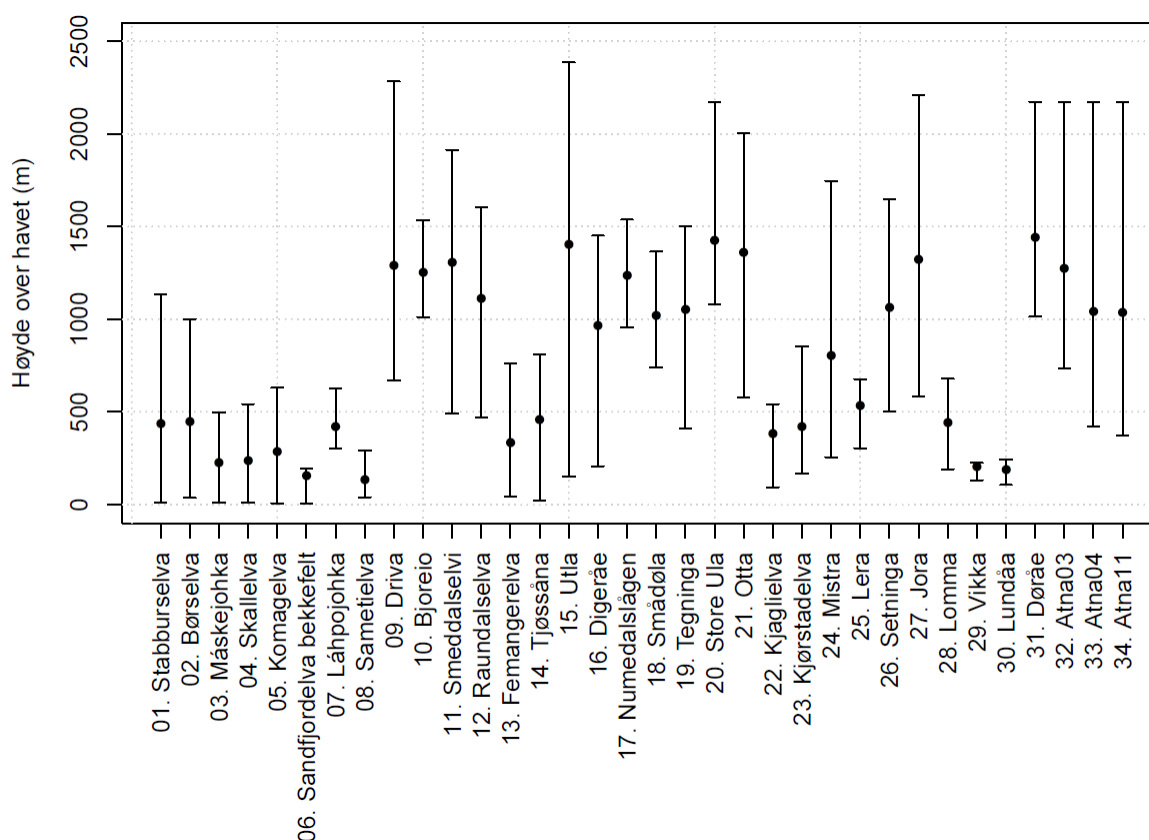


Figur 34. Arealdekke for 34 nedbørfelt prøvetatt i 2018 i % per kategori. Manglende % skyldes uklarhet i definisjon av kategorier. Arealdekket beskriver nedbørfeltet med avrenning til vannprøvetakingspunktet, og altså ikke hele vannforekomsten. Kilde: <http://nevina.nve.no/>.

Det er en klar nord-sør gradient, hvor nordlige nedbørfelt er mer preget av snaumark ettersom de ofte ligger over tregrensa, mens det i sør er en klart større andel skog. Nedbørfelt med mye bart fjell, tynt jordsmonn og lite vegetasjon har i mindre grad mulighet til å holde tilbake atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen. Vannkjemien i nedbørfelt med mye bart fjell og høyere tilførsler av nitrogen vil derfor sannsynligvis ha høyere nitratkonsentrasjoner enn nedbørfelt på løsmasser med skog og lavere nitrogendeponisjon. På lignende vis vil nedbørfelt med myr og skog være sensitive for endringer i hydrologi og nedbørmønster, ettersom avrenning fra myr og skog forsterker vannfarge og løst organisk materiale.

Nedbørfeltstørrelse vil også påvirke variasjonen i vannkjemi. Større nedbørfelt med høyere retensjonstid for vann og lengre tid for akvatisk prosessering av elementer, vil vise mindre variasjon enn små nedbørfelt, hvor variasjonen i vannkjemi blir nokså direkte påvirket av samspill mellom hydrologi, klima og deposisjon. Videre vil nedbørfelt med store topografiske forskjeller og mye nedbør/snøfall ha et annet avrenningsmønster enn flattere nedbørfelt i nedbørfattige områder.

Nedbørfeltene i referanseovervåkingen viser en stor grad av variasjon i arealdekke (Figur 34), løsmasser, størrelse (se faktaboks for hver vannforekomst i kapittel 3) og topografi (Figur 35). Dette vil ha stor betydning for den enkelte vannforekomst.



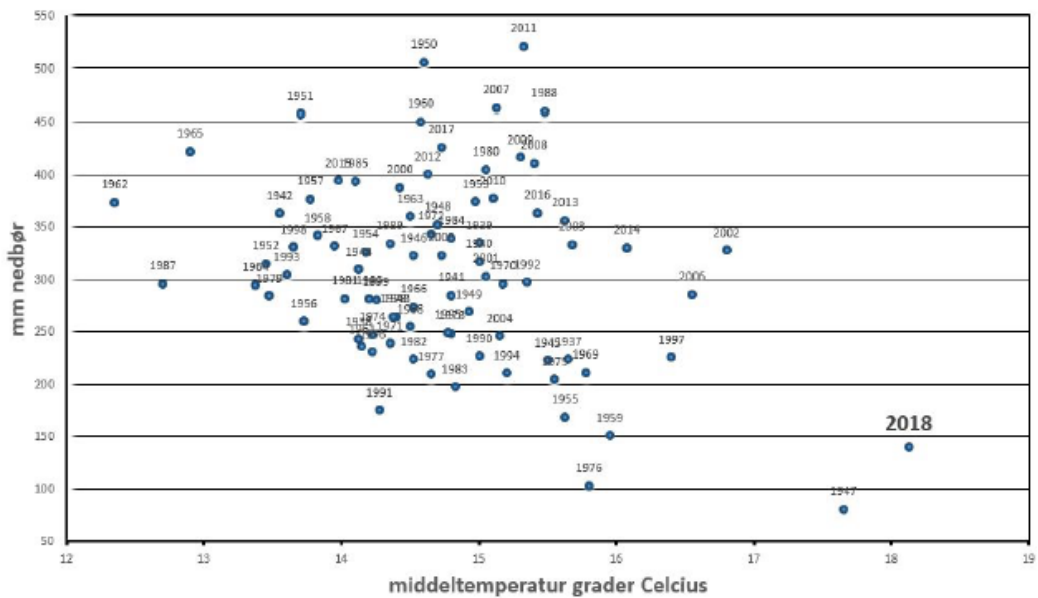
Figur 35. Høyeste og laveste punkt (moh), samt median høyde (sorte prikker), i de 34 nedbørfeltene prøvetatt i 2018.

### 6.3.2 Året 2018 i et klimaperspektiv

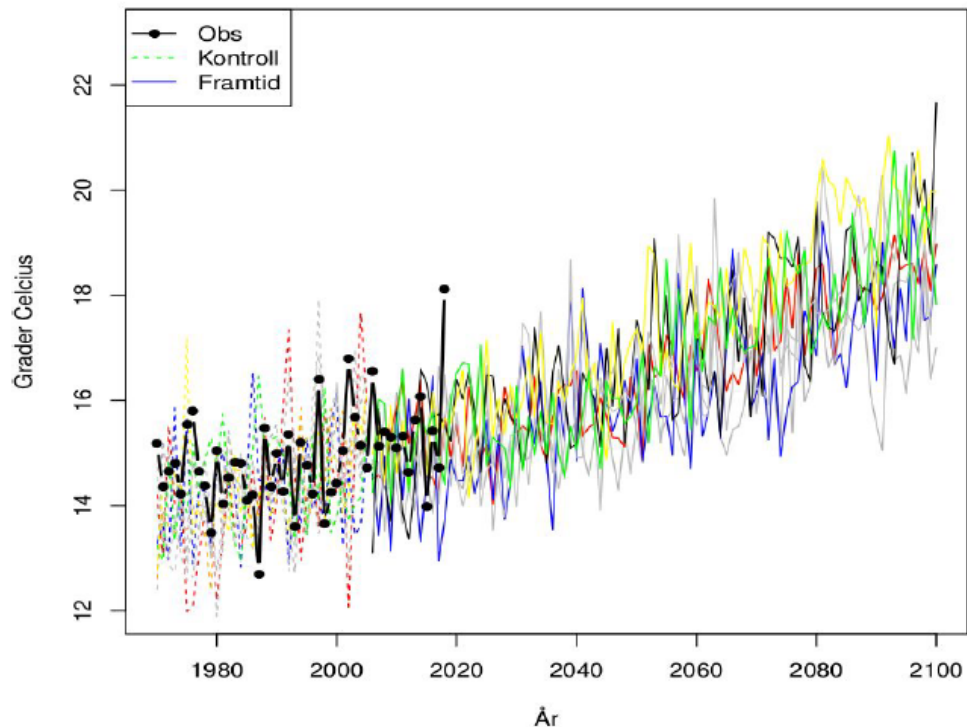
Klimaet i Norge er i endring (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Trendanalyser som ble utført for det første utvalget av referansevassdrag viste også dette (Moe mfl. 2018). I perioden 1980-2016 hadde lufttemperaturen økt i alle regioner, og nedbørmengden hadde økt ved de fleste av lokalitetene i forhold til normalperioden 1961-1990. Trendene for avrenning i perioden 1980-2015 var mer varierende og mindre tydelige, trolig som et resultat av økt fordampning i et stadig varmere klima.

Sommeren 2018 var uvanlig varm i store deler av landet, spesielt i Sør-Norge og særlig i mai og juli (Skaland mfl. 2019). Tørken varte fra mai til begynnelsen av august. På Oslo-Blindern målestasjon var middeltemperaturen for sommeren (mai-august) godt over det tidligere rekordåret 1947 (Figur 36).

Fordampningen ble høy og i tillegg kom det svært lite nedbør (Figur 37). De høye temperaturene kan knyttes til klimaendringer (Skaland mfl. 2019).



Figur 36. Forholdet mellom gjennomsnittstemperatur og nedbør for sommermånedene (mai-august) ved Oslo-Blindern i perioden 1937-2018. Ekstremåret 2018 er nederst i høyre hjørne og avviker både i temperatur og nedbør. Kilde: Skaland mfl. (2019).



Figur 37. Framtidsscenarier for gjennomsnittstemperaturen ved Oslo-Blindern fram til 2100. Svarte symboler viser målte middeltemperaturer til og med 2018. Den siste svarte prikken viser sommeren 2018. Kilde: Skaland mfl. (2019).

Selv om sommeren 2018 var ekstremt varm og tørr, viser Figur 37 at det er forventet tilsvarende situasjoner med hensyn til temperatur i framtida. Framskrivningen viser at middeltemperaturen sommeren 2018 vil være normalen i 2080-2090 (Skaland mfl. 2019). Tilsvarende avvik fra normalen i 2085 som i 2018 vil gi en middeltemperatur på 21 °C, dvs. 3 °C høyere enn i 2018. I sommere med lite nedbør kan forholdene, spesielt tørke, dermed bli enda mer dramatiske enn i 2018 på grunn av større fordampning.

### 6.3.3 Effekter av et endret klima på laksefisk

For laksefisk i elver og bekker (som ørret, røye, harr og laksunger) blir vannføring og vanntemperatur ofte fremhevet som de viktigste faktorene som direkte eller indirekte påvirker overlevelse og reproduksjon (Jonsson & Jonsson 2009). Disse faktorene slår ulikt ut i ulike deler av livshistorien og påvirker fisken gjennom ulike mekanismer. Hvor viktige disse er kan variere mellom områder og over tid. For tørkesommeren 2018 var trolig den lave vannføringen i kombinasjon med høye temperaturer en viktig begrensende faktor for fiskebestander i mange småvassdrag. Ved lav vannføring minker mengden tilgjengelige leveområder, og uten langvarig snøsmelting eller regnskyll (som på norske breddegrader som regel har en avkjølede effekt) økte vanntemperaturen i takt med lufttemperaturen denne sommeren.

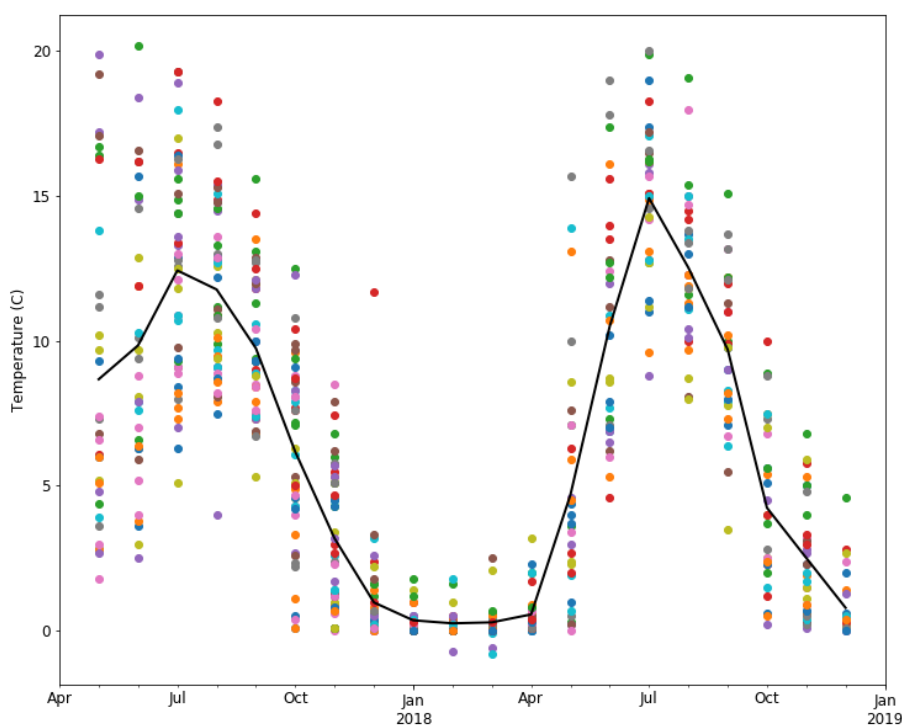
For fisk er vanntemperatur et toegget sverd: Appetitten øker i takt med temperaturen, men grunnmetabolismen øker tilsvarende (altså «utgiftene»). Forutsatt at det er nok mat tilgjengelig kan optimal temperatur for vekst ligge ganske nært opptil toleransegrensen, men i praksis er det alltid en viss grad av matmangel i naturlige elver. Når temperaturen er høy er «utgiftene» som følge av høy metabolisme så høy at fisken er sårbar for matmangel og dermed kan lide vekttap. Når temperaturen overskrider punktet hvor netto vekst er mulig, vil fysiologiske prosesser påvirkes negativt og fisken vil få nedsatt immunforsvar og ha dårligere unnvikelsesadferd på grunn av redusert allmenntilstand. Ørret, vår mest utbredte ferskvannsfisk, kan legge på seg ved vanntemperaturer opp til 23 °C gitt tilstrekkelig tilgang til mat. Den har appetitt og spiser videre opp til ca. 25 °C, men vil tape vekt ved ytterligere temperaturøkning. Tilgang på oksygen kan også bli en utfordring, da oksygenets løselighet avtar med økende temperatur, samtidig som andre oksygen-forbrukende prosesser som nedbrytning av organisk materiale øker. Ved 30 °C vil fiskedød inntreffe nesten umiddelbart (Forseth mfl. 2009).

Det er sjelden at vanntemperaturen blir så høy i Norge at ørret tar direkte skade, men ved de temperaturene vi observerte i både 2017 og 2018 (opp mot 20 °C, Figur 38) kan noen vannforekomster ha hatt perioder med temperaturer som overskred punktet for hvor vekst var mulig. Siden prøvetakingsfrekvensen er månedlig, er det er mulig at de høyeste temperaturene ikke ble fanget opp. På Langtjern, et av NIVAs feltforskningsområder i Sør-Norge, pågår sensorbasert overvåking av klimarelevante parametere (se [aquamonitor.no/langtjern](http://aquamonitor.no/langtjern)). Daglige temperaturer i utløpet i perioden juni til august 2018 overskred 20 °C 34 ganger, og i 10 av disse dagene oversteg temperaturen 23 °C. Den høyest målte temperaturen var 25,6 °C, altså en temperatur som gjør at ørret taper vekt selv ved tilgang på mat.

Generelt var behovet for mat sannsynligvis høyere i 2018 enn i en normal sommer grunnet de høye vanntemperaturene. Videre, når det kun gjenstår små vanddekte arealer med liten gjennomstrømning, vil konkurransen mellom individene bli større, noe som igjen kan ha negativ innvirkning på vekst og generell kondisjon. I elver uten tilgang til termiske refugier (det vil si områder med kaldere vann, for eksempel grunnvannstilsig eller dype kulper) eller mulighet for forflytning til andre områder med mindre konkurranse eller kaldere vann vil det være en økt risiko for fiskedød.

Uten konkrete målinger kan vi ikke trekke noen konklusjoner om årsak og virkning, men det kan ikke utelukkes at bestander kan ha blitt redusert som følge av lav vannføring og lange perioder med høy temperatur i 2018.

Langvarig tørke har også noen andre følger. I vassdrag med større myr- og torvrområder i nedbørfeltet fører lavere grunnvannstand til at sulfider i de anoksiske delene av myrene oksideres til sulfat. Resultatet er utlekking av svovelsyre når det begynner å regne, med påfølgende pH-reduksjon og tilhørende økning i konsentrasjonen av labilt aluminium (den potensielt giftige fraksjonen av aluminium). Eksempler på dette er kjent, blant annet fra sommeren 1995 øverst i Flagstadelva ved Hamar (Hindar & Larssen 2005). Oppstrøms prøvetakingsstasjonen var 62 % av nedbørfeltet dekket av myr, slik at potensialet for syreproduksjon der var spesielt stort. Målingene fra dette overvåkingsprogrammet har ikke fanget opp tilsvarende økte konsentrasjoner i labilt aluminium i vannforekomster med myrområder i nedbørfeltet. Dette kan skyldes at andelen myrområder her ikke er høy nok (maks 22 %) eller at den månedlige prøvetakingen ikke har fanget opp periodene med høyest konsentrasjoner.



Figur 38. Alle måleverdier for temperatur i referanseelvene (2017 og 2018). Linjen forbinder gjennomsnittsverdiene for hver måned. Merk at det er ulike elver i 2017 og 2018, og fra ulike områder i landet.

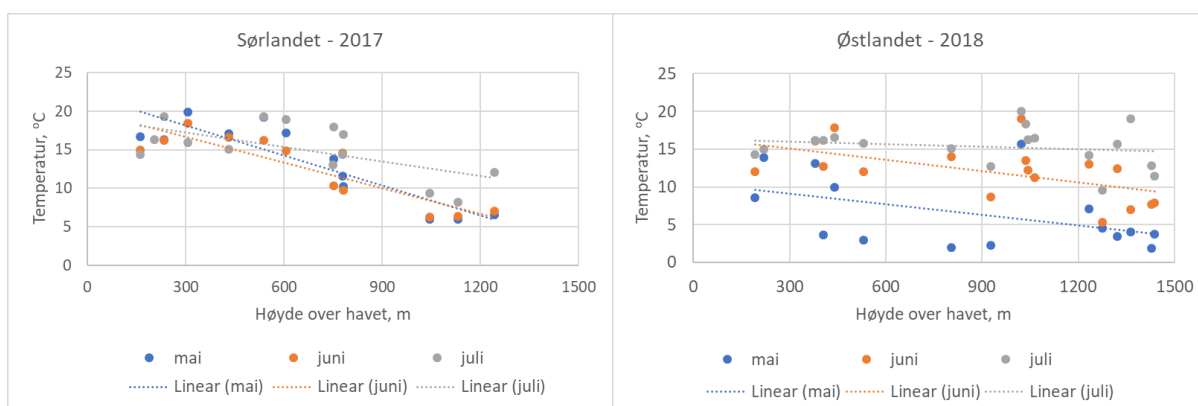
#### 6.3.4 Ekstremåret 2018 i referanseelvene

Prøvetakingsprogrammet for referanseelver er i hovedsak utformet for å beregne tilstandsklasser i henhold til vannforskriften, og med dagens design kan det være utfordrende å analysere effekter av klimavariasjon. Vanntemperatur måles for eksempel kun ved de månedlige vannprøvetakingene (Figur 38), mens kontinuerlig logging ville gitt en mer fullstendig oversikt over temperaturene gjennom året. En videre utfordring er at, selv om det meste av vannprøvetakingen utføres i begynnelsen av hver måned, så vil det gjerne være noen stasjoner som prøvetas sent i måneden (på grunn av for eksempel vær- og føreforhold). Dette gjør dataanalyse på tvers av stasjoner og regioner mer utfordrende. I tillegg prøvetas ulike områder annet hvert år. Foreløpig er det samlet data i to år, hvorav for eksempel



elver på Sørlandet ble prøvetatt i 2017 og elver på Østlandet ble prøvetatt i 2018. Sammenlikning av temperaturforhold og miljøstatus i elvene mellom disse to årene (som klimatisk sett var svært forskjellige) får derfor visse begrensninger. I tillegg til mulig regional variasjon er det forventet variasjon som følge av høydegradienten stasjonene fordeler seg langs (jamfør Figur 35).

Vi har likevel sammenliknet temperatur for vannprøver tatt i mai, juni og juli 2017 for vannforekomster på Sørlandet (n=14) med tilsvarende prøver fra 2018 på Østlandet (n=18), da det var denne regionen som i størst grad opplevde ekstremvær i 2018. I første gruppe inngår også to vannforekomster fra Østlandet (Leppa og Rørvannet), da det ble lagt til noen ekstra vannforekomster i andre økoregioner i 2017. I begge gruppene mangler temperaturdata fra 4 prøvetakinger (fra ulike vannforekomster, ulike årsaker til manglende temperaturinformasjon). Temperatur er plottet mot en høydeparameter (middel høyden i nedbørfeltet oppstrøms prøvetakingspunktet) for å vise betydningen av høyde over havet. Prøver tatt på Sørlandet i mai 2017 hadde betydelig høyere temperatur enn prøver tatt på Østlandet i mai 2018 (Figur 39). For alle tre måneder i 2017 var det en reduksjon i temperatur med økende høyde. Det var en tendens til at temperatur i prøver fra fjellområdene i juni og juli i 2018 var høyere enn i 2017, men på Sørlandet er det bare tre elver med midlere nedbørfelthøyde over 800 moh, så datasettet er for lite til å si noe sikkert. I juli 2018 var det nesten ingen forskjell i temperatur i høydegradienten, og selv elver i nedbørfelt på 1200-1500 moh hadde opp mot 20 °C i vannet. De høye temperaturene i fjellområdene i 2018 gjenspeiler den unormalt varme sommeren.



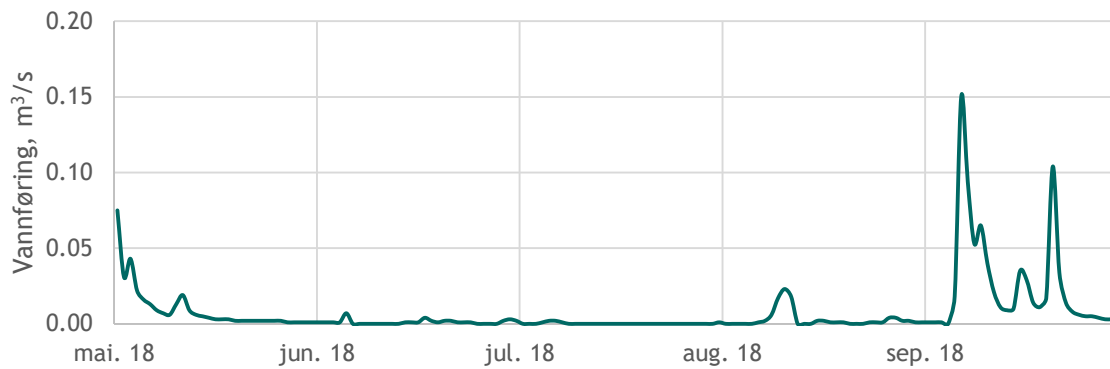
Figur 39. Temperatur i vannprøver i mai, juni og juli fra elver på Sørlandet (+2 på Østlandet) i 2017 og fra Østlandet i 2018. Trendlinjer basert på lineær regresjon er tatt med for å indikere sammenhenger.

### 6.3.5 Ekstremåret 2018 belyst med eksempler fra andre vannforekomster

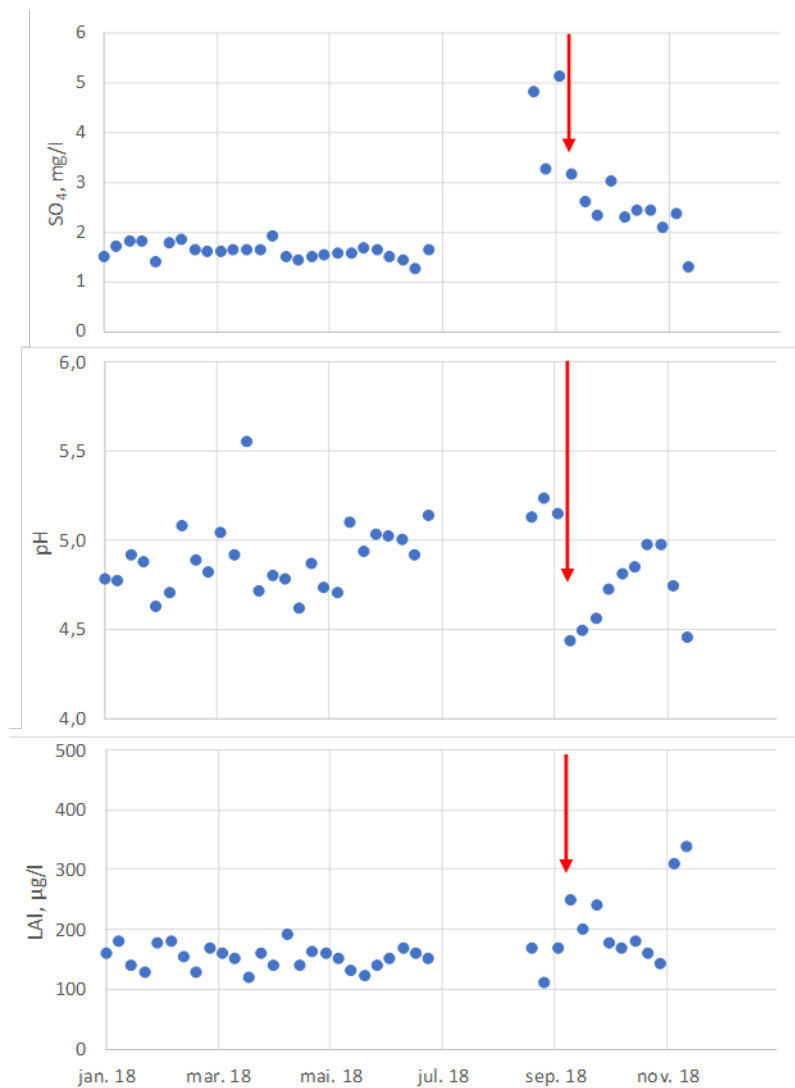
For å komplettere bildet av situasjonen i 2018 har vi også hentet data for vannføring, vanntemperatur og vannkjemiske effekter fra andre vassdrag og feltforskningsområder der vi har mer kontinuerlige målinger.

Sommeren 2018 var uvanlig varm og tørr, og som beskrevet over, forventet vi uttørking av myrer og oksidasjon av sulfid i anoksiske lag til sulfat. I Birkenesfeltet i Agder har vi resultater fra kontinuerlige målinger gjennom sommeren 2018, og her observerte vi en liten vannføringsøkning etter nedbør den 10.8.2018, og en markant vannføringsøkning den 7. september (Figur 40). Den første vannføringsøkningen medførte økt konsentrasjon av sulfat (data ikke vist), men denne økningen ble balansert av andre ioner slik at pH ikke ble redusert. Den andre, derimot, ga en markant høyere konsentrasjon av sulfat til tross for fortynningen i den store vannmengden. pH ble redusert fra 5,5 til 4,5 og konsentrasjonen av labilt aluminium økte tydelig (Figur 41). Mens effekten i Flagstadelva i 1995

ble fremmet av et stort myrareal, er det trolig det store lageret av svovel etter mange år med sur nedbør som gav denne effekten i skogfeltet i Birkenes.



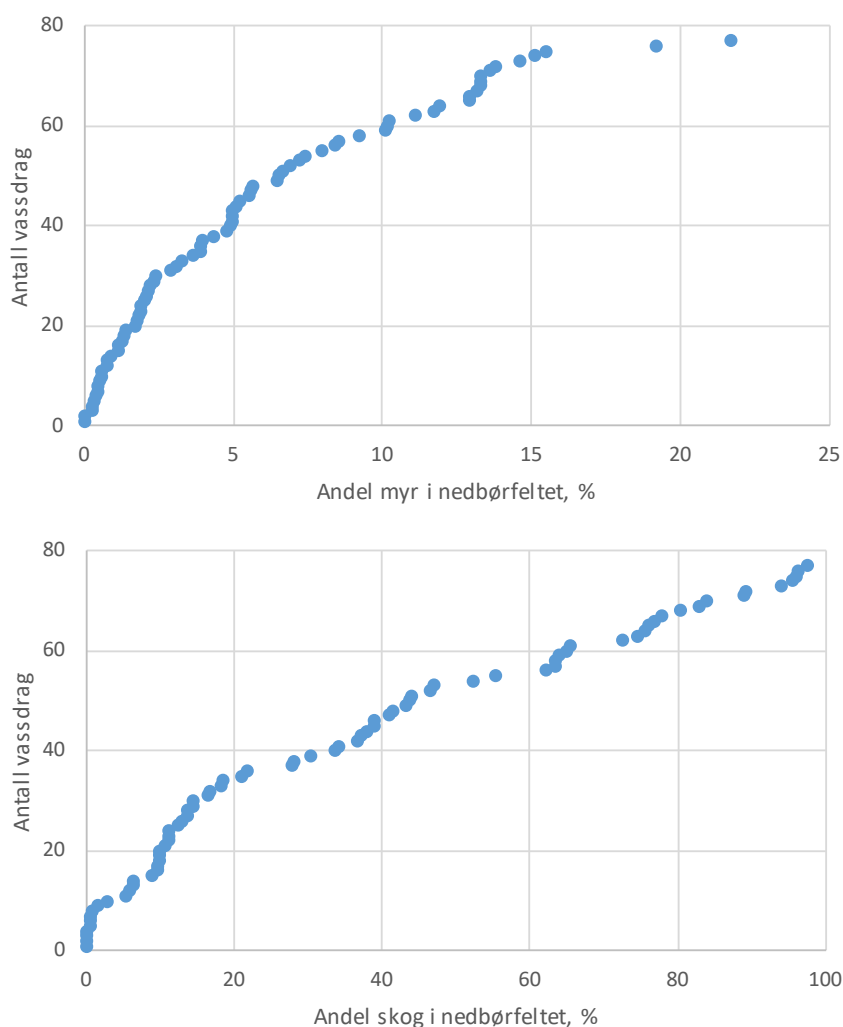
Figur 40. Vannføring i perioden mai-oktober ved feltforskningsområdet Birkenes i Aust-Agder.



Figur 41. Vannkjemi på Birkenes feltforskningsstasjon i 2018. Piler indikerer tidspunktet for første større avrenningsepisode etter tørkesommeren.

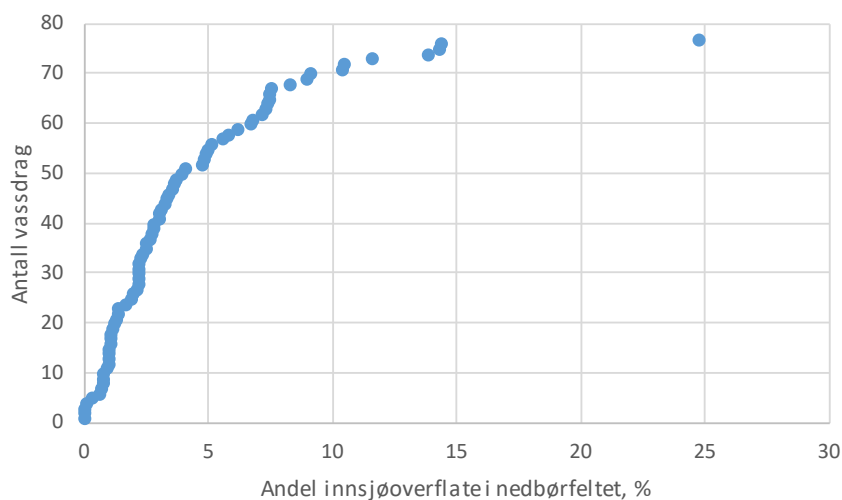
Den sensorbaserte overvåkingen av pH og vannføring i NIVAs forsøksområde på Langtjern gir mulighet til å studere korttidseffekter av klimavariasjon. Lignende effekter som i Birkenesfeltet (økt  $\text{SO}_4$ , lavere pH og økt labilt Al) er også funnet i utløpet av Langtjern, men de var noe mindre utpreget på grunn av innsjøeffekten (oppholdstiden for vannet) som demper og forsinker påvirkningen fra nedbørfeltet. Sammenhengen mellom økt vannføring og redusert pH var mest utpreget etter en lengre tørkeperiode.

Slike surstøt etter tørkeperioder er blant annet avhengig av andelen myrområder i nedbørfeltet. Referansevassdragene har maksimalt 22 % myr oppstrøms prøvetakingspunktet, og de fleste har langt mindre (Figur 42). I halvparten av nedbørfeltene er andelen under 4,5 %. Skogsmark kan også tørke ut, og areal-andelen skog i nedbørfeltene er maksimalt 97 %, mens halvparten av feltene har skogandel under 30,5 %. Selv om mange av nedbørfeltene har en stor andel skog, er skogsmark mer oksygenrik og har langt mindre potensial for sulfidoksidasjon. Dette kan bidra til å forklare at det ikke ser ut til å være en tydelig økning i sulfatkonsentrasjonen i referanseelvene mot slutten av sommeren 2018 (data ikke vist).



Figur 42. Andel myr (øverst) og skog (nederst) i nedbørfeltene oppstrøms prøvepunktet i referansevassdragene. Vassdragene er rangert i begge tilfeller fra lavest til størst andel.

Spesielle og episodiske forhold som kan påvirke vannkjemien utjevnes i vassdrag med en stor andel innsjøer i nedbørfeltet. Det er derfor også av interesse å se på innsjøandelen i referansevassdragene. Når totalt innsjøareal utgjør 10 % eller mer av nedbørfeltene, slik som i sju av vassdragene vist i Figur 43, kan det ha en betydelig utjevnende effekt på vannkvaliteten. Dette gjelder spesielt hvis innsjøene også har en viss oppholdstid (for eksempel >0,5 år). Eksempelet fra Langtjern viser også at innsjøer som varmes opp, kanskje spesielt små og grunne innsjøer, vil bidra til høy temperatur i vassdragene.



Figur 43. Andel innsjøoverflate i nedbørfeltene oppstrøms prøvepunktet i referansevassdragene. Vassdragene er rangert fra lavest til størst andel.

### 6.3.6 Oppsummering og konklusjon

Sommeren 2018 var uvanlig på grunn av høye temperaturer og svært lite nedbør i Sør-Norge. Som enkeltår styrker dette grunnlaget for å hevde at klimaet er i endring, og framskrivninger viser at denne ekstreme sommeren kan være normalsituasjonen i 2080-2090. Temperaturdata fra referansevassdragene i 2017 og 2018 gjenspeiler delvis denne situasjonen, og vi forventer at lav vannføring og høy vanntemperatur over lang tid kan gi reduserte fiskebestander.

Vurderingen av klimatiske data (vanntemperatur) i overvåkingsprogrammet blir foreløpig begrenset av den korte tiden programmet har eksistert. Prøver tas dessuten av praktiske årsaker til dels spredt utover i samme måned, noe som gjør det utfordrende å sammenligne mellom vassdrag, regioner og høydegrupper. For å skaffe mer og bedre data for en vurdering av klimaeffekter bør en vurdere å sette ut temperaturloggere i utvalgte vassdrag innenfor hver av de seks regionene. For å belyse spesielle forhold, slik som effekten av sulfidoksidasjon sommerstid, kan pH-sensorer settes ut ved behov.

For å vurdere regionale klimaeffekter kan temperaturdata også hentes fra andre overvåkingsprogrammer. I Elveovervåkingsprogrammet er det i grunnprogrammet utplassert temperaturloggere i Numedalslågen, Skienselva, Otra, Orreelva, Vosso, Vefsna og Altaelva. Det vil si at alle de seks regionene Øst, Sør, Vest, Midt, Nord og Finnmark er dekket. I tillegg til dette har NVE temperaturlogging i Vikedalselva (Vest) og Orkla (Midt). Feltforskningsområder som er utstyrt med sensorer for klimaparametere og der vannkjemii måles hyppig, slik som Langtjern i Buskerud og Birkenes i Aust-Agder, kan gi et svært verdifullt supplement til programmet. En kombinasjon av denne type målinger fra ulike overvåkingsprogrammer anbefales for videre analyser av klimaeffekter i elvene.

## 7. Konklusjoner og veien videre

Miljødirektoratets overvåkingsprogram for referanseelver i Norge dekker totalt 77 vannforekomster over hele landet. Disse prøvetas over en toårssyklus, hvor halvparten prøvetas hvert annet år. Programmet startet opp i 2017 med undersøkelse av 47 vannforekomster, og denne rapporten viser resultatene fra de 34 vannforekomstene som ble undersøkt i 2018 (4 av vannforekomstene prøvetas hvert år). Med denne rapporten er således alle vannforekomster undersøkt for aller første gang, og første toårssyklus er ferdig. Målsetningen er å styrke datagrunnlaget for norske referanseelver av ulike elvetyper, inkludert langtidstrender, og å bruke dette til å videreutvikle klassifiseringssystemet for elver i Norge, samtidig som vi skal bidra til at Norge overholder sine rapporteringsforpliktelser til ESA.

Basert på undersøkelsene fra de to første årene ser det ut til at de utvalgte vannforekomstene ikke har problemer med eutrofiering, med mulig unntak av de to leirelvne Lundsåa og Vikka. Disse ligger i nedbørfelt med noe landbrukspåvirkning, og vi ser også en viss organisk belastning her. Undersøkelsene antyder også at det er noe organisk belastning i enkelte av de mer avsidesliggende vannforekomstene. Dette kan i noen tilfeller skyldes utmarksbeite, men vi mistenker at hovedårsaken er at bunndyrindeksen ASPT burde hatt ulike referanseverdier og klassegrenser for utvalgte elvetyper (indeksen benytter i dag samme referanseverdi og klassegrenser for alle elvetyper). Som i 2017 var det også i 2018 usikkerhet knyttet til forsøringsindeksene og egnethet av fiskeindeksen, men dette var mindre utpreget i resultatene fra 2018 sammenliknet med 2017. Dette skyldes trolig at vannforekomstene lå i ulike deler av landet disse to årene, og usikkerhetene kommer mest til syne i enkelte elvetyper og regioner. I programmet er også utvalgte vannregionspesifikke og prioriterte stoffer undersøkt i vannprøver fra alle vannforekomster. Disse ble gjennomgående funnet i konsentrasjoner under grenseverdiene for alle stoffer unntatt arsen i Vikka og nikkel i Sametielva. Et bredt utvalg vannregionspesifikke og prioriterte stoffer ble også undersøkt i fisk fra 11 av vannforekomstene, og her oversteg konsentrasjonene av miljøgifter grenseverdiene for tre av stoffene i nesten alle prøvene: PCB7 var over grenseverdien i 10 av de 11 vannforekomstene og de allestedsnærværende stoffene kvikksølv (Hg) og polybromerte difenyletere (PBDE) var over grenseverdiene i alle de 11 vannforekomstene (både i 2017 og 2018). I 2018 ble det også funnet forhøyede konsentrasjoner av PFOS i to elver. Med disse undersøkelsene bidrar prosjektet til å oppfylle Norges rapporteringsforpliktelser overfor ESA (formål 3).

For å oppfylle formålet om utvidet datagrunnlag for referansevassdrag i Norge (formål 2) er det viktig at de undersøkte vannforekomstene faktisk er referanser, altså i liten grad påvirket av mennesker. Resultatene fra 2018 viser svært god tilstand i de fleste vannforekomstene med tanke på eutrofiering (det vil si næringssalttilførsler), noe som tyder på at utvalget av vannforekomster er relativt godt med tanke på lokale påvirkninger, selv om det er noe usikkerhet knyttet til organisk belastning og bunndyrindeksen ASPT. Vi kan derimot ikke utelukke at det i noen vannforekomster er andre faktorer, som hogst i nedbørfeltet eller hydromorfologiske inngrep, som påvirker egnetheten som referansevassdrag. For eksempel kan forbygninger i vassdraget nedtrøms for vannforekomsten fungere som vandringshindre for fisk. Etter første runde med overvåking ser vi også at egnetheten som referanse i noen få tilfeller trolig kan forbedres ytterligere ved flytting av prøvetakingspunkt lengre oppstrøms i samme vannforekomst. For de to leirvassdragene i årets undersøkelse ser det ut til å være noe påvirkning fra landbruk. Leirvassdrag er en viktig elvetype å få referansetilstand for, da denne type vannforekomster i høy grad er påvirket av menneskelig aktivitet (landbruk og bebyggelse). Dette er også en elvetype det er tilnærmet umulig å finne i helt upåvirket tilstand i Norge, så utvalget i

dette programmet er trolig det beste vi kan oppnå. Det er større usikkerheter knyttet til langtransporterte stoffer (som sur nedbør og kvikksølv), men slike påvirkninger er tilnærmet umulige å unngå i en landsdekkende studie, og det er foreløpig uklart i hvor stor grad de undersøkte vannforekomstene viser effekter på biota av for eksempel forsuring, eller i hvilken grad de lavere tilstandsklassene er artefakter av indekser med behov for justeringer. I en vurdering av hvorvidt vannforekomstene egner seg som referansevassdrag må det også tas med i betraktningen at det kan bli tilnærmet umulig å unngå enkelte typer påvirkninger helt, og en må vurdere om det beste vi har inntil videre er godt nok. Det er dog mulig at den geografiske inndelingen av noen vannforekomster bør justeres, blant annet fordi flere av dem har både anadrom og ikke-anadrom strekning.

Formål 1 gjelder testing av metodikk for økologisk tilstandsklassifisering, og etter første toårssyklus ser det ut til at de interkalibrerte og vel utprøvde eutrofieringsindeksene fungerer godt, mens det er behov for større eller mindre justeringer av de fleste andre indeksene: For forsuringindeksene er det behov for mer data for ulike elvetyper, særlig for de biologiske indeksene, samt at det er behov for en vurdering av hvorvidt pH-indeksen følger klassegrensene for det mest forsuringssensitive biologiske kvalitetselementet. Generelt bør det foretas en sammenstilling av referanseverdier og elvetypeinndeling for de ulike forsuringindeksene sett under ett, og dette bør henge sammen med interkalibreringsarbeidet for disse indeksene. Også for ASPT bør det vurderes om ett sett klassegrenser for alle elvetyper er nok, og om klassegrensen god/svært god er for streng. Resultatene fra fiskeundersøkelsene viser at det er stor usikkerhet knyttet til denne indeksen, og her er det stort behov for mer data for ulike elvetyper og økoregioner. Datamaterialet som samles inn i dette programmet vil på sikt kunne brukes til begge deler. For vannregionspesifikke og prioriterte stoffer er det også noe usikkerhet knyttet til noen av grenseverdiene, og det er fortsatt mange stoffer som mangler grenseverdier for ulike matrikser. For PAH-metabolitter i galle er det behov for ytterligere studier i både referanseelver og urbane elver for å avklare hvorvidt grenseverdiene utarbeidet av ICES for marine fiskearter også kan benyttes for ferskvannsarter.

Det er foreløpig for tidlig å bruke de innsamlede dataene fra årets vannforekomster til å fange opp langsiktige endringer i vanntilstand (formål 4), men klimadata er hentet inn og analysert for hvert vannprøvetakingspunkt. Disse viser at det trolig fortsatt vil være effekter av deposisjon av svovel og nitrogen i framtiden (Moe mfl. 2018), ikke minst i Sør-Norge, noe som rimeligvis påvirker referanselokaliteter i dette området. Vi fikk også se et eksempel i 2018 på hvordan somrene antas å bli noen tiår framover som en effekt av de pågående klimaendringene, med ekstrem varme og tørke i store deler av landet. I denne rapporten har vi satt den varme sommeren i et klimaperspektiv, og beskrevet effekter slike ekstremsomre kan ha på norske fiskebestander. Data samlet inn gjennom dette programmet vil framover kunne bidra med verdifull informasjon om tilsvarende trender i årene som kommer. For å øke nytteverdien i forhold til analyser av klimatrender anbefaler vi å legge ut temperaturloggere på utvalgte lokaliteter. Det kan også vurderes å sette ut mikrosensorer for utvalgte langtransporterte miljøgifter.

### **Forslag til veien videre**

En samlet oversikt over de ulike indeksene og deres utfordringer er presentert i Tabell 51. I samme tabell er det også presentert forslag til strakstiltak og tiltak på lengre sikt for hver av disse indeksene. Utover indeksene er det også noen andre elementer som er utfordrende, og disse er også presentert i tabellen. Mer utfyllende informasjon om de ulike utfordringene er beskrevet andre steder i rapporten, men tabellen oppsummerer de viktigste utfordringene og våre forslag til veien videre slik at det skal være enket for forvaltningen å få en samlet oversikt.

**Tabell 51. utfordringer og forslag til veien videre**

En oppsummering av indeksene og parameterne benyttet til tilstandsklassifisering i dette prosjektet, med beskrivelse av utfordringer knyttet til disse, og anbefalinger for veien videre på kort og lang sikt.

Indeks / parameter	Utfordringer og anbefalinger
<b>Påvekstalger PIT</b> (lav usikkerhet)	<p><b>Utfordring:</b> Indeksen er interkalibrert og viser forventede resultater. Mangler dog referanseverdi og klassegrenser for leirvassdrag.</p> <p><b>Kort sikt:</b> -</p> <p><b>Lang sikt:</b> Utvikle referanseverdi og klassegrenser for leirvassdrag.</p>
<b>Påvekstalger AIP</b> (middels usikkerhet)	<p><b>Utfordring:</b> Indeksen er ikke interkalibrert, datagrunnlaget som ble benyttet for utvikling av referanseverdier og klassegrenser er fra et begrenset antall lokaliteter og geografisk område og det er manglende overensstemmelse mellom referanseverdiene (og klassegrensene) for AIP og pH for en del av elvetyperne (særlig ved lav Ca-konsentrasjon og høy TOC). Se for øvrig også utfordringer knyttet til breelver.</p> <p><b>Kort sikt:</b> Vi anbefaler at det i klassifiseringsveilederen spesifiseres at AIP ikke skal brukes i moderat kalkrike eller kalkrike vannforekomster ettersom disse ikke er antatt å være forsureningsensitive. Det bør legges til at indeksen kan vurderes benyttet i disse elvetyperne dersom det mistenkes lavere pH enn referansetilstand på grunn av særtilfeller som for eksempel gruveavrenning. Det anbefales også spesifisert at påvekstalger reagerer på minimumsverdier av pH over en gitt periode, og at tilstandsklasse basert på AIP dermed ikke nødvendigvis sammenfaller med tilstandsklasse basert på vannkjemiske målinger av pH (som kun gir et øyeblikksbilde, så lenge det ikke er brukt logger).</p> <p><b>Lang sikt:</b> 1) Øke datagrunnlaget for referanseelver for ulike elvetyper og økoregioner for å verifisere dagens referanseverdier og klassegrenser og vurdere behovet for justerte verdier/grenser. 2) Vurdere behovet for å dele opp i flere elvetyper når datagrunnlaget er større. 3) Resultatene av dette arbeidet bør videre sammenstilles med referanseverdiene og klassegrensene for pH. 4) Vurdere interkalibrering.</p>
<b>Bunndyr ASPT</b> (lav-middels usikkerhet)	<p><b>Utfordring:</b> Indeksen er interkalibrert for kalkfattige og moderat kalkrike, klare elver, men det mangler interkalibrering for andre elvetyper. Det er i siste veileder kun én referanseverdi og ett sett klassegrenser for alle elvetyper, men vi har indikasjoner på at det kan være behov for å ha egne referanseverdier og klassegrenser for svært næringsfattige vassdrag i klimaregion fjell. Det samme gjelder humøse vannforekomster, der andre undersøkelser har indikert at indeksen kan vise for dårlig tilstandsklasse i noen tilfeller (upubliserte data), og for god tilstand dersom vannforekomsten har lav pH. Det er videre mulig grensen svært god/god og god/moderat er for strenge. Utover dette er også indeksen basert på indikatorverdier på familienivå, mens ulike arter innen en og samme familie kan ha ulike toleransenivåer. Dette øker usikkerheten i tilstandsklassifiseringen. ASPT-indeksen er utviklet basert på et britisk datasett fra 80-tallet, og i Storbritannia har indeksen siden blitt videreutviklet, uten at den norske indeksen har hatt samme utvikling.</p> <p><b>Kort sikt:</b> I veilederen anbefaler vi at det presiseres at indeksen kan vise for god økologisk tilstand dersom vannforekomsten er forsuret, og for</p>

	<p><i>dårlig økologisk tilstand</i> i svært næringsfattige vannforekomster med en høy andel snaufjell i nedbørfeltet.</p> <p><b>Lang sikt:</b> Vurdere behovet for å utvikle egne referanseverdier og klassegrenser for utvalgte elvetyper, eventuelt å videreutvikle indeksen slik det er gjort de siste årene i en del andre land som for eksempel Storbritannia.</p>
<p><b>Bunndyr RAMI</b> (middels usikkerhet)</p>	<p><b>Utfordring:</b> Indeksen er ikke interkalibrert (men det er god korrelasjon med den interkalibrerte indeksen AcidIndex2 for kalkfattige, klare elver), indeksen er relativt ny (og dermed med lite erfaringsgrunnlag) og det mangler referanseverdi og klassegrenser for en del elvetyper. Indeksen kan ikke skille mellom menneskeskapt forurening og naturlig sure forhold (blant annet forårsaket av humøssyrer).</p> <p><b>Kort sikt:</b> I klassifiseringsveilederen anbefales det å spesifisere at for tidlig prøvetaking om høsten vil føre til små individer som det er vanskelig å artsbestemme, og dertil mindre presis tilstandsklassifisering. Dette fordi RAMI krever artsidentifisering til et lavere taksonomisk nivå enn ASPT for å fungere optimalt.</p> <p><b>Lang sikt:</b> Vurdere behovet for å utvikle egne referanseverdier og klassegrenser for flere elvetyper, samt å forbedre datagrunnlaget for å vurdere 1) egnethet for ulike økoregioner og 2) justerte klassegrenser for dårlig og svært dårlig tilstand.</p>
<p><b>Fiskeindeksen</b> (små bekker og elver med laksefisk i lavlandet) (høy usikkerhet)</p>	<p><b>Utfordring:</b> Fiskeindeksen benyttet her (som er tilpasset «små bekker og elver med laksefisk i lavlandet») er utviklet basert på et relativt lite datagrunnlag fra et begrenset geografisk område, og tar ikke hensyn til naturlig lave tettheter av laksefisk eller artsmangfoldet av andre fiskearter. Indeksen er derfor ikke egnet i flere av vassdragene i programmet og det er sannsynlig at den underestimerer den økologiske tilstanden i slike vannforekomster.</p> <p><b>Kort sikt:</b> Som et strakstiltak anbefales det at klassifiseringsveilederen oppdateres med tydelig presisering om at fiskeindeksen tilpasset «små bekker og elver med laksefisk i lavlandet» kun benyttes der den er egnet, slik som lavereliggende områder (klimasone Lavland &lt; 200 moh) dominert av laksefisk. Dersom den benyttes utenfor disse rammene anbefaler vi at det utvises stor aktsomhet i tolkningen av resultatene.</p> <p><b>Lang sikt:</b> Her er det behov for et større datagrunnlag for å kunne videreutvikle indeksen til å passe flere elvetyper og økoregioner.</p>
<p><b>Fysisk-kjemiske eutrofieringsparametere</b> TotP (lav usikkerhet) TotN (middels usikkerhet)</p>	<p><b>Utfordring:</b> Det er lite usikkerhet knyttet til TotP (som er basert på gode regresjoner med interkalibrerte biologiske indekser for begroingsalger og bunndyr i elver). Referanseverdier og klassegrenser for TotN er noe mer usikre ettersom det for elver er brukt samme verdier som for innsjøer).</p> <p><b>Kort sikt:</b> -</p> <p><b>Lang sikt:</b> Vurdere om det er behov for å justere referanseverdier og klassegrenser for TotN i rennende vann.</p>
<p><b>Fysisk-kjemiske forurensningsparametere</b></p>	<p><b>Utfordring:</b> For pH mangler referanseverdi og klassegrenser for anadrome vassdrag. I tillegg til dette skal klassegrensene for pH i henhold til Vanddirektivet reflektere det mest sensitive biologiske kvalitetselementet. Dette ser ut til å være påvekstalger i flere tilfeller,</p>



<p>pH (middels usikkerhet) ANC (lav usikkerhet) LAL (middels usikkerhet)</p>	<p>men disse to indeksene er ikke sammenstilt (klassegrensene er i dag satt med utgangspunkt i respons hos ørret og laks). For ANC er det lite usikkerhet. For labilt aluminium (LAL) er erfaringsgrunnlaget lite og resultater fra kalkingsovervåkingen har vist noen uoverensstemmelser med pH som vi foreløpig ikke kan forklare (forhøyet LAL uten tilsvarende lav pH i noen tilfeller).</p> <p><b>Kort sikt:</b> Vurdere å inkludere en tekst i veilederen som forklarer at klassegrensene for pH ikke er sammenstilt med klassegrensene for påvekstalger (AIP), slik at disse kan gi ulike resultater. Det bør også spesifiseres (for eksempel som del av et underkapittel «Tolkning av samlet tilstand») at ulike resultater for kjemiske og biologiske kvalitetselementer kan forekomme som resultat av at kjemiske målinger gir øyeblikksbilder, mens de biologiske parameterne integrerer vannkjemien over en lengre periode. Eksempelvis ser vi at påvekstalger reagerer også på korte episoder med lav pH som pH-målingene ofte ikke fanger opp.</p> <p><b>Lang sikt:</b> Utvikle referanseverdi og klassegrenser for pH i anadrome vassdrag. Videre undersøkelser av uoverensstemmelsene mellom pH og LAL. Sammenstilling av klassegrensene for pH og AIP-indeksen (sett i sammenheng med de andre biologiske kvalitetselementene).</p>
<p><b>Vannregion-spesifikke og prioriterte stoffer</b> (lav usikkerhet)</p>	<p><b>Utfordring:</b> Noen av de prioriterte stoffene er allestedsnærværende i konsentrasjoner over grenseverdiene (i dette programmet gjelder det Hg og PBDE). Dette gjør at alle vannforekomster der disse stoffene er undersøkt i biota klassifiseres til ikke god kjemisk tilstand. Ofte gjøres slike undersøkelser kun i et utvalg lokaliteter, og resultatet vil da bli at dette utvalget av lokaliteter ser ut til å være i dårligere tilstand enn resten, uten at dette er korrekt. Utover dette er det også mange stoffer som mangler grenseverdier for ulike matrikser.</p> <p><b>Kort sikt:</b> Vurdere å legge til i veilederen at disse stoffene er allestedsnærværende og forventes å være over grenseverdiene i alle undersøkte vannforekomster i Norge. Men spesifisere at selv om disse stoffene finnes overalt så er konsentrasjonene såpass høye at det er bekymringsverdig (det er altså ikke et alternativ å nedjustere klassegrensene).</p> <p><b>Lang sikt:</b> Utvikle grenseverdier for vannregionsspesifikke og prioriterte stoffer for matrikser der dette mangler.</p>
<p><b>Påvirkninger vi ikke har indekser for</b></p>	<p>Utover indeksene og parameterne nevnt ovenfor er det en del påvirkner vi mangler eller har dårlig utviklede indekser for i elver. Dette inkluderer blant annet vannføringsendringer og partikkelforurensning. Den britiske bunndyrindeksen PSI (Proportion of Sediment-sensitive Invertebrates, Extence mfl. 2011) er testet ut i Norge med lovende resultater (upubliserte data), og det anbefales å videreutvikle denne for norske forhold. Den britiske bunndyrindeksen LIFE (Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation, Extence mfl. 1999), som er utviklet for å fange opp endringer i vannføring (særlig lav vannføring), anbefales også testet for å se om den egner seg for norske forhold.</p>

Andre elementer	Utfordringer og anbefalinger
<b>Brevassdrag</b>	<p><b>Utfordring:</b> For flere av indeksene er datagrunnlaget fra breelver lite, og det mangler referanseverdier og klassegrenser for denne elvetypen. Utover dette har vi indikasjoner på at beregning av elvetype ikke nødvendigvis blir korrekt ved bruk av årsmiddelverdier. Dette gjelder særlig for påvekstalger, der forsøringsindeksen AIP har ulike referanseverdier og klassegrenser avhengig av konsentrasjonen av kalsium i vannet. Kalsium er enkelt å måle og pleier å være en god indikator for vannets bufferevne for forsuring. Men i breelver finnes det mye partikler i vannet, og partikulært kalsium er i motsetning til løst kalsium ikke nødvendigvis i likevekt med vannets surhetsgrad. I tillegg fortynner breavrenningen om sommeren vannets kalsiumkonsentrasjon. Dermed kan elvetypen bli misvisende, noe som igjen kan gi misvisende tilstandsklasser.</p> <p><b>Kort sikt:</b> Presisere i veilederen at AIP-indeksen kan gi misvisende resultater i breelver.</p> <p><b>Lang sikt:</b> Vurdere behovet for en mer grundig analyse av breelver med tanke på typifisering, inkludert analyser av AIP, filtrerte og ufiltrerte prøver av kalsium og prøvetaking månedlig gjennom hele året.</p>
<b>Leirvassdrag</b>	<p><b>Utfordring:</b> Det mangler referanseverdier og klassegrenser for flere indekser i elvetypen leirvassdrag.</p> <p><b>Kort sikt:</b> -</p> <p><b>Lang sikt:</b> Bedre datagrunnlaget for leirvassdrag slik at det kan utvikles referanseverdier og klassegrenser for flere indekser for denne elvetypen.</p>
<b>Ulike tilstandsklasser basert på ulike kvalitetselementer</b>	<p><b>Utfordring:</b> Ulike biologiske grupper kan reagere ulikt på den samme påvirkningen, og dermed gi ulike tilstandsklasser for samme påvirkning. Dette er ikke et problem i seg selv, det er faktisk forventet, men en del forvaltere tror dette er en feil, og heri ligger problemet. Et eksempel er forsøringsindeksene AIP for påvekstalger og RAMI for bunndyr. Disse organismegruppene reagerer på ulike aspekter av lavere pH, og kan dermed få ulike tilstandsklasser ved samme pH. Bunndyr reagerer ikke på forsuring før pH synker ned mot 5,5 (der konsentrasjonen av labilt aluminium blir høy nok til at den blir skadelig), og kan dermed gi svært god tilstand selv ved relativt lav pH. Påvekstalger er mer sensitive for variasjoner i pH (og den tilhørende variasjonen i bikarbonat og CO<sub>2</sub>) og kan reagere allerede ved pH rundt 6,5. For påvekstalger går grensen for svært dårlig tilstand allerede ved pH 6,0 for kalkfattige vannforekomster (det er usikkert hvorvidt denne klassegrensen har behov for revidering ettersom datagrunnlaget er lite, men at tilstanden er dårligere for påvekstalger enn bunndyr er relativt sikkert). Slik kan altså en vannforekomst med pH 6,0 vise svært god tilstand for bunndyr og svært dårlig tilstand for påvekstalger, uten at dette trenger å være feil. Det skyldes rett og slett ulik respons hos ulike organismegrupper.</p> <p><b>Kort sikt:</b> Det anbefales å spesifiseres i veilederen (for eksempel som et underkapittel «Tolkning av samlet tilstand») at det ikke</p>

	<p>nødvendigvis forventes samsvar mellom tilstandsklassene beregnet for ulike biologiske kvalitetselementer for den samme påvirkningen. Se for øvrig kommentaren under «Fysisk-kjemiske forsuringsparametere» lenger opp angående ulike tilstandsklasser basert på biologiske versus fysisk-kjemiske kvalitetselementer.</p> <p><b>Lang sikt:</b> Bevisst presisere denne type forskjeller og behovet for å bruke flere kvalitetselementer i presentasjoner og opplæring i bruk av vannforskriften.</p>
<p><b>Vannforekomsters inndeling</b></p>	<p><b>Utfordring:</b> Noen vannforekomster har en geografisk inndeling som gjør dem utfordrende å tilstandsklassifisere. Dette gjelder for eksempel svært heterogene vannforekomster, store bekkefelt eller vannforekomster som består av både anadrome og ikke-anadrome soner.</p> <p><b>Kort sikt:</b> -</p> <p><b>Lang sikt:</b> Vurdere å revidere inndelingen av vannforekomster som erfaringsmessig viser seg lite egnet for tilstandsklassifisering på grunn av kompleksitet, størrelse, eller type påvirkninger.</p>

## 8. Materialer og metoder

Dette kapitlet presenterer metodikken som er brukt for prøvetaking, analyser og tilstandsklassifisering i henhold til de ulike kvalitetselementene, samt kombinasjonsregler for samlet tilstandsklassifisering. Det er til slutt også presentert hvordan våre institutters ulike prosedyrer sørger for vern av ytre miljø.

### 8.1 Påvekstalger

Totalt ble 34 vannforekomster undersøkt for påvekstalger i 2018.

#### 8.1.1 Prøvetaking av påvekstalger

Påvekstalger er prøvetatt én gang, i august/september, med metodikk i henhold til klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018) og den europeiske normen for prøvetaking og analyse av påvekstalger (NS-EN ISO 15708:2009 og NS-EN 14407:2014): På hver stasjon er det undersøkt en strekning på ca. 10 meter ved bruk av vannkikkert. På denne strekningen ble det samlet inn prøver av alle makroskopisk synlige alger, inkludert heterotrof begroing (soppen *Leptomitius lacteus* og bakterien *Sphaerotilus natans* der dette var aktuelt), og dekningen av disse ble estimert som prosent dekning (<1-100 %). Videre ble mikroskopiske alger samlet inn ved å børste et område på 8 x 8 cm på overflaten av hver av 10 steiner (å 10-20 cm i diameter) i en beholder med ca. 1 L vann. Det avbørstede materialet ble så blandet godt i vannet og en delprøve på 20 ml ble konserveret med formaldehyd, for senere analyser i mikroskop.

#### 8.1.2 Taksonomiske bestemmelser av påvekstalger

Påvekstalger bestemmes taksonomisk ved bruk av mikroskop med opp til 63 x forstørrelse. Tettheten av alger som kun blir observert gjennom mikroskopiske undersøkelser (altså for smått til observasjon i felt), er estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Samme metodikk benyttes til de heterotrofe begroingselementene *Sphaerotilus natans* («lammehaler») og *Leptomitius lacteus*.

Det er i denne undersøkelsen benyttet tradisjonell norsk metode for å skille slektene *Zygogonium* og *Zygnema*, det vil si å se på kloroplastenes form og antall. Dette sammenfaller med metodikken som er benyttet for tidligere data, og som ligger til grunn for utvikling av indeksverdiene i AIP- og PIT-indeksene. Men det er nå blitt tydelig at disse slektene ikke nødvendigvis kan skilles på rent morfologiske trekk, og genetiske studier av slektene vil være nødvendig for å vurdere hvorvidt morfologiske karakteristika kan fungere som skillekriterium. *Zygogonium* er mer vanlig i sure vassdrag, og har en klart lavere AIP-indeks enn de gruppene av *Zygnema* som har en indeksverdi. *Zygogonium* har ingen indeksverdi for PIT, men det har flere av *Zygnema*-gruppene. I denne undersøkelsen har det i de tilfellene der det var mest utfordrende å skille disse slektene vært såpass mange indikatorarter at valget av slekt trolig har hatt liten innvirkning på beregnet AIP/PIT. Unntaket er 18. Smådøla (Ø), der det er umulig å si om stasjonens lave AIP-verdi skyldes en feilbestemmelse av *Zygnema* som *Zygogonium*, eller om stasjonen faktisk er forsuret.

#### 8.1.3 Indeksberegninger og tilstandsklassifisering for påvekstalger

Basert på artsregistreringene rapporteres økologisk tilstand for hver elv. Dette rapporteres som avvik fra referansesituasjonen («naturtilstand») med hensyn til effekter av eutrofiering, forsurening og

organisk belastning. NIVA har utviklet sensitive og effektive metoder for å overvåke dette ved hjelp av påvekstalger og heterotrof begroing; indeksene PIT for eutrofiering (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011), AIP for forsuring (Acidification Index Periphyton; Schneider 2011) og HBI for organisk belastning (Heterotrof begroingsindeks; Direktoratgruppen 2015). PIT, AIP og HBI benyttes i dag som gjeldende standard for tilstandsklassifisering basert på påvekstalger og heterotrof begroing, jamfør overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppen 2010) og siste versjon av klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018)

### **Eutrofieringsindeksen PIT**

PIT beregnes basert på forekomsten av 153 taksa av påvekstalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av PIT (krever minst to indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 1.87 - 68.91, hvor lave verdier indikerer lav fosforkonsentrasjon (oligotrofe forhold) mens høye verdier indikerer høy fosforkonsentrasjon (eutrofe forhold). Terskelverdiene som skiller de ulike tilstandsklassene varierer med ulike Ca-konsentrasjoner, og for å kunne beregne tilstandsklasse er det derfor nødvendig å vite Ca-konsentrasjonen i den gitte vannforekomsten.

### **Indeks for heterotrof begroing HBI**

HBI beregnes med utgangspunkt i et årlig gjennomsnitt av dekningsgrad (prosent dekning) av heterotrof begroing. Dette er et skjønsmessig system som baserer seg på at tilstanden blir dårligere ved økt dekning og tykkelse på dekket av sopp og heterotrofe bakterier (Direktoratsgruppen 2018). For korrekt klassifisering ved bruk av HBI kreves prøvetaking to ganger pr år, vår og høst, for sikker klassifisering. Dette fordi heterotrof begroing svekkes av UV-lys (Mechsner 1985), særlig i sommermånedene, og prøvetaking vår og høst gir dermed et mer korrekt bilde av effekten av organisk belastning. I denne undersøkelsen samles heterotrof begroing inn kun én gang, i sammenheng med prøvetaking av påvekstalger (som er i henhold til nåværende klassifiseringsveileder). Dette betyr at mengden heterotrof begroing som eventuelt observeres i august/september 2018 antas å være minimumsverdier gjennom sesongen for de ulike lokalitetene. Da dette programmet undersøker referanselokaliteter forventes det ikke å observere heterotrof begroing i de oppgitte vannforekomstene.

### **Forsuringsindeksen AIP**

AIP beregnes basert på forekomsten av 108 taksa av påvekstalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av AIP (krever minst tre indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 5.13- 7.50, hvor lave verdier indikerer sure vannforekomster mens høye verdier indikerer nøytrale til lett basiske vannforekomster. Terskelverdiene som skiller de ulike tilstandsklassene varierer med ulike Ca- og TOC-konsentrasjoner, og for å kunne beregne tilstandsklasse er det derfor nødvendig å vite Ca- og TOC-konsentrasjonen i den gitte vannforekomsten (Schneider 2011, Direktoratgruppen 2018)

### **Interkalibrering av indeksene**

PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at grensene mellom de økologiske tilstandsklassene tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land. For AIP og HBI er det foreløpig ikke gjennomført en tilsvarende prosess, så klassegrensene for disse indeksene er pr i dag ikke bindende og kan endres ved en senere interkalibrering.

### Samlet økologisk tilstand for påvekstalger

For å beregne samlet økologisk tilstand slås PIT, AIP og HBI sammen ved «det verste styrer-prinsippet» (se kapittel 8.7). I tilfeller der man ikke finner nok indikatorarter for utregning av PIT vil man kun benytte HBI for tilstandsklassifisering dersom man observerer minimum 1 % dekningsgrad av heterotrof begroing. Dette for å unngå at lokaliteter med få arter blir klassifisert som god eller svært god på bakgrunn av fravær av heterotrof begroing.

## 8.2 Bunndyr

### 8.2.1 Prøvetaking av bunndyr

Til sammen 34 stasjoner i 33 vannforekomster ble prøvetatt for bunndyr. All prøvetaking fulgte metoden, NS-EN ISO 10870, oppgitt i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018). I henhold til veilederen bør bunndyr prøvetas i perioden september-november på høsten. Det er en fordel å ta prøvene så sent som mulig på høsten slik at dyrene får tid til å vokse seg store som mulig. Dette letter identifiseringen på lab. Prøvetakingen for dette prosjektet måtte av praktiske årsaker utføres relativt tidlig i den anbefalte perioden (fra 5. september i Atna-området, fra 1. september i Finnmark, og fra 11. oktober i resten av landet; siste prøve ble tatt til 4. november). For prøvetaking brukes en håndholdt sparkehåv med åpning 25 x 25 cm og maskevidde 0,25 mm. Håven holdes mot bunnen og med åpningen mot strømmen. Bunnssubstratet oppstrøms håven sparkes/rotes opp med foten, slik at oppvirvlet materiale føres inn i håven. Metoden består av ni delprøver, der hver prøve tas fra 1 meters elvelengde i løpet av 20 sekunder. Når tre delprøver er samlet inn (samlet prøvetakingstid 1 minutt) tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling (eller oftere ved behov). Samlet blir det da tre prøver á 1 minutt, som søkes tatt fra tre ulike habitater på stasjonen, og disse samles deretter i ett glass og utgjør hele prøven fra stasjonen. Bunndyrtettheter som oppgis refererer dermed til en prøvetakingsinnsats på totalt 3 minutter per stasjon, og dekker et areal på om lag 2,25 m<sup>2</sup> av elvebunnen.

Ved stasjonene 9. Driva, 26. Setninga, 31. Døråe, 32. Atna03, 33. Atna04 og 34. Atna11 ble det sparket i 4 min per stasjon. Basert på mange års erfaring fra samme stasjoner er det konkludert med at tre minutter sparging ikke gir nok bunndyr i prøvene (Correll Jensen mfl. 2018).

### 8.2.2 Taksonomiske bestemmelser av bunndyr

Materialet ble fiksert med etanol (96%) i felt for senere analyse på lab. Bunndyr ble talt opp og bestemt til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe og mikroskop. For enkelte arter kommer artsspesifikke kjennetegn først til syne i senere utviklingsstadier, noe som gjør at kvaliteten på dataene blir bedre dersom prøven tas sent på høsten. Etter NIVAs metode for subsampling (Eriksen mfl. 2010) blir hele prøven analysert for å få med alle taksa, mens mengden av hvert takson (dominansforhold) blir ekstrapolert fra delprøver. Prøven blir helt i en bakke og homogenisert. Ved spesielt store prøvemengder der hele prøven ikke kan analyseres på rimelig tid blir bare én delprøve av hele prøven gjennomgått. Dette ble gjort i ett tilfelle i årets prøvetaking (30.Lundsåa). Materialet for analyse deles så opp i åtte delprøver før analysen begynner. Første delprøve velges tilfeldig fra bakken og gjennomgås under stereolupe med telling av samtlige individer. For andre delprøve gjentar man prosedyren, men her kan man unnlate å telle taksa dersom man registrerte mer enn 40 individer ved første delprøve. For de taksa der man etter to delprøver har registrert mer enn 40 individer til sammen, ekstrapolerer man antallet til full prøve. Tellingene fortsetter videre ved å slå sammen de to neste delprøvene (totalt ¼ av den samlede prøven) og telle de taksa det er få av i denne. Også denne

gangen ekstrapolerer man antall individer av tallrike takson i henhold til prosedyren beskrevet over. Til slutt slår man sammen de siste fire delprøvene (totalt ½ av den samlede prøven) og bruker samme fremgangsmåte som beskrevet over. Etter analyse re-fikseres alt materialet med ny etanol (til over 70%), registreres og lagres på NIVAs langtidslager.

### 8.2.3 Indeksberegninger og tilstandsklassifisering for bunndyr

#### Indeks for organisk belastning

ASPT (Average Score Per Taxon)-indeksen ble beregnet for å vurdere organisk belastning. Ved beregning av ASPT brukes forekomsten av et utvalg høyere taksa, i hovedsak familier, som er vanlig å finne i rennende vann. Indeksen baserer seg på en rangering av de ulike taksonenes toleranse ovenfor organisk belastning/næringssalter, og ASPT beregnes som gjennomsnittlig toleranseverdi for de tilstedeværende taksa. ASPT er interkalibrert, og grenseverdiene for tilstandsklassifisering kan anvendes i alle elvetyper unntatt brepåvirkede elver. Når det gjelder belastning knyttet til organisk stoff og næringssalter, kan dette for en forsuret bekk resultere i at taksa som skårer lavt for ASPT (bl.a. snegler og igler, som indikerer organisk belastning) forsvinner, mens de gruppene som skårer høyt (for eksempel steinfluer) blir igjen. Dette gjør at økologisk tilstand basert på ASPT kan bli kunstig høy og misvisende under slike forhold. I kalkfattige områder er det derfor gunstig at man i tillegg til ASPT vurderer effekten av forsurening.

#### Indeks for forsurening

Indeksen RAMI (River Acidification Macroinvertebrate Index) brukes for å vurdere forsureningstilstand (Direktoratsgruppa 2018, Schartau mfl. 2017) i svært kalkfattige klare og kalkfattige klare vannforekomster. RAMI referanseverdier og klassegrenser for disse elvetyperne er med i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). Klassegrensene i tabell 5.7a i Veileder 02:2018 inneholder en skrivefeil, og klassegrensen mellom svært dårlig og dårlig for kalkfattige klare elver skal være 3.28. Indeksen baserer seg på tilstedeværelse og relative mengder av taksa gitt ulike verdier avhengig av forsureningstoleranse. Totalt 192 taksa er gitt en verdi som gjenspeiler toleransen for forsurening, hvor høy verdi indikerer høy sensitivitet for surt vann. I tillegg tas det hensyn til toleransebredde med hensyn til pH, hvor taksa med bred pH-toleranse tillegges lavere vekt enn taksa med smal toleransebredde. Det er bekreftet fra Miljødirektoratet (pers. med. Ann Kristin Schartau, NINA) at det vil gjøres noen endringer i Vedlegg 5.3.1 i Veileder 02:2018 for å gi indeksverdier til fire taksa som tidligere ikke ble inkludert i utregningen av RAMI (Tabell 52). Uten disse endringene vil RAMI feilaktig kunne gi for dårlig tilstandsklasse fordi grupper som faktisk er forsureningssensitive ikke får indeksverdi når individene ikke kan bestemmes til art. Vi har tatt disse endringene i bruk ved utregningen av RAMI i denne rapporten.

**Tabell 52. Indikatorverdier og vekt for utregning av RAMI**

Indikatorverdier og vekt for utregning av RAMI for fire taksa som ikke var inkludert i Vedlegg 5.3.1 i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018), men som vil inkluderes i en revidert versjon.

Taksakode (AQEM)	Indikatortaksa	Indikatorverdi (sk)	Vekt (wk)
16982	<i>Radix labiata</i>	7	0,588
6673	<i>Radix sp.</i>	7	0,588
4419	<i>Baetis sp.</i>	6	0,516
4380	<i>Baetidae</i>	5	0,556

RAMI er ikke interkalibrert, men korrelerer godt med den interkalibrerte Forsuringssensitivitetsindeks 2 for kalkfattige og klare elver. Det er ikke satt egne klassegrenser for svært klare vannforekomster, og

indeksen må brukes med forsiktighet der. Men foreløpige undersøkelser har vist såpass fornuftige resultater ved bruk av samme referanseverdier og klassegrenser som for klare vannforekomster (Ann Kristin Schartau, NINA, pers. med.) at vi har valgt å benytte de samme grensene i dette prosjektet. Også i humøse vannforekomster bør RAMI brukes med forsiktighet, ettersom indeksen foreløpig ikke kan skille mellom naturlig surhet (for eksempel forårsaket av naturlig forekommende organiske syrer og humussyrer) og menneskeskapt forsurening. Indeksen kan dermed si noe om effekter på bunndyrsamfunnet (altså hvorvidt bunndyrsamfunnet inkluderer forsureningssensitiver arter eller ei), men er ikke godt egnet til å si hvorvidt en lokalitet er forsuret på grunn av menneskeskapt forsurening eller ei. Alene er derfor ikke RAMI en god indikator på forsurening i humøse vannforekomster, men resultatene kan brukes med mer sikkerhet dersom de stemmer overens med andre indekser og parametere for forsurening for en gitt vannforekomst.

## 8.3 Fisk

I de fleste elvene, med unntak av blant annet stasjonene i Atna, forelå det ikke noe stasjonsnett eller pågående overvåking, og det ble brukt en del ekstra ressurser på å finne egnede stasjoner for strandnært elektrisk fiske.

### 8.3.1 Prøvetaking av fisk

Innsamlingen og beregning av tetthet av fisk i overvåkingsprogrammet baserer seg på strandnært elektrisk fiske (el-fiske). Det ble derfor valgt ut stasjoner hvor det var mulig å gjennomføre et slikt fiske, dvs. grunt og saktestrømmende nok til å kunne vade og håve opp immobilisert fisk. Vi etablerte inntil tre el-fiskestasjoner som i størst mulig grad var representative for den miljøvariasjonen som forekommer i hver vannforekomst, og som var enkelt nok tilgjengelig for én dags arbeid. Valg av stasjon ble derfor foretatt i tre faser. Først ble vannforekomsten delt inn i tre avsnitt på kartet (og med flyfoto) for å sikre at de ulike delene av vannforekomsten ble med i overvåkingsprogrammet. Dersom etablerte stasjoner fra tidligere overvåking var tilgjengelige ble disse benyttet for å sikre kontinuitet, dersom det ikke fantes gode grunner for å velge en ny stasjonslokalitet (eks. at stasjonen ikke er representativ for elva eller at de ligger i et område der det er farlig å bevege og/eller oppholde seg i eller lignende). Vi anla den nederste stasjonen i hver vannforekomst i nærheten av lokaliteten som ble benyttet for prøvetaking av vannkjemi, bunndyr og påvekstalg. Deretter ble en representativ strekning identifisert innen hvert elveavsnitt, og endelig valg av stasjon ble foretatt ved befarig i felt før el-fisket kunne begynne. Stasjonen skulle om mulig dekke ungfiskhabitat samt noen dypere områder for å fange opp større fisk, og dekke et areal på minimum 100m<sup>2</sup>.

#### El-fiske

Før fisket startet ble ledningsevne og temperatur målt ved hver stasjon for å kunne stille inn el-fiskeapparatet på en måte som gjør fangsten effektiv, men som samtidig er skånsom for fisken. El-fiske gir, som alle andre utvalgsmetoder, ikke en fullstendig telling av alle individene i et område. Dette er heller ikke nødvendig, da vi kan bruke et mål for fangbarheten til å beregne det sannsynlige antallet individer tilstede. Ved å fiske over stasjonen tre ganger (tre gangers overfiske) med samme innsats kan vi bruke nedgangen i antall fisk fra hver omgang til neste til å beregne fangbarheten. Sammen med fangsttallene for de ulike omgangene kan vi deretter beregne hvor mange individer som befant seg innenfor det avfiskede området.

Ved tre gangers overfiske skal en ta 20 minutters pause mellom hver omgang. Batteriskift foretas mellom lokaliteter eller stasjoner, og ikke mellom omganger innen en stasjon. For hver art og alder



registrerte vi antall individer og deres alder og lengder, og disse ble oppbevart i bøtter inntil de tre omgangene var utført. Fiskene ble sluppet tilbake i stasjonsområdet etter at de tre fiskeomgangene var utført. Ytterligere praktiske detaljer om metodikken finnes i kapittel 2.4 i (Forseth & Forsgren 2009). Fisket ble utført i samsvar med internasjonal standard NS-ISO-14011 og norsk standard NS-9455.

### 8.3.2 Alders- og taksonomiske bestemmelser av fisk

Innfanget fisk ble bestemt til art i felt. Feltpersonellet er trent til artsidentifikasjon, og det er dessuten relativt få arter i elvene som inngår i programmet. Aldersfordelingen (årsyngel og eldre unger) hos ørret og laks ble også bestemt i felt da størrelsesforskjellen på disse ofte er ganske tydelige. Det ble tatt med prøver av et utvalg fisk for aldersbestemmelse i laboratorium.

### 8.3.3 Indeksberegninger og tilstandsklassifisering for fisk

Det er utviklet flere ulike indekser som kan brukes i tilstandsklassifiseringen av vassdrag basert på fiskedata. Indeksene har til felles at de prøver å klassifisere en vannforekomst basert på hvor mange fisk det er på et utvalgt areal eller som man klarer å fange med en gitt innsats. Indeksene er avhengig av type vannforekomst, metode for innsamling av data, hvilke typer data som er tilgjengelig, og fiskesamfunnets sammensetning. Referanseelvene passer i hovedsak til karakteriseringen «små bekker og elver med laksefisk», men er spredt fra sør til nord, fra kyst til innland, og fra lavland til høyfjell. Dette byr på noen utfordringer i valg av egnet indeks for tilstandsklassifisering.

Sandlund mfl. (2013) ga forslag til indekser som skal brukes i tilstandsklassifiseringen av vassdrag for kvalitetselement fisk. Den indeksen som «passer best» til våre typer data og metoder er indeksen for «små bekker og elver med laksefisk i lavlandet». Klassegrensene er utviklet med bakgrunn i et begrenset antall sjøørretvassdrag i Sør-Norge, og er derfor ikke nødvendigvis representative for mange av vannforekomstene som ble undersøkt i 2018. Det kan derfor argumenteres at denne indeksen ikke er særlig godt egnet. Problemet er at vi ikke har noen indeks som kan brukes for alle vannforekomstene. Vi har derfor valgt å benytte indeksen for små bekker og elver med laksefisk, både for å ha en felles målestokk for vannforekomstene, og fordi det er den eneste metoden som benytter tetthetsdata fra kvantitativt el-fiske og ikke har en typisk påvirkningsfaktor (for eksempel sur nedbør).

Vi brukte derfor tabell 6.15 i veilederen for økologisk tilstandsklassifisering (Direktoratsgruppa 2018) i tilstandsklassifiseringen for kvalitetselement fisk. Denne tabellen tilsvarer tabell 7.1 i Sandlund mfl. (2013) med unntak av for anadrome, sympatriske bestander i habitatklasse 2 og stasjonære, sympatriske bestander i habitatklasse 2. Tabellen er gjengitt nedenfor (Tabell 53).

Økologisk tilstandsklasse etter denne metoden er delt inn i fem klasser, fra svært god til svært dårlig, og grensene er satt med bakgrunn i tetthet av ungfisk per 100m<sup>2</sup> (Sandlund mfl. 2013). Det er fire ulike kategorier, hver med ulike klassegrenser. Kategoriene er avhengig av livshistorietype (om bestanden er overveiende stasjonær eller anadrom) og fiskesamfunn, dvs. om den aktuelle laksefisken (ørret, laks eller røye) er allopatrisk (eneste art) eller sympatrisk (flere arter tilstede). Innen hver kategori er det ytterligere en underkategori. Denne bidrar til en vurdering av tettheten av ungfisk i forhold til habitatkvaliteten (tre klasser): Habitatklasse 1 er lite egnet, og har verken godt gytehabitat eller godt skjul. Habitatklasse 2 er egnet og har moderate gytemuligheter og noe skjul. Habitatklasse 3 er velegnet, og har både godt gytehabitat og godt skjul. Ved særdeles dårlige habitatforhold er det satt habitatklasse 0. Til slutt kan fravær av en aldersklasse (enten årsyngel eller fisk ett år og eldre) føre til en tilstandsklassifisering som er ett trinn lavere.

**Tabell 53. Klassegrenser for økologisk tilstand i bekker og små elver i lavlandet med laksefisk**

Verdiene er oppgitt i antall ungfisk per 100m<sup>2</sup>. Tabellen er basert på tabell 6-15 i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018).

Fiskesamfunn og habitat	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Anadrom, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18
Anadrom, habitatklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12
Anadrom, habitatklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20
Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>19	18-15	14-10	9-5	<5
Anadrom sympatrisk, habitatklasse 2		≥5	≤4		
Anadrom sympatrisk, habitatklasse 3	>25	24-19	18-13	12-6	<6
Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>58	58-44	43-29	28-15	<15
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 1	>34	34-26	25-17	16-8	<8
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 2	>55	55-41	40-28	27-14	<14
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 3	>67	67-50	50-34	33-17	<17
Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>10	10-8	8-6	5-3	<3
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 2		≥2	<2	<1	0
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 3	>14	14-11	10-7	6-4	<4

Ved bruk av denne veilederen må en ta visse forbehold og være forsiktig med å bruke klassegrensene ukritisk. Verdiene bygger hovedsakelig på data fra et begrenset utvalg sjørretvassdrag i Midt-Norge, det vil si et lite geografisk område med lite økologisk variasjon (Sandlund mfl. 2013). Referanseelvene har et mye bredere spenn av fysiske, kjemiske og biologiske forhold, og vil derfor omfatte økologiske, geografiske og klimatiske forhold som veilederen ikke er kalibrert for. Utredningen gir videre en rekke føringer (Sandlund mfl. 2013):

- Tetthetsestimater for en vannforekomst må alltid være basert på minst 5-10 el-fiskestasjoner
- Det bør foreligge estimater fra flere år
- Hvis mulig bør habitatets kvalitet bedømmes. Hvor bra var dette habitatet i en uberørt tilstand? Er habitatet påvirket av menneskelige inngrep?
- Dersom data om habitat i uberørt tilstand ikke blir registrert eller er kjent anvendes verdiene «habitat ikke satt»
- Disse verdiene for klassegrenser er basert på et begrenset grunnlag og må anvendes med forsiktighet.

Vi har så langt det er mulig forsøkt å klassifisere elvene etter veilederen, både for å behandle alle elvene etter den samme malen og for å teste hvor godt klassifiseringen fungerer for et så bredt spekter av elvemiljø. Vi ser imidlertid at overvåkingsprogrammet for referanseelver p.t. ikke oppfyller flere av disse kriteriene. Først og fremst har vi bare ett år med data, og færre enn anbefalt antall stasjoner per vannforekomst. Videre er det ikke foretatt en fullstendig vurdering av habitatet i uberørt tilstand, dog har vi notert når stasjonen eller vannforekomsten ikke oppfyller krav til referanseelver. Med disse forbeholdene klassifiserte vi økologisk tilstand for hver stasjon i henhold til veilederen, og gjennomsnittsverdien for stasjonene ga tilstandsklassen for kvalitetselement fisk for vannforekomsten som helhet. For eksempel, dersom de tre stasjonene i en vannforekomst hadde tilstandene «god», «moderat» og «dårlig» fikk vannforekomsten som helhet klassen «moderat».

Det kan argumenteres for at en økologisk tilstandsvurdering bør foretas på vannforekomstnivå, og ikke på stasjonsnivå. Det er mer presist å beregne gjennomsnittlig tetthet for vannforekomsten på bakgrunn av tetthetene i hver stasjon, for deretter å tilstandsklassifisere vannforekomsten basert på denne gjennomsnittstettheten. Resultatet blir imidlertid kvalitativt det samme for tilstandsklassen. Det er imidlertid en god grunn til å beregne tilstanden for hver stasjon. Konkurransforhold, anadrom strekning og habitatklasse kan variere mellom stasjonen, og klassegrensene Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018) er avhengig av disse forholdene. Beregning av gjennomsnittstetthet fordrer at disse forholdene er identiske mellom stasjonene, og det er ofte ikke tilfelle. Vi beregner derfor økologisk tilstandsklasse stasjonsvis i denne rapporten.

I tilfeller der gjennomsnittet for vannforekomsten havnet mellom to tilstandsklasser (for eksempel mellom «god» og «moderat» økologisk tilstand) vurderte vi tettheten i de respektive stasjonene i forhold til habitatkvalitet, tilstedeværelse av årsyngel, og innførte arter. Følgende vurdering ble lagt til grunn:

- Relativt høy tetthet til tross for dårlig habitatkvalitet tippet vurderingen av tilstandsklassen for vannforekomsten i positiv retning, og omvendt, lav tetthet til tross for god habitatkvalitet tippet vurderingen i negativ retning
- Tilstedeværelse av yngel tydet på reproduksjon i eller oppstrøms stasjonsområdet, og tippet vurderingen i positiv retning
- Tilstedeværelse av fremmede arter (eksempelvis bekkerøye *S. fontinalis*, kanadarøye *S. namaycush*, regnbueørret *Oncorhynchus mykiss*, pukcellaks *O. gorbuscha* og ketalaks *O. keta*) tippet vurderingen av vannforekomsten i negativ retning. For ørekyte tok vi naturlig utbredelse med i denne betraktningen (Hesthagen & Sandlund 1997)
- Vi vurderte om stasjoner uten fisk skulle bli tilstandsklassifisert, og dermed tatt med i gjennomsnittsvurderingen av vannforekomsten. Vi skiller her mellom stasjoner hvor det av rimelig grunn ikke finnes fisk naturlig sett (dvs. fisk bør ikke være et biologisk kvalitetselement) og stasjoner hvor fisk naturlig sett skulle være tilstede men hvor den kan ha blitt utryddet. I det første tilfellet blir ikke stasjonen tatt med; i den andre blir den tatt med i vurderingen av vannforekomsten. Denne vurderingen ble foretatt med bakgrunn i informasjon om vandringshindre, vanntilførsel og størrelsen på elva (om det er naturlig at elva bunnfryser om vinteren eller tørker opp i tørre perioder). For eksempel, dersom det tyder på at en stasjon ligger i en strekning av elva som kun er sesongmessig i bruk og at det ikke ble fanget fisk der, ble ikke denne stasjonen tatt med i vurderingen av tilstanden til vannforekomsten.

Vi ga to ulike tilstandsvurderinger i tilfeller der en vannforekomst inneholdt både en anadrom strekning og en strekning ovenfor et vandringshinder (dvs. med stasjonære fiskebestander). For eksempel, dersom en elv har en stasjon nedenfor et tydelig vandringshinder for anadrom fisk og to stasjoner ovenfor ga vi én vurdering for den anadrome strekningen, og én for strekningen med stasjonær fisk.

For hver vannforekomst vurderte vi om den var egnet som referanseelv for kvalitetselement fisk. Ved befaring i felt ble det kjent både nye og gamle påvirkninger (eks. nye veier og bebyggelse i vassdraget) som kan brukes i vurderingen av hvorvidt vannforekomsten innehar nødvendig grad av naturlig tilstand. Dette er bemerket i resultatene og i stasjonsbeskrivelsene.

## 8.4 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer, vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vann

I dette kapitlet presenteres metodikk som gjelder alle parametere undersøkt basert på prøvetaking av vann.

### 8.4.1 Prøvetaking, feltmålinger og kjemisk analyse

Vannprøvetakingen ble gjennomført månedlig, fra januar til og med desember, av lokale prøvetakere. Disse var i hovedsak representanter tilknyttet lokale jeger- og fiskerforeninger, fjelloppsyn/fjellstyrer, lokale naturhus eller liknende. Prøveflasker, instruks, feltskjema, termometer og kart med prøvepunkt ble sendt med post til prøvetakerne. Vannprøvene ble tatt samme sted i elva hver gang, i løpet av de to første ukene hver måned. Prøvene ble returnert med ekspressforsendelse til NIVAs laboratorium, som behandlet prøvene fortløpende. Deler av vannprøvene ble videresent til aktuell analyselab, mens NIVA selv analyserte de resterende. Alle analyser ble gjennomført etter akkrediterte metoder (se Tabell 3 for fullstendig parameteroversikt og Vedleggstabell 2 for referanse til analysemetoder). Temperatur ble målt i felt og registrert på feltskjema. Metaller ble prøvetatt og analysert hver tredje måned, mens resten av parametere ble prøvetatt og analysert månedlig.

### 8.4.2 Indeksberegninger og tilstandsklassifisering for fysisk-kjemiske kvalitetselementer

Labilt aluminium (LAl) ble beregnet som differansen mellom reaktivt (Al-R) og ikke-labilt (Al-II) aluminium. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) ble beregnet som differansen mellom summert konsentrasjon av basekationer (kalsium, magnesium, natrium, kalium) og sterke syrers anioner (sulfat, nitrat, klorid) i mikroekvivalenter/L (Reuss & Johnson, 1986). Alkalitet er oppgitt som forbruk av saltsyre (millimol/l) ved titrering til pH 4,5 eller beregnet syreforbruk (mikroekvivalenter/l) ved titrering til pH ved estimert ekvivalenspunkt (Henriksen, 1982). Middelerverdi av TotP, TotN, pH, ANC, prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i vann ble beregnet som aritmetisk gjennomsnitt, hvor høye verdier som flomtopper ble fjernet før midlingen. I tilfeller med enkeltmålinger lavere enn kvantifiseringsgrensen ble halve kvantifiseringsgrensen brukt i beregningen av middelerverdi. Verdiene for EQR for de vannkjemiske parametere ble beregnet som referanseverdi delt på middelerverdi for TotP og TotN (maksimumsverdi for LAl) som øker med økende påvirkning, eller motsatt for pH og ANC som minker med økende påvirkning. For ANC, som kan vise negative verdier, ble EQR også beregnet som middelerverdi delt på referanseverdi, men en maksimumsverdi på 100 trekkes fra både i teller og nevner for å unngå negative EQR-verdier. Normaliserte EQR (nEQR) for de fysisk-kjemiske kvalitetselementene ble beregnet med formelen oppgitt i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018) ut fra middelerverdi (maksimumsverdi for LAl), referansekonsentrasjon og grenser for absoluttkonsentrasjoner. To av vannforekomstene, Vikka og Lundsåa, ble identifisert som leirvassdrag, med henholdsvis 60 og 40 % leirdekningsgrad, noe som gir referansekonsentrasjon for TotP på henholdsvis 49 og 36 µg P/l (Lyche-Solheim mfl. 2008). Leirdekningsgraden er hentet fra NGUs kart over løsmasser (<http://www.ngu.no/emne/datasett-og-nedlasting>).

Fastsettelse av samlet tilstand for eutrofieringsrelevante fysisk-kjemiske kvalitetselementer, det vil si TotP og TotN, ble for flertallet av elvene basert kun på TotP fordi fosfor ble antatt å være begrensende faktor for primærproduksjonen. Unntaket var 8 elver som i minimum to sommer måneder

viste TotN/TotP-forhold  $\leq 20$  og uorganisk nitrogen  $\leq 6 \mu\text{g N/l}$  (Tabell 47). I disse tilfellene ble samlet tilstand basert på gjennomsnittet av nEQR for både TotP og TotN. For de to leirvassdragene ble også gjennomsnittskonsentrasjonen av løst ortofosfat sammenlignet med miljømålet på  $10 \mu\text{g P/l}$  (Direktoratsgruppa 2018). For løst ortofosfat er kun klassegrensen god/moderat definert, og i Veileder 02:2018 er det foreløpig ikke definert hvordan denne parameteren skal slås sammen med de andre fysisk-kjemiske eutrofieringsparameterne. Der TotP og løst ortofosfat viste ulike tilstandsklasser har vi derfor valgt å benytte «det verste styrer-prinsippet» for sammenslåing.

For forsursrelevante fysisk-kjemiske kvalitetselementer er det kun satt grenser for kalkfattige og svært kalkfattige vannforekomster. Forsuring er derfor ikke vurdert i de moderat kalkrike elvene. Videre er det ikke satt tilstandsklasser for pH for anadrome elvestrekninger. Samlet tilstand ble satt ut fra median nEQR av pH, ANC og LAL, eller kun de to sistnevnte for anadrome elver.

Konsentrasjonen av fri ammoniakk ble kun beregnet for elver med kombinasjonen høy pH og relativt høy ammoniumkonsentrasjon. Syrekonstanter som ble benyttet var  $pK_a=9,25$  ved  $25^\circ\text{C}$  og  $9,91$  ved  $5^\circ\text{C}$  (Emerson mfl. 1975)

### 8.4.3 Tilstandsklassifisering av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vann

For vann opererer man med fem tilstandsklasser for de fleste stoffene. Miljømålet ansees som oppnådd dersom konsentrasjoner tilfredsstillende tilstandsklasse god (II) eller bedre. Tilstandsklassifiseringen med hensyn til både vannregionspesifikke (kobber, sink, krom, arsen) og prioriterte stoffer (kadmium, bly, nikkel, kvikksølv) i vann ble gjort ved å sammenligne middelerdi med tilstandsklassene i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). Det er samtidig krav om at maksimumsverdi ikke skal overstige en gitt grense, og i tilfeller der maksimumskonsentrasjonen overskred grensen for klasse III, ble tilstandsklassen bestemt ut fra maksimumsverdien.

## 8.5 Vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i biota

I dette kapitlet presenteres metodikk som gjelder alle miljøgiftparametere analysert i biota.

### 8.5.1 Prøvetaking av fisk til miljøgiftanalyser

I utgangspunktet skulle vi ta ut tre fiskeprøver i tre forhåndsbestemte vannforekomster per økoregion til analyse av miljøgifter (til sammen 9 fiskeprøver per økoregion). Det viste seg raskt at det ikke var mulig å få tre blandprøver fra tre elver per økoregion. Det ble derfor bestemt at antallet vannforekomster per økoregion kunne økes fra 3 som planlagt, men at antallet fiskeprøver per økoregion fremdeles skulle være 9. Fra økoregionene Finnmark og Østlandet ble det tatt fiskeprøver fra 4 vannforekomster (ikke 3 som planlagt), mens fra økoregion Vestlandet ble det tatt fiskeprøver fra 3 vannforekomster. Tilsammen ble det tatt 27 fiskeprøver fra 11 vannforekomster. Vi tok ut fisk til blandprøver fra hver vannforekomst, og hver blandprøve skulle ideelt sett bestå av 5 brunørret eller laks, som skulle gi 100 gram ren fiskefilét. I enkelte elver var det lav tetthet av eldre fisk, så der måtte det inngå flere enn 5 fisk i hver blandprøve for å få 100 gram biologisk materiale. I 2018 var fiskene mindre enn i 2017, slik at det var nødvendig å homogenisere fisken etter at lever og galle

var tatt ut for å få nok materiale til analyse. Fisken som ble brukt var forsøkt samlet så de var mest mulig homogene med tanke på alder og størrelse. Fisken ble pakket inn i aluminiumsfolie og oppbevart kjølig fram til nedfrysing samme dag. Prøvene ble holdt frosne frem til opparbeiding på NIVAs laboratorium.

### 8.5.2 Opparbeiding av fisk til miljøgiftanalyser

For opparbeiding og tillaging av blandprøver opererte vi med skjerpede krav med tanke på personlige pleieprodukter og andre mulige kontamineringskilder (basert på prosedyrene til Miljøprøvebanken). Det involverte laboratoriepersonalet på NIVA har lang erfaring og er godt kjent med prøvetakings- og opparbeidingsrutinene. Alt personell som håndterte prøvene har avstått fra å benytte personlige pleieprodukter som kan inneholde UV-kjemikalier eller siloksaner i 24 timer før arbeidet ble påbegynt. Dette er i tråd med prosedyrene som benyttes i Miljøprøvebanken (Prosedyre 001: Innsamling og prøvetaking av ferskvannsfisk) hvor det utelukkende benyttes pleieprodukter av merket «Neutral». Alt glassutstyr ble brent ved 550 °C før det ble benyttet. Blankprøver på laboratoriet ble brukt for å spore eventuell kontaminering.

Opparbeidingskjema med detaljer om lengde, vekt, vekt på filét, samt hvor mye filét og lever fra hver fisk som ble blandet til en blandprøve ble notert (Vedleggstabell 10 **Error! Reference source not found.**). Informasjon om kjønn og modenhetsgrad ble også notert, og informasjon om hvor mye galle fra hver fisk som ble samlet.

Det innsamlede fiskematerialet tillot ikke at tillaging av blandprøver ble gjort i henhold til retningslinjene opprinnelig gitt av Miljødirektoratet, da innsamlet materiale var begrenset med hensyn til størrelse og antall. I de følgende punktene er det beskrevet hvordan tillagingen ble gjort. Denne listen inneholder også en beskrivelse av hvordan vi har valgt å prioritere analyser dersom prøvematerialet var for lite til å gjennomføre alle analysene. *I 2018 var antall fisk mindre enn i 2017, og vi måtte derfor kompromisse på flere av kriteriene som ble brukt i 2017. Vi har notert de kriteriene som ikke lot seg gjennomføre i skråstilt font under.*

- Vi prøvde å få til minst én fiskeprøve fra hver lokalitet som ble analysert, for fullt analyseprogram (alle analyseparametrene). Dette lot seg gjennomføre for alle elvene.
- Fiskene som ble valgt ut til én blandprøve var så like i størrelse som mulig. Vi har definert dette som at forskjellen i vekt mellom største og minste fisk i en prøve ikke skal være mer enn 20 %. *Dette punktet ble avveket for flere prøver i 2018 siden fiskene var svært små.*
- Dersom én fisk er mye større enn de andre, analyseres denne fisken for seg, dersom det er nok materiale til å gjennomføre fullt analyseprogram. Begrunnelsen er at fisken er stor, og har hatt tid til å bioakkumulere fettløselige miljøgifter i større grad enn mindre fisk. En stor fisk representerer dermed en mulig «verste tilfelle» situasjon for elven, noe som vil være nyttig informasjon. Dette ble kun gjort for én vannforekomst i år (Raundalselva). De tre prøvene fra denne elva besto alle av en fisk siden det kun ble fanget tre fisk i vannforekomsten.
- Når det ble samlet materiale til en gitt blandprøve var bidraget fra hver filét/lever like stort i prøven (samme vekt av filét/lever ble tatt ut fra hver fisk). Det var derfor den minste fisken i en blandprøve som avgjorde hvor mye som kunne tas med i blandprøven. *Dette punktet ble avveket for flere prøver i 2018 siden fiskene var svært små.*
- Kravet til prøvemengde for alle analyseparametre er spesifisert i Tabell 54. Blandprøven (eller én enkelt fisk) må inneholde til sammen 105 g for at fullt analyseprogram skal kunne gjennomføres.

- Å få gjennomført fullt analyseprogram ble prioritert høyere enn at det skulle være 5 fisk i hver blandprøve. Dette betyr at noen blandprøver inneholder materiale fra flere eller færre enn 5 fisk.
- Dersom det ikke var nok materiale til å analysere fullt program ble analysene prioritert i rekkefølgen angitt i Tabell 54.
- Blandprøvene av lever (som analyseres for perfluorerte forbindelser) følger samme blandskjema som for filét/hel-fisk (samme fisk utgjør blandprøven for de andre miljøgiftene som måles i filét/hel-fisk).
- For galleprøver var det ikke alltid mulig å følge samme blandskjema, ettersom ikke alle fiskene inneholdt galle. Blandprøver av galle ble tatt fra samme blandskjema som filét/lever/hel-fisk, men kunne dermed inneholde materiale fra færre fisk enn tilsvarende blandprøve av filét/leverprøver.
- Mengden galle i fiskene var stort sett svært lavt (ned mot 1 µL). Dersom gallen var >10 mm (ca 2,5 µL) i kapillærrøret som ble brukt for prøvetaking, ble prøven inkludert i blandprøven. Hele prøvemengden fra gallene som er tilgjengelig ble inkludert på grunn av praktiske utfordringer knyttet til så små prøvemengder. Hvor mye galle fra hver fisk som inngår i blandprøven ble notert på opparbeidelseskjemaene.

**Tabell 54. Oversikt over analysetyper, laboratorier og prioriteringer.**

Vekt = vekt som trengs til analysen og prioritert rekkefølge for analyse. ALS = ALS laboratorier, EF = Eurofins, Akk.vekt viser akkumulert vekt etter hvert som neste prioriterte prøve legges til.

Prioritet	Analyse	Lab	Vekt (g)	Akk. vekt	Kommentar
1	Pakke ALS <sup>1</sup>	ALS	10	10	Mange aktuelle analyser
2	Hg	EF	3	13	Interessant parameter med lavt krav til prøvemengde
3	Fett%	EF	5	18	Meget viktig normaliseringsparameter
4	PBDE	EF	10	28	Krever en del materiale, men meget lav EQS og sannsynlig å detektere
5	HBCD	EF	5	33	Krever en del materiale, relativt høy EQS, men kan forvente å finne noe
6	PCDD	EF	10	43	Forventer å finne lave konsentrasjoner, krever en del materiale, men er gjort relativt lite dioksinanalyser i Norge
7	Oktyl/ nonylfenol	ALS	10	53	Forventer ikke veldig høye konsentrasjoner og er ofte litt vanskelig å tyde på grunn av variable resultater
8	MCCP/SCCP	EF	10	63	Interessant parameter, men dessverre noe stor usikkerhet i analysene per dag dato, forventer relativt lave konsentrasjoner
9	DEHP	ALS	10	73	Forventer relativt lave konsentrasjoner (utfordringer med hensyn til blank, så relativt høy deteksjonsgrense). Høy EQS
10	Pentaklorfenol	ALS	10	83	Forventer lave konsentrasjoner og krever relativt høy prøvemengde
11	Triklorbenser	ALS	10	93	Forventer lave konsentrasjoner og relativt krevende krav til prøvemengde
12	Dicofol	ALS	5	98	Egen analyse og forventer konsentrasjoner under LOQ.
13	TBT	EF	5	103	Forventer konsentrasjoner under LOQ i fiskemuskel og krav til prøvemengde er relativt høy
14	TCEP	EF	2	105	Forventer konsentrasjoner under LOQ

<sup>1</sup> antracen, fluoranten, naftalen, benzo(a)pyren, benzo(a) antracen, PCB7, heksaklorbenzen, heksaklorbutadien, heksaklorsykloheksan (lindan), pentaklorbenzen, heptaklor og heptakloreposid, sum DDT

## 8.6 Usikkerhetsvurderinger

Vanndirektivet krever at usikkerhet skal angis ved klassifisering, og åpner for muligheten til å utelate kvalitetselementer/indekser med høy usikkerhet. Usikkerheten i en klassifisering har mange dimensjoner, knyttet til a) naturlig variasjon i tid og rom, b) usikkerheter og mangler i typologisystemet for elvetyper, c) usikkerhet i klassifiseringssystemet for enkeltindekser/parametere med hensyn til referanseverdier og klassegrenser, d) usikkerheter knyttet til stasjonsutvelgelse og e) usikkerheter er knyttet til prøvetaking og analyse.

Usikkerhet med hensyn til naturlig variasjon i tid og rom (a) beregnes normalt med statistiske metoder (standardavvik, konfidensintervall, mfl.). Datagrunnlaget for slike beregninger er per i dag dessverre for lite for de fleste kvalitetselementene og alle vannforekomstene som er undersøkt i dette prosjektet, men på sikt kan data fra dette programmet brukes nettopp til analyser av slik variasjon, som vil være et viktig tillegg til dagens indekser. I mangel på noe bedre er usikkerheter knyttet til klassifiseringen i dette prosjektet foreløpig kun vurdert kvalitativt for enkeltindekser/parametere (kapittel 8.6.8) og med tanke på vanntypifisering (kapittel 3).

De kvalitative usikkerhetsvurderingene er todelt: Den første vurderingen (Vurdering 1) er basert på enkeltindekser/parametere og de ulike kvalitetselementene, mens den andre (Vurdering 2) er basert på vurdering av den samlede tilstandsklassifiseringen av hver vannforekomst. Usikkerhetene fra vurdering 1 inngår også i vurdering 2, men kombinert med alle de andre usikkerhetene nevnt over. Vurdering 2 er angitt i to nivåer (usikker eller relativt sikker), og er nærmere forklart i kapittel 3. Vurdering 1 er angitt i tre nivåer (liten, middels, høy), og en sammenstilling av dette er presentert i kapittel 8.6.8. Grunnlaget for begge typer vurderinger er beskrevet nedenfor.

### 8.6.1 Stasjonsutvelgelse

Valg av stasjoner vannprøvetaking er utført ved å se på kart og flyfoto i forkant. Stasjoner for biologisk prøvetaking ble bestemt i felt, og lagt på egnet substrat så nære vannprøvetakingsstasjonen som mulig. Stasjonene er forsøkt plassert så langt ned i vannforekomsten som mulig, for å få en representativ klassifisering av hele vannforekomsten. Men ettersom vi her ønsker å få data fra referansevassdrag har vi i noen tilfeller lagt prøvetakingsstasjonene lengre oppstrøms i vassdraget, dersom det var åpenbare påvirkninger i nedre del. Det vektlagt at vannprøvetakingsstasjonen skal være mulig å komme til for lokale vannprøvetakere hver måned gjennom hele året, som i noen tilfeller har gjort det vanskelig å unngå alle synlige påvirkninger.

De fleste stasjonene har vært egnet for prøvetaking, og det har stort sett alltid vært mulig å få gode biologiske stasjoner i nærheten av vannprøvetakingspunktet. Etter feltarbeid og analyse av resultatene har derimot vi sett at noen få av stasjonene bør justeres litt før neste syklus for å unngå lokale påvirkninger. For elvene som ble undersøkt i 2018 gjelder dette Lera, Mistra, Husstølåna og Sandfjordelva bekkefelt. I de to første bør vi vurdere å flytte undersøkelsene litt oppover i vassdraget, ettersom det er mistanke om noe tilsig av næringsalter i nedre del. I Husstølåna fant vi et nylig anlagt kraftverk i øvre del, og undersøkelsene bør flyttes til en annen gren av vassdraget, evt. en annen, mer representativ referansevannforekomst, i nærheten. I Sandfjordelva bekkefelt bør undersøkelsene flyttes litt oppstrøms i bekken, eller til en annen bekk i bekkefeltet på grunn av noe tilførsel av næringsalter, samt en kulvert som kan hindre naturlig oppvandring av fisk. For bekkefelt er det generelt større usikkerhet knyttet til resultatene fordi prøvetaking kun har foregått i én bekk.



Dette er for lite til å klassifisere et helt bekkefelt, og må tas med i betraktningene av samlet tilstand for disse vannforekomstene.

### 8.6.2 Vanntypifisering

Alle vannforekomster har blitt tildelt en elvetype basert på klimaregion, kalsium/alkalitet og TOC/humus. Dette fordi forventet naturtilstand for vannkjemi og biologi varierer avhengig av disse parameterne. De ulike elvetyperne har derfor ulike referanseverdier og klassegrenser for de fleste indekser. Dersom elvetypen er bestemt feil vil dette kunne føre til uriktig tilstandsklassifisering.

Gjennomsnittsverdiene for vannkjemien som ligger bak typifiseringen av elvene anses som relativt sikre, ettersom de er basert på månedlige vannprøver fra januar til desember 2018 for de fleste elvene (noen få enkeltprøver ble ikke tatt på grunn av vanskelige værforhold). Det finnes derimot andre usikkerhetsmomenter knyttet til typifiseringen. Et moment er at typifiseringen baserer seg på antakelsen om at dagens målte verdier av kalsium/alkalinitet og TOC/humus tilsvarer referansetilstanden («naturtilstanden»). Dette er ikke nødvendigvis korrekt, ettersom påvirkninger kan endre disse parameterne. For eksempel kan utvasking av kalsium på Sørlandet som følge av langsiktig belastning med sur nedbør ha gjort at noen vannforekomster har gått fra for eksempel middels kalkrike til kalkfattige. Reduksjon i sur nedbør har også ført til en del vassdrag har fått et høyere innhold av humus, og dermed kan ha endret vanntype fra klare til humøse.

En annen usikkerhet ved typifiseringen er at det ikke alltid er overensstemmelse mellom målte konsentrasjoner av Ca og alkalitet og/eller humus og TOC. I dette programmet har vi valgt å benytte henholdsvis Ca og TOC som de avgjørende parameterne, men for å redusere usikkerheten har vi også satt opp den alternative elvetypen der dette er aktuelt (se Tabell 2). Tilstandsklasser er beregnet også for de alternative elvetyperne for de indeksene der dette er relevant. Denne øvelsen har stort sett gitt samme tilstandsklasser, og det ser dermed ut at til at dette punktet ikke har vært utslagsgivende for de fleste av vannforekomstene i årets undersøkelse. Resultater for alternative tilstandsklasser er beskrevet for hver vannforekomst i kapittel 3.

### 8.6.3 Påvekstalger

Artssammensetning og dekningsgrad varierer fra år til år og skyldes mange ulike forhold, for eksempel lys, vannføringsregime, flommer, næringstilførsler,  $\text{CO}_2/\text{HCO}_3$ , substratforhold, konkurranse og beitepress (Biggs & Close 1989, Peterson mfl. 2001, Peterson 2007). Ettersom dette kan påvirke tilstandsklassifiseringen er det i vannforskriften satt at sikker klassifisering av en vannforekomst basert på påvekstalger krever 2-3 år med data. Da dette er første år med undersøkelser i disse elvene er det derfor viktig å være klar over at det knyttes ekstra usikkerhet til årets klassifisering av denne grunn.

Når det gjelder usikkerheter knyttet til prøvetaking og taksonomisk bestemmelse av påvekstalger er dette nærmere beskrevet i kapittel 6.1, men det eneste som foreløpig ser ut til å bidra i særlig grad til usikkerhet her er usikker bestemmelse av slektene *Zygnema* og *Zygogonium*. Ettersom disse ser meget like ut, men har ulike indeksverdier (særlig lav AIP-verdi for *Zygogonium*), kan dette teoretisk sett ha gitt utslag i klassifiseringen. Dog er det stort sett såpass mange indikatorarter i de vannforekomstene dette gjelder, at det har hatt lite å si for den endelige klassifiseringen.

Det er også en usikkerhet knyttet til AIP-indeksen, ettersom datagrunnlaget da denne ble utviklet var relativt lite og klumpvis fordelt i landet. Dersom vi antar at det er lav usikkerhet knyttet til referanseverdiene for den fysisk-kjemiske parameteren pH (basert på Wright & Cosby 2012) er det satt for høye referanseverdier og klassegrenser for svært kalkfattige vannforekomster (eller for lave grenser for pH-indeksen), og dette problemet øker med synkende kalsiumkonsentrasjonen og økende TOC-innhold. For en full diskusjon av dette, se kapittel 5.2 i Moe mfl. (2018).

#### 8.6.4 Bunndyr

Prøvetaking av bunndyr skal i henhold til veilederen (Direktoratsgruppa 2018) gjøres både vår (februar-juni) og høst (september-november). Dette skyldes blant annet at livssyklusen til ulike bunndyrtaksa gjør at det ikke er ett tidspunkt på året hvor man er sikker på å få samlet inn individer av alle arter som er tilstede, og som samtidig er store nok til identifisering. I dette programmet er det kun utført høstprøvetaking. Dette kan få innvirkning på særlig forsuringindeksen, ettersom surstøt ved snøsmeltingen ikke blir fanget opp i samme grad. Ulike resultater vår og høst kan også reflektere ustabil vannkvalitet, og er således viktig informasjon.

Et viktig usikkerhetsmoment forbundet med prøvetakingen i dette programmet er at bunndyrene tidlig om høsten ofte er små eller enda ikke har klekket fra egg. Dette kan føre til at ikke alle arter fanges opp under prøvetaking, og at små individer blir vanskelige å artsbestemme. Resultatet kan bli at taksalisten ikke representerer det faktiske bunndyrsamfunnet i vannforekomsten. Det er derfor faglig sett best å prøveta senere i perioden (fra midten av oktober til ut november), så lenge det skjer før det blir så kaldt at problemer med ising i håvnettet oppstår. Rammene for dette overvåkingsprogrammet gjorde at prøvetakingen i 2018 måtte foregå tidlig i høstperioden, og dette betyr at en del av individene var så små at karaktertrekkene som brukes til artsidentifisering ikke ennå var utviklet. Dermed blir artslistene mindre detaljerte, noe som igjen får konsekvenser for tilstandsklassifiseringen.

Det er også en viss usikkerhet knyttet til prøvetakingssubstratet: Metodikken for prøvetaking er hovedsakelig utarbeidet for løst steinet substrat, og i områder med store steiner og blokker er det vanskeligere å få dyrene inn i håven når man sparker. Det er også en del dyr som sitter på undersiden av steiner, og disse får man ikke med om man kun sparker på slikt substrat. Ettersom prøvetakingen er standardisert på tid, og man ikke plukker dyr manuelt, betyr det at det er risiko for å få med et mer representativt utvalg dyr på grovt grussubstrat enn der det er stor stein og blokker. Mange av elvestrekningene i dette programmet består av sistnevnte, og dette kan ha påvirket resultatet.

Videre er det noe usikkerhet knyttet til at ASPT-indeksen kun har én referanseverdi for alle elvetyper i Norge. Det er høyst sannsynlig at ulike elvetyper fra naturens side har ulike bunndyrsamfunn, og at det derfor burde vært egne referanseverdier og klassegrenser for ulike elvetyper. Dette bekreftes også av tidligere undersøkelser som har vist at det trolig burde vært egne (mindre strenge) klassegrenser for humøse vannforekomster (NFR-prosjektet BIOCLASS-FRESH<sup>2</sup>). Dette gjelder trolig også for høyfjellsvassdrag, hvor vekstsesonen er kort, vannet kaldt, og det i tillegg ofte er lite næring. Dette kan gi bunndyrsamfunn som er mindre individ- og artsrike enn andre. Det samme gjelder trolig også brepåvirkede vassdrag. I andre land brukes ASPT-indeksen sammen med ulike abiotiske faktorer for å kunne sette klassegrenser, blant annet har forskjeller i alkalinitet vært bestemmende for forskjellige referanseverdier for ASPT i Skottland. Det har også vært vist at klekkingssuksessen av

<sup>2</sup> [http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/arrangementer/gjennomforte-arrangementer/nasjonale-vannmiljokonferanser/nasjonal-vannmiljokonferanse-2012/forskning-for-vannforvaltning/b5\\_aspt\\_eriksen-et-al-uoio.pdf](http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/arrangementer/gjennomforte-arrangementer/nasjonale-vannmiljokonferanser/nasjonal-vannmiljokonferanse-2012/forskning-for-vannforvaltning/b5_aspt_eriksen-et-al-uoio.pdf)

fiskeegg reduseres signifikant i svært ionefattige elver (Enge mfl. 2017), og det kan tenkes at mangel på ioner i vannet kan hemme klekkingssuksess også hos invertebrater. Mange av referanseelvene drenerer høyfjellområder, er naturlig næringsfattige og har lavt ioneinnhold. At mange av disse elvene ikke oppnådde svært god tilstand for ASPT betyr derfor etter all sannsynlighet ikke at elvene avviker fra naturtilstand, men at det er indeksen som trenger justering i forhold til elvetype og de abiotiske forholdene i vassdraget.

Forsuringsindeksen RAMI er relativt ny og ikke interkalibrert, men det finnes en god korrelasjon mellom den interkalibrerte bunndyrindeksen Forsuringsindeks 2 og RAMI for kalkfattige klare elver (Direktoratsgruppa 2018). Det er utviklet referanseverdier og klassegrenser kun for svært kalkfattige klare og kalkfattige klare vannforekomster (Direktoratsgruppa 2018), så indeksen må brukes med forsiktighet i svært klare og humøse vannforekomster. Vi har her inkludert svært kalkfattige vannforekomster i den samlede tilstandsvurderingen ettersom det er mindre usikkerhet knyttet til denne elvetypen, mens vi har utelatt humøse vannforekomster ettersom indeksen foreløpig ikke skiller mellom naturlig sure og forsuredde vannforekomster.

Klassifiseringsveilederen fra 2015 (Direktoratsgruppa 2015) foreslo at resultatene fra sparkeprøver må imøtekomme en viss standard for å kunne legges til grunn for indeksberegning (vedlegg V4.3.1 i Direktoratsgruppa 2015). I følge veilederen burde prøven burde forkastes dersom følgende kriterier ikke er oppfylt:

- prøven inneholder totalt < 200 individer av bunndyrtaksa som gis score ved indeksberegning
- prøven inneholder < 30 individer av EPT taksa (stein-, døgn- og vårfluer)
- < 50 % av alle taksa kan identifiseres til art
- det er andre indikasjoner på at prøven ikke er representativ for vannforekomsten, eller at substratet på stasjonen ikke tilfredsstillt kravene beskrevet i kapittel 4.3 og 5.3 i veilederen.

Disse kriteriene var relativt vanskelige å imøtekomme og 17 av 47 bunndyrprøver (36%) i Referanseelvovervåkingen i 2017 (Moe mfl. 2018) måtte blitt forkastet om hadde fulgt alle kriterier. Vi mener imidlertid at de oppsatte kriteriene var i overkant rigide og valgte å ikke forkaste prøvene. I Veilederen fra 2018 har disse kriteriene blitt endret til at antallet individer i taksa som gis score ved indeksberegning (ikke fjærmygg) bør være «minst 75, og ikke færre enn 50. Unntak er tilfeller der det kun er aktuelt å beregne ASPT då denne er mindre følsom for antall individer» (8.5.1 i Veileder 02:2018). I årets undersøkelse har 6 av 34 bunndyrprøver (18%) færre enn 75 individer, og 2 prøver (6%) færre enn 50 individer blant indekstaksane. Vi er enige i at de to prøvene med færre enn 50 indekstaksa-individer (Komagelva og Otta) ikke gir pålitelige indeksverdier, og vi velger å ekskludere dem fra den samlede tilstandsvurderingen.

### 8.6.5 Fisk

Det er knyttet en del usikkerhet til den økologiske tilstandsklassifiseringen basert på kvalitetselement fisk. Denne usikkerheten er knyttet til hvor representative de innsamlede fisedataene for den enkelte vannforekomst, men også til i hvilken grad indeksene som benyttes faktisk gir riktig økologisk tilstand for alle typer elver og økoregioner. Både plassering og utvalg av stasjoner, naturlig variasjon i tetthet av fisk i tid og rom og den faktiske fangbarheten til fisken under det strandnære elektriske fisket er faktorer som det er knyttet usikkerhet til. Prosjektet «Overvåking av referanseelver» vil imidlertid på sikt gi viktig kunnskap om variasjon i tetthet av fisk innen vannforekomster i tid og rom, variasjon innen og mellom økoregioner og vann typer og ikke minst fange opp eventuelle storskala endringer i

fiskesamfunnene i de utvalgte referanseelvene. På sikt vil dataene fra dette prosjektet også kunne gi et godt grunnlag for å revidere og videreutvikle indekser for økologisk tilstandsklassifisering ved bruk av kvalitetselement fisk.

### **Plassering av stasjoner**

Matressurser, habitattyper, og fiskearter er heterogent fordelt over en elveprofil, og er dynamiske over tid. Fiskearter i elver har derfor en romlig og temporær fordeling som reflekterer ulike behov til ulike tider av året sett i lys av konkurranse med andre arter om matressurser og habitat. Videre endrer behovet seg over artens livsløp. I sum betyr dette at tettheten av en gitt aldersgruppe kan ha en «klumpvis» fordeling på et gitt tidspunkt.

Tilstandsklassifiseringen for kvalitetselement fisk er basert på tetthetsestimater under ulike kombinasjoner av habitatkvalitet, tilstedeværelse av ulike årsklasse og fiskesamfunnets sammensetning. Geografisk plassering av de ulike stasjonene ble gjort basert på kart- og flyfotostudier for å dekke de ulike elveavsnittene og med hensyn til informasjon om tidligere undersøkelser (dvs. om en stasjon allerede var etablert) innen et elveavsnitt. Det ble derfor ikke gjort en feltundersøkelse over tetthetsfordeling innen et elveavsnitt for å finne en representativ stasjon. Videre ble feltarbeidet utført i løpet av én dag på en gitt stasjon. Det er derfor usikkert hvor representativ hver stasjon er for økologisk tilstand i hvert elveavsnitt fordi vi ikke har et estimat for dette.

### **Naturlig dynamikk**

Et relatert tema er variasjon i tetthet innen et gitt område fra år til år som kan skyldes bl.a. sykdomsutbrudd og parasitter, variasjon i reproduksjonssuksess og årsklassestyrke. Fiskebestander i elver med betydelig naturlig forstyrrelse (isforhold om vinteren, flommer, vanntemperatur etc.) og/eller stor grad av konkurranse om mat og skjul kan utvise stor årsklassevariasjon. For eksempel er det et kjent fenomen at årsklassestyrken hos ørret på Hardangervidda er avhengig av snømengde og avsmelting den våren yngelen svømmer opp fra gytegrusen (Borgstrøm & Museth 2005). For anadrom fisk kan dødelighet i havet føre til variasjon i hvor mange gytefisk som returnerer. Dette vil påvirke antall årsyngel den påfølgende sommeren, dog uavhengig av forholdene i elva. For å isolere effektene av elvehabitatet fra denne naturlige eksterne variasjonen er det derfor viktig med data fra flere år (Sandlund mfl. 2013).

### **Fangbarhet under feltarbeid**

Under el-fisket forventer man en nedgang i antall fangede fisk per omgang. Basert på denne nedgangen beregnes fangbarheten, og sammen med de faktiske fangsttallene kan man beregne antall fisk i det avfiskede arealet. Estimater er sensitivt ovenfor utviklingen i fangst per omgang, og denne sensitiviteten er størst når det fanges få fisk (fordi betydningen av hvilken omgang hvert individ ble fanget er større). Forhold som påvirker sannsynligheten for å fange et bestemt individ er derfor viktige. Fysisk habitat (substratstørrelse, dybde, vannhastighet), vannkjemi (ledningsevne, turbiditet), temperatur (påvirker fiskens adferd og habitatbruk), og værforhold (påvirker hvor lett feltpersonellet kan oppdage fisken) spiller inn her. Kun etter gjentatt innsats kan man få et inntrykk av hvilke faktorer som påvirker fangbarheten i en gitt lokalitet. Det er derfor viktig å være kritisk til data fra ett besøk til en stasjon, og å være forsiktig med bruk av tetthetsestimater med fangbarhet lavere enn 0,3.

### **Indeks for økologisk tilstandsklassifisering**

Vi brukte tabell 6.15 i veilederen for økologisk tilstandsklassifisering (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018, heretter kalt «veilederen»). Denne tilsvarer tabell 7.1 i Sandlund mfl. (2013) i

tilstandsklassifiseringen for kvalitetselement fisk. Referanseelvene passer i hovedsak til karakteriseringen «små bekker og elver med laksefisk», men som diskutert ovenfor er det et stort spenn i geografiske, økologiske og klimatiske forhold mellom lokalitetene. Det er derfor en viss usikkerhet knyttet til hvor godt egnet denne indeksen er.

Tetthetsverdiene i veilederen bygger på data fra et begrenset utvalg sjørretvassdrag i Midt-Norge, det vil si et lite geografisk område med lite økologisk variasjon. Referanseelvene har et mye bredere spenn av fysiske, kjemiske og biologiske forhold, og vil derfor omfatte naturgitte forhold som veilederen ikke er utviklet og kalibrert for. For eksempel betyr en lav tetthet i en naturlig uproduktiv elv at elva ikke nødvendigvis har en dårlig økologisk tilstand, stasjonsplassering og naturlig årsvariasjon tatt i betraktning. Det kan heller være en indikasjon på at veilederen ikke fanger opp den økologiske variasjonsbredden. En næringsfattig lokalitet vil dermed naturlig sett ha en gjennomsnittlig lavere tetthet for de samme klassene enn det veilederen er basert på, uavhengig av økologisk tilstand.

Nettopp på grunn av disse forholdene advarer Sandlund mfl. (2013) mot å bruke indeksen ukritisk. 2017-2018 er første omløp i overvåkingsprogrammet. Med begrensede tidsserier innen hver stasjon, usikkerhetsmomenter knyttet til hvor dekkende indeksen er for elvene i programmet, og potensialet for usikkerhet knyttet til fangbarheten under el-fisket bør vi utvise aktsomhet i å tilskrive en definitiv økologisk tilstand basert på kvalitetselement fisk. Dette er imidlertid en god mulighet til å bruke feltdataene til en videreutvikling av indeksen for et større utvalg elver som omfatter bredere økologiske forhold.

### 8.6.6 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer, vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vann

En usikkerhet ved månedlig vannprøvetaking er at prøvene blir stikkprøver fra én tilfeldig dag hver måned. Mange stoffer kan vise forhøyede konsentrasjoner i korte perioder som det kan være vanskelig å fange opp med denne typen prøvetakingsmetodikk. Det er også betydelig måleusikkerhet forbundet med analyse av sentrale parametere som total fosfor (TotP) og pH (se for eksempel Escudero-Oñate, 2017). Med månedlige prøver og klassegrenser basert på middelveidier er det likevel trolig at måleusikkerheten har relativt liten betydning for usikkerhet i klassifiseringen<sup>3</sup>. Et unntak er labilit Aluminium (Lal), som det er forbundet relativt høy måleusikkerhet til, og spesielt ved lave konsentrasjoner. Dette betyr at en konsentrasjon på for eksempel 10 µg/l reelt kan være 7 eller 13 µg/l. Og jo flere målinger som tas, dess større sannsynlighet er det for at noen målinger viser høyere verdi enn reell konsentrasjon, kun på grunn av måleusikkerhet. LAL beregnes videre som differansen mellom to ofte betydelig større fraksjoner, og god/moderat-grensen for noen elvetyper er svært lav, helt nede i 10 µg/l for anadrome elvestrekninger. Når det i tillegg er årsmaksimum som gjelder for tilstandsklassifisering basert på denne parameteren kan det skje at tilstandsklassen med hensyn til LAL blir dårligere enn hva som faktisk er tilfelle, fordi det på grunn av stor måleusikkerhet finnes noen verdier som er høyere enn den reelle konsentrasjonen har vært. Totalvurderingen av de fysisk-kjemiske kvalitetselementene for forsuring inkluderer også syrenøytraliserende kapasitet (ANC), og i ikke-anadrome elver også pH (klassegrenser for pH i anadrome strekninger er ikke satt foreløpig, så pH er utelatt her). Når pH, ANC og LAL kombineres benyttes medianverdi av de tre nEQR-verdiene, så totalvurderingen er ikke like følsom for utslag i enkeltparametere (LAL har gjerne lavest nEQR, men får ved bruk av medianverdi ingen innvirkning på klassifiseringen). Men for anadrome strekninger, der

<sup>3</sup> Det kan imidlertid være systematiske forskjeller mellom ulike metoder, se Escudero-Oñate (2017)..

pH ikke inkluderes på grunn av manglete klassegrenser, midles LAL med ANC og får dermed en høyere innflytelse.

Også for spormetallene er årsmaksimum med på å bestemme tilstandsklasse. Kontaminering av vannprøve som følge av uhell eller uforsiktighet kan forekomme, og er ikke alltid enkelt å skille fra effekter av episodisk påvirkning. Videre kan partikler suspendert i vannet være forbundet med høye metallkonsentrasjoner, og episoder som medfører turbid vann har derfor ofte høye metallkonsentrasjoner (Luoma & Rainbow, 2008). Partikler vil, avhengig av størrelse, kunne fjernes med standard filtrering (0,45 µm porestørrelse), og grenseverdiene gjelder filtrert fraksjon. At dette programmet analyserer på ufiltrerte prøver kan derfor medføre overestimering av middelverdier og maksimumskonsentrasjoner, særlig i leirvassdrag eller under høy vannføring. Under normale forhold er det imidlertid sannsynligvis liten forskjell på totalkonsentrasjoner og filtrerte konsentrasjoner i de fleste vanntyper (se Garmo 2018 for resultater fra overvåking der oppsluttede og filtrerte prøver har blitt analysert parallelt).

### 8.6.7 Vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i biota

Tilstandsklassifisering for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer er forbundet med noen usikkerheter. Den analytiske usikkerheten ved enkeltanalysene utført i laboratoriene er beskrevet nærmere i kapittel 8.6, og vil ikke diskuteres nærmere her. For klorparafiner er det spesielle utfordringer knyttet til analysene, dette er diskutert nærmere i kapittel 4.6.2.

Det er mange usikkerheter knyttet til bruk av biota til miljøgiftanalyser (European Commission 2014). Det kan være ulikheter i akkumuleringen avhengig av art, men også uavhengig av art, vil konsentrasjonen av miljøgifter kunne være influert av biologiske faktorer som hvilken fødestrategi arten har, trofisk nivå, prosentandel fett i fisken, alder/størrelse, kjønn, migrasjonsmønster og sesong.

Flere av EQS-verdiene har som mål å beskytte mot bioakkumulering, og det er da et poeng å samle fisk som har kapasitet til å bioakkumulere miljøgifter, gjerne store fisk høyt i næringskjeden. I dette prosjektet ble det ikke målt stabile isotoper, så vi vet ikke hvor høyt i næringskjeden fiskene er. Men vi vet at fiskene brukt her (små ørret/laks) stort sett er insektspisere på et lavt trofisk nivå. Siden de er små, er de heller ikke spesielt gamle, og har dermed ikke har rukket å bioakkumulere over lang tid. Fiskematerialet i rapporten representerer derfor ikke «worst case» scenario for bioakkumulering, og vi vet for eksempel fra kvikksølv at konsentrasjonen er korrelert med størrelsen på fisken (dette diskuteres nærmere i kapittel 4.6.2).

I dette programmet har vi valgt å bruke lever for perfluorerte forbindelser, galle for PAH-metabolitter og filét/hel fisk for resten av analysene. I veiledningen for vanddirektivet (European Commission 2014) er det diskutert fordeler og ulemper ved å bruke data fra hel fisk, filéprøver og spesifikke organer som deretter lipidnormaliseres. Bakgrunnen for å velge lever for perfluorerte forbindelser er at det er lettere å påvise disse forbindelsene i lever, og det er lettere å sammenligne med andre miljøovervåkingsprogrammer i Norge. Siden vi tar ut lever og galle er det dermed ikke mulig å gjennomføre en hel-fisk analyse av materialet. Videre er det for lite materiale for å kunne gjøre analyser på lever av alle analyseparametere. I 2017 ble det benyttet filéprøver til mange av analysene, mens det i 2018 var nødvendig å benytte hel fisk til de samme analysene. Dette gjør at det vil være utfordringer knyttet til sammenligninger av prøvene som er analysert i ulike matriks. På generell basis anbefales analyse av hel fisk til  $QS_{\text{biota, secpois}}$  (unntatt kvikksølv), og analyse av filét til

$QS_{\text{biota, hh}}$  (European Commission, 2014). Siden laks og ørret generelt har en del fett i muskelvev er det ikke gitt at forskjellen for muskel og hel fisk er uttalte. Perfluorerte substanser er målt i lever, og generelt sett vil dette være en overestimering av konsentrasjonene i hele fisken, og representerer derfor worst-case.

I dette programmet har vi avveket fra kravene spesifisert av Miljødirektoratet om hvordan blandprøver av fisk skal settes sammen (5 fisk i hver av 3 blandprøver fra hver av de utvalgte vannforekomstene). Bakgrunnen er at fiskene var små, og kravene til prøvemengde til analyser er for store. En nærmere diskusjon og redegjørelse finnes i kapittel 8.5.2.

### 8.6.8 Kriterier for usikkerhetsvurdering for enkeltindekser/parametere

For indekser der klassifiseringssystemet er forholdsvis nytt finnes det begrenset erfaring, og disse er dermed mer usikre. Videre er de fleste indeksene utviklet for et begrenset antall elvetyper, med mangelfull kunnskap om hvordan disse fungerer for andre elvetyper. Generelt er det mindre usikkerhet knyttet til indekser/parametere som er interkalibrert mot tilsvarende indekser brukt i andre europeiske land (Interkalibrering fase 1, 2004-2007 eller Interkalibrering fase 2, 2008-2011). I denne rapporten har vi derfor valgt å tillegge slike indekser/parametere (for eksempel påvekststalgeindeksen PIT og de prioriterte stoffene) mer vekt enn indekser/parametere med begrenset erfaringsgrunnlag. Enkelte indekser/parametere er rapportert, men ikke brukt i den samlede tilstandsvurderingen. Disse har et tall i kolonnen «Verdi» men «NA» i resten av kolonnene i samletabellene i kapittel 3. For noen indekser er usikkerheten så høy at den foreløpig ikke bør brukes i klassifisering, mens for andre indekser vil usikkerheten avhenge av for eksempel elvetype og/eller substratforhold.

I tråd med vurderingene tidligere i kapittel 8.6 er usikkerheten i de forskjellige kvalitetselementene/ indeksene som er brukt i rapporten her forsøksvis angitt på en tre-delt skala med kategoriene lav, middels og høy usikkerhet (Tabell 55).

**Lav usikkerhet** er anslått for indekser/parametere som er interkalibrert eller avledet fra disse i form av publiserte regresjoner, samt for ikke-interkalibrerte indekser/parametere med mye erfaringsgrunnlag. Dette gjelder eutrofieringsparameterne PIT og TotP, og forsøringsparameterne pH og ANC. For noen indekser/parametere varierer usikkerhetsmålet med andre forhold: Bunndyrindeksen ASPT er interkalibrert for klare elver, men usikkerheten øker når prøvetaking kun har vært foretatt enten vår eller høst, dersom prøvene er tatt tidlig i sesongen (små dyr som er vanskelige å artsbestemme) eller som en konsekvens av substrat eller klimatiske forhold (se kapittel 8.6.4). Det er også generelt lav usikkerhet knyttet til de prioriterte stoffene, der felles grenseverdier er satt for hele Europa, selv om noen av grenseverdiene nok kan diskuteres.

**Middels usikkerhet** er anslått for påvekststalgeindeksen AIP ettersom datagrunnlaget som indeksen er basert på var relativt tynt og klumpvis fordelt i landet, og ettersom det er manglende overensstemmelse mellom referanseverdiene (og klassegrensene i forhold til referanseverdien) for AIP og pH for en del av elvetyper (se også Moe mfl. 2018). Uoverensstemmelsen øker med synkende Ca-konsentrasjon og økende TOC. Det er også anslått middels usikkerhet for bunndyrindeksen RAMI for klare og svært klare vannforekomster ettersom RAMI ikke er interkalibrert og erfaringsgrunnlaget er meget lite for ulike elvetyper (det er i denne undersøkelsen benyttet den nyeste versjonen av RAMI, som for første gang kom med klassifiseringsveilederen i 2018, Direktoratetsgruppe 2018). Samtidig viser indeksen god korrelasjon med den interkalibrerte Forsøringsindeks2, så usikkerheten vurderes ikke som høy. ASPT-indeksen er også anslått til å være middels usikker for andre elvetyper enn klare

elver (den eneste elvetyten indeksen er interkalibrert for), og dersom prøvetaking ikke følger beskrivelsen i forrige avsnitt. Referanseverdier og klassegrenser for total nitrogen (TotN) er de samme for elver og innsjøer, men opplevd konsentrasjon av nitrogen er svært forskjellig: I rennende vann tilføres stadig nytt nitrogen selv ved lave konsentrasjoner i vannmassen, mens det i stillestående vann dannes soner med reduserte konsentrasjon i umiddelbar nærhet rundt plantene der opptaket skjer. Målt konsentrasjon i vannet vil i slike tilfeller være lik, mens tilførselen til plantene kan være høyst ulik, særlig ved lave konsentrasjoner i vannmassene. For labilt aluminium (LAL) har vi mindre kunnskap om grenseverdier og sammenheng med pH (fra kalkingsovervåkingen har vi erfaring med at konsentrasjonen av LAL kan være høyere ved en gitt pH enn beregninger tilsier at den skulle være, og vi vet foreløpig ikke hvorfor), og parameteren er ikke interkalibrert. For de vannregionspesifikke stoffene har vi satt egne grenseverdier for Norge, og det er noe større usikkerhet knyttet til disse sammenliknet med de prioriterte stoffene. Disse er derfor vurdert som middels usikre.

**Tabell 55. Usikkerhetsvurdering av de ulike indeksene og parameterne**

For mer informasjon om hvorfor indeksene er vurdert slik, se teksten over tabellen og kapitlene 8.6.1 til 8.6.7.

Grad av usikkerhet	Kvalitetsэлеment: Enkeltindeks/parameter
<b>Lav usikkerhet:</b> Indekser som er interkalibrert eller avledet fra disse i form av publiserte regresjoner, samt for ikke-interkalibrerte indekser/parametere med mye erfaringsgrunnlag.	<b>Påvekstalger:</b> PIT <b>Bunndyr:</b> ASPT for klare elver som er prøvetatt på riktig tidspunkt (vår og høst, og ikke for tidlig i sesongen) og på egnet substrat. <b>Fysisk-kjemiske:</b> TotP, pH, ANC <b>Prioriterte stoffer:</b> Alle stoffer
<b>Middels usikkerhet:</b> Ikke-interkalibrerte indekser der det finnes noe erfaringsgrunnlag.	<b>Påvekstalger:</b> AIP, usikkerheten øker med synkende Ca-konsentrasjon og økende TOC (humus). <b>Bunndyr:</b> RAMI i klare og svært klare vannforekomster. ASPT i andre elvetyper enn klare elver, og ved for tidlig prøvetaking, prøvetaking kun vår eller høst og ugunstige substratforhold ved prøvetaking. <b>Fysisk-kjemiske:</b> TotN, LAL <b>Vannregionspesifikke stoffer:</b> Alle stoffer
<b>Høy usikkerhet:</b> Indekser med begrenset erfaringsgrunnlag og indekser som er benyttet for andre vanntyper/habitater enn indeksene er utviklet for. Disse er ikke inkludert i den endelige tilstandsvurderingen av hver vannforekomst.	<b>Bunndyr:</b> RAMI i humøse vassdrag. <b>Fisk:</b> Tetthet <b>Fysisk-kjemiske:</b> Ammonium

**Høy usikkerhet** gjelder indekser med begrenset erfaringsgrunnlag og der klassifiserings-systemet er under utvikling (for eksempel fiskeindeksen). Til denne kategorien hører også indekser som er utviklet for et begrenset antall vanntyper, men forsøkt brukt også for andre vanntyper (for eksempel RAMI i humøse vannforekomster). Ammonium er også ført opp som høy usikkerhet ettersom indeksen er satt under eutrofiering/organisk belastning i klassifiseringsveilederen, men er basert på tålegrenser hos fisk og dermed oppfører seg som et vannregionspesifikt stoff. Denne parameteren er antatt å fungere bedre ved akutte hendelser med høye utslipp, men har liten relevans og egnethet i referanseelvene. Indekser med høy usikkerhet er ikke brukt i den endelige tilstandsklassifiseringen i denne rapporten. Generelt bør imidlertid slike indekser kunne benyttes i tilfeller der datagrunnlaget for indeksene er



vurdert å være av høy kvalitet, og hvor resultatene kan understøttes av annen informasjon, selv om dette ikke har vært gjort i årets datasett. I slike tilfeller vurderes i så fall usikkerheten som middels.

### 8.6.9 Analyser av miljøgifter i fisk

I dette kapitlet vises teknisk informasjon om analysemetoder, instrumenter, standarder, usikkerheter med mer, samt omfanget av akkrediterte analyser.

NIVA, ALS og Eurofins sine laboratorier er akkreditert av Norsk Akkreditering etter NS-EN ISO/IEC 17025. All prøvebehandling ble utført i henhold til akkrediteringskravene. NIVA er ikke akkreditert for PFC, men opparbeidelse, analyser og beregninger har vært utført i tråd med standardiserte metoder. NIVA har lang erfaring med analyse av disse stoffene og har veletablert analysemetode til rådighet. Deltakelse i ringtester gjennomføres jevnlig. Eurofins og ALS er akkreditert for alle forbindelsene, men ALS mangler akkreditering for dicofol i matriksen biota. De jobber imidlertid i tråd med rutine i akkrediteringen, og på selve bestemmelsen vil metoden være den samme som for den akkrediterte metoden for bestemmelse av dicofol i sediment.

For alle laboratorier ble prøvene analysert i grupper sammen med minst én standardtilsetningsprøve eller sertifisert referansemateriale (CRM) og én blank kontroll. Dataene fra disse benyttes til å beregne analyseusikkerhet og deteksjonsgrense for hver prøvegruppe og benyttes systematisk i kvalitetsarbeidet i henhold til akkrediteringens retningslinjer. ALS har under validering og akkreditering av metodene satt en gjeldende deteksjonsgrense (LOD) og kvantifiseringsgrense (LOQ) i henhold til gjeldende internasjonale retningslinjer. Hver prøve blir kontrollert for å sjekke at de kommer innenfor disse kravene. Det er ikke lov å rapportere verdier under LOQ etter krav fra europeisk akkreditering.

En oversikt over analysene av miljøgifter i biota er gitt i Vedleggstabell 8 (kvalitet) og Vedleggstabell 9 (metode).

### 8.6.10 Tilstandsklassifisering av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i biota

Tilstandsklassifiseringen med hensyn til vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i biota ble utført ved å vurdere målt konsentrasjon i blandprøve mot grenseverdi gitt for de ulike stoffene (Veileder 02:2018). Tilstanden ble bestemt på bakgrunn av den høyeste verdien som ble målt i blandprøven(e). For vann opererer man med fem tilstandsklasser for de fleste stoffene, mens det for biota kun er én grenseverdi (over eller under EQS). Ved overskridelse av grenseverdi er miljømålet ikke nådd.

## 8.7 Beregning av samlet økologisk og kjemisk tilstand

For å kunne bestemme om miljømålet til en vannforekomst er oppfylt, må vannmiljøet karakteriseres og klassifiseres. Karakteriseringen er basert på en inndeling av overflatevannet i vannforekomster, som kan finnes på [www.vann-nett.no](http://www.vann-nett.no). Vannforekomstene deles inn i vann typer basert på klimaregion, kalsium/alkalitet og humus/TOC (se tabell 3.6 i Veileder 02:2018 og Tabell 2 i denne rapporten). Deretter klassifiseres vannforekomstens økologiske og kjemiske tilstand basert på vann type og

målinger av biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer, vannregionspesifikke stoffer og prioriterte stoffer. Vi har fulgt retningslinjene for beregning av samlet økologisk og kjemisk tilstand som er beskrevet i Veileder 02:2018.

### Indeksverdier, EQR og EQS

De biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementene består av ulike parametere/indekser (for eksempel PIT-indeksen for påvekstalger, se tredje kolonne i Tabell 57). Basert på de beregnede indeksverdiene for de ulike kvalitetselementene beregnes vannforekomstens tilstand til en av fem ulike klasser: «Svært dårlig», «Dårlig», «God», «Moderat», «God» eller «Svært god». Miljømålet er «God» eller «Svært god». Beregnede indeksverdier for en parameter kan så sammenliknes med nasjonale referanseverdier, og forholdet mellom beregnet indeksverdi og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). EQR kan videre regnes om til normaliserte EQR-verdier (nEQR), som lager like klassegrenser for alle indekser slik at de ulike indeksene/kvalitetselementene enklere kan sammenliknes, også med andre europeiske land. En del av indeksene har vært gjennom en interkalibreringsprosess, det vil si at grensene mellom de økologiske tilstandsklassene tilsvarer grensene hos andre europeiske land. Disse indeksene regnes for å ha mindre usikkerhet knyttet til klassegrensene enn indekser som ikke er interkalibrert.

For vannregionspesifikke og prioriterte stoffer ser man kun på målte konsentrasjoner av utvalgte metaller og organiske stoffer, og det er per i dag utarbeidet grenseverdier som ikke skal overskrides for 17 ulike vannregionspesifikke stoffer og 45 prioriterte stoffer (Direktoratsgruppa 2018). De vannregionspesifikke stoffene er stoffer som Miljødirektoratet anser for å være problematiske for det norske vannmiljøet, men som ikke står på EUs liste over prioriterte stoffer. De prioriterte stoffene anses for å være problematiske for det europeiske vannmiljøet, og listen over prioriterte stoffer bestemmes av EU-kommisjonen. Grenseverdier for de vannregionspesifikke stoffene utarbeides av det enkelte land etter veileder utgitt av EU-kommisjonen (European Commission 2011). Grenseverdier for de prioriterte stoffene utarbeides etter samme prinsipper som for de vannregionspesifikke stoffene, men gjelder hele EU. Grenseverdiene for de enkelte stoffene betegnes Environmental Quality Standards (EQS); miljøkvalitetsstandarder, og det er utviklet grenseverdier for stoffene i matriksene vann, sediment og biota, etter mal fra EU-kommisjonen (European Commission 2011).

For vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vann opererer man med fem tilstandsklasser for de fleste stoffene (Tabell 56). Miljømålet om god økologisk/kjemisk tilstand basert på målinger i vann anses som oppnådd dersom konsentrasjoner tilfredstiller tilstandsklasse god (II) eller bedre, for de stoffene det er utarbeidet grenseverdier for.

**Tabell 56. Klassifiseringssystem for vann og sediment.**

AA, annual average (årlig gjennomsnitt); PNEC, predicted no effect concentration (predikert konsentrasjon for ingen effekt); MAC, maximum allowable (maksimum tillatt) og AF, assessment factor (sikkerhetsfaktor). Kilde: Kapittel 11.7 i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018).

Bakgrunn (I)	God (II)	Moderat (III)	Dårlig (IV)	Svært dårlig (V)
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutte toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: Bakgrunn	Øvre grense: AA-EQS, PNEC	Øvre grense: MAC-EQS, PNEC	Øvre grense: PNEC <sub>akutt</sub> *AF	-

For biota er det kun én grenseverdi (ikke tilstandsklasser) for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer, hvor man legger til grunn sekundærforgiftning (biota blir konsumert av annen biota) og human

helse, og hvor den laveste grenseverdien velges. For detaljert beskrivelse av hvordan grenseverdier er utarbeidet, se Arp mfl. (2014).

Det finnes ikke grenseverdier for PAH-metabolitter i M-608 (Miljødirektoratet 2018), så her har vi brukt grenseverdier fra ICES (Hylland mfl. 2012) for å vurdere konsentrasjonene som er målt i galle. En nærmere beskrivelse av dette er gitt i kapittel 4.5.3.

### Beregning av samlet økologisk tilstand

For å beregne samlet økologisk tilstand har vi benyttet fremgangsmåten beskrevet i Tabell 57.

Tabell 57. Kombinasjonsregler for å beregne økologisk tilstand						
Kvalitetselement	Parameter/Indeks	Påvirkning	Kombinasjonsregler			
Biologiske kvalitetselementer	Påvekstalger	PIT	Eutrofiering	Laveste nEQR	<p><b>Scenario 1:</b> Dersom de biologiske kvalitetselementene er i dårligere tilstand enn god skal kun disse kvalitetselementene benyttes for samlet økologisk tilstand.</p> <p><b>Scenario 2a:</b> Dersom de biologiske kvalitetselementene er i god/svært god tilstand og enten de fysisk-kjemiske kvalitetselementene er under god tilstand og/eller terskelverdien for EQS er oversteget for minst ett av de vannregionspesifikke stoffene blir samlet økologisk tilstand moderat.</p> <p><b>Scenario 2b:</b> Dersom de biologiske og de fysisk-kjemiske kvalitetselementene er i god/svært god tilstand og terskelverdien for EQS ikke er oversteget for noen av de vannregionspesifikke stoffene skal samlet økologisk tilstand settes til den laveste nEQR av de biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementene.</p>	
		AIP	Forsuring			
	Heterotrof begroing	HBI	Organisk belastning			nEQR (inkluderes kun dersom PIT kan beregnes)
	Bunndyr	ASPT	Organisk belastning			Laveste nEQR
		Forsuringsindeks (RAMI, Forsuringsindeks II, Forsuringsindeks I)	Forsuring			
Fisk	Tetthet	Generell påvirkning	Tilstandsklasse, nEQR settes til midt i tilstandsklassen			
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer	Nærings-salter	TotP (årsmiddel)	Eutrofiering	Laveste nEQR		
		Løst PO <sub>4</sub> <sup>1</sup>	Eutrofiering			
		TotN (årsmiddel)	Eutrofiering			
		Ammonium (90 persentilen) <sup>1</sup>	Eutrofiering/organisk belastning			
	Forsurings-parametere	pH (årsmiddel)	Forsuring		Median av nEQR	
		ANC (årsmiddel)	Forsuring			
		LAI (høyeste målte verdi, min 4 målinger: snøsmelting vår, sommer, høst, vinter)	Forsuring			
Vannregionspesifikke stoffer <sup>3</sup>	For eksempel Arsen (As)	Miljøgiftpåvirkning	Dårligste tilstandsklasse (over/under EQS)			
	For eksempel Krom (Cr)	Miljøgiftpåvirkning				
	For eksempel Kobber (Cu)	Miljøgiftpåvirkning				
	For eksempel Sink (Zn)	Miljøgiftpåvirkning				

<sup>1</sup> Kun i leirvassdrag. Det er foreløpig ikke beskrevet i Veileder 02:2018 hvordan løst ortofosfat skal midles med de andre fysisk-kjemiske eutrofieringsparameterne, og det finnes foreløpig kun klassegrense for god/moderat for denne parameteren, så vi har valgt å kombinere TotP og løst ortofosfat etter «det verste styrer-prinsippet».

<sup>2</sup> Klassegrenser for ammonium er satt basert på tålegrenser for fisk, og denne parameteren fungerer i effekt derfor som et vannregionspesifikt stoff heller enn som en eutrofierings-/organisk belastningsparameter

<sup>3</sup> Vannregionspesifikke stoffer er i vannforskriften en del av øvrige fysisk-kjemiske kvalitetselementer.

Fremgangsmåte og kombinasjonsreglene er beskrevet i kapittel 3.5.5 i den siste versjonen av klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2018). Det gjelder noen unntak fra kombinasjonsreglene vist over: Ingen forsuringsindekser er inkludert i samlet tilstand for moderat kalkrike vannforekomster, da disse ikke regnes for å være forsuringsensitive. Da det foreløpig ikke er utviklet klassegrenser for pH i anadrome vassdrag er pH utelatt fra samlet tilstandsklassifisering i slike vannforekomster. Det er knyttet stor usikkerhet til RAMI i humøse vassdrag, og denne indeksen er derfor utelatt fra samlet tilstandsklassifisering i humøse vannforekomster. Heterotrof begroing er ikke prøvetatt i henhold til veileder (var ikke en del av undersøkelsen), og resultatene herfra er derfor heller ikke inkludert i samlet tilstand. Da det er stor usikkerhet knyttet til fiskeindeksen er det beskrevet samlet økologisk tilstand både med og uten denne indeksen.

### Beregning av samlet kjemisk tilstand

For beregning av kjemisk tilstand har vi fulgt retningslinjene beskrevet i kapittel 11 i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). Kjemisk tilstand bestemmes utelukkende etter målte konsentrasjoner av de prioriterte stoffene og hvorvidt de overstiger gjeldene EQS-verdier gitt i Veileder 02:2018. Beregning av kjemisk tilstand i dette prosjektet er basert på konsentrasjonen av prioriterte stoffer i fire vannprøver gjennom året fra alle elvene, samt konsentrasjoner i fisk (hovedsakelig ørret) fra et utvalg av elvene (se kapittel 4.5.1). Dersom et stoff er målt i både vann og fisk slås disse sammen ved «det verste styrer-prinsippet». Dersom grenseverdien overskrides for ett eller flere av stoffene nedgraderes kjemisk tilstand fra «god» til «ikke god».

Ettersom kvikksølv (Hg) og polybromerte difenyletere (PBDE) regnes for å være allestedsnærværende har vi også beskrevet samlet kjemisk tilstand uten disse parameterne i fisk, slik at de ikke skal maskere eventuelle andre funn.

## 8.8 Vern av ytre miljø

Dette programmet dekker vannforekomster over hele landet, og det har derfor vært stort fokus på ikke å spre organismer mellom vannforekomstene.

### 8.8.1 Desinfisering av utstyr

Våre rutiner har vært i henhold til kravene i NS-EN ISO 14001:2015<sup>4</sup> om ledelsessystemer for miljø, og feltarbeidet, inkludert behandling av utstyr, er av alle prøvetakere utført slik at det ikke skal ha bidratt til å spre sykdommer, parasitter eller andre organismer mellom vassdrag. Der det har vært prøvetatt ved flere lokaliteter i samme elv har vi forsøkt å starte i oppstrøms ende. Alt utstyr er desinfisert med Virkon S før forflytning mellom vassdrag eller innad i vassdrag, i henhold til fast brukerinstruks. Virkon S inneholder 15-30 % fosfat, men ettersom alle prøveflasker er sterile, det ikke brukes vannhenter som skylles med Virkon og fylling av vannflasker foregår oppstrøms prøvetaker, har dette ikke påvirket de vannkjemiske prøvene som er samlet inn.

<sup>4</sup> NS-EN ISO 14001:2015 Ledelsessystemer for miljø - Spesifikasjon med veiledning

## 9. Litteratur

- Aas W., Hjellbrekke A.-G., Fagerli H. & Benedictow A. (2017) Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016.
- Arp, H.P., A. Ruus, A. Macken, og A. Lillicrap. 2014. Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. Artsdatabanken (2018) *Rødliste for arter*.
- Biggs B.J.F. & Close M.E. (1989) Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology* **22**, 209-231.
- Borgstrøm R. & Museth J. (2005) Accumulated snow and summer temperature - critical factors for recruitment to high mountain populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish* **14**, 375-384.
- Braaten H.F.V., Åkerblom S., de Wit H.A., Skotte G., Rask M., Vuorenmaa J., *et al.* (2017) Spatial and temporal trends of mercury in freshwater fish in Fennoscandia (1965-2015).
- Braaten H.F.V., de Wit H.A., Larssen T. & Poste A.E. (2018) Mercury in fish from Norwegian lakes: The complex influence of aqueous organic carbon. *Science of The Total Environment* **627**, 341-348.
- Brabrand, Å. 2004. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med Breidalsoverføringen i Øvre Otta, Oppland. Rapport fra Laboratorium for ferskvannskolgi og innlandsfiske, Universitetets naturhistoriske museer og botaniske hage, Universitetet i Oslo, nr 225, 14 s.
- Brandrud T.E. (2002) Effects of liming on aquatic macrophytes, with emphasis on Scandinavia. Acidification and restoration of soft water lakes and their vegetation **73**, 395-404.
- Bray J., A. Broady P., Niyogi D. & Harding J. (2008) Periphyton communities in New Zealand streams impacted by acid mine drainage. *Marine and Freshwater Research* **59**, 1084-1091.
- Bækkeli K.A., Myrvold, M.M. & Olstad, K. (2018) Overvåking av referanseelver I 2017. Vedleggsrapprt for kvalitetselement fisk. Miljødirektoratet M-1019|2018.
- Chabbi A. (2002) *Juncus bulbosus* as a pioneer species in acidic lignite mining lakes: interactions, mechanism and survival strategies. *New Phytologist* **144**, 133-142.
- Conder, Jason M., Robert A. Hoke, Watze de Wolf, Mark H. Russell, and Robert C. Buck. (2008) 'Are PFCAs Bioaccumulative? A Critical Review and Comparison with Regulatory Criteria and Persistent Lipophilic Compounds'. *Environmental Science & Technology* **42**, no. 4: 995-1003. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es070895g>.
- Correll Jensen, T., Bongard, T., Halvorsen, G.A., Hesthagen, T., Hindar, A., Saksgård, R., Schneider, S., Skancke, L.B., Skjelbred, B. & Velle, G. (2018) Lange tidsserier i Atna- og Vikedalsvassdraget - resultater 2017. NINA Rapport 1516.
- Direktoratsgruppa (2010) Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking i hht. kravene i Vannforskriften. Veileder 02:2009.
- Direktoratsgruppa (2015) Veileder 02:2013-Revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Direktoratsgruppa (2018) Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Emerson K., Russo R.C., Lund R.E. & Thurston R.V. (1975) Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effect of pH and Temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32**, 2379-2383.
- Eriksen T.E., Bækken T. & Moe J. (2010) Innsamling og bearbeiding av bunnfauna i rennende vann - et metodestudium. NIVA Rapport 6043-2010
- Eriksen T.E., Lindholm M., Kile M.R., Solheim A.L. & Friberg N. (2015) Vurdering av kunnskapsgrunnlag for leirpåvirkede elver. NIVA Rapport 6792-2015
- Erlandsson M., Cory N., Fölster J., Köhler S., Laudon H., Weyhenmeyer G.A., *et al.* (2011) Increasing Dissolved Organic Carbon Redefines the Extent of Surface Water Acidification and Helps Resolve a Classic Controversy. *BioScience* **61**, 614-618.

- Escudero-Oñate C. (2017) Intercomparison 1731: pH, Conductivity, Alkalinity, NO<sub>3</sub>-N, Cl, SO<sub>4</sub>, Ca, Mg, Na, K, TOC, Al, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn. ICP Waters report 134/2017.
- European Commission (2010) Guidance document No. 25, Guidance of chemical monitoring of sediment and biota under the water framework directive. Technical Report - 2010.3991. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).
- European Commission (2011) Guidance document No. 27, Technical guidance for deriving environmental quality standards. Technical Report -2011-055. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).
- European Commission (2014) Guidance Document No. 32 on biota monitoring (the implementation of EQS<sub>biota</sub>) under the Water Framework Directive. Technical Report 2014-083. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Luxembourg: Publications Office.
- Extence, C., Balbi, D.M. & Chadd, R. (1999) River Flow Indexing Using British Benthic Macroinvertebrates: A Framework for Setting Hydroecological Objectives. *Regulated Rivers-research & Management - Regul River* 15: 545-574.
- Extence, C.A., Chadd, R.P., England, J., Dunbar, M.J., Wood, P.J & Taylor, E.D. (2011) The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Re. Applic.* 29: 17-23. DOI: 10.1002/rra.1569.
- Finstad A.G., Andersen T., Larsen S., Tominaga K., Blumentrath S., de Wit H.A., *et al.* (2016) From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Scientific Reports* 6.
- Fjeld E. & Rognerud S. (2009) Miljøgifter i ferskvannsfisk, 2008. Kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret.
- Fjeld E., Schlabach M., Berge J.A., Eggen T., Snilsberg P., Källberg G., *et al.* (2004) Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter-bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan.
- Fjeld, Eirik, Bæk K., Rognerud S., Rundberget J.T., Schlabach M. & Warner N.A. (2016) Miljøgifter i store norske innsjøer, 2015.
- Forseth T. & Forsgren E.R. (2009) Elfishemetodikk. Gamle problemer og nye utfordringer.
- Forseth, T., Larsson, S., Jensen, A.J., Jonsson, B., Näslund, I., & Berglund, I. 2009. Thermal growth performance of juvenile brown trout *Salmo trutta*: No support for thermal adaptation hypotheses. *J. Fish Biol.* 74(1): 133-149. doi:10.1111/j.1095-8649.2008.02119.x.
- Garmo Ø.A. (2018) Overvåking av avrenning fra nedlagte skyte- og øvingsfelt - Årsrapport for 2017. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Garmo Ø.A., Fjeld E. & Grung M. (2017) Overvåking av utvalgte miljøgifter i Mjøsa 2016.
- Garmo, O. A., Skjelkvale B. L., de Wit H. A., Colombo L., Curtis C., Folster J., *et al.* (2014) Trends in Surface Water Chemistry in Acidified Areas in Europe and North America from 1990 to 2008. *Water Air and Soil Pollution* 225.
- Göthe E., Friberg N., Kahlert M., Temnerud J. & Sandin L. (2014) Headwater biodiversity among different levels of stream habitat hierarchy. *Biodiversity and Conservation* 23, 63-80.
- Green N.W., Schøyen M., Øxnevad S., Ruus A., Hjermann D., Severinsen G., *et al.* (2017) Contaminants in coastal waters of Norway 2016.
- Greipsland I., Barneveld R. & Skarbøvik E. (2017) Multiparameteranalyse av feltkarakteristika og vannkjemi i leirvassdrag Underlag for fastsettelse av miljømål i henhold til vannforskriften. NIBIO rapport nr. 110.
- Grung, M. (2019) How Much Chemicals with PFAS Do We Use in Norway (2009-2017). Presentert ved Miljøringens temamøte, Oslo. <http://miljoringen.no/wp-content/uploads/2019/03/DAG-1-05-Merete-Grung-NIVA.pdf>.

- Grung M., Holth T.F., Jacobsen M. & Hylland K. (2009) Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) metabolites in Atlantic cod exposed via water or diet to a synthetic produced water. *J. Toxicol Environ Health A* **72**, 254-265.
- Grung M., Petersen, K., Fjeld, E., Allan, I., Christensen, J. H., Malmqvist, L. M. V., *et al.* (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.
- Hanssen-Bauer I, Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg A. & Ådlandsvik, B. (eds). 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. NCCS rapport 2/2015. ISSN 2387-3027.
- Hellen B.A., Kålås S., Urdal K., Sægrov H. & Johnsen G.H. (2012) Fiskebiologiske undersøkelser i Nordfolda, Høylandet kommune, høsten 2011.
- Henriksen A. (1982) Alkalinity and acid precipitation research. *Vatten* **38**, 83-85.
- Hesthagen T., Fjellheim A., Schartau A.K., Wright R.F., Saksgard R. & Rosseland B.O. (2011). Chemical and biological recovery of Lake Saudlandsvatn, a formerly highly acidified lake in southernmost Norway, in response to decreased acid deposition. *Science of the Total Environment* **409**(15), 2908-2916.
- Hindar, A. & Larssen, T. 2005. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. Naturens tålegrenser, fagrapport 119. NIVA-rapport 5030-2005. 39 s.
- Hirsch R.M. & Slack J.R. (1984) A Nonparametric Trend Test for Seasonal Data With Serial Dependence. *Water Resources Research* **20**, 727-732.
- Houde, Magali, Gertje Czub, Jeff M. Small, Sean Backus, Xiaowa Wang, Mehran Alaei, and Derek C.G. Muir. (2008) 'Fractionation and Bioaccumulation of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) Isomers in a Lake Ontario Food Web'. *Environmental Science & Technology* **42**, no. 24: 9397-9403. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es800906r>.
- Hylland K., Vethaak A. & Davies I. (2012) Background document: polycyclic aromatic hydrocarbons metabolites in fish bile.
- Iversen A. (2015) Status for regionale vannforvaltningsplaner: På rett vei, men fremdeles langt fram til målet. *Vann* **01**, 55-60.
- Jartun M., Fjeld E., Bæk K., Løken K., Rundberget J.T., Grung M., *et al.* Monitoring of environmental contaminants in freshwater ecosystems. Occurrence and biomagnification. 2018.
- Jonsson, B., & Jonsson, N. 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *J. Fish Biol.* **75**(10): 2381-2447. doi:10.1111/j.1095-8649.2009.02380.x.
- Kammann U., Askem C., Dabrowska H., Grung M., Kirby M.F., Koivisto P., *et al.* (2013) Interlaboratory Proficiency Testing for Measurement of the Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Metabolite 1-Hydroxypyrene in Fish Bile for Marine Environmental Monitoring. *Journal of AOAC International* **96**, 635-641.
- Kokeš J., Zahrádková S., Němejcová D., Hodovský J., Jarkovský J. & Soldán T. (2006) The PERLA system in the Czech Republic: a multivariate approach for assessing the ecological status of running waters. In: *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*. (Eds M.T. Furse, D. Hering, K. Brabec, A. Buffagni, L. Sandin & P.F.M. Verdonschot), pp. 343-354. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Lindstrøm E.-A., Brettum P., Johansen S.W. & Mjelde M. (2004) Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsurening. Effekter av kalking.
- Lucas R.W., Sponseller R.A. & Laudon H. (2013) Controls Over Base Cation Concentrations in Stream and River Waters: A Long-Term Analysis on the Role of Deposition and Climate. *Ecosystems* **16**, 707-721.
- Luoma S.N. & Rainbow P.S. (2008) Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management. Cambridge University Press.

- Lyche-Solheim A., Berge D., Tjomsland T., Kroglund F., Tryland I., Schartau A.K., *et al.* (2008) Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemisk parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerintresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Marchetto A. (2017) rkt: Mann-Kendall Test, Seasonal and Regional Kendall Tests. R package version 1.5.
- Mechsner K. (1985) The influence of seasonal light variations on the growth of *Sphaerotilus natans*. *Hydrobiologia* **120**, 193-197.
- Miljødirektoratet (2016) Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Miljødirektoratet.
- Moe, T.F., Thrane, J.E., Persson, J., Bækkeli, 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 M-1002. 279 s.
- Molot L.A., Dillon P. & D. LaZerte B. (1989) Factors Affecting Alkalinity Concentrations of Streamwater during Snowmelt in Central Ontario.
- Morris R., Taylor, E.W., Brown, D.J.A. & Brown, J.A. (1989) *Acid toxicity and aquatic animals*. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- Myrvold & Bækkeli 2019. Overvåking av referanseelver 2018. Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. Miljødirektoratet, rapport M-1333|2019.
- Nagel F., Kammann U., Wagner C. & Hanel R. (2012) Metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in bile as biomarkers of pollution in European eel (*Anguilla anguilla*) from German rivers. *Arch Environ Contam Toxicol* **62**, 254-263.
- NS-EN 14407:2014 Vannundersøkelse - Veiledning for identifisering og telling av prøver av bentiske kiselalger fra rennende vann og innsjøer.
- NS-EN ISO 15708:2009 Vannundersøkelse - Veiledning i overvåking, innsamling og laboratorieanalyse av bentiske alger i grunne elver.
- Peterson C.G. (2007) Ecology of non-marine algae: streams. In: *Algae of Australia*. (Eds P.M. McCarthy & A.E. Orchard), CSIRO Publishing, Melbourne.
- Peterson C.G., Horton M.A., Marshall M.C., Valett H.M. & Dahm C.N. (2001) Spatial and temporal variation in the influence of grazing macroinvertebrates on epilithic algae in a montane stream tab. *Archiv für Hydrobiologie* **153**, 29-54.
- Petrin Z., Knut Andreas E. Bækkeli, Terje Bongard, Trond Bremnes, Tor Erik Eriksen, Gaute Kjærstad, *et al.* (2016) Innsamling og bearbeiding av bunndyrprøver - hva vi kan enes om. Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Poquet J.M., Alba-Tercedor J., Puntí T., del Mar Sánchez-Montoya M., Robles S., Álvarez M., *et al.* (2009) The MEDiterranean Prediction And Classification System (MEDPACS): an implementation of the RIVPACS/AUSRIVAS predictive approach for assessing Mediterranean aquatic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* **623**, 153-171.
- Reuss J.O. & Johnson D.W. (1986) Acid deposition and the acidification of soils and waters. Springer-Verlag, New York.
- Reus, J.O., Cosby B.J. & Wright R.F. (1987). Chemical processes governing soil and water acidification. *Nature* **329**, 27-32.
- Sandin L. & Verdonschot P.F.M. (2006) Stream and river typologies - major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia* **566**, 33-37.
- Sandlund O.T., Bergan M.A., Braband Å., Diserud O., Fjelstad H.-P., Gausen D., *et al.* (2013) Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem.
- Schartau, A.K., Lyche Solheim, A., Bongard, T., Bækkeli, K.A.E, Dahl-Hansen, G., Dokk, J.G., Edvardsen, H., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Jensen, T.C., Jonsson, B., Mjelde, M., Molversmyr, Å., Persson, J., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. & Walseng, B. (2017). ØKOFERSK: Basisovervåking av utvalgte innsjøer 2016. Overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. NINA-rapport 1369. M-758. 175 s.



- Schneider, S.C. (2011) Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. *Science of the Total Environment* **409**, 1164-1171.
- Schneider S. & Lindstrøm E.-A. (2009) Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* **9**, 1206-1211.
- Schneider S.C. (2015) Greener rivers in a changing climate? Effects of climate and hydrological regime on benthic algal assemblages in pristine streams. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters* **55**, 21-32.
- Schneider S.C. & Lindstrøm E.-A. (2011) The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* **665**, 143-155.
- Schneider S.C., Oulehle F., Krám P. & Hruška J. (2018) Recovery of benthic algal assemblages from acidification: how long does it take, and is there a link to eutrophication? *Hydrobiologia* **805**, 33-47.
- Skaland, R.G., Colleuille, H., Andersen, A.S.H., Mamen, J., Grinde, L., Tajet, H.T.T., Lundstad, E., Sidselrud, L.F., Tunheim, K., Hanssen-Bauer, I., Benestad, R., Heiberg, H. & Hygen, H.O. (2019) Tørkesommeren 2018. Meteorologisk institutt, METinfo 14/2019. 79 s.
- Skarbøvik E., Allan I., Sample J.E., Greipsland I., Selvik J.R., Schanke L.B., et al. (2017) Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters - 2016.
- Skjelkvåle B.L., Henriksen A., Faafeng B., Fjeld E., Traaen T., Lien L., et al. (1996) Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.
- 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. Norsk institutt for vannforskning.
- Steinnes E., Allen R.O., Petersen H.M., Rambæk J.P. & Varskog P. (1997) Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. *Science of The Total Environment* **205**, 255-266.
- Steinnes E., Uggerud H.T., Aspmo Pfaffhuber K. & Berg T. (2016) Atmospheric deposition of heavy metals in Norway. National moss survey 2015. Miljødirektoratet.
- Taniyasu S., Kurunthachalam K., Yuichi H., Nobuyasu H. & Nobuyoshi Y. (2003) A Survey of Perfluorooctane Sulfonate and Related Perfluorinated Organic Compounds in Water, Fish, Birds, and Humans from Japan. *Environmental Science & Technology* **37**, no. 12: 2634-39.
- Tixier G., Felten V. & Guérolde F. (2009) Life cycle strategies of Baetis species (Ephemeroptera, Baetidae) in acidified streams and implications for recovery. *Fundamental and Applied Limnology* **174**, 227-243.
- WCA environment limited (2014) Review of the secondary poisoning quality standard for methyl mercury. Draft report to DG Environment from WCA.
- WFD-UKTAG (2014) UKTAG River Assessment Method Benthic Invertebrate Fauna.
- Wright R.F. & Cosby B.J. (2012) Referanseverdier for forsuringsfølsomme kjemiske støtteparametre. Norsk institutt for vannforskning.
- Zippin C. (1956) An Evaluation of the Removal Method of Estimating Animal Populations. *Biometrics* **12**, 163-189.
- Y. Zhang, S. Tao (2009) Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *Atmos Environ*, **43**, 812-819

## 10. Vedlegg

I dette kapitlet presenteres mer detaljerte bakgrunnsdata.

## 10.1 Koordinater for biologisk prøvetaking

**Vedleggstabell 1. Oversikt over vannforekomstene som ble undersøkt for biologiske kvalitetselementer i 2018.**

Koordinatene (UTM33) angir punkter for vannprøvetaking og biologisk prøvetaking. Antall fiskestasjoner varierer. Kortnavn viser navn brukt i rapporten og hvilken bekk som er prøvetatt innenfor vannforekomsten, og bokstaven i parentes viser økoregion (F = Finnmark og indre Troms, M = Midt-Norge, V = Vestlandet, S = Sørlandet og Ø = Østlandet).

Kortnavn	Vannprøver		Bunndyr		Påvekstalg		Fisk 1		Fisk 2		Fisk 3	
	Øst	Nord	Øst	Nord	Øst	Nord	Øst	Nord	Øst	Nord	Øst	Nord
01. Stabburselva (F)	872181	7815520	872181	7815520	872181	7815520	869050	7812168	871433	7815387	872122	7815265
02. Børselva (F)	898521	7841023	898521	7841023	898521	7841023	899685	7842321	899051	7841137	897717	7839254
03. Måskejohka (F)	988990	7849169	988990	7849169	988990	7849169			988825	7848578	988982	7849001
04. Skallelva (F)	1073537	7859277	1073918	7859098	1073537	7859277	1072488	7858419	1072887	7858365	1073189	7859188
05. Komagelva (F)	1079662	7867227	1079662	7867227	1079662	7867227	1075144	7866287	1077281	7866686	1079536	7867145
06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	1073878	7896658	1073878	7896658	1073878	7896658	1073431	7896741	1073814	7896636	1073890	7896663
07. Låhpojohka (F)	840477	7706367	840614	7706361	840477	7706367	845134	7702719	841564	7706075	840625	7706301
08. Sametielva (F)	1073168	7768409	1073169	7768381	1073168	7768409	1068775	7774071	1071280	7773481	1073157	7768354
09. Driva (M)	223085	6931196	223085	6931196	221817	6934055	219903	6917110	221462	6922365	222925	6927781
10. Bjoreio (V)	81406	6718466	81428	6718463	81858	6718242	82369	6717144	82282	6717578	82215	6717952
11. Smeddalselvi (V)	120914	6791263	120893	6791258	119293	6791462	123545	6794153	121672	6791793	120456	6791478
12. Raundalselva (V)	49105	6755337	49042	6755357	49201	6755312	53807	6755538	53205	6753909	49304	6755237
13. Femangerelva (V)	-11377	6700659	-11374	6700655	-11377	6700659	-11408	6700660	-11232	6700641	-10991	6700607
14. Husstølåna (V)	-396	6597687	-409	6597730	-394	6597705	601	6596900	-462	6597790		
15. Utna (V)	120874	6823414	120879	6823424	119434	6821688	121609	6824340	121353	6824265	120976	6823490
16. Digeråe (S)	160370	6652367	160303	6652237	156967	6650252	157080	6649819	157007	6650262	157581	6650555
17. Numedalslågen (Ø)	122884	6712273	122931	6712325	122887	6712269	120570	6710324	120799	6710604	122268	6711783
18. Smådøla (Ø)	157754	6705413	157834	6705316	157734	6705426	155591	6709292	156882	6706378	157531	6705742
19. Tegninga (Ø)	283285	6868221	283295	6868243	283279	6868227	282849	6867774	283183	6868013	283236	6868162

**Vedleggstabell 1. Oversikt over vannforekomstene som ble undersøkt for biologiske kvalitetselementer i 2018.**

Koordinatene (UTM33) angir punkter for vannprøvetaking og biologisk prøvetaking. Antall fiskestasjoner varierer. Kortnavn viser navn brukt i rapporten og hvilken bekk som er prøvetatt innenfor vannforekomsten, og bokstaven i parentes viser økoregion (F = Finnmark og indre Troms, M = Midt-Norge, V = Vestlandet, S = Sørlandet og Ø = Østlandet).

Kortnavn	Vannprøver		Bunndyr		Påvekstalger		Fisk 1		Fisk 2		Fisk 3	
	Øst	Nord	Øst	Nord	Øst	Nord	Øst	Nord	Øst	Nord	Øst	Nord
20. Store Ula (Ø)	222853	6867504	223118	6867333	222933	6867392	224458	6868804	223834	6868295	222942	6867398
21. Otta (Ø)	127944	6890123	127770	6892549	127931	6889643	126214	6895578	127317	6893265	127862	6890770
22. Kjaglielva (Ø)	244061	6654764	244046	6654722	244038	6654756	243594	6656231	243875	6655475	244517	6653626
23. Kjørstadelva (Ø)	203586	6617393	203582	6617395	203605	6617405	199827	6614398	202011	6615575	203993	6618257
24. Mistra (Ø)	299060	6846273	299070	6846293	300288	6846625	306376	6850546	301246	6847675	299065	6846288
25. Lera (Ø)	283265	6762181	283272	6762200	283263	6762178	284526	6764185	283689	6762498	283304	6762237
26. Setninga (Ø)	262249	6858586	262249	6858586	262249	6858586	260684	6858824	262273	6858604		
27. Jora (Ø)	192588	6899111	177142	6792496	192582	6899123	185042	6905164	187418	6903567	192589	6899129
28. Lomma (Ø)	245719	6658183	245763	6658153	245665	6658276	244227	6660733	244519	6660119	245721	6658194
29. Vikka (Ø)	281734	6676789	281726	6676789	281767	6676808	281882	6676837	281802	6676791		
30. Lundsåa (Ø)	290528	6628998	290521	6629002	290579	6628964	290831	6629219	290764	6629165	290635	6629099
31. Døråe (Ø)	228134	6884507	228134	6884507	228086	6884431	228342	6884731	228564	6884854		
32. Atna03 (Ø)	239064	6885054	239064	6885054	239034	6885426	238916	6885309	237762	6885736		
33. Atna04 (Ø)	249293	6866737	249901	6866156	249010	6866987	248887	6866921	248925	6866954		
34. Atna11 (Ø)	275544	6853173	275544	6853173	275479	6853210	263592	6858598	271494	6857937		

## 10.2 Oversikt over parametere og metoder benyttet i analyse av vannprøver

**Vedleggstabell 2: Oversikt over metoder, deteksjonsgrense (LOD), kvantifiseringsgrense (LOQ) og usikkerhet for de ulike parameterne målt i vannprøver.**

Forbindelse/parameter	Metode	LOD	LOQ	Estimert usikkerhet i målingene
Total fosfor (Tot-P)	Mod. NS 4725 (automatisert)	0,3 µg P/l	1 µg P/l	Måleusikkerhet 20%
Fosfat (PO4-P) filtrert	Mod. NS 4724 (automatisert)	0,3 µg P/l	1 µg P/l	Måleusikkerhet 20%
Fosfat (PO4-P) ufiltrert	NS 4724 (automatisert)	0,3 µg P/l	1 µg P/l	Måleusikkerhet 20%
Total nitrogen (Tot-N)	NS-EN ISO 13395	3,3 µg N/l	50 µg N/l	Måleusikkerhet 30%
Totalt organisk karbon (TOC)	NS-EN 1484	0,03 mg C/l	0,10 mg C/l	Måleusikkerhet 20%
Oppløst organisk karbon (DOC)	NS-EN 1484	0,03 mg C/l	0,10 mg C/l	Måleusikkerhet 20%
Silikat (SiO <sub>2</sub> )	Mod NS-EN ISO 16264 (automatisert)	8,3 µg SiO <sub>2</sub> /l	25 µg SiO <sub>2</sub> /l	Måleusikkerhet 20%
Nitrat (NO <sub>3</sub> -N)	NS-EN ISO 10304-1	0,7 µg/l	2 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	NS-EN ISO 14911	0,7 µg/l	2 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Kalsium (Ca)	NS-EN ISO 14911	0,7 µg/l	2 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Magnesium (Mg)	NS-EN ISO 14911	0,7 µg/l	2 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Natrium (Na)	NS-EN ISO 14911	0,7 µg/l	2 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Kalium (K)	NS-EN ISO 14911	1 µg/l	3 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Klorid (Cl)	NS-EN ISO 10304-1	1,7 µg/l	5 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Sulfat (SO <sub>4</sub> )	NS-EN ISO 10304-1	1,7 µg/l	5 µg/l	Måleusikkerhet 20%

**Vedleggstabell 2: Oversikt over metoder, deteksjonsgrense (LOD), kvantifiseringsgrense (LOQ) og usikkerhet for de ulike parameterne målt i vannprøver.**

Forbindelse/parameter	Metode	LOD	LOQ	Estimert usikkerhet i målingene
Reaktiv og ikke labil aluminium (Al/R og Al/II)	Intern metode	1,7 µg/l	5 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Total aluminium (Al)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og NS-EN ISO 17294-2	0,03 µg/l	0,10 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Arsen (As)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,008 µg/l	0,025 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Bly (Pb)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,0017 µg/l	0,005 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Kadmium (Cd)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,010 µg/l	0,0030 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Krom (Cr)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,008 µg/l	0,025 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Kobber (Cu)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,013 µg/l	0,040 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Kvikksølv (Hg)	NS-EN ISO 12846	0,0003 µg/l	0,001 µg/l	Måleusikkerhet 40% ved 0,002 µg/l - 0,02 µg/l.
Nikkel (Ni)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,013 µg/l	0,040 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Sink (Zn)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,05 µg/l	0,15 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Sølv (Ag)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,0007 µg/l	0,0020 µg/l	Måleusikkerhet 20%

**Vedleggstabell 2: Oversikt over metoder, deteksjonsgrense (LOD), kvantifiseringsgrense (LOQ) og usikkerhet for de ulike parameterne målt i vannprøver.**

Forbindelse/parameter	Metode	LOD	LOQ	Estimert usikkerhet i målingene
Silisium (Si)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,0017 µg/l	0,005 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Jern (Fe)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,10 µg/l	0,30 µg/l	Måleusikkerhet 20%
Mangan (Mn)	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og Mod. NS-EN ISO 17294-2 (standard-rekke)	0,010 µg/l	0,030 µg/l	Måleusikkerhet 20%
pH	NS-EN ISO 10523	Ikke relevant	Ikke relevant	Måleusikkerhet ±0,2 pH-enheter
Elektrisk ledningsevne (Konduktivitet)	NS-ISO 7888	0,03 mS/m	0,10 mS/m	Måleusikkerhet 10%
Turbiditet	NS-EN ISO 7027-1	0,1 FNU	0,3 FNU	Måleusikkerhet 20%
Alkalitet	NS-EN ISO 9963-1	0,01 mmol/l	0,03 mmol/l	Måleusikkerhet 20%
Farge	NS-EN ISO 7887	0,67 mg Pt/L	2 mg Pt/L	Måleusikkerhet 20%
STS (suspendert tørrstoff) og SGR (suspendert gløderest)	Mod. NS 4733 og NS-EN 872		Avhengig av filtrert volum. 0,40 mg/l ved filtrering av 1000 ml	Måleusikkerhet 20%

## 10.3 Måleparametere brukt til typifisering av vannforekomstene

**Vedleggstabell 3. Måleparametere for typifisering av vannforekomstene**

Kalsium-konsentrasjoner, alkalinitet, TOC og farge som målt i programmet i 2018. Snt = gjennomsnitt, Stdav = standardavvik, min = minimumsmåling, max = maksimumsmåling. Tallene er basert på månedlige målinger fra januar til og med desember.

Rapportnavn	Kalsium (mg/l)				Alkalitet (µkv/l)				TOC (mg/l)				Farge (mg Pt/l)			
	Snt	Stdav	Min	Max	Snt	Stdav	Min	Max	Snt	Stdav	Min	Max	Snt	Stdav	Min	Max
01. Stabburselva (F)	4,0	1,3	1,7	5,5	285	66	194	399	1,6	0,6	1,1	2,9	7,0	2,8	3	12
02. Børselva (F)	4,6	2,3	2,3	11,2	378	156	231	812	0,8	0,6	0,3	2,4	5,1	6	1	18
03. Måskejohka (F)	5,9	2,4	1,8	9,5	384	131	178	568	2,2	0,7	1,3	3,5	16,3	6,7	9	29
04. Skallelva (F)	2,6	1,1	0,6	4,4	260	94	107	425	1,4	1,1	0,6	3,9	13,5	13,7	4	47
05. Komagelva (F)	3,9	0,7	1,9	4,4	341	44	239	393	0,6	0,2	0,3	1,2	4,8	2,5	2	11
06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	1,0	0,5	0,5	1,9	79	18	57	119	1,7	1,1	0,4	4,4	18,7	19	6	65
07. Láhpojohka (F)	3,1	1	1,4	4,5	289	86	170	408	4,7	0,7	3,7	5,9	42,9	9,8	32	67
08. Sametielva (F)	3,8	0,8	2,7	5	229	47	171	308	5,2	4,2	2,7	15,9	40,2	47	13	171
09. Driva (M)	6,3	1,6	3,5	8,1	331	68	221	446	1,1	1	0,5	4,1	6,3	8,7	1	32
10. Bjoreio (V)	4,7	1,8	1,1	7,1	197	76	92	302	2,0	1,7	0,7	5,6	21,3	22,3	5	70
11. Smeddalselvi (V)	1,8	0,6	0,9	2,6	97	19	73	127	1,0	0,3	0,6	1,7	6,6	2,8	2	11
12. Raundalselva (V)	0,8	0,4	0,3	1,7	68	15	51	94	0,6	0,2	0,3	1,1	3,8	2,1	1	8
13. Femangerelva (V)	2,1	0,2	1,8	2,5	105	21	84	161	2,2	0,5	1,7	3,6	19,1	5,7	12	29
14. Husstølåna (V)	1,3	0,4	0,7	2,3	74	21	44	109	4,4	3,8	1,3	14,3	46,8	38,8	14	138
15. Utlå (V)	2,5	2	0,4	5,9	93	36	56	165	0,6	0,3	0,2	1,2	4,3	2,9	1	10
16. Digeråe (S)	1,2	0,3	0,6	1,7	83	15	60	108	2,7	0,7	2	3,8	20,3	7,2	10	33
17. Numedalslågen (Ø)	2,4	0,7	1,1	3,3	118	15	98	142	1,1	0,3	0,8	1,5	5,4	2,6	3	13
18. Smådøla (Ø)	2,4	0,6	1,3	3	155	28	98	197	3,4	0,5	2,5	4	24,7	5	14	31
19. Tegninga (Ø)	0,8	0,2	0,4	1,1	77	10	67	98	1,3	1	0,7	3,8	9,3	8,4	4	28
20. Store Ula (Ø)	0,4	0,1	0,2	0,7	52	4	45	59	0,5	0,3	0,3	1,2	4,8	7,4	1	27



**Vedleggstabell 3. Måleparametere for typifisering av vannforekomstene**

Kalsium-konsentrasjoner, alkalinitet, TOC og farge som målt i programmet i 2018. Snt = gjennomsnitt, Stdav = standardavvik, min = minimumsmåling, max = maksimumsmåling. Tallene er basert på månedlige målinger fra januar til og med desember.

Rapportnavn	Kalsium (mg/l)				Alkalitet (µekv/l)				TOC (mg/l)				Farge (mg Pt/l)			
	Snt	Stdav	Min	Max	Snt	Stdav	Min	Max	Snt	Stdav	Min	Max	Snt	Stdav	Min	Max
21. Otta (Ø)	1,7	0,7	0,7	3	79	11	59	99	0,7	0,6	0,4	2,4	4,0	4,2	1	15
22. Kjagielva (Ø)	19,9	7	9,4	32,9	991	358	527	1590	3,6	1,6	1,4	5,8	21,9	10,4	8	38
23. Kjørstadelva (Ø)	21,0	5,8	11,8	31	947	263	536	1330	4,1	1,6	2,2	6,9	37,1	17,1	12	60
24. Mistra (Ø)	1,4	0,4	0,7	1,9	132	42	61	186	3,8	2,9	1,9	9,8	37,0	28,1	16	96
25. Lera (Ø)	8,8	3,5	2,3	15	453	219	88	782	9,2	4	4,8	17	69,9	36,2	23	139
26. Setninga (Ø)	3,9	0,8	2,2	4,8	219	33	153	268	1,3	1,2	0,6	4,6	9,2	9	3	34
27. Jora (Ø)	2,0	1	0,6	3,2	135	48	71	204	0,9	0,4	0,6	1,8	5,9	3,3	2	14
28. Lomma (Ø)	12,3	3,6	5,3	18,2	601	209	288	897	5,5	2	2,7	9,1	40,2	17,4	13	67
29. Vikka (Ø)	56,1	11,4	34,2	70,6	2471	650	1110	3850	1,8	1,1	1,2	5	8,4	4,2	4	19
30. Lundsåa (Ø)	21,5	21,3	4,7	68,6	2569	2996	145	8210	10,1	3,4	4,4	15,4	69,0	29,1	22	109
31. Døråe (Ø)	0,7	0,3	0,2	1,2	63	11	50	86	0,6	0,1	0,4	0,8	4,0	1,3	3	6
32. Atna03 (Ø)	1,5	0,6	0,5	2,5	92	17	69	124	0,9	0,3	0,6	1,3	4,8	2,8	2	11
33. Atna04 (Ø)	1,1	0,3	0,4	1,6	81	8	66	91	1,6	0,9	1,1	4	11,2	6,2	6	25
34. Atna11 (Ø)	2,3	0,6	1,2	3	148	21	108	179	1,8	1,2	1,1	4,5	12,4	9,9	5	34

## 10.4 Taksalister for påvekstalger

**Vedleggstabell 4. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.**

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i Vedleggstabell 5.

Takson	01. Staburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskeiohka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpoiohka (F)	08. Samtelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeiddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husselåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjalgløva (Ø)	
<b>Cyanobakterier</b>																							
Calothrix sp.	x			x	x	x		x					xx			xx	x	x		xxx			
Capsosira brebissonii																							
Chamaesiphon confervicola				x											x				x				
Chamaesiphon minutus					xx																		
Chamaesiphon polonicus																							
Chamaesiphon rostaffinskii		x	xx	x	x					x	x											x	
Clastidium setigerum		x	x				xx			x	x		xx				xx		x		xxx	xx	
Cyanophanon mirabile		xx	x	xx	xx	xx		x		xx	xxx	xxx	x	x	x	xx	xx	x	xxx	x	xx		
Dichothrix sp.			x							x								x			x	1	
Geitlerinema splendidum							x																
Gloeocapsopsis magma																						1	
Heteroleibleinia sp.			xx		x					x			x			x		x		x	x		
Leibleinia sp.		x																					
Leptolyngbya batrachosperma														x									
Leptolyngbya gloeophila																							
Leptolyngbya sp.			x		xxx			xx					<1			xx			x				
Nostoc sp.			x	xx	x	x		<1	2								<1						

**Vedleggstabell 4. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.**

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i Vedleggstabell 5.

Takson	01. Stabbursetelva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejøhka (F)	04. Skalletelva (F)	05. Kornagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Samtelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeiddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husselåna (V)	15. Utlei (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)	18. Smådøla (Ø)	19. Tegnninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjalglelva (Ø)	
Oscillatoria sp.																	x						
Phormidium autumnale											1												
Phormidium heteropolare								x	20			xxx				2		x			xx		
Phormidium inundatum																				<1			
Phormidium puteale													x										
Phormidium retzii																							
Phormidium sp.	x	x	x	x			x	x	xx				x	x	x	x	x		<1		x	x	
Phormidium tergestinum																		x	x				
Pseudanabaena sp.									x														
Rivularia beccariana																							
Rivularia biasoletiana		5															<1	<1					
Rivularia haematites																							
Rivularia sp.		xxx									<1		xx			<1							
Schizothrix facilis																					<1		
Schizothrix sp.			x				x	xxx								xx							
Scytonema sp.													x									<1	
Scytonema mirabile																1							
Stigonema mammosum				x			x			6	<1		xx		x	10	50	10	5		30		
Stigonema multipartitum																							
Stigonema sp.					x			x				1											
Tolypothrix distorta						<1					5												

**Vedleggstabell 4. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.**

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i Vedleggstabell 5.

Takson	01. Staburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejøhka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Sametelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeiddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Hussølåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjalglelva (Ø)	
<i>Tolypothrix lanata</i>				<1	<1			<1															
<i>Tolypothrix penicillata</i>		<1				>1				>1													
<i>Tolypothrix</i> sp.	x		xxx	x	<1							15		x	x		xx	x	<1		<1	30	
<i>Tolypothrix tenuis</i>																		<1					
Uidentifiserte coccale blågrønnalger					x		x									xx				x			
Uidentifiserte trichale blågrønnalger				xx	x	x	x	<1	xx	x	xx											1	
<b>Grønnalger</b>																							
<i>Actinotaenium cruciferum</i>																							
<i>Actinotaenium</i> sp.							x											x					
<i>Binuclearia tectorum</i>													xx			x		x		x	x		
<i>Bulbochaete</i> sp.				x			11	x		<1	<1		xx			<1	x	10	<1		<1		
<i>Chaetophora elegans</i>				<1	<1			<1															
<i>Closterium</i> sp.				x	x	x	x	x		x			x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Coelastrum</i> sp.							x																
<i>Cosmarium</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x		x	xx	x	x	x	x	xx	
<i>Cylindrocystis</i> sp.		x														x				x	x		
<i>Draparnaldia glomerata</i>			xx			xx							x										
<i>Euastrum</i> sp.			x	x			x	x					x			x	x	x				x	
<i>Klebsormidium flaccidum</i>														x						<1			
<i>Klebsormidium rivulare</i>												xx			xx				<1		x		
<i>Klebsormidium</i> sp.						x																	

**Vedleggstabell 4. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.**

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i Vedleggstabell 5.

Takson	01. Stabburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejøhka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Samtelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeiddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husselåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjalglelva (Ø)	
Microspora amoena		x	x	xx		<1	x	<1	x														
Microspora amoena var. gracilis															x								
Microspora pachyderma																							
Microspora palustris						xx						xx			x			xx		xx	x		
Microspora palustris var minor													<1						xxx				
Microspora sp.								xx								x							
Mougeotia a2 (3-7u)																x							
Mougeotia a (6 -12u)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	xx			x			x	x	x	x			2
Mougeotia a/b (10-18u)				x									xx							x	x		
Mougeotia c (21- 24)			x	x		<1																	
Mougeotia d (25-30u)	x													x									
Mougeotia d/e (27-36u)										x													3
Mougeotia e (30-40u)		x					3		x	15							xx	xx			x		
Mougeotia sp.																	15						
Netrium sp.							x						x										
Oedogonium a (5-11u)	x	x	x				x			1	x		xx	x		x	x	x	x			x	
Oedogonium a/b (19-21µ)					<1		2	x						x				x					
Oedogonium a1 (3-4u)																							
Oedogonium b (13-18u)			<1	x							xx												5
Oedogonium c (23-28u)		x				x							x				x		<1				5
Oedogonium d (29-32u)			x				40		x	1	x						x						20

**Vedleggstabell 4. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.**

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i Vedleggstabell 5.

Takson	01. Stabbursetelva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejøhka (F)	04. Skallelva (F)	05. Kornagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Samtelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeiddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Hussølåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)	18. Smådøla (Ø)	19. Tegnninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjalglelva (Ø)	
Oedogonium e (35-43u)							xxx																
Pediastrum sp.				x	x		x																
Penium sp.								x								x						x	
Rhizoclonium sp.		50																					
Schizochlamys gelitanosa																							
Spirogyra a (20-42u,1K,L)	x		xx	<1	xx	<1	2	x		x	x						x	1				x	
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)		x																					
Spirogyra majuscula									<1		10												
Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)																							
Spirogyra sp6 (70-75u,2K,L)																							
Spirogyra sp.											x												2
Staurastrum sp.		x		x			x	x	x	x			x				x			x	x		x
Stigeoclonium sp.		1			xx						x							x					
Teilingia granulata																							
Tetraspora gelatinosa																			<1				
Uidentifiserte coccale grønnalger													x				x						
Uidentifiserte trådformede grønnalger	xx		x																				
Ulothrix tenerrima				xx		<1									x					x			
Ulothrix tenuissima	x																						
Ulothrix zonata	x		<1	x	x										<1								x
Xanthidium sp.				x																			

**Vedleggstabell 4. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.**

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i Vedleggstabell 5.

Takson	01. Staburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejohka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komgelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Samtelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeiddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husselåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjalglelva (Ø)	
Zygnema a (16-20u)													3										
Zygnema b (22-25u)			x	x	x				x		10	<1	x		x	<1	1		x	x	<1		
Zygnema c (30-40u)																		x					
Zygogonium sp3 (16-20u)	15	xx				x	3			11		11				16		18			6		
<b>Gullalger</b>																							
Hydrurus foetidus						xx	3		<1												<1		
<b>Kiselalger</b>																							
Didymosphenia geminata	5	1	<1				x															x	
Tabellaria flocculosa	10	10	xx	xx	x	xx	5	x	x	xxx	x	x	x	x	x	xxx	xx	x	x	xx	xx	xx	
Uidentifiserte kiselalger	<1	xxx	x	x	xx	x	5	xxx	xx	xx	xx	x	x	xx	x	100	x	x	x	x	xx	10	
<b>Rødalger</b>																							
Audouinella chalybaea					x																		
Audouinella hermannii				<1				3						x									
Audouinella pygmaea						x																	
Batrachospermum gelatinosum								2						3				<1					
Batrachospermum sp.	x					<1	x						x									x	
Batrachospermum turfosum																							
Lemanea borealis														1									
Lemanea fluviatilis											1								<1				
Lemanea sp.					x			xx															
Uidentifiserte Rhodophyceer	x		x		x				x						<1							1	

**Vedleggstabell 4. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.**

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i Vedleggstabell 5.

Takson	01. Stabburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejøhka (F)	04. Skallelva (F)	05. Kornagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojøhka (F)	08. Samtelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeiddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Hussølåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjagielva (Ø)	
<b>Gulgrønnalger</b>																							
Vaucheria sp.																							
<b>Brunalger</b>																							
Heribaudiella fluviatilis	30	5			<1																		
<b>Nedbrytere</b>																							
Ophrydium versatile							<1									<1							
Sphaerotilus natans																							



### Vedleggstabell 5. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i Vedleggstabell 4.

Takson	23. Kjørstaelva (Ø)	24. Mistra (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
<b>Cyanobakterier</b>												
Calothrix sp.	x					x						
Capsosira brebissonii												<1
Chamaesiphon confervicola		x								x		
Chamaesiphon minutus												
Chamaesiphon polonicus										<1		
Chamaesiphon rostafinskii				x	x							x
Clastidium setigerum	x					x					xxx	x
Cyanophanon mirabile		x		x	x					x	xx	xxx
Dichothrix sp.		x										
Geitlerinema splendidum												
Gloeocapsopsis magma												
Heteroleibleinia sp.						x		xx				
Leibleinia sp.												
Leptolyngbya batrachosperma												
Leptolyngbya gloeophila									x			
Leptolyngbya sp.				x		<1					xx	
Nostoc sp.		<1										

### Vedleggstabell 5. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i **Vedleggstabell 4**.

Takson	23. Kjørstaelva (Ø)	24. Mistra (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Oscillatoria sp.												
Phormidium autumnale			<1	1					x	<1		
Phormidium heteropolare						x						x
Phormidium inundatum												
Phormidium puteale								<1				
Phormidium retzii									<1			
Phormidium sp.			xxx									
Phormidium tergestinum	5											
Pseudanabaena sp.												
Rivularia beccariana											xx	1
Rivularia biasolettiana						<1						
Rivularia haematites						2						
Rivularia sp.												
Schizothrix facilis												
Schizothrix sp.		x										
Scytonema sp.												
Scytonema mirabile												
Stigonema mamillosum		x			<1							
Stigonema multipartitum										<1	<1	

**Vedleggstabell 5. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.**

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i **Vedleggstabell 4.**

Takson	23. Kjørstaelva (Ø)	24. Mistra (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Stigonema sp.												
Tolypothrix distorta												
Tolypothrix lanata		<1										
Tolypothrix penicillata				<1								<1
Tolypothrix sp.			x									
Tolypothrix tenuis												
Uidentifiserte coccale blågrønnalger					x			x				
Uidentifiserte trichale blågrønnalger	x	x	x			x						
<b>Grønnalger</b>												
Actinotaenium cruciferum										x		
Actinotaenium sp.		x										
Binuclearia tectorum											xx	
Bulbochaete sp.	x	xxx			x	x					5	<1
Chaetophora elegans												
Closterium sp.	x	x	x			x				x	x	
Coelastrum sp.												
Cosmarium sp.	xx	xx		x		x			x	x	x	x
Cylindrocystis sp.												
Draparnaldia glomerata				<1							1	

### Vedleggstabell 5. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i **Vedleggstabell 4**.

Takson	23. Kjørstaelva (Ø)	24. Mistra (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Euastrum sp.	x	x								x	x	
Klebsormidium flaccidum												
Klebsormidium rivulare				x	xx				<1	xx	5	
Klebsormidium sp.		x										
Microspora amoena								x		<1		x
Microspora amoena var. gracilis												
Microspora pachyderma									x			
Microspora palustris										x		
Microspora palustris var minor												
Microspora sp.												
Mougeotia a2 (3-7u)												
Mougeotia a (6 -12u)	2					x			x		xx	x
Mougeotia a/b (10-18u)					<1							
Mougeotia c (21- 24)		x		x								
Mougeotia d (25-30u)		x				x						x
Mougeotia d/e (27-36u)	10											
Mougeotia e (30-40u)				x	x	<1						
Mougeotia sp.												
Netrium sp.												

### Vedleggstabell 5. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i **Vedleggstabell 4**.

Takson	23. Kjørstaelva (Ø)	24. Mistrå (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Oedogonium a (5-11u)	x					x					xx	x
Oedogonium a/b (19-21µ)					x							
Oedogonium a1 (3-4u)		x										
Oedogonium b (13-18u)	x	x				x					xx	2
Oedogonium c (23-28u)	xx	x			x					x		3
Oedogonium d (29-32u)		<1				5						10
Oedogonium e (35-43u)	<1											
Pediastrum sp.						x						
Penium sp.												
Rhizoclonium sp.												
Schizochlamys gelitanosa											xx	
Spirogyra a (20-42u,1K,L)		5		5		x				x		x
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)						<1						
Spirogyra majuscula	20											
Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)	xx											
Spirogyra sp6 (70-75u,2K,L)				5								
Spirogyra sp.												
Staurastrum sp.	x					x				x	x	x
Stigeoclonium sp.												

### Vedleggstabell 5. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i **Vedleggstabell 4**.

Takson	23. Kjørstaelva (Ø)	24. Mistra (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
<i>Teilingia granulata</i>											xx	x
<i>Tetraspora gelatinosa</i>						<1						
Uidentifiserte coccale grønnalger	x										x	
Uidentifiserte trådformede grønnalger		x										
<i>Ulothrix tenerrima</i>	x	x						x				
<i>Ulothrix tenuissima</i>												
<i>Ulothrix zonata</i>			<1									
<i>Xanthidium</i> sp.												
<i>Zygnema</i> a (16-20u)												
<i>Zygnema</i> b (22-25u)				x	xx	10					xx	xxx
<i>Zygnema</i> c (30-40u)												
<i>Zygonium</i> sp3 (16-20u)												
Gullalger												
<i>Hydrurus foetidus</i>									5	<1		
<b>Kiselalger</b>						<1						
<i>Didymosphenia geminata</i>				2		x						<1
<i>Tabellaria flocculosa</i>	x	x	x	x	x	5			x	x	5	xx
Uidentifiserte kiselalger	25	x	x		x		xx	x				
<b>Rødalger</b>												

**Vedleggstabell 5. Artsliste og dekningsgrad for påvekstalger undersøkt i 34 vannforekomster 2018.**

Dekningsgrad er angitt som % av prøveflata for taksa som er observert i felt, mens taksa som kun er observert blant andre alger (ved mikroskopi) er angitt som xxx = hyppig observert, xx = vanlig, x = observert. På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, og resten av vannforekomstene er presentert i **Vedleggstabell 4.**

Takson	23. Kjørstaelva (Ø)	24. Mistra (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Audouinella chalybaea												
Audouinella hermannii												
Audouinella pygmaea							x					
Batrachospermum gelatinosum												
Batrachospermum sp.												x
Batrachospermum turfosum	5											
Lemanea borealis												
Lemanea fluviatilis										<1		
Lemanea sp.												
Uidentifiserte Rhodophyceer		x	x									
<b>Gulgrønnalger</b>												
Vaucheria sp.								<1				
<b>Brunalger</b>												
Heribaudiella fluviatilis				<1								<1
<b>Nedbrytere</b>												
Ophrydium versatile											<1	
Sphaerotilus natans							xx	x				

## 10.5 Taksalister for bunndyr

**Vedleggstabell 6. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**  
På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	01. Stabburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejohka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komagelva (F)	06. Sandfjordelva bækkerfelt (F)	07. Låhpoijohka (F)	08. Sametelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreto (V)	11. Smeddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husstølåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)
Arachnida	<i>Acari adult</i>																	
Bivalvia	<i>Sphaeriidae</i>													1504				2
Coleoptera	<i>Dytiscidae adult</i>																	
Coleoptera	<i>Dytiscidae lv</i>																	
Coleoptera	<i>Elmidae adult</i>																	
Coleoptera	<i>Elmidae lv</i>		2					14						136				
Coleoptera	<i>Elmis aena adult</i>																	
Coleoptera	<i>Elmis aena lv</i>											16		12	12			
Coleoptera	<i>Hydraena adult</i>																	
Coleoptera	<i>Limnius volckmari adult</i>													1				
Coleoptera	<i>Scirtidae lv</i>																	
Crustacea	<i>Gammaridae</i>																	
Crustacea	<i>Gammarus lacustris</i>		2		15	1		1										
Diptera	<i>Antocha</i>													1				
Diptera	<i>Athericidae</i>							6										
Diptera	<i>Ceratopogonidae</i>			2										18				
Diptera	<i>Chironomidae</i>	40	81	1	21	13	9	21	2	60	14	368	680	448	18	377	64	60
Diptera	<i>Dicranota</i>															1		
Diptera	<i>Diptera</i>									8					2		2	1



**Vedleggstabell 6. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	01. Stabburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejohka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komagelva (F)	06. Sandfjordelva bekerfelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Sametelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreto (V)	11. Smeddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husstølåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)
Diptera	<i>Dixa</i>																	
Diptera	<i>Empididae</i>		2	1				1			1		15	38		13		
Diptera	<i>Limoniidae/Pediciidae</i>				2	4	3								1	1		
Diptera	<i>Pericoma</i>									8		1						
Diptera	<i>Prionocera</i>																	
Diptera	<i>Simuliidae</i>				1		4	10	7	8	96	26	74	2	9	53	10	16
Diptera	<i>Tipula</i>	2	12											8				
Diptera	<i>Tipulidae</i>																	
Ephemeroptera	<i>Ameletidae</i>																	
Ephemeroptera	<i>Ameletus inopinatus</i>										10	146	6					1
Ephemeroptera	<i>Baetidae</i>														1			
Ephemeroptera	<i>Baetis muticus</i>																	
Ephemeroptera	<i>Baetis niger</i>																	
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>									960	1254	1584	928	8	16	1688	10	236
Ephemeroptera	<i>Baetis scambus/fuscatus</i>																	
Ephemeroptera	<i>Baetis</i>	84	4	12	65		78	11	32					18	38		26	144
Ephemeroptera	<i>Centroptilum luteolum</i>																	1
Ephemeroptera	<i>Ephemera danica</i>								1									
Ephemeroptera	<i>Ephemerella aroni</i>															14		5

**Vedleggstabell 6. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	01. Stabburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejøhka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Sametelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husstølåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)
Ephemeroptera	<i>Ephemerella</i>			9					1									
Ephemeroptera	<i>Heptagenia dalecarlica</i>											1					8	
Ephemeroptera	<i>Heptagenia</i>							1						62	1		1	
Ephemeroptera	<i>Heptagenia sulphurea</i>	9	1	7					2					14				
Ephemeroptera	<i>Leptophlebiidae</i>																	
Gastropoda	<i>Ancylus fluviatilis</i>																	
Gastropoda	<i>Bathyomphalus contortus</i>																	
Gastropoda	<i>Gyraulus crista</i>													1				
Gastropoda	<i>Lymnaeidae</i>																	
Gastropoda	<i>Planorbidae</i>													1				
Gastropoda	<i>Radix labiata/balthica</i>													20				
Gastropoda	<i>Radix</i>		5	1														
Hirudinea	<i>Erpobdella</i>																	
Hirudinea	<i>Glossiphonia complanata</i>													3				
Hirudinea	<i>Hirudinidae</i>										1	8	64			42		
Hydrachnidia	<i>Hydrachnidia adult</i>													8	6		1	1
Odonata	<i>Cordulegaster boltonii</i>													2				
Oligochaeta	<i>Oligochaeta</i>	1	6			1				25	1	72	92	296	2	11	2	18
Plecoptera	<i>Amphinemura borealis</i>									4		46		30	1			1

**Vedleggstabell 6. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	01. Staburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejøhka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Sametelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husstølåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)
Plecoptera	<i>Amphinemura</i>													1088	20		12	
Plecoptera	<i>Amphinemura sulcicollis</i>											144	27			9		
Plecoptera	<i>Arcynopteryx compacta</i>																	
Plecoptera	<i>Brachyptera risi</i>											2	26		24	9	1	1
Plecoptera	<i>Capnia atra</i>										6	4						
Plecoptera	<i>Capnia pygmaea</i>										58	48	52			18		28
Plecoptera	<i>Capnia</i>												10					2
Plecoptera	<i>Capniidae/Leuctridae</i>																	
Plecoptera	<i>Capnopsis schilleri</i>																	
Plecoptera	<i>Diura nanseni</i>	5		9		2	10	7	6	5	1	4		2		3	1	3
Plecoptera	<i>Dinocras cephalotes</i>																	
Plecoptera	<i>Isoperla grammatica</i>									30	2	24	2			9		
Plecoptera	<i>Isoperla</i>					3								26	3		2	
Plecoptera	<i>Leuctra digitata</i>	1																
Plecoptera	<i>Leuctra fusca</i>				10													
Plecoptera	<i>Leuctra fusca/digitata</i>											2	9					
Plecoptera	<i>Leuctra hippopus</i>	80		31	41				4	20			3		1	1		
Plecoptera	<i>Leuctra</i>		5			10								10				
Plecoptera	<i>Nemoura cinerea</i>																	

**Vedleggstabell 6. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	01. Stabburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejøhka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Sametelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husstølåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)
Plecoptera	<i>Nemoura</i>		1				1		1				1					
Plecoptera	<i>Nemouridae</i>															1		
Plecoptera	<i>Nemurella pictetii</i>																	
Plecoptera	<i>Perlodidae</i>						5		2									
Plecoptera	<i>Plecoptera</i>													12	1		1	
Plecoptera	<i>Protonemura meyeri</i>						33	2	85			6	7	16	16	6		
Plecoptera	<i>Siphonoperla burmeisteri</i>											1		120				
Plecoptera	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	8		1	2		7	4	2			6	3			1		
Trichoptera	<i>Apatania</i>		1							8		1	3					
Trichoptera	<i>Arctopsyche ladogensis</i>																	
Trichoptera	<i>Brachycentridae</i>			1														
Trichoptera	<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>																	
Trichoptera	<i>Halesus</i>		2															
Trichoptera	<i>Hydropsyche pellucidula</i>													90				
Trichoptera	<i>Hydropsyche siltalai</i>													22				
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i>	5						1						50	1			
Trichoptera	<i>Hydroptila</i>													18			1	
Trichoptera	<i>Hydroptilidae</i>																	
Trichoptera	<i>Ithytrichia</i>													50	1			

**Vedleggstabell 6. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	01. Stabburselva (F)	02. Børselva (F)	03. Måskejøhka (F)	04. Skallelva (F)	05. Komagelva (F)	06. Sandfjordelva bekkefelt (F)	07. Låhpojohka (F)	08. Sametelva (F)	09. Driva (M)	10. Bjoreio (V)	11. Smeddalselvi (V)	12. Raundalselva (V)	13. Femangerelva (V)	14. Husstølåna (V)	15. Utla (V)	16. Digeråe (S)	17. Numedalslågen (Ø)
Trichoptera	<i>Lepidostoma hirtum</i>												44					
Trichoptera	<i>Leptoceridae</i>												8					
Trichoptera	<i>Limnephilidae</i>	1	6		14	1	3	14	2			20	10	1		1		
Trichoptera	<i>Micrasema setiferum</i>																	
Trichoptera	<i>Oecetis</i>													1				
Trichoptera	<i>Oxyethira</i>											1		2	1		8	
Trichoptera	<i>Philopotamus montanus</i>																	
Trichoptera	<i>Plectrocnemia conspersa</i>																	
Trichoptera	<i>Polycentropodidae</i>													8			1	
Trichoptera	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>											6	3	16			1	
Trichoptera	<i>Polycentropus</i>		9				22											
Trichoptera	<i>Potamophylax cingulatus</i>											2				1		
Trichoptera	<i>Potamophylax latipennis</i>																	
Trichoptera	<i>Potamophylax nigricornis</i>																	
Trichoptera	<i>Rhyacophila nubila</i>									8	2	6	1	1	1	8	3	
Trichoptera	<i>Rhyacophila</i>				3	2	10	4							1			
Trichoptera	<i>Sericostoma personatum</i>																	
Trichoptera	<i>Sericostomatidae</i>																	
<b>Antall individer</b>		<b>236</b>	<b>139</b>	<b>75</b>	<b>174</b>	<b>37</b>	<b>185</b>	<b>97</b>	<b>147</b>	<b>1144</b>	<b>1446</b>	<b>2545</b>	<b>2016</b>	<b>4216</b>	<b>177</b>	<b>2267</b>	<b>155</b>	<b>520</b>
<b>Antall arter/taksa</b>		<b>11</b>	<b>15</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>26</b>	<b>21</b>	<b>42</b>	<b>23</b>	<b>21</b>	<b>19</b>	<b>16</b>

**Vedleggstabell 7. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**  
På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjagjelva (Ø)	23. Kjørstadelva (Ø)	24. Mistrå (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundsåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)	
Arachnida	<i>Acari adult</i>		4	7															
Bivalvia	<i>Sphaeriidae</i>													44					
Coleoptera	<i>Dytiscidae adult</i>										2								
Coleoptera	<i>Dytiscidae lv</i>			16					4		2								
Coleoptera	<i>Elmidae adult</i>							8											
Coleoptera	<i>Elmidae lv</i>					3		8											
Coleoptera	<i>Elmis aena adult</i>					1						1					8	30	
Coleoptera	<i>Elmis aena lv</i>					3	6			22		14							
Coleoptera	<i>Hydraena adult</i>	1				6	6					6							
Coleoptera	<i>Limnius volckmari adult</i>											1							
Coleoptera	<i>Scirtidae lv</i>											1		8					
Crustacea	<i>Gammaridae</i>											1							
Crustacea	<i>Gammarus lacustris</i>																		
Diptera	<i>Antocha</i>					4													
Diptera	<i>Athericidae</i>																		
Diptera	<i>Ceratopogonidae</i>	1					1							24					
Diptera	<i>Chironomidae</i>	188	152	1624	6	408	296	18	100	135	584	264	82	2560	200	100	110	200	
Diptera	<i>Dicranota</i>			112		2		8	36			2	1						
Diptera	<i>Diptera</i>		52	32	2	2		8	6		52					40	30	30	

**Vedleggstabell 7. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjaglieva (Ø)	23. Kjørstadelva (Ø)	24. Mistrå (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundsåa (Ø)	31. Dørae (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Diptera	<i>Dixa</i>				1													
Diptera	<i>Empididae</i>																	
Diptera	<i>Limoniidae/Pediciidae</i>													72				
Diptera	<i>Pericoma</i>					2								32			15	
Diptera	<i>Prionocera</i>	1																
Diptera	<i>Simuliidae</i>	44	48	24		400	664	8		11		100	4	16	80	40	15	100
Diptera	<i>Tipula</i>	1												2				
Diptera	<i>Tipulidae</i>									4								
Ephemeroptera	<i>Ameletidae</i>				7													
Ephemeroptera	<i>Ameletus inopinatus</i>										28					15		
Ephemeroptera	<i>Baetidae</i>	10				10	1					8	6					
Ephemeroptera	<i>Baetis muticus</i>	2				180	148		68	100		216						
Ephemeroptera	<i>Baetis niger</i>	80	304					32	32		38	6		12				
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	296	1224	864		32	224	120	100	1350	74	224	6		1350	360	1000	1150
Ephemeroptera	<i>Baetis scambus/fuscatus</i>									200								
Ephemeroptera	<i>Baetis</i>	86		392		384	664	56	16		40	1168	10	4				
Ephemeroptera	<i>Centroptilum luteolum</i>					1								92				
Ephemeroptera	<i>Ephemerella danica</i>																	
Ephemeroptera	<i>Ephemerella aroni</i>	28														15		

**Vedleggstabell 7. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjaglieelva (Ø)	23. Kjørstadelva (Ø)	24. Mistra (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundsåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Ephemeroptera	<i>Ephemerella</i>																	
Ephemeroptera	<i>Heptagenia dalecarlica</i>	12					8			12		100						30
Ephemeroptera	<i>Heptagenia</i>	6					2	32	10			28						
Ephemeroptera	<i>Heptagenia sulphurea</i>						2											
Ephemeroptera	<i>Leptophlebiidae</i>					8	6					6		12				
Gastropoda	<i>Ancylus fluviatilis</i>						1					4						
Gastropoda	<i>Bathyomphalus contortus</i>											4						
Gastropoda	<i>Gyraulus crista</i>																	
Gastropoda	<i>Lymnaeidae</i>					1												
Gastropoda	<i>Planorbidae</i>						1											
Gastropoda	<i>Radix labiata/balthica</i>	1										1						15
Gastropoda	<i>Radix</i>								8									
Hirudinea	<i>Erpobdella</i>											1						
Hirudinea	<i>Glossiphonia complanata</i>																	
Hirudinea	<i>Hirudinidae</i>																	
Hydrachnidia	<i>Hydrachnidia adult</i>	1				6	10							2	50	30	20	
Odonata	<i>Cordulegaster boltonii</i>																	
Oligochaeta	<i>Oligochaeta</i>	14	16		1	1	6	14	4	6	28	8		6			5	1
Plecoptera	<i>Amphinemura borealis</i>	1				10	10					14						



Vedleggstabell 7. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjagjelva (Ø)	23. Kjørstadelva (Ø)	24. Mistrå (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundsåa (Ø)	31. Dørae (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Plecoptera	<i>Amphinemura</i>	20	80	48		12	20				16	10						
Plecoptera	<i>Amphinemura sulciollis</i>																	
Plecoptera	<i>Arcynopteryx compacta</i>														4			
Plecoptera	<i>Brachyptera risi</i>	3				10	18					2	34					
Plecoptera	<i>Capnia atra</i>										26							
Plecoptera	<i>Capnia pygmaea</i>																	
Plecoptera	<i>Capnia</i>					2		8					1	2	80	20		
Plecoptera	<i>Capniidae/Leuctridae</i>								44									
Plecoptera	<i>Capnopsis schilleri</i>					3		14	84			2	1	4				
Plecoptera	<i>Diura nanseni</i>	3	28	24		3	6			14		8			50	15	8	8
Plecoptera	<i>Dinocras cephalotes</i>									8								
Plecoptera	<i>Isoperla grammatica</i>																	
Plecoptera	<i>Isoperla</i>	6					2					10				20	8	
Plecoptera	<i>Leuctra digitata</i>																	
Plecoptera	<i>Leuctra fusca</i>																	
Plecoptera	<i>Leuctra fusca/digitata</i>																	
Plecoptera	<i>Leuctra hippopus</i>	8								25		1					50	20
Plecoptera	<i>Leuctra</i>	16	40	72	1		2	16			42							
Plecoptera	<i>Nemoura cinerea</i>			24														

**Vedleggstabell 7. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.**

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	18. Smådøla (Ø)	19. Tegninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjaglieelva (Ø)	23. Kjørstadelva (Ø)	24. Mistrå (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundsåa (Ø)	31. Dørae (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Plecoptera	<i>Nemoura</i>												2					
Plecoptera	<i>Nemouridae</i>													12				
Plecoptera	<i>Nemurella pictetii</i>												6					
Plecoptera	<i>Perlodidae</i>																	
Plecoptera	<i>Plecoptera</i>	1																
Plecoptera	<i>Protonemura meyeri</i>			292			4					2		30				
Plecoptera	<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	1				1						8						
Plecoptera	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	14				2		16				6			8			
Trichoptera	<i>Apatania</i>														50			
Trichoptera	<i>Arctopsyche ladogensis</i>							2										15
Trichoptera	<i>Brachycentridae</i>																	
Trichoptera	<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>														8	40		
Trichoptera	<i>Halesus</i>																	
Trichoptera	<i>Hydropsyche pellucidula</i>						2					10						
Trichoptera	<i>Hydropsyche siltalai</i>					1	14					6						
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i>						8					7						
Trichoptera	<i>Hydroptila</i>					2						1					30	70
Trichoptera	<i>Hydroptilidae</i>					26	2					12						
Trichoptera	<i>Ithytrichia</i>						3					14						

### Vedleggstabell 7. Fullstendig taksaliste inkludert antall individer av hvert takson for bunndyr prøvetatt i 34 vannforekomster i 2018.

På grunn av mange arter og vannforekomster er lista delt opp i to tabeller, 6 og 7.

Takson	Navn	18. Smådøla (Ø)	19. Tegnninga (Ø)	20. Store Ula (Ø)	21. Otta (Ø)	22. Kjaglieva (Ø)	23. Kjørstadelva (Ø)	24. Mistra (Ø)	25. Lera (Ø)	26. Setninga (Ø)	27. Jora (Ø)	28. Lomma (Ø)	29. Vikka (Ø)	30. Lundsåa (Ø)	31. Døråe (Ø)	32. Atna03 (Ø)	33. Atna04 (Ø)	34. Atna11 (Ø)
Trichoptera	<i>Lepidostoma hirtum</i>	2	18		1	1	18		8			34					8	15
Trichoptera	<i>Leptoceridae</i>																	
Trichoptera	<i>Limnephilidae</i>	1		24		3	2							12	8			8
Trichoptera	<i>Micrasema setiferum</i>		26			1					8	2						
Trichoptera	<i>Oecetis</i>																	
Trichoptera	<i>Oxyethira</i>	1				5						2						
Trichoptera	<i>Philopotamus montanus</i>	1																
Trichoptera	<i>Plectrocnemia conspersa</i>													4				
Trichoptera	<i>Polycentropodidae</i>	1					2	4			34	6						
Trichoptera	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	3				22	6					24					15	
Trichoptera	<i>Polycentropus</i>								36									
Trichoptera	<i>Potamophylax cingulatus</i>			16	1				28							8		
Trichoptera	<i>Potamophylax latipennis</i>															8		
Trichoptera	<i>Potamophylax nigricornis</i>	1												6				
Trichoptera	<i>Rhyacophila nubila</i>	1		72		2	10			21		1			30	8	25	8
Trichoptera	<i>Rhyacophila</i>	22					6											
Trichoptera	<i>Sericostoma personatum</i>						6	8		1		8						
Trichoptera	<i>Sericostomatidae</i>						3					6						
<b>Antall individer</b>		<b>878</b>	<b>1992</b>	<b>3643</b>	<b>20</b>	<b>1560</b>	<b>2190</b>	<b>380</b>	<b>584</b>	<b>1909</b>	<b>974</b>	<b>2360</b>	<b>147</b>	<b>2932</b>	<b>1940</b>	<b>727</b>	<b>1347</b>	<b>1700</b>
<b>Antall arter/taksa</b>		<b>36</b>	<b>12</b>	<b>16</b>	<b>8</b>	<b>35</b>	<b>37</b>	<b>18</b>	<b>16</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>45</b>	<b>10</b>	<b>21</b>	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>

## 10.6 Oversikt over analysemetoder og parametere målt i biota

**Vedleggstabell 8. Oversikt over parametere som ble analysert i biotaprøver**

Deteksjonsgrenser, kvantifiseringsgrenser, EQS/LOQ (for å vise hvor langt under (evt. over) kvantifiseringsgrensen analysene ligger). Det er også vist hvilket laboratorium som har utført de enkelte analysene, samt detaljer om analysen er akkreditert, hvilke ringtester laboratoriet har deltatt på samt estimert usikkerhet ved analysene. For analyser der laboratoriets kvantifiseringsgrense ligger over EQS er disse analysene vist i **red** skrift.

Stoff	Gruppe	LOQ µg/kg vv	EQS/LOQ	Utførende lab/ Akkreditering/ Gjennomførte ringtester	Estimert usikkerhet i målingene/ Resultat i ringtest
Antracen	PAH	1	2400	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Quasimeme	Måleusikkerhet 20% <i>Resultat ringtest: normal <math>Z &lt; 2^*</math>, med unntak av R68, hvor <math>Z &gt; 2</math> og tiltak er iverksatt og metoden korrigert og ansees nå som velfungerende.</i>
Bromerte difenyletere	BFR	0,001-0,005	8,5-1,7	Laboratorium: Eurofins Akkreditert metode (DIN EN ISO/IEC 17025, D-PL-14629-01-00) Ringtest: Folkehelsa 2016	Måleusikkerhet 25-30% <i>Resultat ringtest: <math>Z &lt; 2^*</math></i>
Kortkjedete klorparafiner (C10-13)	CP	20	300	Laboratorium: Eurofins Akkreditert metode (DIN EN ISO/IEC 17025, D-PL-14629-01-00) Ringtest: Nei	Måleusikkerhet 50%
Di-(2-etylheksyl)-ftalat (DEHP)	DEHP	50-500**	58-5,8	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Nei, men har ALS har deltatt i sertifiseringen av et referansemateriale ERM-CE100 for Institute for Reference Materials and Measurements (IRMM)	Måleusikkerhet: 15% ALS fikk gode resultater på sertifiseringsdeltagelsen for denne komponenten.
Fluoranten	PAH	1	30	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Quasimeme	Måleusikkerhet 20% <i>Resultat ringtest: <math>Z &lt; 2^*</math> på de siste deltagelsene.</i>
Heksaklorbenzen	OCP	1-5	10-2	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Quasimeme	Måleusikkerhet 20% <i>Resultat ringtest: <math>Z &lt; 2^*</math> på de siste deltagelsene.</i>
Heksaklorbutadien	OCP	1-5	55-11	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00)	Måleusikkerhet 20% ALS fikk gode resultater på sertifiseringsdeltagelsen for denne komponenten.

**Vedleggstabell 8. Oversikt over parametere som ble analysert i biotaprøver**

Deteksjonsgrenser, kvantifiseringsgrenser, EQS/LOQ (for å vise hvor langt under (evt. over) kvantifiseringsgrensen analysene ligger). Det er også vist hvilket laboratorium som har utført de enkelte analysene, samt detaljer om analysen er akkreditert, hvilke ringtester laboratoriet har deltatt på samt estimert usikkerhet ved analysene. For analyser der laboratoriets kvantifiseringsgrense ligger over EQS er disse analysene vist i **red** skrift.

Stoff	Gruppe	LOQ µg/kg vv	EQS/LOQ	Utførende lab/ Akkreditering/ Gjennomførte ringtester	Estimert usikkerhet i målingene/ Resultat i ringtest
				Ringtest: Nei, men har ALS har deltatt i sertifiseringen av et referansemateriale ERM-CE100 for (IRMM)	
Heksaklor-sykloheksan	OCP	3	20	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Nei, men har ALS har deltatt i sertifiseringen av et referansemateriale ERM-CE100 for IRMM	Måleusikkerhet 20% ALS fikk gode resultater på sertifiseringsdeltagelsen for denne komponenten.
Kvikksølv og kvikksølv-forbindelser	Hg	5	4	Laboratorium: Eurofins Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, test 003) Ringtest: Quasimeme	Måleusikkerhet 30% Resultat ringtest: Z<2* på de siste deltagelsene.:
Naftalen	PAH	5	480	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Quasimeme	Måleusikkerhet 20% Resultat ringtest: Z<2* på de siste deltagelsene.
Nonylfenol (4-nonylfenol)	APO	4-n-: 1 4-iso-: 10	3000 300	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Kun drikkevann AQS Baden-Württemberg am ISWA der Universität Stuttgart, Ringversuch 2/14, TW S3 - Alkylfenoler	Måleusikkerhet 15% Resultat ringtest: Z<2*
Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl) fenol	APO	1	<b>0,004</b>	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Kun drikkevann AQS Baden-Württemberg am ISWA der Universität Stuttgart, Ringversuch 2/14, TW S3 - Alkylfenoler	Måleusikkerhet 15% Resultat ringtest: Z<2*
Pentaklorbenzen	OCP	1	50	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Nei, men har ALS har deltatt i sertifiseringen av et referansemateriale ERM-CE100 for IRMM	Måleusikkerhet 20% ALS fikk gode resultater på sertifiseringsdeltagelsen for denne komponenten.
Pentaklorfenol	PCP	10-50	18 3,6	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00)	Måleusikkerhet 20% Resultat ringtest: Z<2*

**Vedleggstabell 8. Oversikt over parametere som ble analysert i biotaprøver**

Deteksjonsgrenser, kvantifiseringsgrenser, EQS/LOQ (for å vise hvor langt under (evt. over) kvantifiseringsgrensen analysene ligger). Det er også vist hvilket laboratorium som har utført de enkelte analysene, samt detaljer om analysen er akkreditert, hvilke ringtester laboratoriet har deltatt på samt estimert usikkerhet ved analysene. For analyser der laboratoriets kvantifiseringsgrense ligger over EQS er disse analysene vist i **red** skrift.

Stoff	Gruppe	LOQ µg/kg vv	EQS/LOQ	Utførende lab/ Akkreditering/ Gjennomførte ringtester	Estimert usikkerhet i målingene/ Resultat i ringtest
				Ringtest: kun for jord Soils & Hazardous Waste PT Scheme Round 94 (G339224) april-juni 2016	
Benzo(a)pyren	PAH	1	5	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Quasimeme	Måleusikkerhet 20% <i>Resultat ringtest: Z&lt;2*</i>
Tributyltinnforbindelser	TBT	0,5	300	Laboratorium: Eurofins Akkreditert metode (DIN EN ISO/IEC 17025, D-PL-14629-01-00)  Ringtest: Quasimeme	Måleusikkerhet 20% <i>Resultat ringtest: Z&lt;2*</i>
Triklorobenzener	CB	100	4,9	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Nei (ikke kjent at det finnes)	Måleusikkerhet 20%
Dicofol	OCP	10	3,3	Laboratorium: ALS Ikke akkreditert metode (Kun akkreditert for dicofol i jord) Ringtest: Nei	Måleusikkerhet 20%
Perfluoroktylsulfonat og derivater (PFOS)	PFC	0,05	182	Laboratorium: NIVA Ikke akkreditert metode Ringtest: Quasimeme og UNEP	Måleusikkerhet 25% NIVA har som krav at minst 90% av parameterne i multimeterne skal ha Z<2. Det er innfridd for disse analysene. Evt justeringer gjøres, dersom en komponent kommer utenom Z=2 to ganger på rad
Dioksin og dioksinlignende forbindelser	PCDD	0,0005 0,295 (TEQ-DF) 0,177 (TEQ-PCB) 0,472 (TEQ-DF+PCB)	13	Laboratorium: Eurofins Akkreditert metode (DIN EN ISO/IEC 17025, D-PL-14629-01-00) Ringtest: EU-RL PT 2016 Halibut filét og Interlaboratory Comparison on POPs in Food 2016	Måleusikkerhet 15-30% <i>Resultat ringtest: Alle Z &lt; 2*</i>

**Vedleggstabell 8. Oversikt over parametere som ble analysert i biotaprøver**

Deteksjonsgrenser, kvantifiseringsgrenser, EQS/LOQ (for å vise hvor langt under (evt. over) kvantifiseringsgrensen analysene ligger). Det er også vist hvilket laboratorium som har utført de enkelte analysene, samt detaljer om analysen er akkreditert, hvilke ringtester laboratoriet har deltatt på samt estimert usikkerhet ved analysene. For analyser der laboratoriets kvantifiseringsgrense ligger over EQS er disse analysene vist i **red** skrift.

Stoff	Gruppe	LOQ µg/kg vv	EQS/LOQ	Utførende lab/ Akkreditering/ Gjennomførte ringtester	Estimert usikkerhet i målingene/ Resultat i ringtest
Heksabrom-syklododekan (HBCDD)	BFR	0,006	27833	Laboratorium: Eurofins Akkreditert metode (DIN EN ISO/IEC 17025, D-PL-14629-01-00) Ringtest: Folkehelsa 2016	Måleusikkerhet a-HBCD: 15 % b-HBCD: 50 % g-HBCD: 25% <i>Resultat ringtest: Z&lt;2* for a og g, men Z=2,6 for g-HBCD</i>
Heptaklor og heptaklor-epoksid	OCP	0,6	<b>0,011</b>	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Ringtest: Nei, men har ALS har deltatt i sertifiseringen av et referansemateriale ERM-CE100 for IRMM	Måleusikkerhet 20% ALS fikk gode resultater på sertifiseringsdeltagelsen for denne komponenten.
Klorparafiner (mellom-kjedete)	CP	100	1,7	Laboratorium: Eurofins Akkreditert metode (DIN EN ISO/IEC 17025, D-PL-14629-01-00) Ringtest: Nei	Måleusikkerhet 50%
PFOA	PFC	0,05	1826	Laboratorium: NIVA Ikke akkreditert metode Ringtest: Quasimeme og UNEP**	Måleusikkerhet 25% NIVA har som krav at minst 90% av parameterne i multimetere skal ha Z<2. Det er innfridd for disse analysene. Evt. justeringer gjøres, dersom en komponent kommer utenom Z=2 to ganger på rad
TCEP (tris(2-kloretyl)fosfat)	TCEP	0,5	14608	Laboratorium: Eurofins Akkreditert metode (DIN EN ISO/IEC 17025, D-PL-14629-01-00) Ringtest: Nei (ikke kjent at det finnes)	Måleusikkerhet 50%
PCB7	PCB	0,3	2	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Quasimeme	Måleusikkerhet 20% <i>Resultat ringtest: Z&lt;2*</i>
Sum DDT	OCP	12	51	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00) Ringtest: Quasimeme	Måleusikkerhet 20% <i>Resultat ringtest: Z&lt;2 *</i>
Benzo(a)-antracen	PAH	0,1	3040	Laboratorium: ALS Akkreditert metode (NS-EN ISO/IEC 17025, D-PL 14170-01-00)	Måleusikkerhet 20% <i>Resultat ringtest: Z&lt;2 *</i>

**Vedleggstabell 8. Oversikt over parametere som ble analysert i biotaprøver**

Deteksjonsgrenser, kvantifiseringsgrenser, EQS/LOQ (for å vise hvor langt under (evt. over) kvantifiseringsgrensen analysene ligger). Det er også vist hvilket laboratorium som har utført de enkelte analysene, samt detaljer om analysen er akkreditert, hvilke ringtester laboratoriet har deltatt på samt estimert usikkerhet ved analysene. For analyser der laboratoriets kvantifiseringsgrense ligger over EQS er disse analysene vist i **red** skrift.

Stoff	Gruppe	LOQ µg/kg vv	EQS/LOQ	Utførende lab/ Akkreditering/ Gjennomførte ringtester	Estimert usikkerhet i målingene/ Resultat i ringtest
Fettprosent	Fett	0,1 %	N/A	Ringtest: Quasimeme Laboratorium: Eurofins Akkreditert metode (DIN EN ISO/IEC 17025, D-PL-14629-01-00) Ringtest: Folkehelsa 2016	Måleusikkerhet 20% Resultat ringtest: Z<2*

**Vedleggstabell 9. Analysemetodikk for de ulike analyseparametere og analyselaboratoriene.**

Lab = utførende analyselaboratorium (EF = Eurofins).

Lab	Analyseparametere	Metode
NIVA	PFOS og PFOA (PFC)	Før ekstraksjon ble prøvene tilsatt en blanding av isotopmerkete PFC som følger både ekstraksjon og opparbeidelse, og som brukes i kvantifisering av analyttene. Lever ble ekstrahert med organiske løsemidler som sikret godt utbytte av analyttene. Ekstraktene ble rensed ved hjelp av fastfase ekstraksjon (SPE) og kull. PFC ble analysert ved hjelp av LC-qTOF-MS. LOD og LOQ ble beregnet for hver enkelt prøve, men en fast og forventet grense er satt under valideringen av metoden. Akseptert standard metode for beregning ble brukt, det vil si gjennomsnitt av blankprøver pluss 3 og 10 ganger standardavvik av blankprøvene for henholdsvis LOD og LOQ. Prøvene ble analysert i grupper sammen med minst én standardtilsetningsprøve og én blank kontroll. Dataene fra disse ble benyttet til å beregne analyseusikkerhet for hver prøvegruppe.
	PAH-metabolitter	Prøveoppbeidelse og analyse er beskrevet i Grung mfl.(2009). I korte trekk ble galle (20 µL) tilsatt internstandard (trifenylamin), fortynnet med destillert vann (50 µL) og hydrolysert med β-glucuronidase/arylsulfatase (20 µL, 1 time ved 37 °C). Metanol (200 µL) ble tilsatt og prøven sentrifugert. Supernatanten ble analysert ved hjelp av HPLC. HPLC systemet som ble benyttet bestod av en Waters 2695 Separations Module (injektor og pumpe) med en 2475 fluorescens detektor tilkoblet. Kolonnen som ble benyttet var en Waters PAH C18 (4,6 ×250 mm) med 5 µm partikler. Mobilfasen var en gradient som startet på 40:60 acetonitril:ammoniumacetat buffer (0,05 M: pH 4,1) og endte på 100 % acetonitril i løpet av 30 minutter. Gjennomstrømningshastigheten var på 1 mL/min, og kolonnen ble varmet opp til 35 °C. Fluorescens ble målt på optimum for hver enkelt komponent. 25 µL ekstrakt ble injisert for hver analyse. NIVA har deltatt i ringtest for 1-OH-pyren med gode resultater (lab nr. 7) (Kammann mfl. 2013).



**Vedleggstabell 9. Analysemetodikk for de ulike analyseparametere og analyselaboratoriene.**

Lab = utførende analyselaboratorium (EF = Eurofins).

Lab	Analyseparametere	Metode
ALS	PAH og OCP (unntatt dicofol)	Prøvene ble bestemt etter den interne metoden 64LFGB L 00.00-34. Det inkluderer tilsetning av internstandarder, ekstraksjon med et egnet løsemiddel og opprensing ved hjelp av fast fase kolonne. Bestemmelsen gjøres ved hjelp av GC-MS.
	Dicofol	Metoden som ble benyttet er DIN ISO 10382 med GC-MS deteksjon.
	Pentaklofenol (PCP)	Metoden som ble benyttet er ISO 14154 med GC-MS deteksjon
	APO	Metoden som ble benyttet er ISO 18847-2 med GC-MS deteksjon
	Triklorbensener (CB)	Metoden som ble benyttet er en lettere modifisert metode av DIN EN ISO 6468-F1 med GC-MS deteksjon.
	DEHP	Metoden som ble benyttet er DIN 19742 med GC-MS deteksjon.
EF	Kvikksølv	Analysen ble utført i henhold til standardmetode NS-EN ISO 12846.
	Dioksiner og dioksinliknende forbindelser	Analysen ble utført i henhold til kravene beskrevet i EC Reg 589/2014.
	Klorparafiner (CP)	Prøvene ble bestemt etter en intern metode. Det inkluderer tilsetning av internstandarder. ekstraksjon med et egnet løsemiddel og opprensing ved hjelp av fast fase kolonne. Bestemmelsen ble utført ved hjelp av GC-MS
	PBDE (BFR)	Prøvene ble bestemt etter en intern metode. Det inkluderer tilsetning av internstandarder. ekstraksjon med et egnet løsemiddel og opprensing ved hjelp av konsentrert svovelsyre og/eller silika kolonne impregnert med svovelsyre. Bestemmelsen ble utført ved hjelp av GC-MS.
	HBCD (BFR)	Prøvene ble bestemt etter en intern metode. Det inkluderer tilsetning av internstandarder. ekstraksjon med et egnet løsemiddel og opprensing ved hjelp av konsentrert svovelsyre og/eller silika kolonne impregnert med svovelsyre. Bestemmelsen ble utført ved hjelp av LC-MS/MS slik at de ulike isomerene kunne bestemmes.
	TBT	Prøvene ble bestemt etter en intern metode. Det inkluderer tilsetning av internstandarder og bestemmelsen ble utført ved hjelp av GC-MS/MS.
	TCEP	Prøvene ble bestemt etter en intern metode. Det inkluderer tilsetning av internstandarder og bestemmelsen ble utført ved hjelp av GC-MS.
	Fett	Prøvene ble bestemt etter en intern metode. Dette inkluderer ekstraksjon med egnede løsemidler og bestemmelsen av totalmengden fett ved hjelp av gravimetrisk metode.



### Vedleggstabell 10 b. Opparbeidingskjema for fisk til miljøgiftanalyser

Opparbeiding av fisk til prosjekt Referanseelver (O-17370) høst 2018																	
Prosjektnr.: 17370.ANAMI Elv: Sametierva      Fangstdato: 31/08/2018 Kode (AqM) F_246-15_Sam      Mottatt NIVA dato: 04/09/2018 Art: ørret      Opparbeidet dato: 07/09/2018 Antall fisk: 8      Opparbeidet av: ELU, MAJ				Muskel, blandprøve: minst 105 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 21 g fra hver fisk) Lever, blandprøve: minst 2 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 0.4 g fra hver fisk) Galle: individuelle prøver i eppendorf eller kap.rør													
Fisk nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	Blandprøve nr.	Filet (g)	Lever (g)	Galle eppendorf	Galle kap.rør (mm)	Galle kap.rør type	Kjønn (M/F)	Otolitt antall	Skjell	Kommentar	Stadium	dato fangst	sted fangst	LIMSnr filet	LIMSnr lever
1	17.5	59.4	1	55.9	0.53		51	0.4	F	2	OK		2-3			2018-09424	2018-09468
2	15.2	39.2	1	37.3	0.3		23	0.4	M	2	OK		2			2018-09424	2018-09468
3	15.1	37	1	34.5	0.29		13.5	0.4	F	2	OK		1			2018-09424	2018-09468
4	15.1	35.3	2	33.6	0.25		64.4	0.4	F	2	OK		1			2018-09425	2018-09469
5	13.4	24	2	22.6	0.2		12	0.4	F	2	OK		2			2018-09425	2018-09469
6	10.1	11.6	2	10.5	0.14		19.5	0.4	M	2	OK		1			2018-09425	2018-09469
7	10	10.3	3		9.6				M	2	OK		1			2018-09426	2018-09470
8	9	8.2	3		7.5		21	0.4	F	2	OK		1			2018-09426	2018-09470
			antall fisk	LIMSnr filet	filetblandprøve	kontroll	LIMSnr lever	leverblandprøve	kontroll								
			Prøve1:	3	2018-09424	127.7	128.7	2018-09468	1.1	1.1							
			Prøve2:	3	2018-09425	66.7	65.6	2018-09469	0.6								
			Prøve3:	2	2018-09426	17.1	16.9	2018-09470	0.2								





### Vedleggstabell 10 e. Opparbeidingskjema for fisk til miljøgiftanalyser

Opparbeiding av fisk til prosjekt Referanseelver (O-17370) høst 2018																	
Prosjektnr.: 17370.ANAMI		Fangstdato: 04/09/2018		Muskel, blandprøve: minst 105 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 21 g fra hver fisk)													
Elv: Bekkefelt nedre del av Smedals		Mottatt NIVA dato: 13/09/2018		Lever, blandprøve: minst 2 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 0.4 g fra hver fisk)													
Kode (AqM) V_073-78_Sme		Opparbeidet dato: 01/10/2018		Galle: individuelle prøver i eppendorf eller kap.rør													
Art: ørret		Opparbeidet av: ELU															
Antall fisk: 9																	
Fisk nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	Blandprøve nr.	Filet (g)	Lever (g)	Galle eppendorf	Galle kap.rør (mm)	Galle kap.rør type	Kjønn (M/F)	Otolitt antall	Skjell	Kommentar	Stadium	dato fangst	sted fangst	LIMSnr filet	LIMSnr lever
1	19.1	80.8	1	74.4	1.4		12.5	0.4	F	2	ok		5			2018-09427	2018-09471
2	17.7	62.9	1	59.0	0.4		9	0.4	M	2	ok		4			2018-09427	2018-09471
3	16.2	52	2	48.2	0.9				F	2	ok		5			2018-09428	2018-09472
4	16.2	47	2	44.2	0.3		10	0.4	M	2	ok		4			2018-09428	2018-09472
5	16.8	46.2	2	43.8	0.3				M	2	ok		2			2018-09428	2018-09472
6	16.2	42.6	3		40.9	0.2	18	0.4	M	2	ok		2			2018-09429	2018-09473
7	15.1	35.1	3		33.6	0.2	13	0.4	F	2	ok		3			2018-09429	2018-09473
8	13.5	28.6	3		27.6	0.2	18.8	0.4	F	2	ok		2			2018-09429	2018-09473
9	13.2	24.5	3		23.5	0.2			ubest.	2	ok		ubest.			2018-09429	2018-09473
			antall fisk	LIMSnr filet	filetblandprøve	kontroll	LIMSnr lever	leverblanding	kontroll								
			Prøve1:	2	2018-09427	133	133	2018-09471	1.8	1.7							
			Prøve2:	3	2018-09428	136	136	2018-09472	1.5	1.5							
			Prøve3:	4	2018-09429	126	125.5	2018-09473	0.8	0.7							

### Vedleggstabell 10 f. Opparbeidingskjema for fisk til miljøgiftanalyser

Opparbeiding av fisk til prosjekt Referanseelver (O-17370) høst 2018																		
Prosjektnr.: 17370.ANAMI		Fangstdato: 04/09/2018		Muskel, blandprøve: minst 105 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 21 g fra hver fisk)														
Elv: Raundalselva		Mottatt NIVA dato: 13/09/2018		Lever, blandprøve: minst 2 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 0.4 g fra hver fisk)														
Kode (AqM) V_062-266_Rau		Opparbeidet dato: 17/09/2018		Galle: individuelle prøver i eppendorf eller kap.rør														
Art: ørret		Opparbeidet av: MAJ, ELU																
Antall fisk: 3																		
Fisk nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	Blandprøve nr.	Filettvekt (g)	Leverprøve (g)	Galle eppendorf	Galle kap.rør (mm)	Galle kap.rør type	Kjønn (M/F)	Otolitt antall	Skjell	Kommentar	Stadium	dato fangst	sted fangst	LIMSnr filet	LIMSnr lever	
1	22	130.2	1	122.8	1.14				M	2	ok	løs og slimete fisk	3-4			2018-09430	2018-09474	
2	14.7	34.8	2	32.5	0.59				F	2	ok	løs og slimete fisk	4-5			2018-09431	2018-09475	
3	9.5	8.1	3	7.7	0.05				M	2	ok	løs og slimete fisk	1			2018-09432	2018-09476	
				antall fisk	LIMSnr filet	filetblandprøve	kontroll	LIMSnr lever	leverblandprøve	kontroll								
Prøve1:				1	2018-09430	122.8	1.14	2018-09474	1.14									
Prøve2:				1	2018-09431	32.5	0.59	2018-09475	0.59									
Prøve3:				1	2018-09432	7.7	0.05	2018-09476	0.05									

### Vedleggstabell 10 g. Opparbeidingskjema for fisk til miljøgiftanalyser

Opparbeiding av fisk til prosjekt Referanseelver (O-17370) høst 2018																		
Prosjektnr.: 17370.ANAMI					Muskel, blandprøve: minst 105 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 21 g fra hver fisk)													
Elv: Utlå		Fangst dato: 03/09/2018			Lever, blandprøve: minst 2 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 0.4 g fra hver fisk)													
Kode (AqM) V_074-178_Utl		Mottatt NIVA dato: 13/09/2018			Galle: individuelle prøver i eppendorf eller kap.rør													
Art: ørret		Opparbeidet dato: 18/09/2018																
Antall fisk: 19		Opparbeidet av: MAJ, ELU																
Fisk nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	Blandprøve nr.	Filet (g)	Lever (g)	Galle eppendorf	Galle kap.rør (mm)	Galle kap.rør type	Kjønn (M/F)	Otolitt antall	Skjell	Kommentar	Stadium	dato fangst	sted fangst	LIMSnr filet	LIMSnr lever	
1	13.5	23.8	1	22.5	0.2			9	0.4	ubest.	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
2	12	16.2	1	14.9	0.08			3	0.4	ubest.	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
3	11.3	15.8	1	14.6	0.2				M	2	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
4	10	10.1	1	9.3	0.05				ubest.	1	1	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
5	8.7	6.7	1	6.1	0.06				ubest.	2	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
6	9.5	10.4	1	9.7	0.09				ubest.	2	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
7	9.9	10	1	9.4	0.05				ubest.	1	1	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
8	9.4	8.9	1	8.3	0.07				ubest.	2	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
9	9.3	8.9	1	8.2	0.01				ubest.	1	1	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
10	9.7	10.2	1	9.1	0.07				ubest.	1	1	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09433	2018-09477	
11	9	7.5	2	7.0	0.07				ubest.	2	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09434	2018-09478	
12	8.5	6.5	2	6.0	0.07				ubest.	0	0	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09434	2018-09478	
13	7.3	4.6	2	4.2	0.03				ubest.	2	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09434	2018-09478	
14	8	5.8	2	5.2	0.06				ubest.	2	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09434	2018-09478	
15	8	5.4	3		5.0				ubest.	2	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09435	2018-09479	
16	7.5	4.1	3		3.8				ubest.	1	1	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09435	2018-09479	
17	6.5	2.8	3		2.6				ubest.	2	2	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09435	2018-09479	
18	6.6	2.7	3		2.5				ubest.	1	1	ok	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09435	2018-09479	
19	4.8	0.9	3		0.8				ubest.	0	0	?	løs i fisken. Lukter litt.			2018-09435	2018-09479	
			antall fisk	LIMSnr filet	filetblandprøve	kontroll	LIMSnr lever	leverblandprøve	kontroll									
			Prøve1:	10	2018-09433	112.1	111.9	2018-09477	0.9									
			Prøve2:	4	2018-09434	22.4	22.4	2018-09478	0.2									
			Prøve3:	5	2018-09435	14.6	14.6	2018-09479										



### Vedleggstabell 10 h. Opparbeidingskjema for fisk til miljøgiftanalyser

Opparbeiding av fisk til prosjekt Referanseelver (O-17370) høst 2018																	
Prosjektnr.: 17370.ANAMI		Fangst dato: 05/09/2018		Muskel, blandprøve: minst 105 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 21 g fra hver fisk)													
Elv: Smådøla øvre		Mottatt NIVA dato: 13/09/2018		Lever, blandprøve: minst 2 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 0.4 g fra hver fisk)													
Kode (AqM) O_015-687_Små		Opparbeidet dato: 17/09/2018		Galle: individuelle prøver i eppendorf eller kap.rør													
Art: ørret		Opparbeidet av: MAJ, ELLU															
Antall fisk: 4																	
Fisk nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	Blandprøve nr.	Filet (g)	Lever (g)	Galle eppendorf	Galle kap.rør (mm)	Galle kap.rør type	Kjønn (M/F)	Otolitt antall	Skjell	Kommentar	Stadium	dato fangst	sted fangst	LIMSnr filet	LIMSnr lever
1	20.1	75.9	1	72.6	0.67				M	2	ok	Fisken lukter litt	3-4			2018-09436	2018-09480
2	19.6	78.2	1	71.2	0.5		24.7	0.4	M	2	ok	Fisken lukter litt	3-4			2018-09436	2018-09480
3	16.4	43.4	2	40.9	0.25				M	2	ok	Fisken lukter litt	4			2018-09437	2018-09481
4	14.6	31.2	2	29	0.3		8.6	0.4	M	2	ok	Fisken lukter litt	4			2018-09437	2018-09481
				antall fisk	LIMSnr filet	filetblandprøve	kontroll	LIMSnr lever	leverblandprøve	kontroll							
Prøve1:				2	2018-09436	143.8	143	2018-09480	1.17								
Prøve2:				2	2018-09437	69.9	68	2018-09481	0.55								



### Vedleggstabell 10 j. Opparbeidingskjema for fisk til miljøgiftanalyser

Opparbeiding av fisk til prosjekt Referanseelver (O-17370) høst 2018																	
<b>Prosjektnr.:</b> 17370.ANAMI <b>Elv:</b> Mistra nedre del <b>Kode (AqM):</b> O_002-207_Mis <b>Art:</b> ørret <b>Antall fisk:</b> 8				<b>Fangstdato:</b> 16/09/2018 <b>Mottatt NIVA dato:</b> 18/09/2018 <b>Opparbeidet dato:</b> 02/10/2018 <b>Opparbeidet av:</b> ELU				<b>Muskel, blandprøve: minst 105 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 21 g fra hver fisk)</b> <b>Lever, blandprøve: minst 2 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 0.4 g fra hver fisk)</b> <b>Galle: individuelle prøver i eppendorf eller kap.rør</b>									
Fisk nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	Blandprøve nr.	Filet (g)	Lever (g)	Galle eppendorf	Galle kap.rør (mm)	Galle kap.rør type	Kjønn (M/F)	Otolitt antall	Skjell	Kommentar	Stadium	dato fangst	sted fangst	LIMSnr filet	LIMSnr lever
1	13.6	26.2	1	24.9	0.2		3	0.4	M	2	ok		2			2018-12346	2018-12349
2	13	21.8	1	20.6	0.2				F	2	ok		2			2018-12346	2018-12349
3	12.3	20.7	1	19.9	0.2		4	0.4	F	2	ok		2			2018-12346	2018-12349
4	12.3	18.2	1	17.1	0.2				F	2	ok		2			2018-12346	2018-12349
5	12.4	18.3	1	17.1	0.1		9	0.4	M	2	ok		2			2018-12346	2018-12349
6	11.2	14.7	1	13.9	0.1				M	2	ok		2			2018-12346	2018-12349
7	11.1	13.7	2	13.0	0.1		2.5	0.4	ubest	2	ok		ubest.			2018-12347	2018-12350
8	10.5	11.3	2	10.6	0.1		9.5	0.4	F	2	ok		2			2018-12347	2018-12350
			antall fisk	LIMSnr filet	filetblandprøve	kontroll	LIMSnr lever	leverblandprøve kontroll									
			Prøve1:	6	2018-12346	113.5	113.4	2018-12349	1.0	0.8							
			Prøve2:	2	2018-12347	23.6	23.4	2018-12350	0.2	0.2							

### Vedleggstabell 10 k. Opparbeidingskjema for fisk til miljøgiftanalyser

Opparbeiding av fisk til prosjekt Referanseelver (O-17370) høst 2018																		
Prosjektnr.: 17370.ANAMI Elv: Kjagielva      Fangst dato: 27/09/2018 Kode (AqM) O_008-90_Kja      Mottatt NIVA dato: 28/09/2018 Art: ørret + laks      Opparbeidet dato: 04.-05.10.2018 Antall fisk: 24 (23 opparbeidet)      Opparbeidet av: ELU, MAJ										Muskel, blandprøve: minst 105 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 21 g fra hver fisk) Lever, blandprøve: minst 2 g totalt. Like mengder, hvis mulig. (dvs. minst 0.4 g fra hver fisk) Galle: individuelle prøver i eppendorf eller kap.rør								
Fisk nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	Blandprøve nr.	Art	Filet (g)	Lever (g)	Galle eppendorf	Galle kap.rør (mm)	Galle kap.rør type	Kjønn (M/F)	Otolitt antall	Skjell	Kommentar	Stadium	dato fangst	sted fangst	LIMSnr filet	LIMSnr lever
1	15.9	39.3	1	ørret	37.1	0.2				M	2	ok		4		midt	2018-12355	2018-12358
2	15.5	48	1	ørret	46.1	0.4				M	2	ok	laks i magen	3		midt	2018-12355	2018-12358
3	14.8	30	1	ørret	28.4	0.3		24	0.4	F	2	ok		3		midt	2018-12355	2018-12358
4	14.3	31.5	1	ørret	29.7	0.4		21.1		F	2	ok		4		øvre	2018-12355	2018-12358
5	13.9	24.3	2	ørret	23.4	0.2		5.5	0.4	F	2	ok		2		øvre	2018-12356	2018-12359
6	13.7	28.9	2	ørret	27.8	0.3		44	0.4	F	2	ok		3		øvre	2018-12356	2018-12359
7	13.5	22.8	2	ørret	21.1	0.2		28	0.4	M	2	ok		3		midt	2018-12356	2018-12359
8	12.7	19.2	2	ørret	18.1	0.15		7.7	0.4	F	2	ok		3		øvre	2018-12356	2018-12359
9	12	17.8	2	ørret	16.8	0.2		4.5	0.4	F	2	ok		4		øvre	2018-12356	2018-12359
10	10.4	10.2	2	ørret	9.5	0.05		8.6	0.4	M	2	ok		3		øvre	2018-12356	2018-12359
11	10.1	11.9	2	ørret	10.7	0.1		2.5	0.4	M	2	ok		5		midt	2018-12356	2018-12359
12	11.7	16.5	3	laks	14.2	0.1		18.2	0.4	M	2	ok		5	0.4	nedre	2018-12357	2018-12360
13	11.7	14.2	3	laks	13.1	0.1				M	2	ok		5		nedre	2018-12357	2018-12360
14	12	15.1	3	laks	14.1	0.1		48	0.4	M	2	ok		1		nedre	2018-12357	2018-12360
15	11.8	13.9	3	laks	13.1	0.05		43.4	0.4	F	2	ok		2		nedre	2018-12357	2018-12360
16	11.7	15.2	3	laks	14.4	0.1		29	0.4	M	2	ok		5		nedre	2018-12357	2018-12360
17	11.7	13.8	3	laks	12.9	0.1		40.5	0.4	F	2	ok		2		nedre	2018-12357	2018-12360
18	11.2	13	3	laks	12.1	0.05				M	2	ok		5		nedre	2018-12357	2018-12360
19	11.6	13	3	laks	11.9	0.05		44	0.4	F	2	ok		2		nedre	2018-12357	2018-12360
20	10.8	10.9	3	laks	10	0.1		55.2		M	2	ok		2		nedre	2018-12357	2018-12360
21	10.8	10.8	3	laks	10.2	0.05				M	2	ok		2		nedre	2018-12357	2018-12360
22	10.8	11	3	laks	10.5	0.1				M	2	ok		5		nedre	2018-12357	2018-12360
23	10.4	10.4	3	laks	9.6	0.1		12.4		M	2	ok		5		nedre	2018-12357	2018-12360
			antall fisk	LIMSnr filet	filetblandprøve	kontroll	LIMSnr lever	leverblanding	kontroll									
			Prøve1: 4	2018-12355	141.3	142	2018-12358	1.3	1.3									
			Prøve2: 7	2018-12356	127.4	127.5	2018-12359	1.2	1.2									
			Prøve3: 12	2018-12357	146.1	146	2018-12360	1.0	1.2									



## Vedleggstabell 11b. Oversikt over fordeling av fisk for analyse av miljøgifter i galle.

Vassdrag	Aquamonitor St. kode	fisk	bl.prøve	galleprøve	Utl	bl.prøve	mm	Bl.galle	Små	bl.prøve	mm	Bl.galle	Lom	bl.prøve	mm	Bl.galle	Mis	bl.prøve	mm	Bl.galle	Kja	bl.prøve	mm	Bl.galle
Láhpojohka	F_212-1729_Lah	3	1	1	1	1	9	1	1	1			1	1	34,3	1	1	1	3		1	1		
Sametielva	F_246-15_Sam	8	3	3	2	1	3	1	2	1	25	1	2	1	35	2	2	1			2	1		
Stabburselva	F_223-103_Sta	18	2	0	3	1			3	2			3	1	17,1	2	3	1	4	1	3	1	24	1
Komagelva nedre	F_239-37_Kom	13	3	5	4	1			4	2	8,6	1	4	1			4	1			4	1	21,1	1
Bekkefelt nedre del	V_073-78_Sme	9	3	5	5	1							5	1			5	1	9	1	5	2	5,5	
Raundalselva	V_062-266_Rau	3	3	0	6	1							6	1			6	1			6	2	44	1
Utlå	V_074-178_Utl	19	3	1	7	1							7	1	26	3	7	2	2,5	2	7	2	28	3
Smådøla øvre	O_015-687_Små	4	2	1	8	1							8	1	6,8	3	8	2	9,5	2	8	2	7,7	3
Døråe/DAN02					9	1							9	1							9	2	4,5	
Lomma øvre	O_008-79_Lom	15	2	3	10	1							10	2							10	2	8,6	3
Mistra nedre del	O_002-207_Mis	8	2	2	11	2							11	2	3						11	2	2,5	
Kjaglielva	O_008-90_Kja	23	3	6	12	2							12	2							12	3	18,2	4
Sum		123	27	27	13	2							13	2							13	3		
					14	2							14	2							14	3	48	4
					15	3							15	2							15	3	43,4	5
					16	3															16	3	29	5
Stasjon i rødt					17	3															17	3	40,5	6
Fiskenummer (individnr) i rødt					18	3															18	3		
bl.prøve = blandprøvenr. for muskel- og leverprøvene					19	3															19	3	44	6
mm = millimeter galle i kap.rør pr. fisk							1				1				3				2		20	3	55,2	7
kap.rør-type = 0.40																					21	3		
																					22	3		
																					23	3	12,4	7
																							6	

### Miljødirektoratet

**Telefon:** 03400/73 58 05 00 | **Faks:** 73 58 05 01

**E-post:** [post@miljodir.no](mailto:post@miljodir.no)

**Nett:** [www.miljødirektoratet.no](http://www.miljødirektoratet.no)

**Post:** Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

**Besøksadresse Trondheim:** Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

**Besøksadresse Oslo:** Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning. Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptre selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring.

Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.