

8008-2024

Overvåking i referanseelver

Oppsummering av data for perioden 2017-2023



Rapport

Norsk institutt for vannforskning

Løpenummer: 8008-2024

ISBN 978-82-577-7745-6
NIVA-rapport
ISSN 1894-7948

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

Tor Erik Eriksen
Prosjektleder/
Hovedforfatter

Johnny Håll
Forskningsleder

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

www.niva.no

Tittel norsk/engelsk

Overvåking i referanseelver
Oppsummering av data for perioden 2017-
2023
Monitoring of Reference Rivers
Summary of data for the period 2017-
2023

Sider

60 + vedlegg

Dato

02.10.2024

Forfatter(e)

Tor Erik Eriksen, Jan-Erik Thrane, Knut
Marius Myrvold, Merete Grung, Rolf
David Vogt, Gaute Velle, Jonas Persson
& Joanna L. Kemp

Fagområde

Overvåking

Distribusjon

Åpen

Oppdragsgiver(e)

Miljødirektoratet

Kontaktperson hos oppdragsgiver

Pål Inge Synsfjell

Utgitt av NIVA

Prosjektnummer 21000

Oppdragsgivers utgivelse:

M-2845|2024

Sammendrag

Overvåkingsprogrammet «Overvåking i referanseelver» undersøker miljøtilstanden i norske elver og bekker med antatt liten grad av menneskelig påvirkning. Denne rapporten sammenstiller resultater og vurderer økologisk tilstand per år og per vannforekomst for perioden 2017-2023, med fokus på vannkjemiske parametere for eutrofiering og forsurening, samt de biologiske kvalitetselementene bunndyr (indeksene ASPT og RAMI), begroingsalger (indeksene PIT og AIP) og fisk (fiskeindeksen). I tillegg omfatter rapporten analyser av miljøgifter i fisk. Resultatene diskuteres med hensyn til presisjon, usikkerhet og variasjon i indeksverdier og tilstand. Resultatene viser at noen av de antatt upåvirkede vassdragene faktisk er påvirket av menneskelig aktivitet. Dette er vist gjennom analyser av fysisk-kjemiske parametere (som næringsstoffer og forurensningsparametere), kjemisk tilstand (miljøgifter) og biologiske indekser for begroingsalger, bunndyr og fisk. Datasammenstillingen viser også usikkerhet knyttet til dagens metodikk for tilstandsklassifisering og fremhever behovet for utbedringer for noen av vurderingssystemene for å øke presisjonen i vurderingene. Spesielt gjelder dette de biologiske indeksene AIP (forsuring), ASPT (eutrofiering/organisk forurensning) og fiskeindeksen, der forholdsvis mange vannforekomster ikke oppnådde den forventede tilstandsklassen *svært god*. Vi foreslår videre arbeid med disse indeksene for å eventuelt justere forventningsverdiene, og dermed forbedre vurderingssystemene for tilstandsklassifisering av norske vassdrag.

Emneord: Basisovervåking, Elver, Vannforskriften, Tilstandsklassifisering

Keywords: Surveillance monitoring, Rivers, Water Framework Directive, Status classification

Innholdsfortegnelse

Forord	4
Sammendrag	6
Summary	8
1 Introduksjon	10
2 Materialer og metode	10
2.1 Vanntypologi og fysisk-kjemisk vannkvalitet	11
2.2 Begroingsalger og bunndyr	15
2.3 Fisk	16
2.4 Miljøgifter	17
3 Resultater	18
3.1 Vanntyper	18
3.2 Fysisk-kjemiske støtteparametere	23
3.1 Begroingsalger	29
3.2 Bunndyr	33
3.3 Fisk	39
3.4 Miljøgifter i fisk	46
4 Oppsummering og oppfølging	53
5 Referanser	59
6 Vedlegg	62

Forord

Denne rapporten sammenstiller resultater fra overvåkingen av norske elver og bekker med antatt liten menneskelig påvirkning (referanseelver) i perioden 2017–2023. Dette gjøres for hver av de biologiske kvalitetselementene begroingsalger, bunndyr og fisk, vannkjemiske eutrofierings- og forsuringsparametere, samt miljøgifter i fisk. Undersøkelsen er bestilt av Miljødirektoratet, med Pål Inge Synsfjell som saksbehandler for prosjektet. Arbeidet er utført som et samarbeid mellom Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for naturforskning (NINA), NORCE og Akvaplan-niva. NINA har hatt hovedansvaret for kvalitetselementet fisk, mens NIVA har hatt hovedansvaret for de resterende delene av prosjektet. Alle har bidratt til rapporten med sin kunnskap og faglige tolkninger. Underleverandører har vært Eurofins og ALS. Det er også leid inn eksterne prøvetakere til vannprøvetakingen, alle på egne kontrakter. Johnny Håll (NIVA) har kvalitetssikret den samlede rapporten.

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

Tor Erik Eriksen, NIVA (prosjektleder, rapporteringsansvarlig)
Jan-Erik Thrane, NIVA (prosjektkoordinator)
Joanna L. Kemp, NIVA (ansvarlig for påvekstalger)
Jonas Persson, NIVA (ansvarlig for bunndyr)
Knut Marius Myrvold (ansvarlig for fisk)
Marit Villø, NIVA (ansvarlig for vannkjemiske analyser)
Jan-Erik Thrane og Rolf Vogt, NIVA (ansvarlig for vurdering av vannkjemiske data)
Kine Bæk, NIVA (ansvarlig for miljøgiftanalyser)
Merete Grung, NIVA (ansvarlig for vurdering av miljøgifter i biota)

I tillegg har følgende personer hatt ansvar for deler av feltarbeidet:

Joanna L. Kemp, Susanne Schneider, Petra Mutinova v/NIVA og (påvekstalger)
Guttorm Christensen og Geir A.P. Dahl-Hansen v/Akvaplan-niva (påvekstalger)
Terje Bongard v/NINA og Eivind Ekhold Andersen v/NIVA (bunndyr)
Knut Andreas Eikland, André Frainer, John Gunnar Dokk, Torgeir Havn, Narve S. Johansen, Vegar Seljestokken og Elina Lungrin v/NINA (bunndyr og fisk)
Gaute Velle v/NORCE (bunndyr og 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, Torfinn Rasmussen, Knut Malin, Yngve Beddari, Erik Gunnar Fagerhaug Harald Normann Andersen og Sten-Rune Jensen (Hardangervidda Fjelloppsyn), Sindre Brevik, Hans Skjerdal, Magnar Dale, Andreas Heidal (Femanger Laks), Trond Laugaland, Rigmor Solem (Utladalen Naturhus), Helge Granlund, Øyvind Fredriksson og Erin Sandberg (Rendalen kommune), Håkon Nårstad Arnstein Fjerdingren, Ingar Elgevasslien, Sigurd Olaf Smedsplass, Bård Engelstad, Sindre Undseth Kristian Aaseth, Anne Eline Streitlien (Sollia Fjellstyre), Jon Nørstebø. Ingrid Klykken, Knut Halseth (Nordkapp JFF), Trond Erik Markussen, John Arne Nilssen (Børselv JFF), Kjell Odin Larssen, Torfinn Rasmussen, Steinar Lund og Eirik Dørheim (Ullensvang fjellstyre), Geir Ove Henden, Morten Danielsen, Jan Erik Åseth, og Øyvind Solstad.

Ansvarlige for taksonomiske undersøkelser har vært: Joanna L. Kemp v/NIVA (påvekstalger), Jonas Persson v/NIVA (bunndyr), Knut Andreas Eikland, Elina Lungrin, 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.

Ansvarlige for datarapportering har vært:

Veronica Sæther Eftevåg (NIVA) og Dorna Misaghian (NIVA) har vært ansvarlig for LIMS-overføringer av kjemidata. Roar Brænden, NIVA, er ansvarlig for innlegging av data til Vannmiljø, med unntak av fiskedata, som legges inn av NINA.

Vi takker alle for et godt samarbeid

Oslo, 30. september 2024

Sammendrag

Overvåkingsprogrammet «Overvåking i referanseelver» undersøker miljøtilstanden i norske elver og bekker med antatt liten grad av menneskelig påvirkning. Formålene med programmet er å styrke datagrunnlaget for fastsettelse av referanseverdier for ulike norske elvetyper, teste metodikk for tilstandsklassifisering, bidra til å oppfylle Norges rapporteringskrav i vanddirektivet, samt fange opp langsiktige endringer i vanntilstanden i norske vassdrag forårsaket av menneskelige påvirkninger, som for eksempel klimaendringer. Gjennom programmet overvåkes ca. 75 elvestasjoner fordelt på alle økoregionene i Norge - Finnmark og indre Troms (F), Nord-Norge ytre (N), Midt-Norge (M), Vestlandet (V), Sørlandet (S) og Østlandet (Ø). Programmet startet i 2017 og har en rullerende struktur, hvor den ene halvparten av elvene prøvetas i oddetallsår og den andre i partallsår. Denne rapporten sammenstiller resultater og økologisk tilstand per år og vannforekomst for perioden 2017-2023 for vannkjemiske eutrofierings- og forsuringsparametere, samt hver av de biologiske kvalitetselementene begroingsalger, bunndyr og fisk, i tillegg til miljøgifter i fisk. Resultatene drøftes med hensyn til presisjon, usikkerhet og variasjon i indeksverdier og tilstand.

Resultatene viser at noen av de antatt upåvirkede vassdragene faktisk er påvirket av menneskelig aktivitet. Dette er vist gjennom analyser av fysisk-kjemiske parametere (som næringsstoffer og forsuringsparametere), kjemisk tilstand (miljøgifter) og biologiske indekser. Datasammenstillingen viser også usikkerhet knyttet til dagens metodikk for tilstandsklassifisering og fremhever behovet for utbedringer i vurderingssystemene for å øke presisjonen. Spesielt gjelder dette de biologiske indeksene AIP (Acidification Index Periphyton; forsurening ved begroingsalger), ASPT (Average Score Per Taxon; eutrofiering/organisk forurensning ved bunndyr) og fiskeindeksen, der mange vannforekomster ikke oppnådde den forventede tilstandsklassen *svært god*.

Vannkjemi: For Totalfosfor (TotP), som er en indikator for graden av eutrofi, var 96% av vannforekomstene i *svært god* tilstand (71 elver) og 4% *god* (tre elver). 60 vannforekomster (81%) hadde en nEQR på 1,00, dvs. en fosforkonsentrasjon som var lik eller lavere enn referanseverdien for vanntypen. Totalnitrogen (TotN) ble klassifisert til *svært god* i 93% av vannforekomstene; *god* i 5% og *moderat* i 3%. 76% av vannforekomstene hadde en nEQR på 1,00, dvs. en nitrogenkonsentrasjon som var lik eller lavere enn referanseverdien for vanntypen. pH ble klassifisert i 53 *svært kalkfattige* eller *kalkfattige* vannforekomster. Av disse var tilstanden *svært god* i 25 (47%) og *god* i 28 (53%). Det var forholdsvis høy sikkerhet i klassifiseringen av TotP, TotN og pH basert på middelverdien av årsgjennomsnitt. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC¹) ble klassifisert i de samme 53 *svært kalkfattige* eller *kalkfattige* vannforekomstene. Av disse var tilstanden *svært god* i 87% og *god* i 13% basert på klassegrensene for ikke-anadrome vassdrag. Det var noe høyere usikkerhet i klassifiseringen av ANC basert på middelverdien av årsgjennomsnitt enn pH og næringsstoffer. Labilt aluminium (LAL) ble klassifisert i 53 *svært kalkfattige* eller *kalkfattige* vannforekomster. Av disse var tilstanden *svært god* i åtte (15%); *god* i 36 (70%); *moderat* i fem (9%); *dårlig* i én (2%) og *svært dårlig* i tre (6%) basert på klassegrensene for ikke-anadrome vassdrag. Vannforekomstene med *moderat* eller *dårligere* tilstand var hovedsakelig lokalisert på Sørlandet, med unntak av to på Østlandet.

Begroingsalger: For PIT-indeksen (Periphyton Index of Trophic Status), som er en indikator for graden av eutrofiering, oppnådde 92% av vannforekomstene (68 elver) *svært god* tilstand (ekskludert de tre vannforekomstene i leirvassdrag som ble brukt til å sette klassegrensene). De resterende 8% (6 elver) oppnådde *god* tilstand. Det var forholdsvis høy sikkerhet i klassifiseringen ved PIT basert på

¹ ANC er differansen mellom summen av konsentrasjonene til hoved kationer og summen av hoved anioner i $\mu\text{Eq/L}$;
$$\text{ANC} = (2[\text{Ca}^{2+}] + 2[\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+]) - (2[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{Cl}^-])$$

middelverdien av årsgjennomsnitt. For AIP-indeksen oppnådde omtrent en tredel av vannforekomstene en dårligere tilstand enn *svært god* eller *god*. Dette indikerer et behov for å arbeide videre med denne indeksen. For AIP er det aktuelt å vurdere om klassegrensene bør justeres basert på løst organisk materiale (målt som TOC eller farge) i vannet.

Bunndyr: For ASPT-indeksen, oppnådde 32% av vannforekomstene (23 elver) *svært god* tilstand, 63% (46 elver) *god*, og 5% (fire elver) *moderat*. Det var ofte betydelig variasjon i målt ASPT-verdi mellom år, både innenfor samme vannforekomst og på tvers av ulike vanntyper. Resultatene om ASPT viser at klassegrensen *god*/*svært god* (ASPT-verdi = 6,8) fremstår som «streng» for flere av vannforekomstene og vanntypene. Dette gjelder spesielt vanntyper som er humusrike (humøse) og kalkfattige, samt svært klare og svært kalkfattige. Mer kunnskap kreves for å underbygge disse resultatene, spesielt for vanntyper med få tilgjengelige referanseelver, som leirvassdrag (R111), elver med lav konduktivitet (svært klare og kalkfattige), og elver som ligger over tregrensen. For RAMI-indeksen (River Acidification Macroinvertebrate Index), som måler forsurening, oppnådde 14 vannforekomster (88%) *svært god* tilstand, mens 12% (to vannforekomster) oppnådde henholdsvis *moderat* og *svært dårlig* tilstand. Høye målinger av labilt aluminium (LAI) i de to vannforekomstene som ikke oppnådde *svært god* tilstand tyder på at forsureningseffekter er reelle. Det er derfor ingen indikasjon på at RAMI måler feil i denne sammenhengen.

Fisk: Bare en tredjedel av de klassifiserbare vannforekomstene oppnådde *svært god* (1%) eller *god* (32%) tilstand, noe som i utgangspunktet er betydelig lavere enn forventet for elver som skal være referanser. Vi mener imidlertid at resultatene ikke nødvendigvis reflekterer den faktiske økologiske tilstanden ved lokalitetene, men at indeksen ikke er tilstrekkelig tilpasset alle typer elver som inngår i programmet. Referanseelvene passer hovedsakelig til beskrivelsen «bekker og små elver med laksefisk», som systemet bygger på, men det er stor variasjon i geografiske, økologiske og klimatiske forhold mellom lokalitetene. Mange av elvene er næringsfattige eller mangler tilgang til egnede helårshabitater og skjul, hvilket påvirker tetthetene av ungfisk. Tetthetsverdiene som danner grunnlaget for klassegrensene, er basert på data fra et begrenset utvalg vassdrag med en mindre økologisk variasjonsbredde enn elvene i programmet. Problemet ligger ikke i selve indeksen, men i at den brukes i feil type vassdrag: i mange tilfeller gjenspeiler ikke klassegrensene de faktiske økologiske forholdene i elvene.

Miljøgifter i fisk: Miljøgifter i fisk ble vurdert etter overskridelser av EQS (*Environmental Quality Standard* (EQS)). Hvert år ble EQS overskredet for 8-11% av datapunktene, som representerer en kombinasjon av prøver, stasjoner og miljøgifter. Miljøgiftene som overskred EQS var polybromerte difenyletere (sumBDE6), kvikksølv (Hg), polyklorerte bifenyler (sumPCB7), perfluoroktylsulfonat (summen av PFOS og forgrenet PFOS - brPFOS) og mellomkjedede klorparafiner (MCCP).

Alle prøvene som ble analysert overskred EQS for sumBDE6. Det er viktig å merke seg at EQS er satt basert på helsehensyn for mennesker, og en overskridelse trenger ikke nødvendigvis å ha økologiske konsekvenser. For kvikksølv var medianverdiene for alle elver lik eller høyere enn EQS, men ikke alle prøvene overskred EQS. Sørlandselvene Rørholtfjorden (S), Farsjø (S) og Aslestadåi (S) viste de høyeste overskridelse (medianverdier). Den maksimale konsentrasjonen, målt i Rørholtfjorden (S), var under omsetningsgrensen for kvikksølv i fisk. EQS for sumPCB7 ble overskredet på median basis for flertallet av de undersøkte elvene. De høyeste overskridelsene ble funnet i Vestlandselvene Utlei (V), Raundalselva (V) Femangerelva (V) og Smedalselvi (V). Når det gjelder PFOS, var det to elver i Bærum, Lomma (Ø) og Kjaglielva (Ø), som utmerket seg med median overskridelse av EQS. MCCP overskred EQS i enkeltprøver fra Eiteråga (M), Størdalselva (M) og Aslestadåi (S), men ingen av de undersøkte elvene overskred EQS basert på median konsentrasjon over alle år.

Summary

The monitoring programme "Monitoring of Reference Rivers" reports the environmental status of Norwegian rivers and streams with assumed low levels of human impact. The purposes of the programme are to strengthen the establishment of reference values for selected Norwegian river types, test methodologies for status classification, contribute to fulfilling Norway's reporting requirements under the European Water Framework Directive, and capture long-term changes in environmental quality caused by human alterations, such as climate change. Seventy-five river waterbodies were monitored across all regions of Norway: Finnmark and inland Troms (F), Northern Norway outer (N), Central Norway (M), Western Norway (V), Southern Norway (S), and Eastern Norway (Ø). The programme started in 2017 with sampling in alternate years, half of the rivers sampled in odd years and the other half in even years. The results and ecological status were summarised by year and water body for the period 2017-2023 for water quality (chemical eutrophication and acidification), biological quality (periphytic algae, benthic invertebrates, and fish), and environmental pollutants in fish. The precision, uncertainty, and variation in index values and status were discussed. Some of the supposedly unimpacted waterbodies are, in fact, affected by human activity as demonstrated through analyses of physico-chemical parameters, biological indices and the status of environmental pollutants. The compilation of data also highlighted uncertainties associated with the current methodology for status classification. Improvements in the assessment systems and enhancement of accuracy are particularly needed for the biological indices AIP (Acidification Index Periphyton; acidification by periphytic algae), ASPT (Average Score Per Taxon; eutrophication/organic pollution by benthic invertebrates), and the fish index, where many water bodies did not achieve the expected condition class of *high*.

Water Chemistry: For Total Phosphorus (TotP), an indicator of the degree of eutrophication, 96% of the water bodies were classified as *high* (71 rivers) and 4% as *good* (three rivers). Sixty water bodies (81%) had a nEQR of 1.00, meaning a phosphorus concentration that was equal to or lower than the reference value for the water type. Total Nitrogen (TotN) was classified as *high* in 93% of the water bodies; *good* in 5%, and *moderate* in 3%. Seventy-six percent of the water bodies had an nEQR of 1.00, indicating a nitrogen concentration that was equal to or lower than the reference value for the water type. The degree of acidification (pH, Acid Neutralising Capacity – ANC, and labile aluminium – LAL) was classified in 53 very calcium-poor or calcium-poor water bodies. Of these, the condition was *high* in 25 (47%) and *good* in 28 (53%) for pH. *high* in 87% and *good* in 13% for ANC based on class boundaries for non-anadromous waterbodies. The classification of TotP, TotN, and pH was obtained with a relatively high degree of confidence based on the average value of annual means. The classification of ANC was somewhat more uncertain based on the average value of annual means compared to pH and nutrients. The condition of Labile Aluminium (LAL) was *high* in eight (15%); *good* in 36 (70%); *moderate* in five (9%); *poor* in one (2%); and *bad* in three (6%), based on class boundaries for non-anadromous waterbodies. The water bodies with a *moderate* condition or worse were mainly located in Southern Norway, except for two in Eastern Norway.

Periphytic Algae: The PIT index (Periphyton Index of Trophic Status index), an indicator of the degree of eutrophication, achieved *high* status for 92% of the water bodies (68 rivers; excluding three clay waterbodies that were used to set the class boundaries). The remaining 8% (6 rivers) achieved *good* status. The classification using the PIT was obtained with a relatively high degree of confidence based on the average value of annual means. Regarding the AIP index, approximately one-third of the water bodies were worse than *high* or *good* conditions, indicating a need for further work on this index. An adjustment to the class boundaries should be considered for the AIP based on dissolved organic material (measured as TOC or colour) in the water.

Macroinvertebrates: The ASPT index (Average Score Per Taxa index) classification achieved *high* condition in 32% of the water bodies (23 rivers), *good* in 63% (46 rivers), and *moderate* in 5% (four rivers). Significant variations in the calculated ASPT values were often reported between years, both within the same water body and across different water types. The results for ASPT indicated that the class boundary between *good* and *high* (ASPT value = 6.8) appeared to be *strict* for several of the water bodies and water types, particularly for water types rich in humus (humic) and low in calcium, as well as for very clear and very calcium-poor waters. More knowledge is required to support these findings, especially for water types with few available reference rivers, such as clay waterbodies (R111), rivers with low conductivity (very clear and calcium-poor), and rivers located above the tree line. The RAMI index (River Acidification Macroinvertebrate Index), which measures acidification, achieved *high* condition in 14 water bodies (88%), while 12% (two water bodies) were classified as *moderate* and *bad*, respectively. High values of labile aluminium (LAL) in the two water bodies that did not achieve *high* condition suggest that the effects of acidification were real. Therefore, RAMI was reporting correctly in this context.

Fish: Only one-third of the classifiable water bodies achieved *high* (1%) or *good* (32%) status, which is significantly lower than expected for rivers supposed to represent reference conditions. However, we believe that the results did not necessarily reflect the actual ecological condition at the sites, but rather that the index was not sufficiently adapted to all types of rivers included in the programme. The reference rivers primarily fit the description of "streams and small rivers with salmonid fish", on which the system is based, but the sites varied considerably in geographical, ecological, and climatic status. Many of the rivers were nutrient-poor or lacked access to suitable year-round habitats and cover, which affects the densities of juvenile fish. The density values currently set for the class boundaries were based on a limited selection of watercourses with a narrower ecological variability than the rivers in the programme. The issue does not lay with the index itself, but with its application to the wrong type of watercourses: in many cases, the class boundaries do not reflect the actual ecological status in the rivers.

Environmental Pollutants in Fish: Environmental pollutants in fish were assessed based on exceedances of the Environmental Quality Standards (EQS). Each year, the EQS were exceeded for 8-11% of the data points, representing a combination of samples, stations, and pollutants. The environmental pollutants that exceeded the EQS included polybrominated diphenyl ethers (sumBDE6), mercury (Hg), polychlorinated biphenyls (sumPCB7), perfluorooctane sulfonate (the sum of PFOS and branched PFOS - brPFOS), and medium-chain chlorinated paraffins (MCCP). All the samples analysed exceeded the EQS for sumBDE6. It is important to note that the EQS were set based on health considerations for humans, and an exceedance does not necessarily imply ecological consequences. For mercury, the median values for all rivers were equal to or higher than the EQS, but not all samples exceeded the EQS. The southern rivers Rørholtfjorden (S), Farsjø (S), and Aslestadåi (S) showed the highest exceedances (median values). The maximum concentration, measured in Rørholtfjorden (S), was below the threshold for mercury in fish. The EQS for sumPCB7 was exceeded on a median basis for most of the surveyed rivers. The highest exceedances were found in the Western Norwegian rivers Utlei (V), Raundalselva (V), Femangerelva (V), and Smedalselvi (V). Regarding PFOS, two rivers in Bærum, Lomma (Ø) and Kjøglieelva (Ø), stood out with median exceedances of the EQS. MCCP exceeded the EQS in individual samples from Eiteråga (M), Størdalselva (M), and Aslestadåi (S), but none of the surveyed rivers exceeded the EQS based on the median concentration across all years.

1 Introduksjon

Programmet «Overvåking i referanseelver» undersøker den økologiske og kjemiske tilstanden i elver og bekker som har en antatt liten grad av menneskelig påvirkning. Programmet utføres som basisovervåking gjennom å kartlegge biota (begrøingsalger, bunndyr og fisk) og måle konsentrasjoner av miljøgifter, næringsstoffer og forsuringsparametere. Formålene med programmet er å styrke datagrunnlaget for fastsettelse av referanseverdier for ulike norske elvetyper, teste metodikk for tilstandsklassifisering, bidra til å oppfylle Norges rapporteringskrav i vanndirektivet, samt fange opp langsiktige endringer i vanntilstanden i norske vassdrag forårsaket av menneskelige påvirkninger. Gjennom programmet overvåkes ca. 75 elvestasjoner fordelt på alle økoregionene i Norge - Finnmark og indre Troms (F), Nord-Norge ytre (N), Midt-Norge (M), Vestlandet (V), Sørlandet (S) og Østlandet (Ø). Programmet startet i 2017 og har en rullerende struktur, hvor den ene halvparten av elvene undersøkes i oddetallsår og den andre i partallsår.

Utover å oppfylle våre nasjonale rapporteringsforpliktelser forventes resultatene å gi norsk vannforvaltning et bedre grunnlag for å sette en realistisk referansetilstand for de ulike elvetyper. 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 internasjonalt.

Denne rapporten sammenfatter resultater om økologisk tilstand per år og vannforekomst for perioden 2017-2023 for vannkjemiske eutrofierings- og forsuringsparametere, samt hver av de biologiske kvalitetselementene bunndyr, begroingsalger og fisk. I tillegg sammenstilles resultater for miljøgifter i fisk (kjemisk tilstand). Dette er første gang i programperioden at vi har tilgjengelig tre år med data fra de fleste vannforekomstene, noe som gir bedre muligheter enn tidligere til å undersøke usikkerhet, variasjon og presisjon i indeksverdier og tilstandsvurderinger (jfr. Sandin mfl. 2021). Hovedmålet med dette arbeidet har vært å evaluere tilstanden i vannforekomstene som inngår i overvåkingsprogrammet, samt å identifisere eventuelle usikkerheter knyttet til de innsamlede dataene og beregnede indeksene. Slike usikkerheter omhandler blant annet hva som regnes som referansetilstand og påliteligheten ved bruken av disse dataene i tilstandsvurderinger (jf. Direktoratgruppen for vanndirektivet, 2018), samt hvor godt resultatene fra indekser for samme påvirkningstype sammenfaller. Slik forståelse er avgjørende i vurderingen av miljøtilstanden i norske vassdrag. Analysene kan også bidra til å videreutvikle og forbedre eventuelle mangler i de eksisterende systemene, samt overvåkingsprogrammet som helhet.

2 Materialer og metode

Kort oppsummert omfatter overvåkingsprogrammet i dag følgende:

- Vannprøvetaking for næringsstoffer og andre fysisk-kjemiske støtteparametere (månedlig) samt metaller (fire ganger i året).
- Prøvetaking av fisk for miljøgiftanalyser (én gang i året i tre vannforekomster per økoregion).
- Prøvetaking av de biologiske kvalitetselementene påvekstalger, bunndyr og fisk (én gang i året) fra et utvalg *hovedelver* (B-stasjoner). Fire av disse stasjonene ligger i Atna-vassdraget, og akkurat

disse er undersøkt med flere biologiske prøvetakinger enn de andre hovedelvene for å opprettholde pågående lange tidsserier. I tillegg er bunndyr prøvetatt ved utvalgte forsuringspåvirkede stasjoner (F-stasjoner) i Ognå og Farsund, som også er del av en lang tidsserie med fokus på forsuringsproblematikk.

- I programmet inkluderes også to stasjoner med automatiserte og sensorbaserte undersøkelser av utvalgte parametere (S-stasjoner). Sensorstasjonene ligger i Sjøa og Gudbrandsdalslågen.

Denne rapporten bygger på undersøkelsene gjort i hovedelvene (B-stasjoner) i perioden 2017-2023. Metoder for undersøkelsene følger nasjonale retningslinjer for elveovervåking etter Direktoratgruppen for vanndirektivet (2018; veileder 02:2018; heretter *klassifiseringsveilederen*), og er nøye beskrevet i tidligere rapporter fra programmet (Sandin mfl. 2021). Begrepsalger er sammenstilt og vurdert ved indeksene PIT (Periphyton Index of Trophic status; eutrofiering) og AIP (Acidification Index Periphyton; forsure), bunndyr ved ASPT (Average Score Per Taxon; eutrofiering/organisk belastning) og RAMI (River Acidification Macroinvertebrate Index; forsure), og fisk ved tabell 6.15 i klassifiseringsveilederen (klassegrenser for *bekker og små elver i lavlandet med laksefisk*). Når det gjelder vannkvalitet, har vi fokusert på de kjemiske eutrofieringsparametere totalfosfor (TotP) og totalnitrogen (TotN), og de kjemiske forsuringsparametere pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og labilt aluminium (LAl).

Den økologiske tilstanden i elvene er vurdert ved bruk av økologiske kvalitetsratioer (*Ecological Quality Ratio*; EQR). EQR måler et avvik fra referansetilstanden for ulike parametere og biologiske samfunn med hensyn til ulike påvirkningstyper. Normaliserte EQR-verdier (nEQR) er omregnet til en skala fra 0 (størst påvirkning) til 1 (upåvirket), noe som gjør det mulig å sammenlikne resultatene for ulike parametere og indekser. I denne rapporten presenterer vi alle resultater som nEQR, med unntak av tettheter av laksefisk og miljøgiftkonsentrasjoner i fisk. Sistnevnte presenteres som risikokvotienter (RQ), det vil si konsentrasjon/EQS, der EQS er *Environmental Quality Standard* – en grenseverdi mellom *god* og *dårlig* tilstand for det aktuelle stoffet (gitt i klassifiseringsveilederen).

Samtlige data som er benyttet i denne rapporten finnes i Vannmiljø-databasen, som er miljømyndighetenes fagsystem for registrering og analyse av tilstanden i vann.

2.1 Vanntypologi og fysisk-kjemisk vannkvalitet

Vi benyttet vannkjemiske data fra hele programperioden, dvs. fra 2017 til og med 2023, for typifisering og klassifisering. Dataene representerer månedlige prøver (i hovedsak 12 prøver per år). Siden programmet har en rullerende syklus, der hver vannforekomst overvåkes annethvert år, ligger det tre eller fire år med vannkjemiske data til grunn for analysene av de fleste vannforekomstene. Noen vannforekomster har ikke vært med i overvåkingen i hele perioden, og for disse foreligger det i hovedsak to år med data. Unntaket er Sjøa, som ble tatt inn i programmet i 2022 og som derfor kun har ett år med data. Tabell 1 gir en oversikt over antall år med data og generell informasjon om vannforekomstene, inkludert vanntype.

2.1.1. Typifisering

Elvetype ble bestemt ut fra klimaregion, kalk- og humusinnhold, som angitt i tabell 3.6 i klassifiseringsveilederen. For å bestemme kalk- og humusinnhold benyttet vi konsentrasjonen av hhv. kalsium (mg/l) og total organisk karbon (TOC, mg/l), men vi så også på alkalitet (μEqv/l) og fargetall (mg Pt/l) for å undersøke i hvilken grad valg av typifiseringsparametere var avgjørende for utfallet av typifiseringen. For å korrigere for bidraget fra endring i pH og overtitrering ble alkaliteten omregnet fra ALK4,5 (titreringsmålinger) til AlkE (ekvivalensalkalitet) iht. likning 9 i Vogt mfl. (2023).

Vannforekomstene ble typifisert basert på gjennomsnittet av alle tilgjengelige vannkjemidata innsamlet i programperioden. Vi benyttet i hovedsak klimasonen som var registrert for vannforekomsten i Vann-nett, selv om prøvetakingspunktet i noen tilfeller lå i en lavere klimasone (f.eks. at prøvetakingspunktet lå nær sjøen, i klimasone lavland, mens hoveddelen av vannforekomsten lå i klimasone skog eller fjell).

Tabell 1. Oversikt over vannforekomster undersøkt i programperioden 2017-2023. «Rapportnavn» er kortnavn vi har benyttet i rapporten (mange av vannforekomstene har lange navn). Den offisielle ID-en til hver vannforekomst er gitt i kolonnen «Vannforekomst-ID». Denne kan slås opp på www.vann-nett.no for fullstendig vannforekomstnavn og mer info om vannforekomsten. «Vanntype» angir elvetyper iht. konsentrasjon av kalsium og TOC, samt klimaregion, der vann typer som starter med 1 er lavlandsvann typer (< 200 moh.); 2 er skogsvann typer (200-800 moh., eller under tregrensa i Nord-Norge); og 3 er fjellvann typer (> 800 moh./tregrensa). Kolonnen «Anadrom» angir om det er anadrom fisk i vannforekomsten. Årene hver enkelt vannforekomst er prøvetatt er angitt med «x» i kolonnene 2017-2023. Økoregion «Finnmark og indre Troms» er forkortet til «Finnmark» av plasshensyn.

Rapportnavn	Vannforekomst-ID	Vanntype	Anadrom	Økoregion	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Komagelva	239-37-R	R204	Ja	Finnmark		x		x		x	x
Skallelva	239-35-R	R204	Ja	Finnmark		x		x		x	
Stabburselva	223-103-R	R204	Ja	Finnmark		x		x		x	
Láhpøjohka	212-1729-R	R205	Nei	Finnmark		x		x		x	
Sametielva	246-15-R	R205	Nei	Finnmark		x		x		x	
Børselva	225-88-R	R207	Ja	Finnmark		x		x		x	
Máskejohka	234-229-R	R207	Ja	Finnmark		x		x		x	
Divielva	196-82-R	R207	Nei	Finnmark	x		x			x	
Rostaelva	196-482-R	R207	Nei	Finnmark	x		x			x	
Sandfjordelva bekkefelt	238-48-R	R301d	Ja	Finnmark		x		x		x	
Flakstadvåg	195-59-R	R204	Ja	Nord-Norge ytre	x		x		x		x
Mammakjosen	197-25-R	R204	Ja	Nord-Norge ytre	x		x		x		x
Skillefjordelva	213-438-R	R204	Ja	Nord-Norge ytre	x					x	
Gjeddåga	161-227-R	R205	Ja	Nord-Norge ytre	x				x		x
Kobbvåg	198-53-R	R207	Ja	Nord-Norge ytre	x		x		x		
Rotsund	206-18-R	R207	Ja	Nord-Norge ytre	x		x		x		x
Kobbholet	221-93-R	R307*	Ja	Nord-Norge ytre	x					x	
Kongsvikosen	177-16-R	R307*	Ja	Nord-Norge ytre	x				x		x
Nordfolda	142-6-R	R104	Ja	Midt-Norge	x		x		x		x
Nordåa	139-15-R	R105	Ja	Midt-Norge	x		x		x		x
Størdalselva	120-27-R	R105	Nei	Midt-Norge	x		x		x		x
Breineset	105-36-R	R106	Ja	Midt-Norge	x		x		x		x
Sandøla	139-219-R	R107	Ja	Midt-Norge	x		x		x		x
Nødalselva	128-169-R	R107	Nei	Midt-Norge	x		x		x		x
Homla	123-499-R	R108	Ja	Midt-Norge	x		x		x		
Bolåselva	128-208-R	R108	Nei	Midt-Norge	x		x		x		x
Leiråa	128-201-R	R111	Nei	Midt-Norge	x		x		x		x
Eiteråga	151-17-R	R204	Nei	Midt-Norge	x		x		x		x
Sims kardelva	151-197-R	R204	Nei	Midt-Norge	x		x		x		x
Luru	139-50-R	R205	Nei	Midt-Norge	x		x		x		x
Driva	109-199-R	R207	Nei	Midt-Norge		x		x	x		x

Rapportnavn	Vannforekomst .ID	Vanntype	Anadrom	Økoregion	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Imsa	128-55-R	R207	Nei	Midt-Norge	x		x		x		x
Susna	151-203-R	R207	Nei	Midt-Norge	x		x		x		x
Husstølåna	035-153-R	R105	Ja	Vestlandet		x		x			
Femangerelva	053-38-R	R105	Nei	Vestlandet		x		x		x	
Hålandselva	027-139-R	R105	Nei	Vestlandet	x		x		x		x
Hildalselvi	048-35-R	R201c	Nei	Vestlandet	x				x		x
Raundalselva	062-266-R	R201d	Nei	Vestlandet		x		x		x	
Kalstadelva	082-169-R	R202b	Nei	Vestlandet	x				x		x
Smeddalselvi	073-78-R	R204	Nei	Vestlandet		x		x		x	
Utle	074-178-R	R204	Nei	Vestlandet		x		x		x	
Øydgardselva	094-133-R	R301d	Nei	Vestlandet	x		x		x		x
Underdalselvi	072-42-R	R304*	Nei	Vestlandet	x				x		x
Bjorieo	050-82-R	R307*	Nei	Vestlandet		x		x		x	
Farsjø	017-196-R	R106	Nei	Sørlandet	x		x				
Rørholtfjorden	017-17-R	R106	Nei	Sørlandet	x		x		x		x
Skjeggedalsåna	020-315-R	R202b	Nei	Sørlandet	x		x		x		x
Vatnedalselva	020-238-R	R202b	Nei	Sørlandet	x		x		x		x
Molandsåna	026-875-R	R202c	Nei	Sørlandet	x		x		x		x
Sandvatn	025-327-R	R203c	Nei	Sørlandet	x		x		x		
Digeråe	016-1617-R	R205	Nei	Sørlandet		x		x	x		x
Aslestadåi	019-242-R	R206	Nei	Sørlandet	x		x		x		x
Berdalsbekken	016-2954-R	R206	Nei	Sørlandet	x		x				
Daleåa	019-571-R	R206	Nei	Sørlandet	x		x		x		x
Vesterdalsåni	021-1346-R	R301c	Nei	Sørlandet			x		x		x
Geiskeliåne	021-1193-R	R301d	Nei	Sørlandet	x		x				
Lislefjoddåi	021-1365-R	R304	Nei	Sørlandet	x		x		x		x
Rørvannet	002-4152-R	R106	Nei	Østlandet	x						
Lundsåa	002-2572-R	R111	Nei	Østlandet		x	x	x			
Vikka	002-604-R	R111	Nei	Østlandet		x	x	x		x	
Tegninga	002-218-R	R201d	Nei	Østlandet		x		x		x	
Atna03	002-300-R	R204	Nei	Østlandet	x	x	x	x	x	x	x
Atna04	002-305-R	R204	Nei	Østlandet	x	x	x	x	x	x	x
Atna11	002-305-R	R204	Nei	Østlandet	x	x	x	x	x	x	x
Jora	002-1933-R	R204	Nei	Østlandet		x		x		x	
Otta	002-2398-R	R204	Nei	Østlandet		x		x		x	
Setninga	002-1673-R	R204	Nei	Østlandet		x		x		x	
Sjoa	002-2042-R	R204	Nei	Østlandet						x	
Mistra	002-207-R	R205	Nei	Østlandet		x		x		x	
Smådøla	015-687-R	R205	Nei	Østlandet		x		x		x	
Kjagielva	008-90-R	R207	Ja	Østlandet		x		x		x	
Kjørstadelva	015-1147-R	R207	Nei	Østlandet		x		x		x	
Leppa	012-1791-R	R207	Nei	Østlandet	x					x	
Lera	002-620-R	R208	Nei	Østlandet		x		x		x	
Lomma	008-79-R	R208	Nei	Østlandet		x		x		x	
Store Ula	002-4752-R	R301b	Nei	Østlandet		x		x		x	
Døråe	002-1869-R	R301d	Nei	Østlandet	x	x	x	x	x	x	x

Rapportnavn	Vannforekomst .ID	Vanntype	Anadrom	Økoregion	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Numedalslågen	015-920-R	R304*	Nei	Østlandet		x		x		x	

*Disse vanntypene ble satt til R305 for klassifisering av TotP og TotN; se kap. 2.1.2.

2.1.2. Fysisk-kjemiske støtteparametere og tilstandsklassifisering

nEQR for kjemiske eutrofieringsparametere (næringsstoffer; TotP og TotN) og forsuringsparametere (pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og labilt aluminium (LAL)) ble beregnet på bakgrunn av middelverdi av årsgjennomsnitt (middelverdi av årsmaksimum for LAL) for programperioden. For pH ble gjennomsnitt beregnet fra tilbakeregnet H^+ -konsentrasjon ($[H^+] = 10^{-pH}$). Forsuringsparametere ble kun klassifisert i forsuringsfølsomme vannforekomster, dvs. svært kalkfattige og kalkfattige vannforekomster (jf. klassifiseringsveilederen).

For å vurdere usikkerheten i klassifiseringen beregnet vi et 95% konfidensintervall for middelverdien av årsgjennomsnittene etter formelen $middelverdi \pm 2 \times SE$. I denne formelen er standardfeilen (SE) beregnet ved $SE = \frac{SD}{\sqrt{n}}$, der n er antall år med data og SD er standardavviket til de n årsgjennomsnittene. Deretter beregnet vi nEQR for nedre og øvre grense av konfidensintervallet og plottet dette sammen med nEQR for selve middelverdien. Som følge av omregningen til nEQR blir ikke alltid konfidensintervallene symmetriske, slik de er på opprinnelig skala. Vi valgte allikevel å presentere resultatene på denne måten, da det gir et godt visuelt bilde på usikkerheten i klassifiseringen av den aktuelle parameteren gitt variasjonen mellom år i samme vannforekomst. Vi har beregnet konfidensintervaller for alle vannforekomster og parametere selv om n er lav (3-4 år for de fleste vannforekomster, 2 år for enkelte, og 7 for stasjonene i Atna-vassdraget; tabell 1). Simuleringer indikerer imidlertid at resultatene er forholdsvis robuste selv ved lav n (Winter, 2013).

For noen elvetyper, f.eks. R307 og R304 finnes det ikke klassegrenser for næringsstoffer. I klassifiseringen av næringsstoffer for vannforekomster med type R307 og R304 benyttet vi i stedet klassegrensene for vanntype R305, som er vanntypen som likner mest og hadde strengest klassegrenser. Dette er iht. anbefalingene i klassifiseringsveilederen.

Iht. klassifiseringsveilederen skal ikke nitrogen benyttes i klassifiseringen med mindre nitrogenbegrensning kan sannsynliggjøres. I denne rapporten har vi imidlertid valgt å klassifisere TotN for alle vannforekomster, ettersom 1) et av formålene med rapporten er å vurdere egnethet som referansevassdrag, der forhøyede konsentrasjoner av TotN kan være en indikasjon på tilførsler fra jordbruk eller avløp, og 2) for å vurdere konsentrasjonene av TotN i referansevassdrag (empiriske referanseverdier) mot gjeldende referanseverdier.

For forsuringsparametere ANC og LAL finnes det ulike sett med klassegrenser for anadrome og ikke-anadrome vannforekomster. For pH er det ennå ikke utviklet klassegrenser for anadrome vassdrag. For pH har vi i denne rapporten valgt å klassifisere alle vannforekomstene ut ifra klassegrensene for ikke-anadrome vannforekomster. For ANC og LAL har vi i anadrome vannforekomster beregnet nEQR basert på begge sett med klassegrenser for å sammenlikne utfallet av klassifiseringen.

2.2 Begroingsalger og bunndyr

Vi har benyttet alle innsamlede data om begroings- og bunndyrsamfunn fra hele programperioden som utgangspunkt. For bunndyr består datasettet hovedsakelig av prøver samlet inn om høsten, men vi har også inkludert vårprøver der disse er tilgjengelige for å utnytte mest mulig data.

Tilstandsklassifiseringen er gjort med utgangspunkt i eksisterende klassegrenser i henhold til klassifiseringsveilederen. Når det gjelder eutrofitilstanden basert på begroingsalger og PIT-indeksen, finnes det klassegrenser for alle norske vanntyper. For tilstandsklassifisering basert på bunndyr og ASPT-indeksen (organisk belastning/eutrofiering) er identiske klassegrenser benyttet for alle vanntyper. Denne tilnærmingen, foreslått av Schartau & Bækken (2008), var ment som en midlertidig løsning inntil mer data ble tilgjengelig, slik at potensielle forskjeller mellom elvetyper og regioner kunne analyseres.

For vurdering av forsureningstilstand basert på begroingsalger og AIP-indeksen, foreligger det klassegrenser for følgende vanntyper: «middels-klar-svært kalkfattig» (R201), «høy-svært klar-svært kalkfattig» (R301), «middels-humøs-kalkfattig» (R203), «lav-svært klar-kalkfattig» (R104), «middels-svært klar-kalkfattig» (R204), «høy-svært klar-kalkfattig» (R304), «lav-klar-kalkfattig» (R105), «middels-klar-kalkfattig» (R205), «lav-humøs-kalkfattig» (R106) og «middels-humøs-kalkfattig» (R206). For AIP er det dermed ikke klassifisert stasjoner med kalsium-innhold over 4 mg/L fordi slike stasjoner ikke anses som forsuret. For bunndyr og forsuringindeksen RAMI, ble tilstand vurdert for elvetyperne der det finnes klassegrenser: R105, R205 og R202. For RAMI finnes det med andre ord ingen klassegrenser for humøse og svært klare vanntyper.

Indeksverdiene ble beregnet av prosjektgruppen, ikke via Vannmiljø. For klassifiseringen av hver enkelt vannforekomst brukte vi gjennomsnittet av indeksverdiene fra alle prøver ved hver lokalitet. Disse indeksverdiene ble deretter omregnet til nEQR i samsvar med nasjonale klassegrenser. Alle nEQR-verdier over 1 (svært god tilstand) ble justert ned til 1. For å sammenligne indeksverdier mellom ulike vanntyper, beregnet vi et gjennomsnitt av nEQR-verdiene fra elvene som tilhører hver vanntype. For ytterligere informasjon om analysemetodene, se Vedlegg A.

I denne rapporten har vi beregnet 95% konfidensintervall (middelverdi $\pm 2 \times$ standardfeil) for de gjennomsnittlige indeksverdiene som et mål på usikkerheten i klassifiseringen. Selv om denne tilnærmingen kan gi mening selv ved et begrenset antall målinger (Winter, 2013), er det viktig å være oppmerksom på noen av begrensningene ved metoden. Konfidensintervallet reflekterer variasjonen mellom målingene, uten å ta hensyn til klassegrensene for kvalitetselementene. Når det gjelder de biologiske indeksene, finnes det fortsatt relativt få målinger. I tilfeller med stor variasjon mellom de målte indeksverdiene, kan konfidensintervallet strekke seg utover klassegrensene for de faktiske observasjonene. Konfidensintervallene representerer dermed ikke nødvendigvis de faktiske målte verdiene.

Resultatene fra de innsamlede vannprøvene og habitatsdata fra feltarbeidet antyder at noen stasjoner er mindre egnet som referanser for biologiske samfunn (jf. klassifiseringsveilederen). For å vurdere om de biologiske indeksene faktisk måler referansetilstand i elvene, ble derfor enkelte uegnede stasjoner utelatt fra analysene av økologisk tilstand for å redusere støy. For bunndyr ble Vikka og Lundsåa (begge leirvassdrag) ekskludert på grunn av forhøyede konsentrasjoner av næringssalter (filtrert PO_4). Stasjonene i Bjoreio i Eidfjord (blokksubstrat) og Farsjø bekkefelt (tørket ut sommerstid) i Kragerø ble også utelatt. Videre ble stasjonen plassert nært utløpet av Atnsjøen (Atna04) utelatt på grunn av *utløpseffekt* fra sjøen. For begroingsalger ble Farsjø bekkefelt, samt leirelvne Vikka, Leiråa og Lundåa utelatt. Leirelvne har egne klassegrenser for PIT («god» vs. «ikke god»), og data fra overvåkingsprogrammet er allerede benyttet

til å fastsette disse avhengig av andelen marine avsetninger i nedbørsfeltene (Schneider & Skarbøvik, 2022).

2.3 Fisk

Fiskesamfunnene ble undersøkt ved håndholdt elfiske. Det ble typisk undersøkt tre stasjoner per elv, og elfisket ble gjennomført i samsvar med internasjonal standard NS-ISO-14011, norsk standard NS-9455 og Forseth & Forsgren (2009). Tettheter av ung laksefisk ble beregnet for hver stasjon, og metodikken for beregning av tettheter har blitt beskrevet i tidligere rapporter (Fosholt-Moe mfl. 2018, Myrvold & Bækkeli, 2019, Sandin mfl. 2021). Siden laksefisk dominerer fiskesamfunnet i alle de undersøkte elvene, og fordi metodikken er utviklet med hensyn til fangst og bestandsestimering av laksefisk, fokuserte vi på ørret, laks og røye i denne rapporten. Andre arter som ble fanget inkluderte ørekyt, steinsmett, abbor, gjedde, bekkerøye (innført), ål, skrubbe, trepigget stingsild og nipigget stingsild. Se vedlegg A for ytterligere detaljer om metodikk, beregninger og datasett.

Gjennomsnittlig tetthet av laksefisk per stasjon ble beregnet basert på fire årsestimater i elvene som ble prøvetatt i oddetallsår (2017 – 2023) og tre estimater i elvene som ble prøvetatt i partallsår (2018 – 2022). Døråe og stasjoner nedover i Atnavassdraget (Atna03, Atna04 og Atna11) ble undersøkt hvert år og hadde dermed 7 årsestimater. Standardfeilen til stasjonsgjennomsnittet ble aggregert basert på standardfeilen fra de respektive årsestimatene, dvs. for en stasjon med tre årsestimater beregnes standardfeilen som

$$SE_{gjennomsnitt} = \sqrt{\frac{SE_{\text{år } 1}^2 + SE_{\text{år } 2}^2 + SE_{\text{år } 3}^2}{3}}$$

Vi brukte tabell 6.15 i klassifiseringsveilederen. Denne tilsvarer (med noen mindre justeringer) tabell 7.1 i Sandlund mfl. (2013). Fordelen ved å bruke denne tabellen som utgangspunkt for klassifiseringen er at den gir kvantitative klassegrenser basert på tetthet av ung laksefisk, hvilket passer undersøkelsesmetodikken kvantitativt elfiske godt.

Klassifiseringsveilederen har klassegrenser basert på tilgang til saltvann (anadrome og stasjonære bestander), gytesubstrat og skjul for laksefisk (inndelt i tre klasser) og fiskesamfunnets sammensetning (om den aktuelle laksefisken lever i allopatri som eneste art, eller i sympatri med andre arter). Referanseelvene passer i hovedsak til karakteriseringen «små bekker og elver med laksefisk», men omfatter et langt større geografisk område enn datamaterialet som la grunnlaget for veilederen. Tetthetsverdiene i veilederen bygger på data fra et begrenset utvalg vassdrag. Disse inkluderer sjørretvassdrag i Midt-Norge, Enningdalselva, Hurdalselva og Vikedalselva, med andre ord et relativt lite geografisk område med begrenset 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.

Hver stasjon ble klassifisert basert på gjennomsnittstettheten over perioden (henholdsvis fire og tre estimater for oddetalls- og partallsvassdragene). Der tilgang til sjøen, habitatklasse og fiskesamfunn varierte mellom stasjoner innad i en elv, ble det benyttet ulike klassegrenser i klassifiseringen av stasjonene. Vi standardiserte imidlertid disse faktorene for hver stasjon slik at det ikke var mellomårsvariasjon for eksempel i habitatklasse. Hver elv ble til slutt klassifisert med bakgrunn i

tilstanden fra hver av stasjonene. Ved påvisning av regionalt (ørekyt) eller nasjonalt fremmede arter (bekkerøye), ble elvas tilstand redusert med én klasse i henhold til veilederen.

Variasjonen i tettheter kan skyldes en rekke faktorer som opererer på ulike romlige og temporære nivåer. For å legge grunnlaget for å forstå hvilke nivåer variasjonen i fisketettheter varierer på - og dermed hvilke faktorer som kan være utslagsgivende – foretok vi en variansfordelingsanalyse, der den samlede variansen i datasettet ble tilordnet henholdsvis økoregionnivå, elvenivå, stasjonsnivå, og mellomårsnivå. I tillegg kommer den uforklarte residualvariansen som kan skyldes tilfeldigheter, metodiske feil eller andre nivåer som ikke eksplisitt har blitt analysert. Analysen ble gjort som en hierarkisk lineær modell uten forklaringsvariabler (også kjent som en *variance components model*), hvilket gir et overordnet gjennomsnitt i form av krysningspunktet, en effekt av økoregion, en effekt av elv (dvs. systematiske forskjeller mellom elver i form av gjennomsnittlig fisketetthet), en effekt av hver elv i et gitt år, en effekt av systematiske forskjeller mellom stasjoner innad i en elv, samt den uforklarte residualvariasjonen som ikke kan tilordnes noen av de ovennevnte statistiske nivåene:

$$Tetthet_{ijklm} = \beta_{0ijklm} + \text{økoregion}_{lm} + \text{elv}_{lm} + \text{elv}_{\text{år}}_{klm} + \text{stasjon}_{jklm} + e_{ijklm},$$

der β_0 er det overordnede krysningspunktet (gjennomsnittlig tetthet), e_{ijklm} er den uforklarte residualvariasjonen, og de andre faktorene er effekter av de respektive nivåer. e_{ijklm} og de andre effektene er antatt uavhengige av hverandre, med gjennomsnittsverdi null og konstante varianser $N(0, \sigma_x^2)$. Analysene ble gjort i SAS 9.4 Proc MIXED (SAS Institute, NC, USA), spesifisert som en hierarkisk lineær modell med økoregion, elv, elv_år og stasjon som *random effects*, en *full maximum likelihood* estimator, en ustrukturert kovariansmatrise og *Kenward-Roger*-tilnærming til beregning av antall frihetsgrader.

2.4 Miljøgifter

Miljøgiftene i fisk ble hovedsakelig analysert i hel fisk, der lever på forhånd ble tatt ut, eller i muskel. I 2017 og 2018 ble kun muskel analysert, mens i 2019 ble både muskel og hel fisk analysert. Fra 2020 ble miljøgifter analysert i hel fisk, med unntak av PFAS som ble analysert i lever. Analyse av hel fisk er i henhold til veilederen for biotaovervåking i henhold til vanndirektivet (European Commission 2014). Overskridelser av EQS ble gjort i henhold til klassifiseringsveilederen. De miljøgiftene som er analysert og vurdert er vist i Tabell 2. Resultatene er i rapporten vist som risikokvotienter (RQ), det vil si konsentrasjon/EQS. EQS er overskredet dersom $RQ > 1$, og jo høyere RQ, desto mer er EQS overskredet. PAH-metabolitter ble analysert i galle, og er vurdert etter retningslinjer utarbeidet av ICES for bakgrunns konsentrasjon (BAC) og forhøyet konsentrasjon (EAC) (Hylland mfl. 2012).

Tabell 2. Oversikt over EQS som miljøgiftene har blitt vurdert mot.

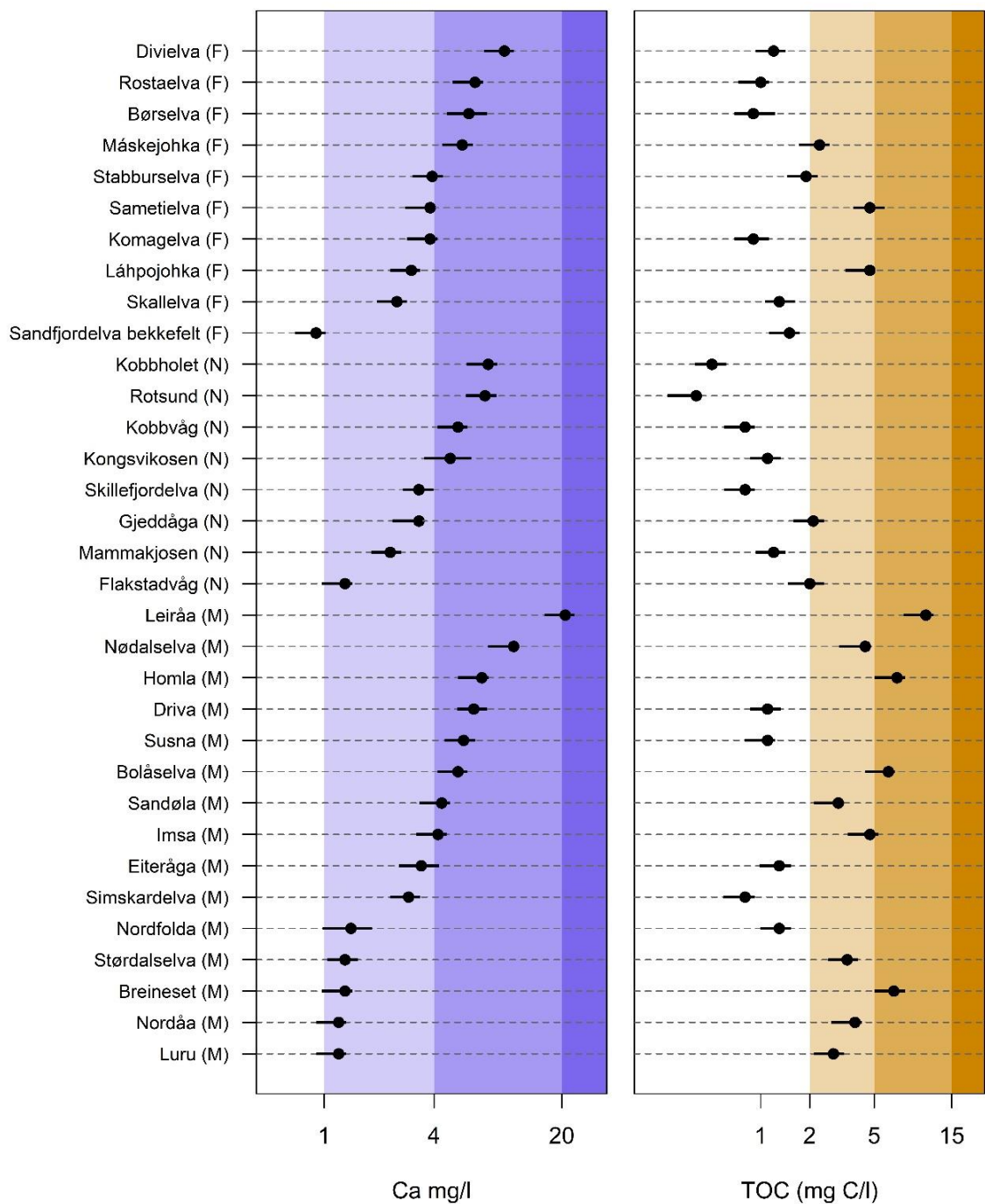
EQS område	Gruppe	Miljøgift	Forkortelse	EQS (µg/kg)
EU	PBDE	sumBDE6	sumBDE6	0.0085
EU	PFAS	Perfluoroktan sulfonsyre	sumPFOS	9.1
EU	PAH16	Antracen	A	2400
EU	PAH16	Benzo[a]pyren	BaP	5
EU	PAH16	Fluoranten	FLA	30
EU	PAH16	Naftalen	N	2400
EU	CP	SCCP eksl. LOQ	SCCP	6000
EU	Dioxiner	WHO-PCDD/F TEQ	Dioxins	0.0065
EU	Metaller	Kvikksølv	Hg	20

EU	Pesticider	a-Endosulfan	Endosulfan	370
EU	Pesticider	Dikofol	Dicofol	33
EU	Pesticider	Heksaklorbenzen	HCB	10
EU	Pesticider	Heksaklorbutadien	HCbutadiene	55
EU	Pesticider	Pentaklorbenzen	QCB	50
EU	Pesticider	DDT	sumDDTs	610
EU	Pesticider	HBCDD	sumHBCDDs	167
EU	Pesticider	HCH	sumHCHs	61
EU	Pesticider	Heptaklor + heptakloreposid	sumHeptachlores	0.0067
EU	Tinn-rel.	Tributyltinn	TBT	150
EU	Fenoler	4-tert-oktylfenol	4t-OP	0.004
EU	Fenoler	Pentaklorfenol	Pcphenol	180
EU	Fenoler	Nonylfenol	sumNPs	3000
EU	Ftalater	Dietylheksylftalat	DEHP	2900
NO	PCB	sumPCB7	sumPCB7	0.6
NO	PFAS	Perfluoroktan karboksylsyre	PFOA	91
NO	PAH16	Benzo[a]antracen	BaA	300
NO	CP	MCCP	MCCP	170
NO	Tinn-rel.	Trifenyltinn	TPhT	152
NO	PFR	Tri(2-kloretyl)fosfat	TCEP	7304

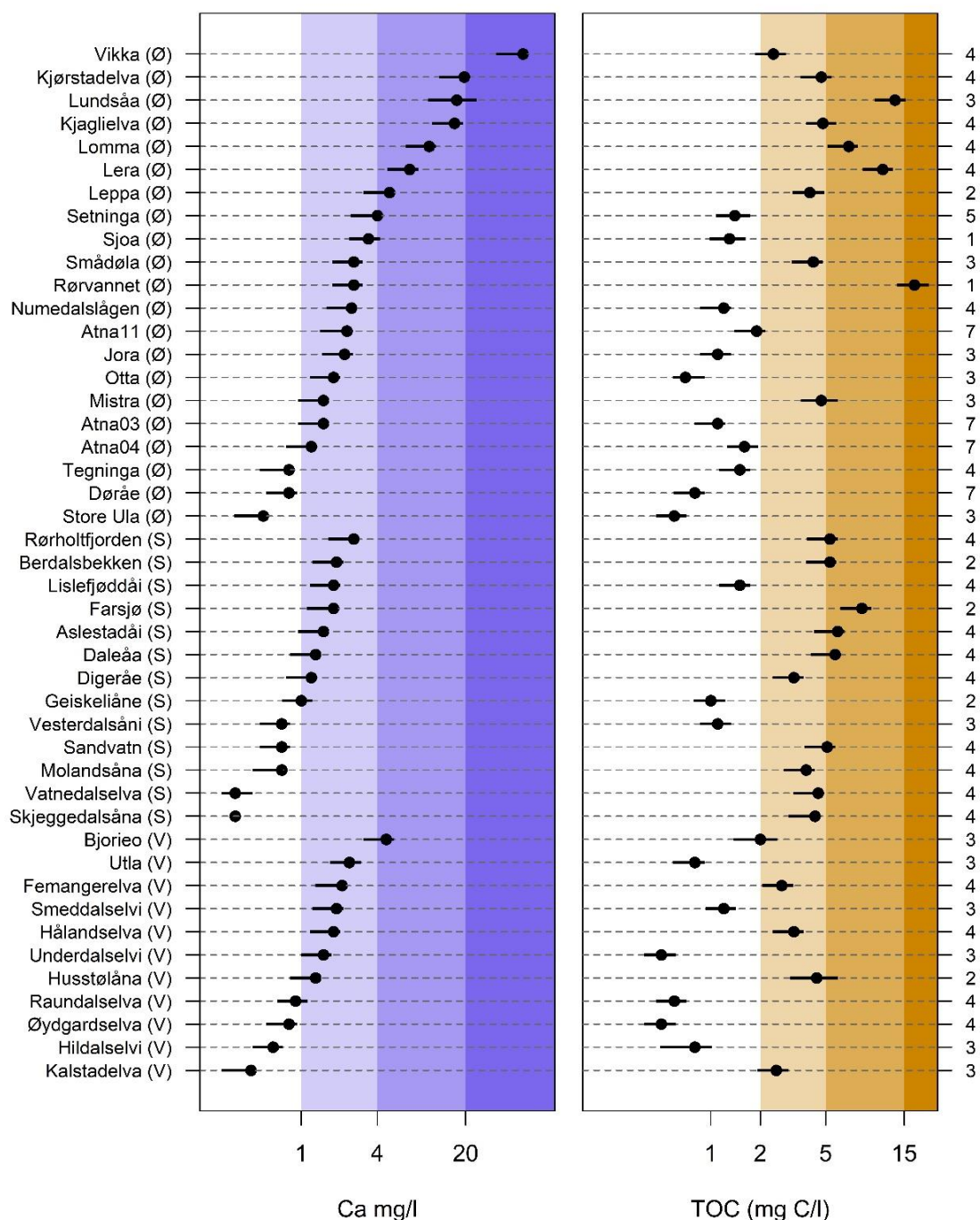
3 Resultater

3.1 Vanntyper

Fordelingen av kalsium- og humusinnhold i vannforekomstene er vist for hver økoregion i Figur 1-2. I de to nordligste økoregionene (Finnmark og indre Troms og Nord-Norge – ytre) omfatter programmet i all hovedsak *kalkfattige* og *moderat kalkrike* vannforekomster, som i de fleste tilfeller er *svært klare*. I Midt-Norge fordeler vannforekomstene seg også på *kalkfattige* og *moderat kalkrike*, men sammenliknet med Nord-Norge er flere *klare* eller *humøse*. Vest- og Sørlandet kjennetegnes av *svært kalkfattige* og *kalkfattige* vannforekomster. Vannforekomstene på Vestlandet er *svært klare* eller *klare*, mens det på Sørlandet er det en overvekt av *klare* og *humøse* vannforekomster. Vannforekomstene på Østlandet spenner hele gradienten fra *svært kalkfattig* til *kalkrik*, og fra *svært klar* til *humøs*.



Figur 1. Middelverdi av årsgjennomsnitt for kalsium (Ca^{2+} , mg/l) og total organisk karbon (TOC, mg C/l) som ble brukt for å fastsette vanntypologier. Usikkerheten i middelverdien er angitt med 95% konfidensintervall. Antall år med data er angitt til høyre. Sjatteringene av blått og brunt indikerer hhv. kalsium- og humusklasse. For kalsium er < 1 mg Ca/l = svært kalkfattig; 1-4 mg Ca/l = kalkfattig; 4-20 mg Ca/l = moderat kalkrik og > 20 mg Ca/l = kalkrik. For TOC er < 2 mg C/l = svært klar; 2-5 mg C/l = klar, 5-15 mg C/l = humøs og > 15 mg C/l = polyhumøs. Data er fra vannkjemiske prøver samlet inn fra elvene i Midt-Norge og nordover i perioden 2017-2023. Økoregioner for elvene er angitt i parentes: F = Finnmark og indre Troms; N = Nord-Norge ytre; M = Midt-Norge.

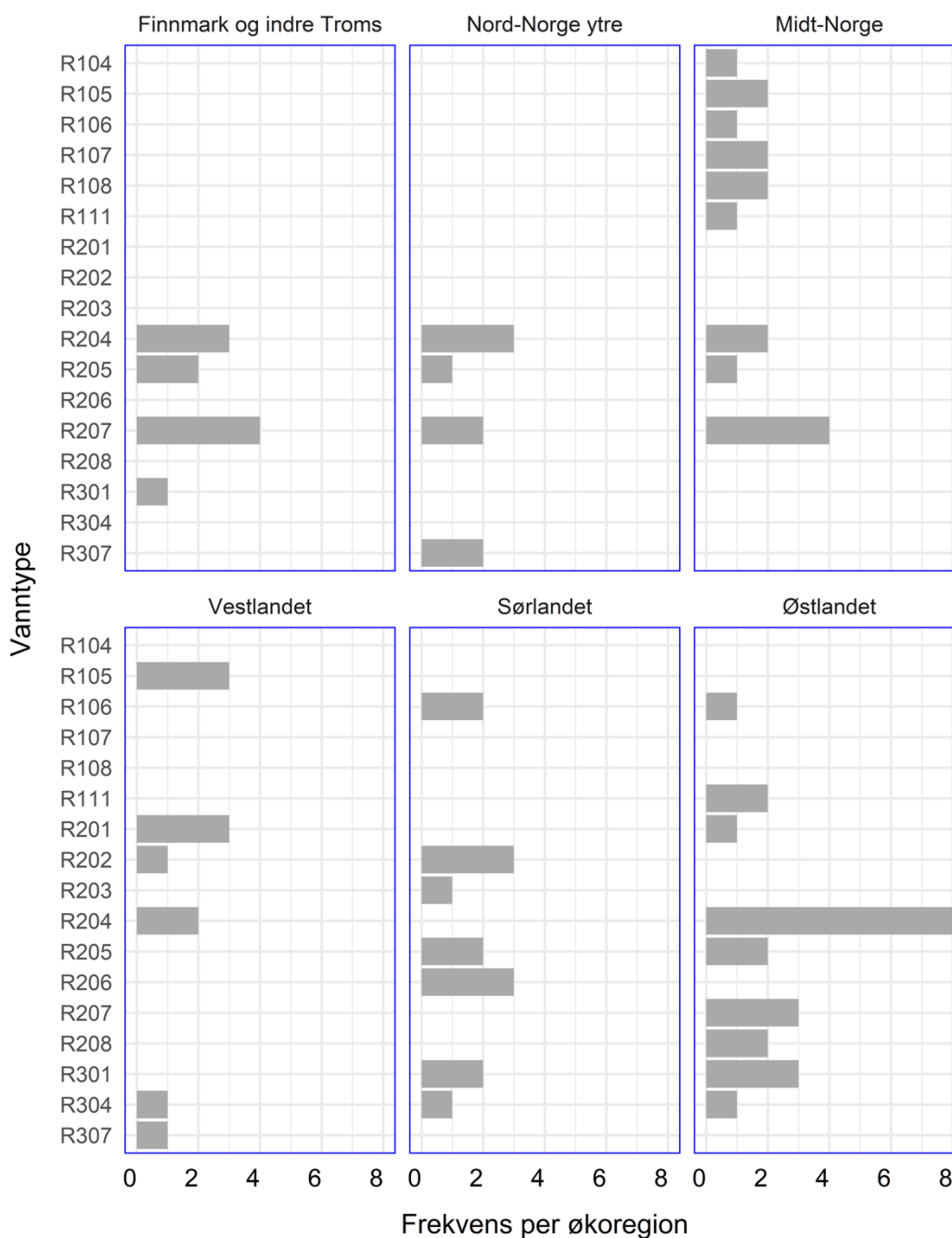


Figur 2. Middelverdi av årsgjennomsnitt for kalsium (Ca^{2+} , mg/l) og total organisk karbon (TOC, mg C/l) som ble brukt for å fastsette vanntypologier. Usikkerheten i middelverdien er angitt med 95% konfidensintervall. Antall år med data er angitt til høyre. Sjatteringene av blått og brunt indikerer hhv. kalsium- og humusklasse. For kalsium er < 1 mg Ca/l = svært kalkfattig; 1-4 mg Ca/l = kalkfattig; 4-20 mg Ca/l = moderat kalkrik og > 20 mg Ca/l = kalkrik. For TOC er < 2 mg C/l = svært klar; 2-5 mg C/l = klar, 5-15 mg C/l = humøs og > 15 mg C/l = polyhumøs. Data er fra vannkjemiske prøver samlet inn fra elvene på Øst-, Sør- og Vestlandet i perioden 2017-2023. Økoregioner for elvene er angitt i parentes: V = Vestlandet; S = Sørlandet; og Ø = Østlandet.

Fordelingen av vanntyper i overvåkingsprogrammet er ujevn. I mange økoregioner er enkelte av vanntypene dårlig representert, ofte med kun en til to vannforekomster (Tabell 3), og ingen av vanntypene er representert i alle de seks økoregionene (Figur 3). Dette er av stor betydning for tolkningen av de biologiske indeksene fordi samfunnenes sammensetning kan avhenge av økoregion (f.eks. ulike arters utbredelsesområde). De to dominerende vanntypene i overvåkingsprogrammet er R204 (Middels - Svært klar – Kalkfattig) og R207 (Middels - Svært klar - Moderat kalkrik). Disse to vanntypene var representert ved stasjoner i samtlige økoregioner, unntatt Sørlandet. Flere av vanntypene var representert ved et begrenset antall stasjoner, i flere tilfeller kun en eller to stasjoner. Det er i slike tilfeller vanskelig å generalisere funnene.

Tabell 3. Dekningen av vanntypene i overvåkingsprogrammet. Typifisering av gjort på bakgrunn av innsamlede data i perioden 2017-2023. I denne oversikten er kombinasjonene «svært klar-moderat kalkrik» satt til R207/R307, og «polyhumøs-kalkfattig» til R106.

Vanntype (antall stasjoner)	Vanntype navn
R104 (n=1)	Lav-Svært klar-Kalkfattig
R105 (n=5)	Lav-Klar-Kalkfattig
R106 (n=4)	Lav-Humøs-Kalkfattig
R107 (n=2)	Lav-Klar-Moderat kalkrik
R108 (n=2)	Lav-Humøs-Moderat kalkrik
R111 (n=3)	Leirpåvirket
R201 (n=4)	Middels-Svært klar-Svært kalkfattig
R202 (n=4)	Middels-Klar-Svært kalkfattig
R203 (n=1)	Middels-Humøs-Svært kalkfattig
R204 (n=18)	Middels-Svært klar-Kalkfattig
R205 (n=8)	Middels-Klar-Kalkfattig
R206 (n=3)	Middels-Humøs-Kalkfattig
R207 (n=13)	Middels-Klar-Moderat kalkrik
R208 (n=2)	Middels-Humøs-Moderat kalkrik
R301 (n=6)	Høy-Svært klar-Svært kalkfattig
R304 (n=3)	Høy-Svært klar-Kalkfattig
R307 (n=3)	Høy-Klar-Moderat kalkrik



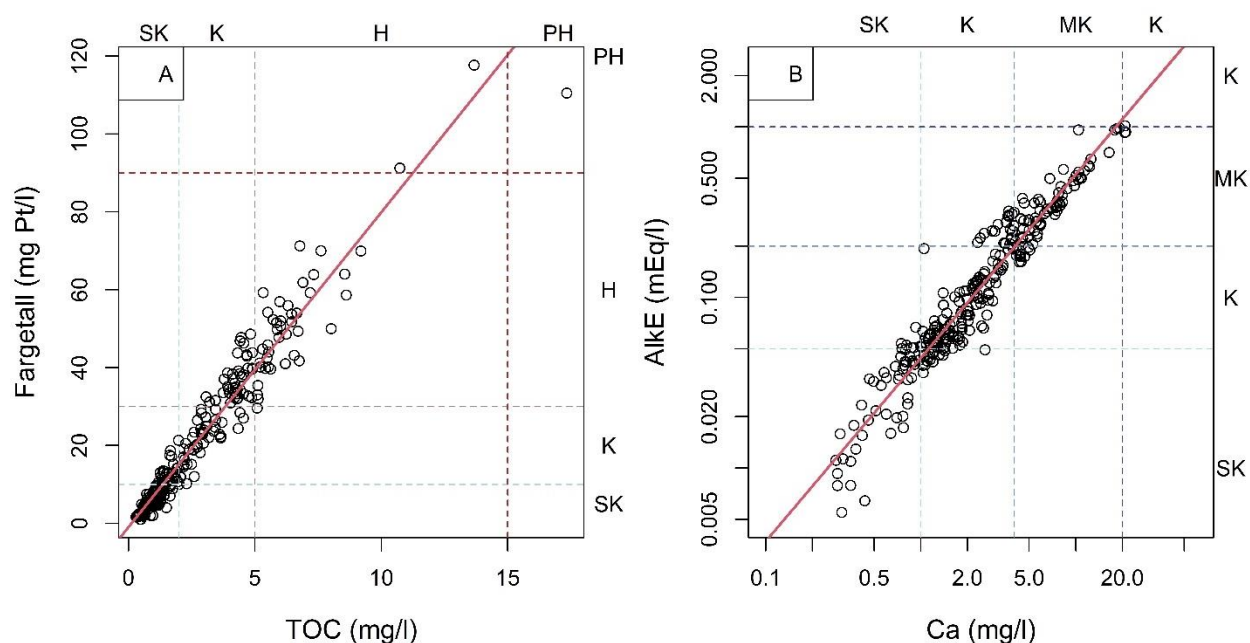
Figur 3. Dekning av ulike vanntyper i overvåkingsprogrammet. x-aksen viser antall prøvestasjoner for hver vanntype i de ulike økoregionene.

3.1.1. Påvirker valget av typeparameter utfallet av typifiseringen?

Typifisering av humusklasse kan gjøres enten på bakgrunn av konsentrasjon av TOC eller fargetall, mens typifisering av kalsiumklasse kan gjøres enten basert på konsentrasjon av kalsium eller alkalitet. For å vurdere om valget av typifiseringsparametere påvirker typifiseringen, plottet vi årsgjennomsnitt for fargetall mot årsgjennomsnitt for TOC (Figur 4A) og årsgjennomsnitt for alkalitet mot årsgjennomsnitt for kalsium (Figur 4B) for alle vannforekomster i programmet. I figurene er grensene mellom de ulike typekategoriene (f.eks. *svært klar*, *klar* og *humøs*) lagt inn som stiplede

linjer. Dersom det er full overenstemmelse mellom de ulike typeparametrene, vil man forvente at linjen som beskriver korrelasjonen mellom de to parene av parametre går gjennom skjæringspunktene for typegrensene. For humus-parametrene er ikke dette tilfelle, og bruk av fargetall vil gi en større sannsynlighet for å havne i en høyere humusklasse enn bruk av TOC (jf. Figur 4A). For eksempel vil en gjennomsnittlig elv med TOC-konsentrasjon på 5 mg/l (grensen mellom svært klar og klar) ha et fargetall på ca. 40 mg Pt/l, som er godt over grensen mellom svært klar og klar basert på farge (30 mg Pt/l). Kalsium og AlkE stemmer bedre overens med hensyn til typegrenser (jf. Figur 4B), og valget av typeparametre for kalkinnhold ser ikke ut til å gi noen systematisk skjevhet.

I denne rapporten har vi basert oss på TOC og kalsium for å bestemme vanntype. Analysen over indikerer at dette i snitt vil resultere i litt klarere vanntyper enn om vi hadde benyttet fargetall. I noen tilfeller vil dette kunne gi en noe strengere klassifisering av næringsstoffer, ettersom referanseverdiene for TotP og TotN er lavere for lavere humusklasser. For forsuringsparametre blir klassifiseringen om noe litt mindre streng, ettersom referanseverdiene for f.eks. pH er høyere for lavere humusklasser.



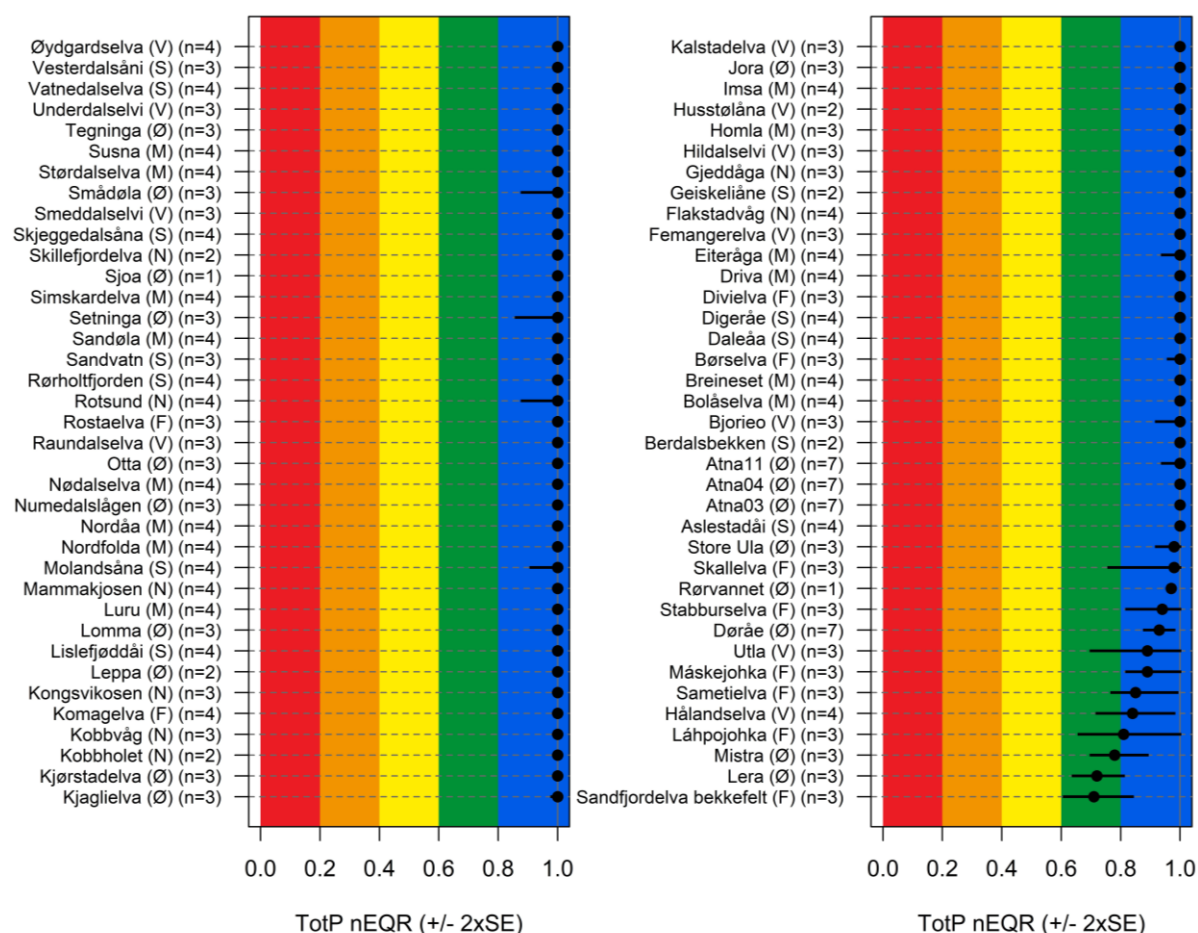
Figur 4. Sammenheng mellom fargetall (mg Pt/l) og TOC (mg/l), og mellom AlkE (mEq/l) og kalsium (Ca, mg/l). Punktene representerer årsgjennomsnitt fra hver elv i perioden 2017-2023.

3.2 Fysisk-kjemiske støtteparametre

De følgende kapitlene presenterer nEQR og tilstandsklasse basert på middelerverdi av årsgjennomsnitt (årsmaksimum for LAL) for næringsstoffer (TotP og TotN) og fysisk-kjemiske forsuringsparametre (pH, ANC og LAL). Forsuringsparametrene er kun klassifisert i antatt forsuringsfølsomme vannforekomster, dvs. *svært kalkfattige* eller *kalkfattige* vannforekomster. Det finnes data fra tre leirvassdrag (elvetype R111) i programmet. Disse er ikke klassifisert sammen med de andre vannforekomstene, men omtalt separat i kapittel 3.2.4.

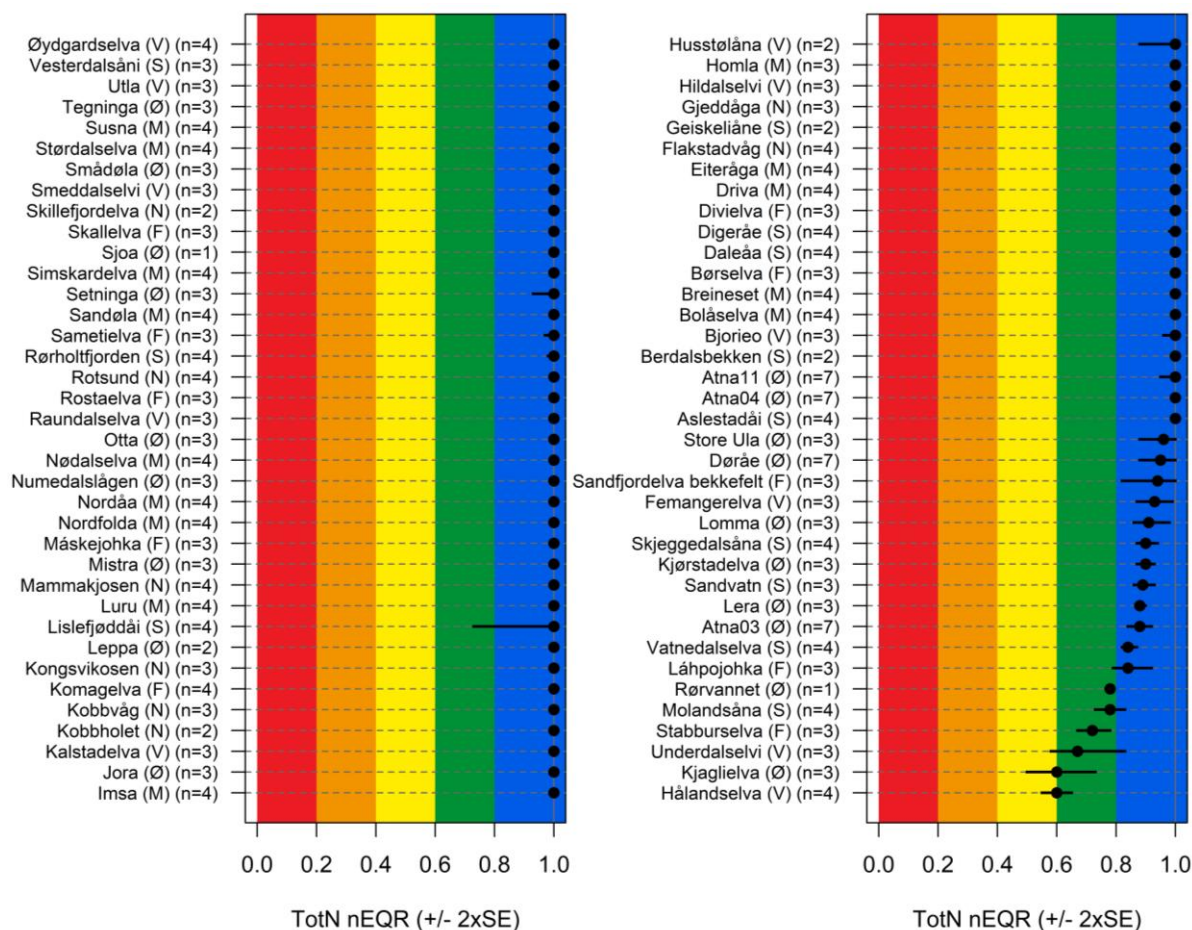
3.2.1. Klassifisering av næringsstoffer

Nivåene av TotP og TotN ble klassifisert i 74 vannforekomster. Konsentrasjonene av TotP ble klassifisert til *svært god* i 71 vannforekomster (96%) og *god* i tre vannforekomster (4%; Figur 5). 60 vannforekomster (81%) hadde en nEQR på 1,00, dvs. en fosforkonsentrasjon som var lik eller lavere enn referanseverdien for vanntypen. Det var forholdsvis høy sikkerhet i klassifiseringen av TotP basert på middelverdien av årsgjennomsnitt. Blant de 74 vannforekomstene var det kun 8 (11%) hvor konfidensintervallet for middelverdien overlappet to tilstandsklasser. I seks av vannforekomstene (8%) var konfidensintervallet > 0.2 nEQR enheter, dvs. større enn én tilstandsklasse.



Figur 5. Normalisert EQR (nEQR) og tilstandsklasse for totalfosfor (TotP) basert på prøver tatt i perioden 2017-2023. Punkter angir nEQR for middelverdi av årsgjennomsnitt. Heltrukne linjer viser 95% konfidensintervall (middelverdi ± 2xSE) for middelverdien. Antall år med data er angitt med n. Økoregioner for elvene er angitt i parentes: F = Finnmark og indre Troms; N = Nord-Norge ytre; M = Midt-Norge; V = Vestlandet; S = Sørlandet; og Ø = Østlandet. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.

Konsentrasjonen av TotN ble klassifisert til *svært god* i 68 vannforekomster (93%); *god* fire vannforekomster (5%); og *moderat* i to vannforekomster (3%; Figur 6). 56 vannforekomster (76%) hadde en nEQR på 1,00, dvs. en nitrogenkonsentrasjon som var lik eller lavere enn referanseverdien for vanntypen. Det var forholdsvis høy sikkerhet i klassifiseringen av TotN basert på middelverdien av årsgjennomsnitt. Blant de 74 vannforekomstene var det kun seks (8%) hvor konfidensintervallet for middelverdien overlappet to eller flere tilstandsklasser. I kun tre av vannforekomstene (4%) var konfidensintervallet > 0.2 nEQR enheter, dvs. større enn én tilstandsklasse.



Figur 6. Normalisert EQR (nEQR) og tilstandsklasse for totalnitrogen (TotN) basert på prøver tatt i perioden 2017-2023. Punkter angir nEQR for middelverdi av årsgjennomsnitt. Heltrukne linjer viser 95% konfidensintervall (middelverdi $\pm 2xSE$) for middelverdien. Antall år med data er angitt med n. Økoregioner for elvene er angitt i parentes: F = Finnmark og indre Troms; N = Nord-Norge ytre; M = Midt-Norge; V = Vestlandet; S = Sørlandet; og Ø = Østlandet. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.

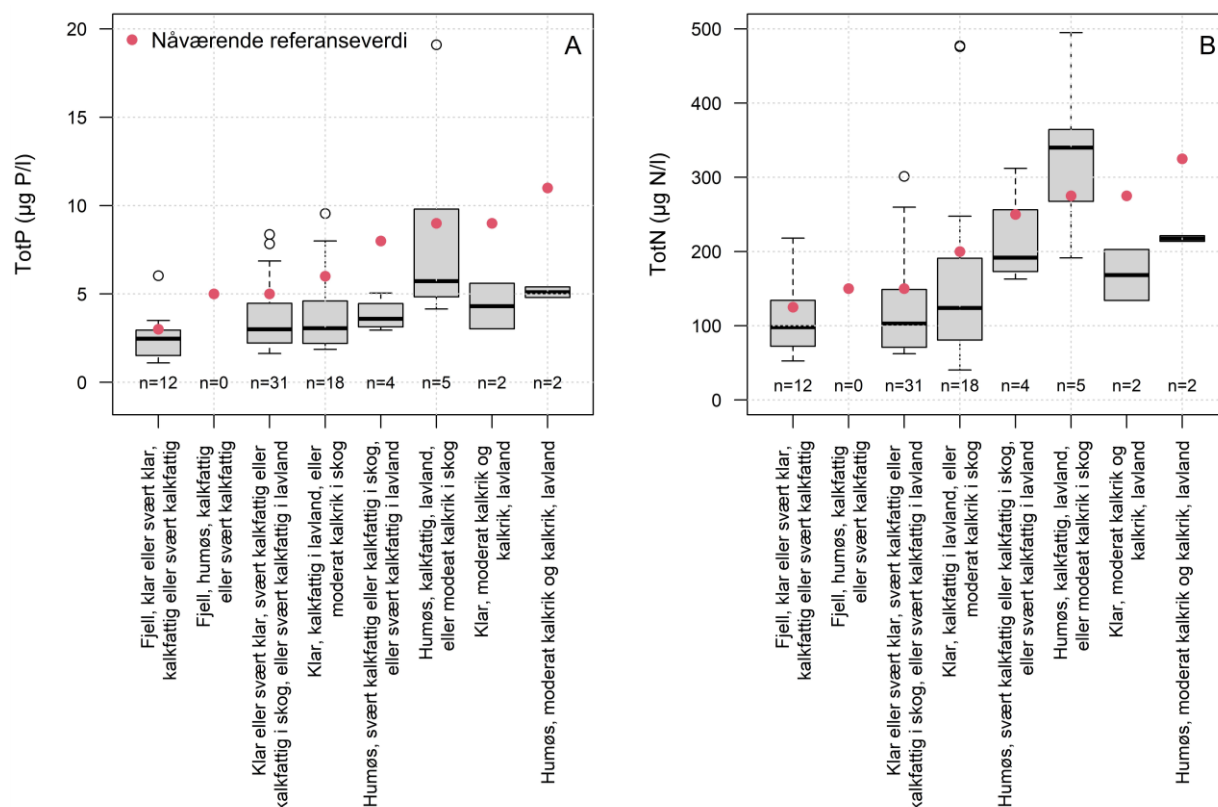
3.2.2. TotP og TotN i referanseelver vs. nåværende referanseverdier og typeparametere

Klassifiseringen av næringsstoffer indikerer at et flertall av referanseelvene har lavere konsentrasjoner enn gjeldene referanseverdier. For TotP ser dette ut til å gjelde for de fleste elvetyper (Figur 7A). I en multipl regressjonsanalyse av TotP-konsentrasjonene som funksjon av typefaktorene TOC og kalsium, samt høyde over havet (både for nedbørfeltet og prøvetakingspunktet; alle variabler log-transformert), kommer kun TOC-konsentrasjon ut som signifikant forklaringsvariabel (estimat = 0.38, $p < 0,0001$, $R^2 = 0,37$, $n = 74$).

For TotN ligger konsentrasjonene i referanseelvene noe nærmere gjeldende referanseverdier, men konsentrasjonene jevnt over er lavere (Figur 7B). Unntaket er vanntypene "Humøs, kalkfattig, lavland, eller moderat kalkrik i skog", der målte konsentrasjoner er høyere enn referanseverdiene. For TotN er det også kun TOC som kommer ut som signifikant forklaringsvariabel (estimat = 0.51, $p < 0,0001$, $R^2 = 56$, $n = 74$) i en tilsvarende regressjonsanalyse som for TotP.

For vanntypene "Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland" og "Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland", foreligger det kun data fra to vannforekomster, mens det for vanntypene "Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog, eller svært kalkfattig i lavland" og "Humøs, kalkfattig, lavland, eller moderat kalkrik i skog" kun foreligger data fra hhv. fire og fem vannforekomster (Figur 7). Dette er noe lavt for å kunne si

noe sikkert om avvikene fra referanseverdiene er reelle i disse gruppene. I tillegg har laboratoriene rapportert om økt usikkerheter i nøyaktigheten av deres TotN målinger i denne perioden.

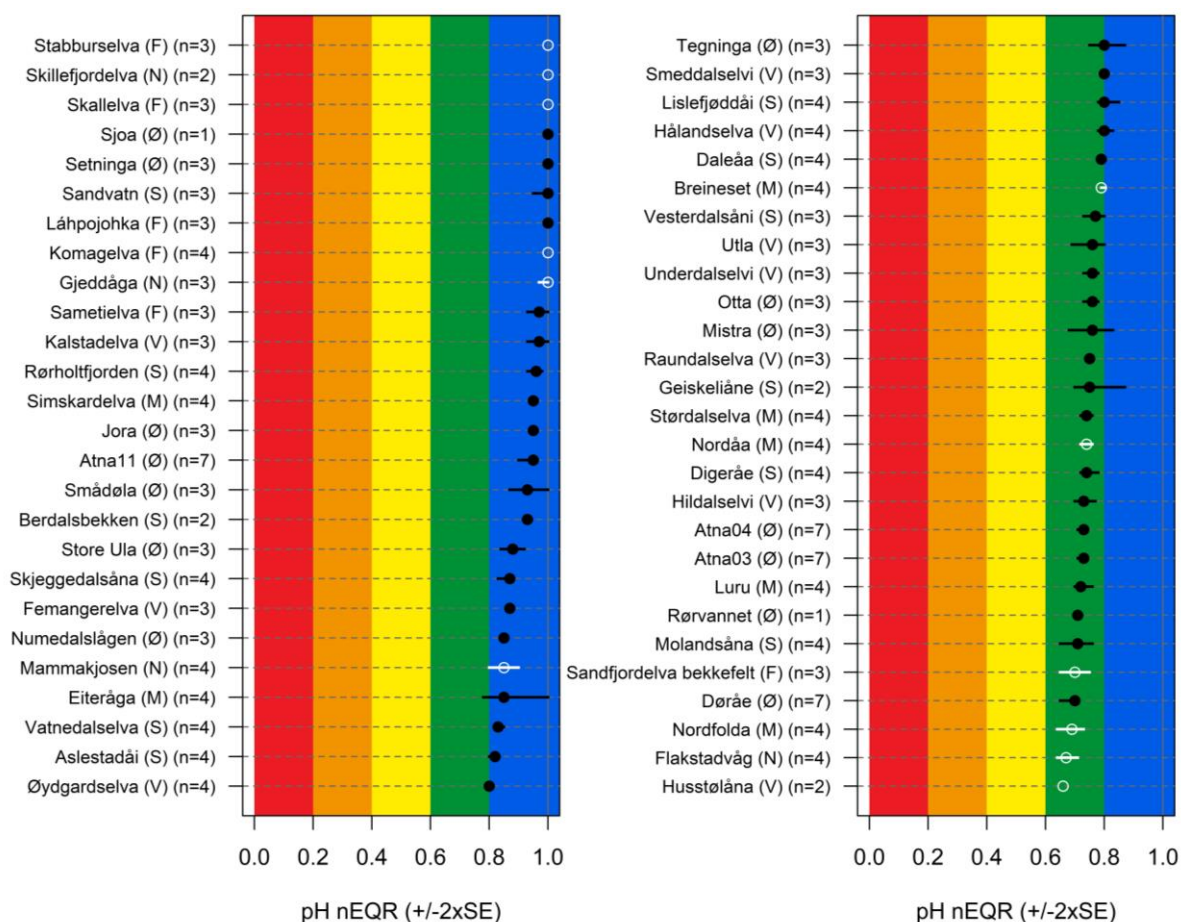


Figur 7. Fordeling av konsentrasjoner av TotP ($\mu\text{g P/l}$; A) og TotN ($\mu\text{g N/l}$; B) (middelverdi av årsgjennomsnitt) i referanseelvene fordelt på de ulike gruppene av elvetyper som har felles referanseverdi for næringsstoffer (se f.eks. tabell 7.9a i klassifiseringsveilederen). Fordelingene er vist med boksplott, der svart horisontal linje indikerer medianverdi, mens nedre og øvre grense i boksene indikerer hhv. første og tredje kvartil. q enn 1,5 ganger interkvartilbredden unna medianen er vist som åpne sirkler. Antall vannforekomster per vanntypegruppe er angitt med n . Røde punkter viser gjeldende referanseverdier som angitt i klassifiseringsveilederen.

3.2.3. Fysisk-kjemiske forsuringsparametere

3.2.3.1. pH

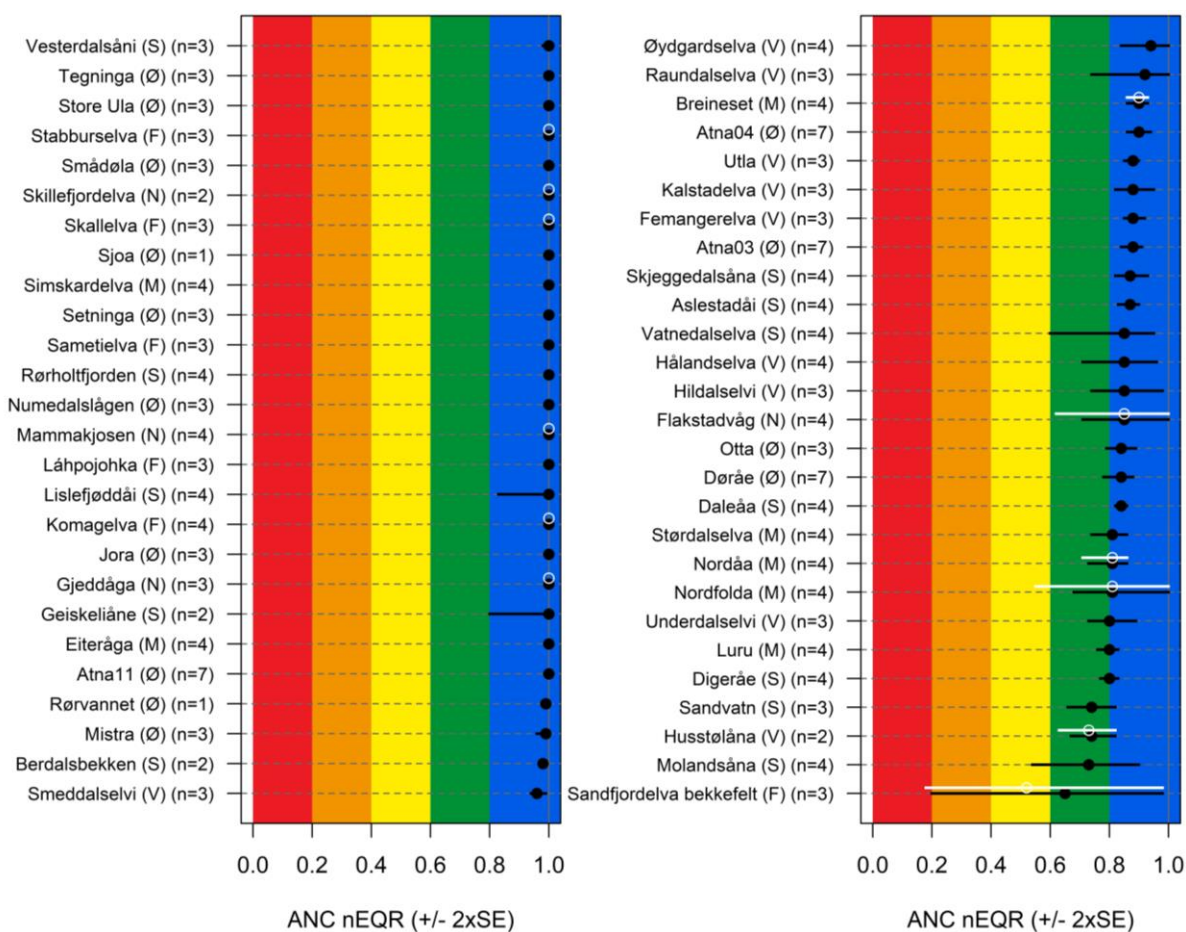
pH nivåene ble klassifisert i 53 svært kalkfattige eller kalkfattige vannforekomster. Av disse var tilstanden *svært god* i 25 vannforekomster (47%) og *god* i 28 vannforekomster (53%; Figur 8). Åtte vannforekomster (15%) hadde en nEQR på 1,00, dvs. en pH som var lik eller høyere enn referanseverdien for vanntypen. Det var forholdsvis høy sikkerhet i klassifiseringen av pH basert på middelverdien av årsgjennomsnitt. Blant de 53 vannforekomstene var det kun syv (13%) hvor konfidensintervallet for middelverdien overlappet to eller flere tilstandsklasser. I flere av disse vannforekomstene lå middelverdien svært nær grensen mellom *god* og *svært god* i utgangspunktet. I kun en av vannforekomstene (2%) var konfidensintervallet > 0.2 nEQR enheter, dvs. større enn én tilstandsklasse.



Figur 8. Normalisert EQR (nEQR) og tilstandsklasse for pH basert på prøver tatt i perioden 2017-2023. Punkter angir nEQR for middelverdi av årsgjennomsnitt. Heltrukne linjer viser 95% konfidensintervall ($\pm 2xSE$) for middelverdien. Antall år med data er angitt med n. Det finnes per nå ikke klassegrenser for pH i anadrome vassdrag, men vi har allikevel valgt å vise resultatene for pH i de anadrome vannforekomstene i programmet. Disse er markert med hvit farge i figuren. Økoregioner for elvene er angitt i parentes: F = Finnmark og indre Troms; N = Nord-Norge ytre; M = Midt-Norge; V = Vestlandet; S = Sørlandet; og Ø = Østlandet. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.

3.2.3.2. ANC (syrenøytraliserende kapasitet)

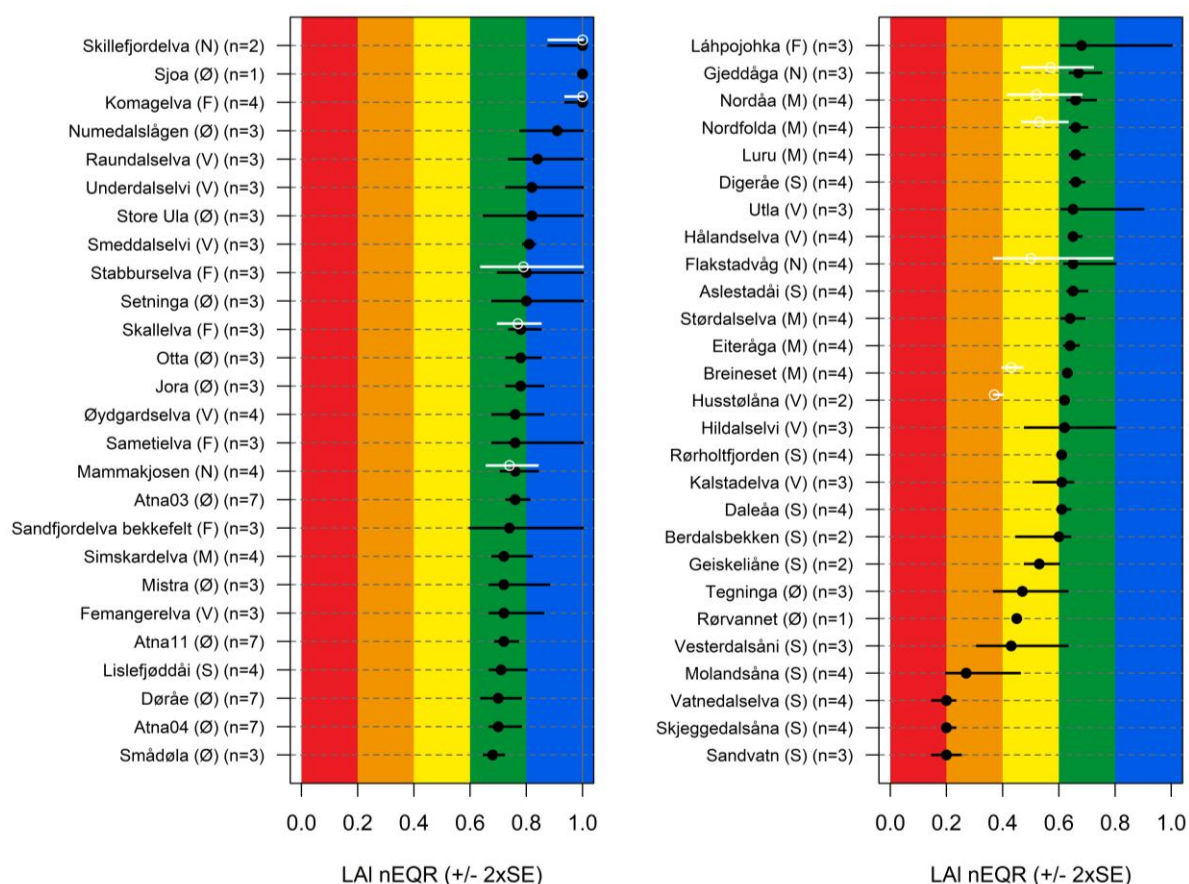
ANC ble klassifisert i 53 svært kalkfattige eller kalkfattige vannforekomster. Av disse var tilstanden svært god i 46 vannforekomster (87%) og god i 7 vannforekomster (13%; Figur 9) basert på klassegrensene for ikke-anadrome vassdrag. Blant de 12 anadrome vannforekomstene (markert i hvitt i Figur 9) havnet 10 i svært god tilstand, én i god og én i moderat tilstand ved bruk av klassegrensene for anadrome vassdrag. 22 vannforekomster (42%) hadde en nEQR på 1,00, dvs. en ANC som var lik eller høyere enn referanseverdien for vanntypen. Det var noe høyere usikkerhet i klassifiseringen av ANC basert på middelverdien av årsgjennomsnitt enn pH og næringsstoffer. Blant de 53 vannforekomstene var det 18 (34%) hvor konfidensintervallet for middelverdien overlappet to eller flere tilstandsklasser. I åtte av vannforekomstene (15%) var konfidensintervallet > 0.2 nEQR enheter, dvs. større enn én tilstandsklasse. Usikkerheten var spesielt stor i Sandfjordelva bekkefelt som ligger i Båtsfjord kommune, rett ut mot Barentshavet. Nedbørsfeltet er sterkt påvirket av sjøsalter med høye natrium (> 10 mg/l) og kloridkonsentrasjoner (> 20 mg/l) i flere av prøvene. Dette er sjøsaltepisoder som gir stor variasjon i ANC og tidvis lave verdier til tross for at pH ligger over 6.



Figur 9. Normalisert EQR (nEQR) og tilstandsklasse for ANC basert på prøver tatt i perioden 2017-2023. Punkter angir nEQR av middelerdi av årsgjennomsnitt. Heltrukne linjer viser 95% konfidensintervall ($\pm 2xSE$) for middelerdien. Antall år med data er angitt med n. I anadrome vassdrag har vi beregnet nEQR både basert på klassegrensene for anadrome vassdrag (plottet i hvitt) og ikke-anadrome vassdrag (plottet i svart). Økoregioner for elvene er angitt i parentes: F = Finnmark og indre Troms; N = Nord-Norge ytre; M = Midt-Norge; V = Vestlandet; S = Sørlandet; og Ø = Østlandet. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.

3.2.3.3. Labilt aluminium (LAI)

Nivåene av LAI ble klassifisert i 53 svært kalkfattige eller kalkfattige vannforekomster. Av disse var tilstanden *svært god* i åtte (15%); *god* i 36 (70%); *moderat* i fem (9%); *dårlig* i én (2%) og *svært dårlig* i tre vannforekomster (6%; Figur 10) basert på klassegrensene for ikke-anadrome vassdrag. De fleste vannforekomstene med *moderat* eller *dårligere* tilstand lå i på Sørlandet, med unntak av to på Østlandet. Blant de elleve anadrome vannforekomstene som kunne klassifiseres, var to i *svært god*; tre i *god*; fem i *moderat* og én i *dårlig* tilstand. Tre vannforekomster (6%) hadde en nEQR på 1,00, dvs. en konsentrasjon av LAI som var lik eller høyere enn referanseverdien for vanntypen. Det var forholdsvis høy usikkerhet i klassifiseringen av LAI basert på middelerdien av årlige maksimumsverdier. Blant de 53 vannforekomstene var det 33 (62%) hvor konfidensintervallet for middelerdien overlappet to eller flere tilstandsklasser. I 15 av vannforekomstene (28%) var konfidensintervallet > 0.2 nEQR enheter, dvs. større enn én tilstandsklasse.



Figur 10. Normalisert EQR (nEQR) og tilstandsklasse for LAI basert på prøver tatt i perioden 2017-2023. Punkter angir nEQR av middelverdi av årsmaksimum. Heltrukne linjer viser 95% konfidensintervall ($\pm 2 \times SE$) for middelverdien. Antall år med data er angitt med n. I anadrome vassdrag har vi beregnet nEQR både basert på klassegrensene for anadrome vassdrag (plottet i hvitt) og ikke-anadrome vassdrag (plottet i svart). Økoregioner for elvene er angitt i parentes: F = Finnmark og indre Troms; N = Nord-Norge ytre; M = Midt-Norge; V = Vestlandet; S = Sørlandet; og Ø = Østlandet. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.

3.2.4. Leirvassdrag

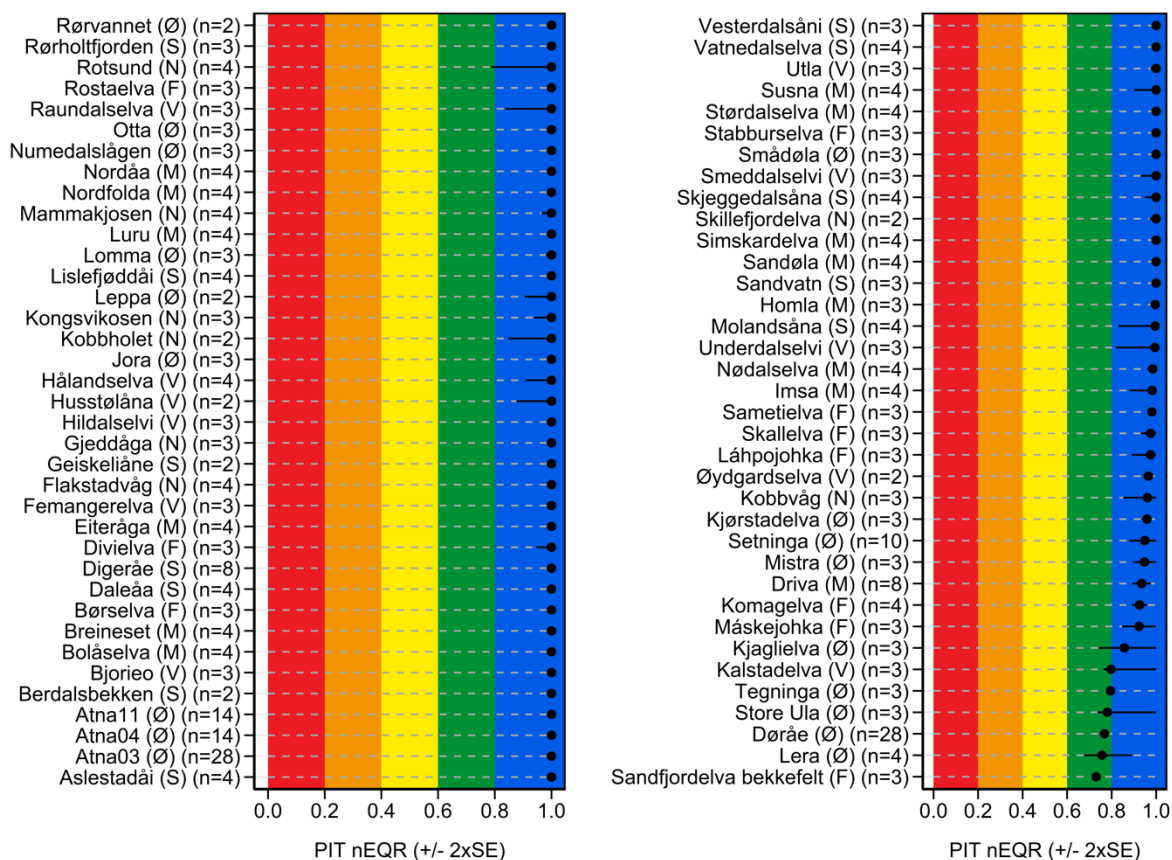
Data fra upåvirkede leirvassdrag (R111) indikerer at den naturlige gjennomsnittlige PO_4 -P-konsentrasjonen ligger innenfor intervallet 2-6 $\mu g/l$ (flomverdier må utelates; jf. klassifiseringsveilederen). Miljømålet for PO_4 -P, som definerer god/moderat-grense, er satt til 10 $\mu g/l$. Høyere konsentrasjoner kan tyde på antropogene tilførsler, for eksempel knyttet til spredt avløp, overløp fra kommunalt avløpsnett og husdyr- og kunstgjødsel. Medianverdier for PO_4 -P (filtrerte prøver) for leirvassdragene Leiråa (6 $\mu g/l$), Vikka (9,5 $\mu g/l$) og Lundsåa (13 $\mu g/l$), viser at Vikka ligger nær god/moderat-grensen, mens Lundsåa overskrider dette miljømålet. Her er det viktig å bemerke at det kun foreligger data på PO_4 -P frem til 2021 siden parameteren ble tatt ut av overvåkingen etter den første programsyklusen.

3.1 Begroingsalger

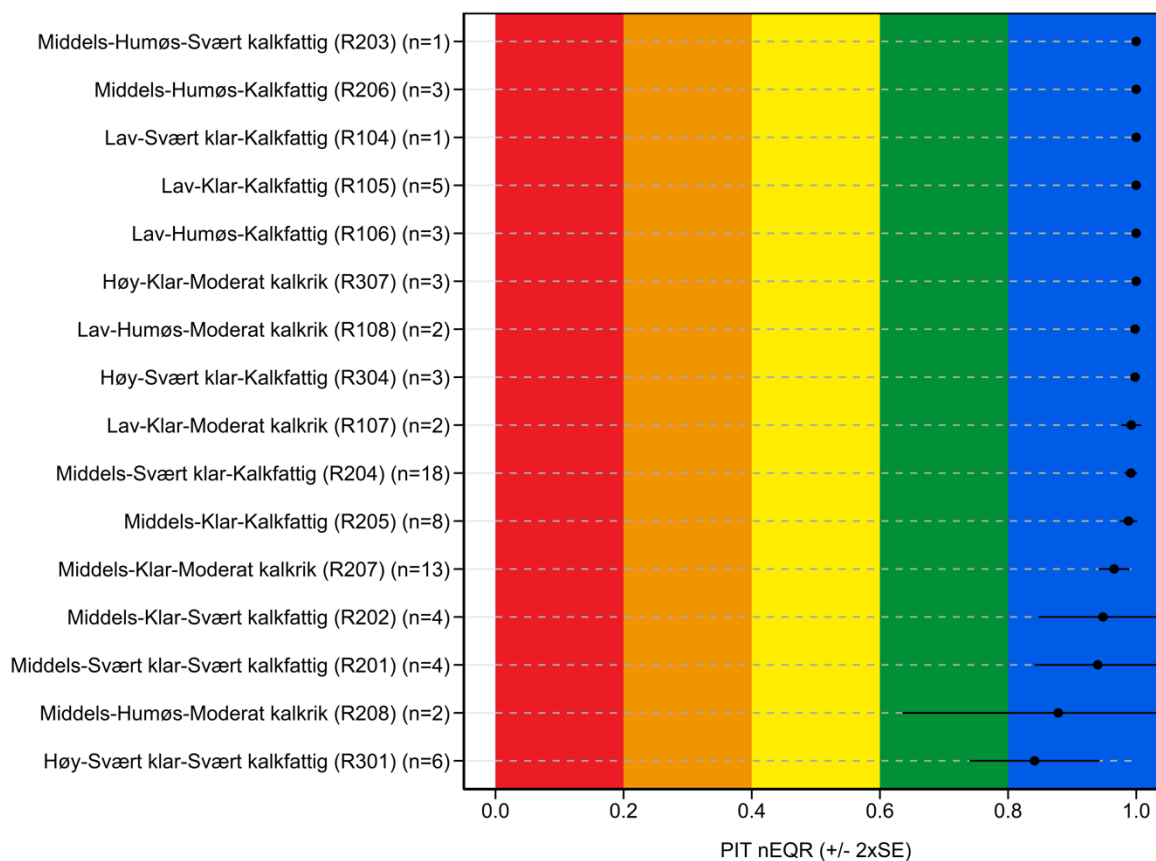
3.1.1. PIT indeksen (eutrofiering)

Eutrofitilstand på bakgrunn av PIT-indeksen ble klassifisert i 74 vannforekomster. Av disse var 68 av vannforekomstene (92%) var i svært god tilstand og seks (8%) i god. Det var lite variasjon i PIT-verdiene

innad i elvene fra år til år og forholdsvis høy sikkerhet i klassifiseringen basert på middelerdi av alle prøver (Figur 11). Kun ved fem av vannforekomstene overlappet konfidensintervallet to tilstandsklasser. Kun fire vannforekomster hadde et konfidensintervall som var > 0.2 nEQR enheter, dvs. én tilstandsklasse. Ingen vanntyper skilte seg mye ut ved PIT (Figur 12). For to av vannforekomstene der PIT indikerte *god* tilstand, viste også målinger av TotP at eutrofi tilstanden var *god*. Dette tyder på at PIT-indeksen sannsynligvis reflekterer den faktiske tilstanden i elvene med hensyn til eutrofiering.



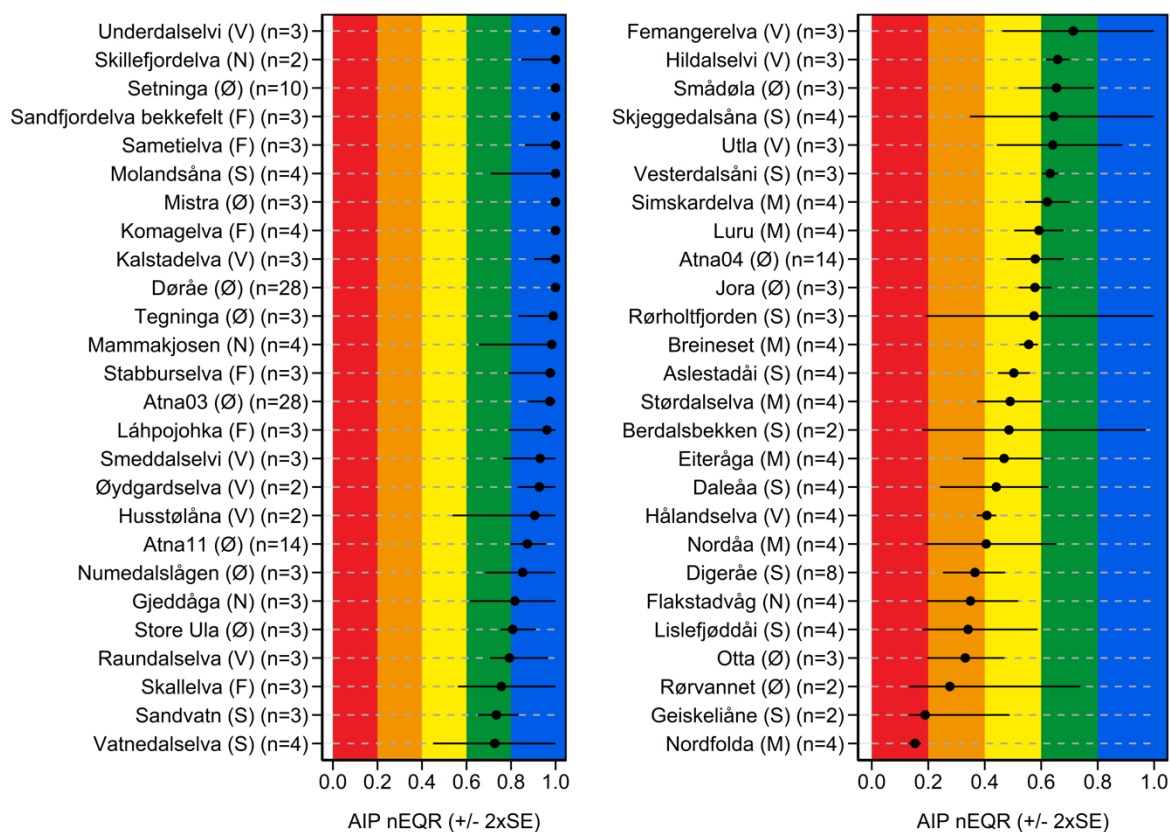
Figur 11. Økologisk tilstand per elvestasjon uttrykt ved normalisert EQR (nEQR) av PIT-indeksen (eutrofiering) for prøver tatt i perioden 2017-2023. Økoregioner for elvene er vist i parentes: F = Finnmark og indre Troms, N = Nord-Norge ytre, M = Midt-Norge, V = Vestlandet, S = Sørlandet, Ø = Østlandet. Punktet innen hver vanntype angir nEQR for den gjennomsnittlige PIT-verdien. Heltrukne linjer viser 95% konfidensintervall (middelerdi $\pm 2xSE$). Antall prøver som inngår i vurderingen er angitt med n. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.



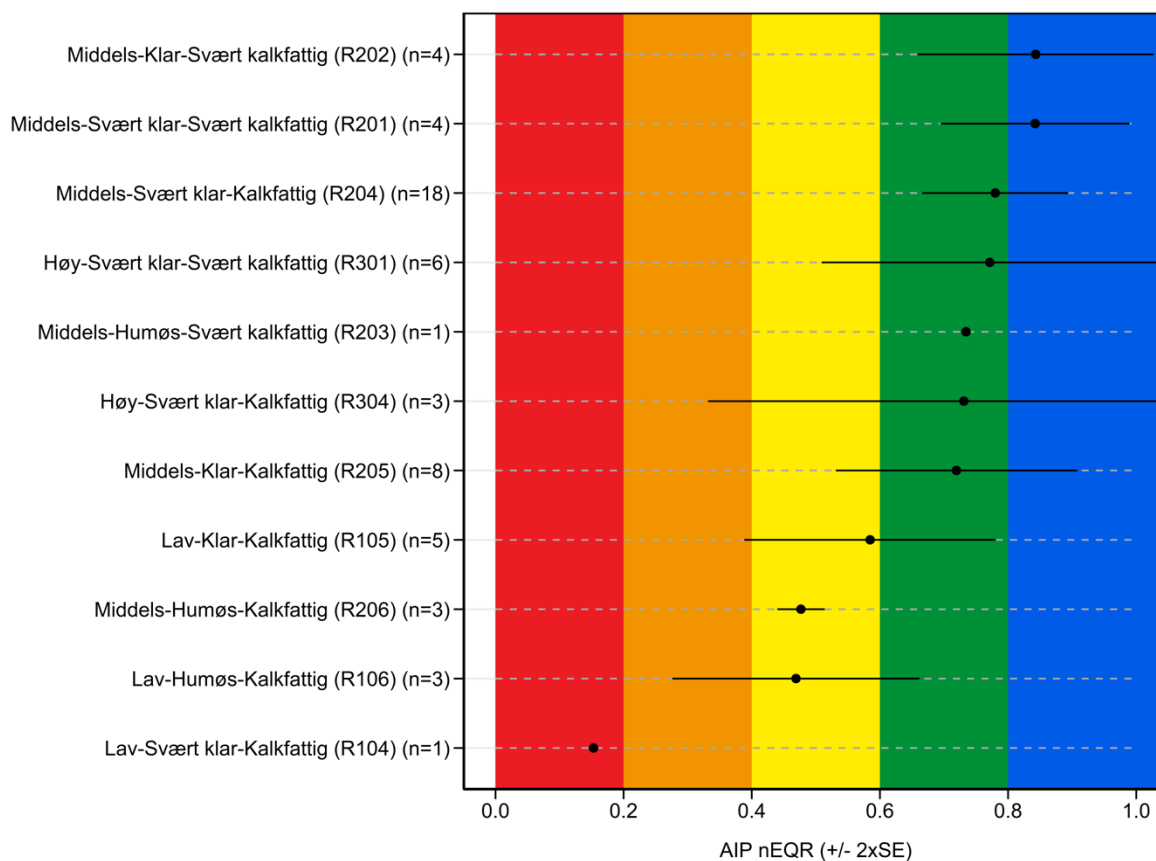
Figur 12. Økologisk tilstand per vanntype uttrykt ved normalisert EQR (nEQR) av PIT-indeksen for prøver tatt i perioden 2017-2023. Punktet innen hver vanntype angir nEQR for den gjennomsnittlige PIT-verdien. Heltrukne linjer viser 95% konfidensintervall (middelverdi $\pm 2 \times SE$). Antall prøver som inngår i vurderingen er angitt med n. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.

3.1.2. AIP indeksen (forsuring)

Forsuringstilstand på bakgrunn av AIP-indeksen ble klassifisert i 52 vannforekomster. Av disse oppnådde 22 vannforekomster *svært god* tilstand (42%), 11 *god* (21%), 12 *moderat* (23%), fem *dårlig* (10%) og to *svært dårlig* (4%). I kontrast til PIT-indeksen, viste AIP-indeksen betydelig større variasjon mellom år (Figur 13). AIP-indeksen samsvarte generelt dårlig med vannkjemiske målinger av pH (gjennomsnittsverdier) og labilt aluminium (LAL), noe som indikerer behovet for en nærmere undersøkelse av årsakene til disse resultatene. Begroingsalger forventes å reagere sterkt på pH-minima under forsuringsepisoder, som kan inntreffe i form av korte, intense surstøt som er vanskelig å fange opp med månedlige vannprøver. Det er likevel viktig å vurdere om klassegrensene for AIP-indeksen bør justeres, for eksempel avhengig av vanntype (Figur 14). Det kan å være relevant å vurdere tilpasninger i klassegrensene i forhold til mengden løst organisk materiale (TOC eller evt. farge) i vannet, som belyst av Sandin mfl. (2021).



Figur 13. Økologisk tilstand per elvestasjon uttrykt ved normalisert EQR (nEQR) av AIP-indeksen (forsuring) for prøver tatt i perioden 2017-2023. Økoregioner for elvene er vist i parentes: F = Finnmark og indre Troms, N = Nord-Norge ytre, M = Midt-Norge, V = Vestlandet, S = Sørlandet, Ø = Østlandet. Punktet innen hver vanntype angir nEQR for den gjennomsnittlige AIP-verdien. Heltrukne linjer viser 95% konfidensintervall (middelværdi $\pm 2 \times \text{SE}$). Antall prøver som inngår i vurderingen er angitt med n. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.



Figur 14. Økologisk tilstand per vanntype uttrykt ved normalisert EQR (nEQR) av AIP-indeksen for prøver tatt i perioden 2017-2023. Punktet innen hver vanntype angir nEQR for den gjennomsnittlige AIP-verdien. Heltrukne linjer viser 95% konfidensintervall (middelverdi $\pm 2 \times SE$). Antall prøver som inngår i vurderingen er angitt med n. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.

3.2 Bunndyr

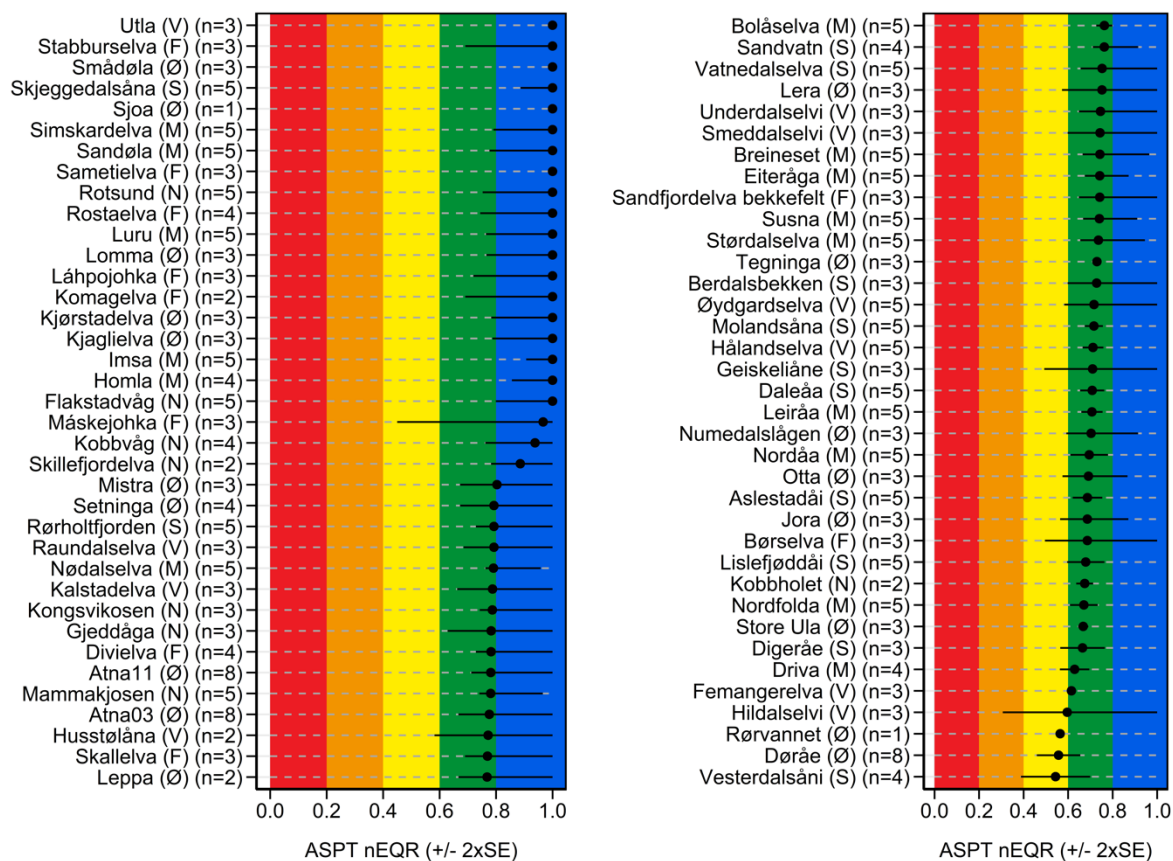
3.2.1. ASPT indeksen (eutrofi/organisk forurensing)

Tilstand på bakgrunn av eutrofi/organisk belastning og ASPT-indeksen ble klassifisert i 73 vannforekomster. Av disse oppnådde 32% *svært god* tilstand (23 elver), 63% *god* (46 elver) og 5% *moderat* (fire elver; Figur 15). Resultatene, sammen med målinger av eutrofieringsparametere (totP, totN og PIT-indeksen), tyder på at grenseverdien for *svært god* tilstand basert på ASPT-indeksen kan være for streng for mange av de undersøkte elvene. Selv om ASPT-verdiene viste stor variasjon innenfor enkelte vannforekomster fra år til år, indikerer analyser over flere år at elvene med høy sannsynlighet vil oppnå minst *god* tilstand. Vanskelige prøvetakingsforhold, som krevende bunnsubstrat og ionefattig vann, kan føre til lav tetthet av individer i prøvene (jf. Sandin et al., 2021). Dette reiser spørsmål om standard prøvetakingsmetodikk fanger opp tilstrekkelig med indikatorer for ASPT i slike tilfeller. For å vurdere om prøvestørrelse påvirker resultatene, beregnet vi også ASPT basert på alle innsamlede data fra hver vannforekomst, der alle artsregistreringer ble kombinert til én stor prøve uavhengig av prøvetakingstidspunkt. Denne tilnærmingen viste at omtrent 60% av vannforekomstene oppnådde *svært god* tilstand, 38% oppnådde *god*, mens én (Rørvannet (Ø), n=1) viste *moderat*. Denne analysen antyder at økt prøvestørrelse kan gi flere rentvannsindikatorer i prøvene, men det fører likevel ikke til at alle vannforekomstene oppnår *svært god* tilstand. Dette underbygger at en justering av klassegrensene

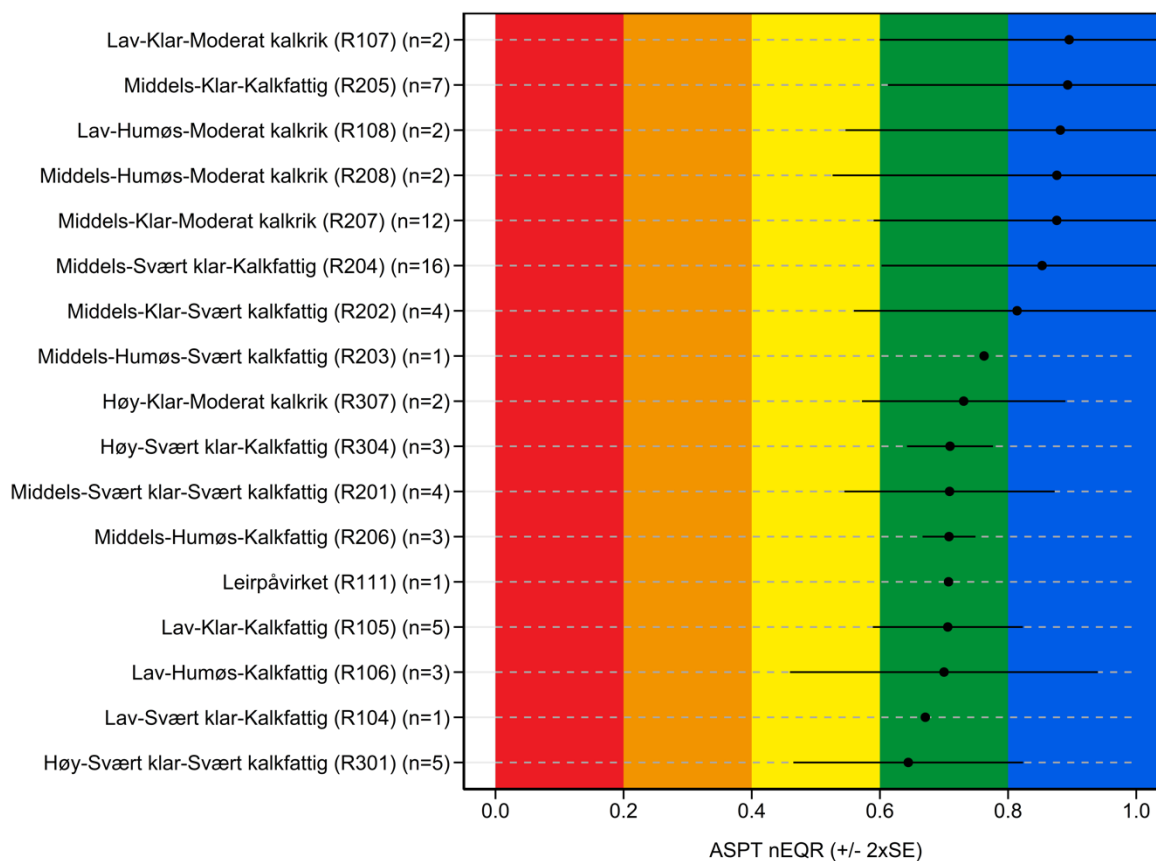
for *god*/*svært god* tilstand bør vurderes for enkelte vannforekomster/vann typer (jf. også Sandin mfl. 2021).

Når elvene klassifiseres etter ulike vann typer (Figur 16), viser det seg at enkelte vann typer i større grad enn andre har lavere tilstand enn *svært god*, som er det vi ville forvente i referansevassdrag. Mange av vann typene er imidlertid representert av få elver og viser stor variasjon i ASPT-verdier, noe som gjør det utfordrende å konkludere hvorvidt justering av klassegrensene bør gjøres. Basert på vannets innhold av kalsium og løst organiske materiale, og uten å ta hensyn til klimasone, skiller spesielt humøse-kalkfattige vann typer, samt svært klare-svært kalkfattige vann typer, seg ut i datasettet (Figur 17; Tabell 4). Resultatene indikerer at det kan være behov for å justere klassegrensene for *god*/*svært god* for visse avvikende typer i datasettet. Dette er spesielt relevant for elvetyper som «svært klare-svært kalkfattige» (n = 9) og «humøs-kalkfattig» (n = 5). Det er imidlertid viktig å merke seg en usikkerhet knyttet til disse dataene: Flere av vannforekomstene i gruppen «svært klare-svært kalkfattige» viste kun *god* tilstand ved PIT-indeksen (Tegninga (Ø), Store Ula (Ø), Døråe (Ø) og Sandfjordelva bekkefelt (F)), og *moderat* tilstand ved LAL (Geiskeliåne (S) og Vesterdalsåni (S)). For «humøs-kalkfattig»-typene viste LAL moderat (Berdalsbekken (S)) eller moderat/*god* tilstand (Daleåa (S), Rørholt fjorden (S) og Breineset (M)). Det er behov for videre analyser av sammenhengen mellom ASPT og forsureffekter (LAL). Selv om det er sannsynlig at justering av ASPT-klassegrensene er nødvendig, bør eventuelle endringer også ta hensyn til andre potensielle påvirkninger.

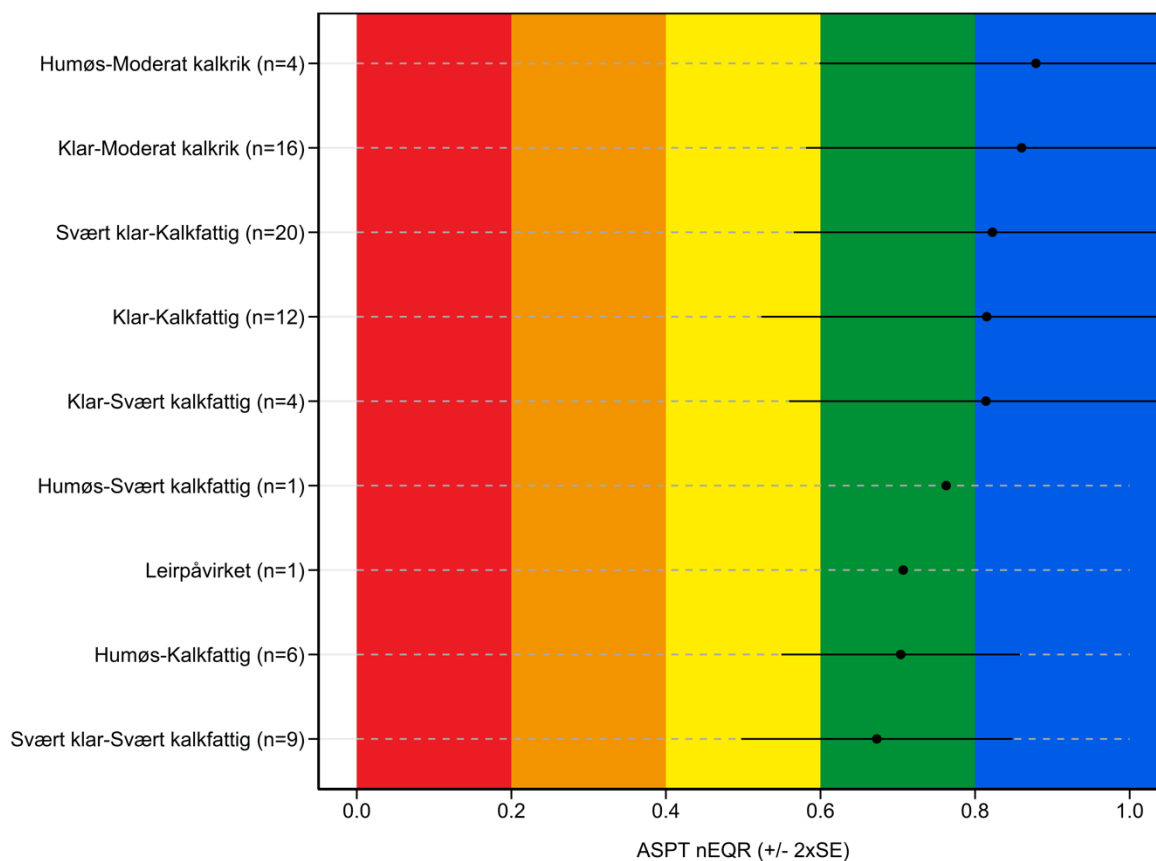
For tolkningen av nEQR-verdier for ASPT, er det viktig å merke seg at klassegrensene ikke er jevnt fordelt. Dette påvirker tolkningen av nEQR-verdier på tvers av ulike klassegrenser, spesielt nær grensen mellom *god* og *svært god* tilstand for ASPT. Den nåværende klassegrensen for *god* tilstand er definert som ASPT-verdier fra 6 til 6,8. Imidlertid er forskjellen i reelle indeksverdier mellom kategorien *svært god* (> 6,8) og referanseverdien (6,9) svært liten. Med andre ord, verdier som ligger høyt på *god*-skalaen er nær referanseverdien. Dette illustreres av konfidensintervallene (jf. Figur 15), som for ASPT for gjennomsnittsmålinger nær *god*/*svært god* ofte strekker seg relativt lengre inn i *svært god* tilstandsklasse. Dette medfører at den reelle forskjellen mellom nEQR = 0,8 (ASPT = 6,8) og 1,0 (ASPT = 6,9) i praksis er særdeles liten.



Figur 15. Økologisk tilstand per elvestasjon uttrykt ved normalisert EQR (nEQR) av ASPT-indeksen (eutrofiering/organisk belastning) for prøver tatt i perioden 2017-2023. Økoregioner for elvene er vist i parentes: F = Finnmark og indre Troms, N = Nord-Norge ytre, M = Midt-Norge, V = Vestlandet, S = Sørlandet, Ø = Østlandet. Punktet innen hver varnntype angir den gjennomsnittlige ASPT-verdien. Heltrukne linjer viser variasjonen innen stasjonen uttrykt som 95% konfidensintervall (middelverdi $\pm 2xSE$). Antall prøver som inngår i vurderingen er angitt med n. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.



Figur 16. Økologisk tilstand per vanntype uttrykt ved normalisert EQR (nEQR) av ASPT-indeksen for prøver tatt i perioden 2017-2023. Punktet innen hver vanntype angir den gjennomsnittlige ASPT nEQR-verdien og heltrukne linjer viser variasjonen innen vanntypen uttrykt som 95% konfidensintervall (middelverdi $\pm 2 \times SE$). Antall elvestasjoner som inngår i vurderingen er angitt med n. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god. Merk at disse klassegrensene ikke gjelder for leirpåvirkede elver (R111).



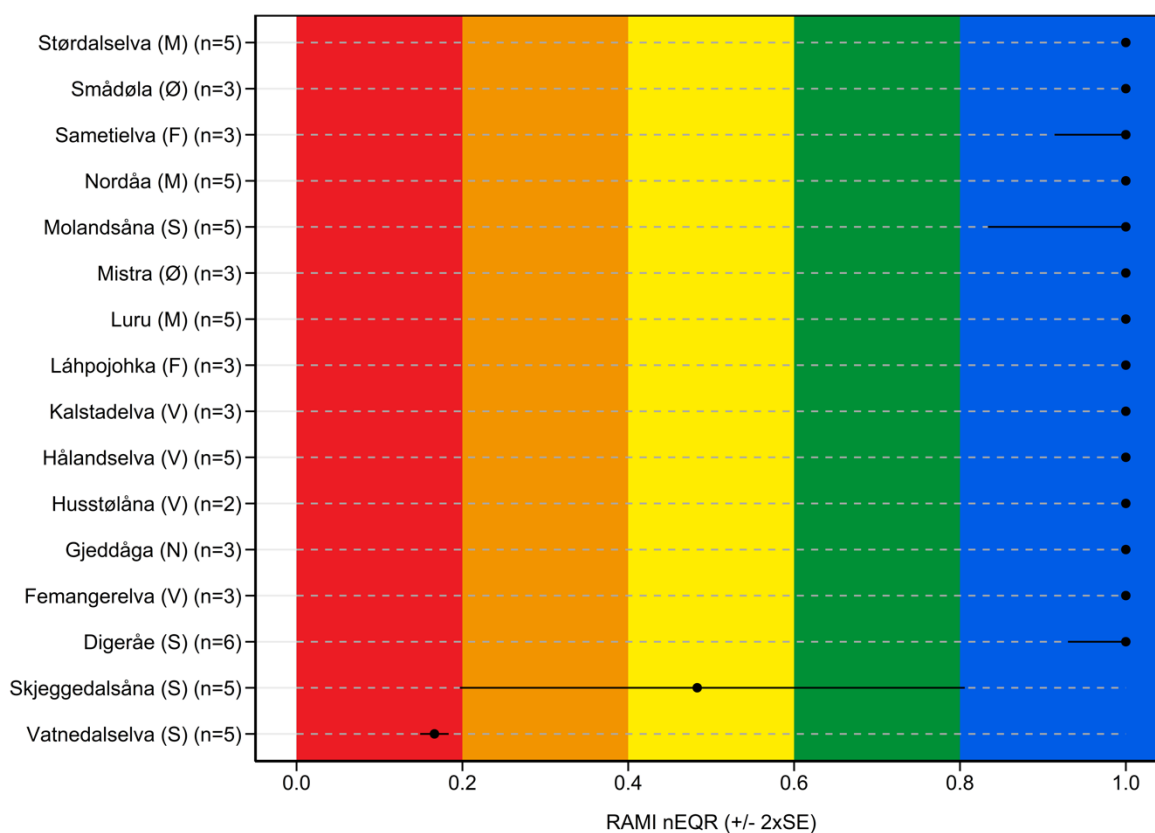
Figur 17. Økologisk tilstand per vannets kalsium- og TOC-innhold uttrykt ved normalisert EQR (nEQR) av ASPT-indeksen for prøver tatt i perioden 2017-2023. Punktet innen hver vanntype angir den gjennomsnittlige ASPT nEQR-verdien. Heltrukne linjer viser variasjonen innen stasjonen, uttrykt som 95% konfidensintervall (middelverdi $\pm 2 \times SE$). Verdier for nEQR > 1 er satt til 1. Antall elvestasjoner som inngår i vurderingen er angitt med n. Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god. Merk at disse klassegrensene ikke gjelder for leirpåvirkede elver (R111).

Tabell 4. Gjennomsnittlig ASPT-verdi pr. vannets kalsium- og TOC-innhold for prøver tatt i perioden 2017-2023 (jf. normaliserte verdier og variasjon vist i Figur 17).

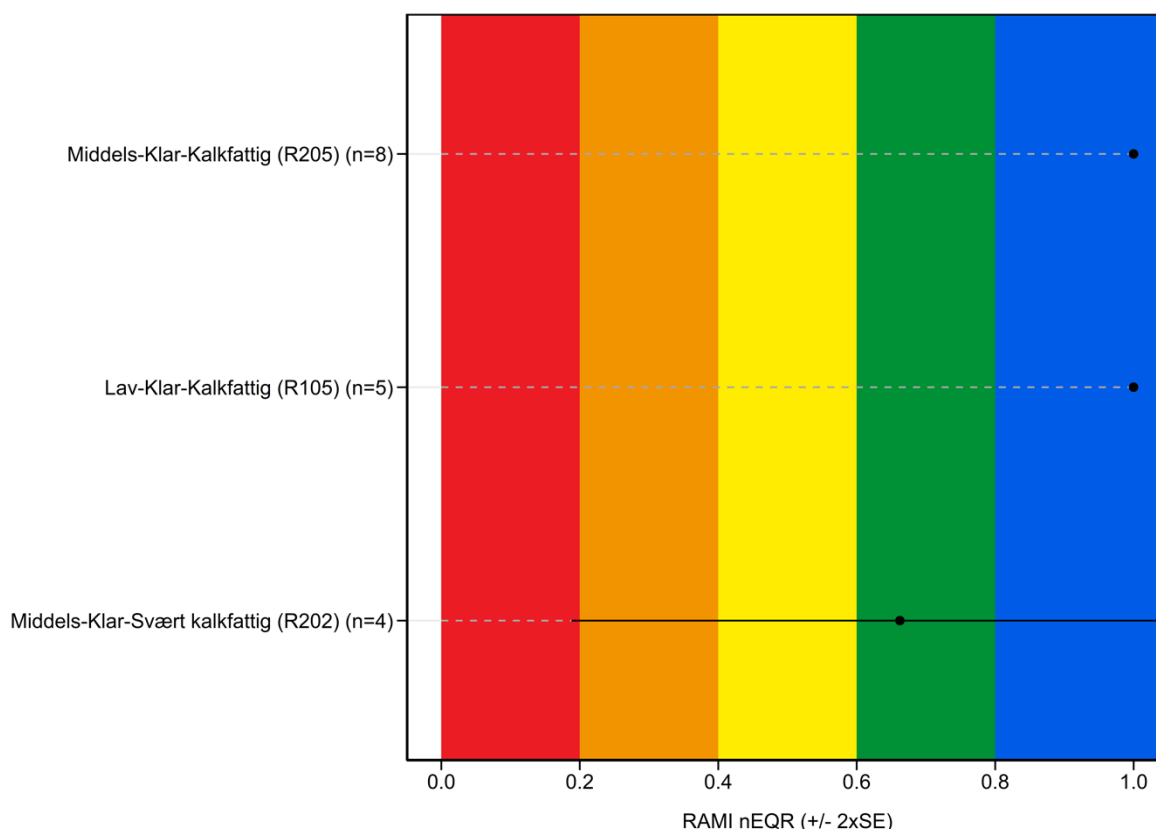
Vanntyper pr. TOC og kalsium	ASPT
Humøs-Kalkfattig (n = 6)	6.4
Humøs-Moderat kalkrik (n = 4)	6.8
Humøs-Svært kalkfattig (n = 1)	6.7
Klar-Kalkfattig (n = 12)	6.7
Klar-Moderat kalkrik (n = 16)	6.7
Klar-Svært kalkfattig (n = 4)	6.8
Leirpåvirket (n = 1)	6.4
Svært klar-Kalkfattig (n = 20)	6.7
Svært klar-Svært kalkfattig (n = 9)	6.3

3.2.2. RAMI indeksen (forsuring)

Tilstand på bakgrunn av forsuring og RAMI-indeksen ble klassifisert i 16 vannforekomster. Av disse oppnådde 14 av 16 elver (88%) *svært god* tilstand. De to stasjonene som ikke oppnådde svært god tilstand, var sørlandselvene Skjeggedalsåna og Vatnedaslelva som viste *moderat* og *svært dårlig* tilstand (Figur 18). De vannkjemiske prøvene fra Skjeggedalsåna og Vatnedaslelva viste høye maksverdier for labilt aluminium (LAL på hhv. 69 og 71 µg/l) (*dårlig*/*svært dårlig* tilstand) og ligger høyt oppe i Tovdalsvassdraget, som kalkes lengre nede for å avbøte negativ påvirkning fra forsuring. Imidlertid viste RAMI-indeksen *svært god* tilstand i sørlandselva Molandsåna på tross av høye maksverdier av labilt aluminium også her (*dårlig* tilstand). Maksverdien (64 µg/l) ble målt ved en eksepsjonell lav pH (4,4), sannsynlig under et surstøt da pH i denne stasjonen ellers ligger mellom 5,2 og 6,2. Klassifisering av tilstand ved RAMI per vanntype, viser enten *svært god* tilstand (60%) eller *god* tilstand (40%) (Figur 19). Her er det Skjeggedalsåna og Vatnedaslelva som trekker ned samlet tilstand for vanntypen R202.



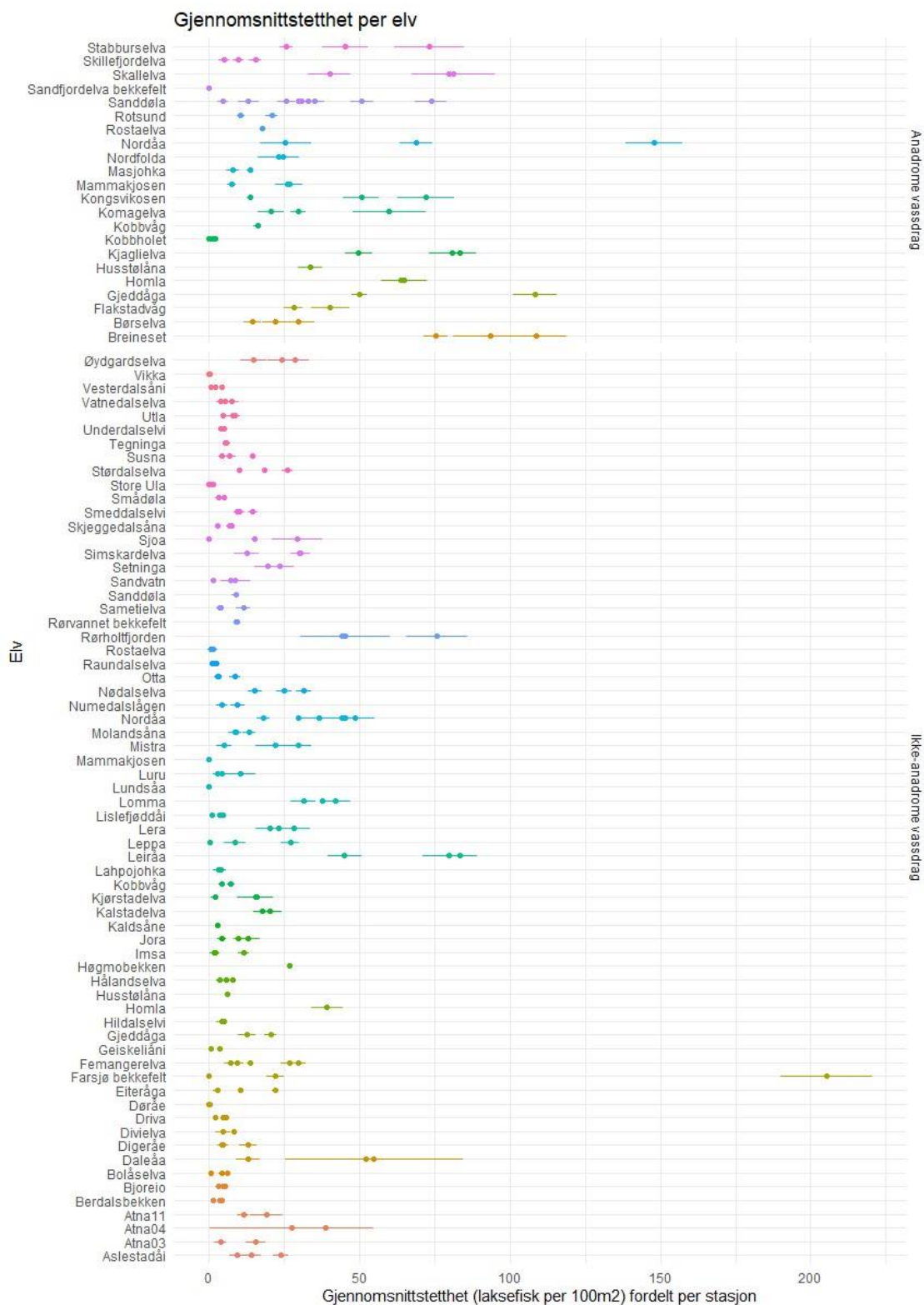
Figur 18. Økologisk tilstand per elvestasjon uttrykt ved normalisert EQR (nEQR) av RAMI-indeksen for prøver tatt i perioden 2017-2023. Økoregioner for elvene er vist i parentes: F = Finnmark og indre Troms, N = Nord-Norge ytre, M = Midt-Norge, V = Vestlandet, S = Sørlandet, Ø = Østlandet. Antall prøver som inngår i vurderingen er angitt med n. Punktet innen hver vanntype viser gjennomsnittlig RAMI-verdi for elvene. Heltrukne linjer viser variasjonen innen stasjonen, uttrykt som 95% konfidensintervall (middelverdi $\pm 2 \times \text{SE}$). Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.



Figur 19. Økologisk tilstand per vanntype uttrykt ved normalisert EQR (nEQR) av RAMI-indeksen. Data er fra perioden 2017-2023. Punktet innen hver vanntype angir den gjennomsnittlige RAMI-verdien. Antall elvestasjoner som inngår i vurderingen er angitt med n. Heltrukne linjer viser variasjonen innen stasjonen, uttrykt som 95% konfidensintervall (middelverdi $\pm 2 \times SE$). Bakgrunnsfargene indikerer økologisk tilstandsklasse, der rød = svært dårlig; oransje = dårlig; gul = moderat; grønn = god; og blå = svært god.

3.3 Fisk

Tetthetene av ung laksefisk (ørret, laks og røye) varierte betydelig innad og mellom elver (Figur 20). De høyeste tetthetene ble observert i anadrome vassdrag, mens lave tettheter (under 10 fisk per 100m²) var normalt i ikke-anadrome, høyereliggende og næringsfattige vassdrag og i flerartssamfunn. Den gjennomsnittlige tettheten av laksefisk i ikke-anadrome vassdrag var 13,5 fisk (SE = 1,8) per 100m² (f.g. = 66, $t = 7,4$, $P(t) < 0,0001$), og i anadrome vassdrag var den 39,6 (SE = 5,8) fisk per 100m² (f.g. = 20, $t = 6,8$, $P(t) < 0,0001$).



Figur 20. Gjennomsnittstetthet av laksefisk (laks, ørret og røye) per 100m² i perioden 2017-2023 på stasjoner i anadrome (øverst) og ikke-anadrome vassdrag (nederst). Elvene hadde hovedsakelig tre elfiskestasjoner, men i 2017 ble det fisket flere stasjoner i utvalgte vassdrag. Gjennomsnittstettheten til en stasjon (vist som punkt) ble beregnet som gjennomsnittet av tetthetsestimatene fra hvert år stasjonene ble elfisket, og standardfeilen fra hvert estimat ble aggregert som ved cluster-sampling (vist som heltrukne linjer rundt hvert punkt). Elver som har både anadrome og ikke-anadrome stasjoner er fordelt på begge gruppene.

Den totale variansen i tettheter av laksefisk ble fordelt på de ulike romlige nivåene (stasjon, elv og økoregion) og tid (dvs. mellomårsvariasjon) for å undersøke kildene til variasjon i tettheter. For **anadrome** vassdrag var den uforklarte residualvariasjonen 45% av den totale variansen, mens henholdsvis 36% og 19% kunne tilskrives effekter av vassdragene og mellomårsvariasjon innad i vassdrag (Tabell 5). Residualvariansen er variasjon som kan skyldes usikkerheter knyttet til prøvetakningen på undersøkelsestidspunktet, hvilket forårsakes av vær, vannføring, temperatur og fiskeadferd, eller andre nivåer som ikke ble eksplisitt vurdert. Det var ingen systematiske effekter av økoregion eller stasjon. For **ikke-anadrome** vassdrag var variansen nokså likt fordelt mellom vassdrag (30%), mellomårsvariasjon i vassdrag (35%) og uforklart residualvariasjon (34%). Det var en ubetydelig effekt av stasjon, og ingen effekt av økoregion (Tabell 5).

Mesteparten av den forklarbare variasjonen både for anadrome og ikke-anadrome bestander ligger altså på vassdragsnivå, det vil systematiske forskjeller i tetthet mellom vassdrag og mellomårsvariasjonen innad i disse vassdragene. At det ikke var noen systematiske effekter av økoregion eller stasjon, skyldes trolig at den underliggende variasjonen i berggrunn (som er en kilde til mineraler og næringsstoffer) ikke sammenfaller med disse geografiske nivåene. Den gjennomsnittlige tettheten i hele vassdrag var dermed mer utslagsgivende. Uttrykt på en annen måte: forskjellen i gjennomsnittlig tetthet mellom vassdrag var viktigere enn forskjellen mellom stasjoner i vassdragene.

Tabell 5. Variansfordeling i tetthet av laksefisk blant romlige nivåer i anadrome og ikke-anadrome (stasjonære) referanseelver fra 2017 til 2023. Andelen viser til hvor mye av den samlede variasjonen som kan tilskrives de ulike nivåene.

Kategori	Variansnivå	Estimat	SE	Z	P(Z)	Andel (%)
Anadrom	økoregion	0,00	-	-	-	0
	vassdrag	507,46	224,44	2,26	0,0119	35,61
	vassdrag_år	275,64	140,56	1,96	0,0249	19,35
	stasjon	0,00	-	-	-	0
	residualvariasjon	641,72	102,08	6,29	<,0001	45,04
	<i>Sum varians anadrom</i>	1424,82				100
Stasjonær	økoregion	0,00	-	-	-	0
	vassdrag	133,06	36,99	3,60	0,0002	29,98
	vassdrag_år	157,33	24,42	6,44	<,0001	35,45
	stasjon	3,82	10,80	0,35	0,3617	0,86
	residualvariasjon	149,59	11,65	12,84	<,0001	33,71
	<i>Sum varians stasjonær</i>	443,80				100

I tilstandsklassifiseringen ble gjennomsnittlig tetthet per stasjon fra perioden 2017 til 2023 lagt til grunn, og klassegrensene fra tabell 6.15 i veilederen ble benyttet til å klassifisere hver stasjon (

Tabell 6). Gjennomsnittet av de klassifiserbare stasjonene dannet grunnlaget for vannforekomstens økologiske tilstand for kvalitetselement fisk. Der regionalt eller nasjonalt fremmede arter hadde blitt påvist ble tilstanden for vannforekomsten redusert tilsvarende én klasse.

Tabell 6. Økologisk tilstand basert på kvalitetselement fisk, klassifisert etter indeksen i tabell 6.15 i veilederen for økologisk tilstandsklassifisering (bekker og små elver i lavlandet med laksefisk). Vist er tilstand per stasjon (gjennomsnittstetthet i perioden 2017-2023), hvorvidt innførte arter er dokumentert i vannforekomsten, og en samlet økologisk tilstand for elva for kvalitetselement fisk. Innførte arter fører til en reduksjon i tilstand tilsvarende én klasse. St ny viser til nye stasjon der en av stasjonene har blitt flyttet i løpet av perioden, men hvor data fra både den opprinnelige og den nye stasjonen er inkludert. Markeringen – på stasjonsnivå viser til at klassegrenser ikke finnes for kombinasjonen av fiskesamfunn og habitattype eller at fisk ikke ble fanget; for elver der dette gjelder alle stasjonene kan heller ikke elva tilstandsklassifiseres.

Elv	Innført	St 1	St 2	St 3	St ny	Økologisk tilstand for fisk
Aslestadåi		SD	M	D		Dårlig
Atna03		SD	G			Dårlig
Atna04		G	G			God
Atna11		G	G			God
Berdalsbekken		SD	SD	SD		Svært dårlig
Bjoreio		SD	SD	SD		Svært dårlig
Bolåselva		G	M	G		God
Breineset		G	G	-		God
Børselva		G	G	M	G	God
Daleåa	ja	SG	G	SG		God
Digeråe		SD	SD	SD		Svært dårlig
Divielva		-	-			Kan ikke klassifiseres
Driva		SD	SD	SD		Svært dårlig
Døråe		SD	SD	SD		Svært dårlig
Eiteråga		D	SD	D		Dårlig
Farsjø bekkefelt		M	SD	M	SG	Moderat
Femangerelva		G	SG	G	G	God
Flakstadvåg		-		-		Kan ikke klassifiseres
Geiskeliåni		SD	SD	-		Svært dårlig
Gjeddåga		D	SD	G	G	Moderat
Hildalselvi		SD	SD			Svært dårlig
Homla		SG	-	G		God
Husstølåna		SD		G		Dårlig
Høgmobekken		G				God
Hålandselva		G	G	G		God
Imsa		D	SD	SD		Svært dårlig
Jora	ja	SD	G	G		Dårlig
Kalstadelva		D	D	SD		Dårlig
Kjaglielva		SG	SG	SG		Svært god
Kjørstadelva		G	G	-		God
Kobbholet		-	-	-		Kan ikke klassifiseres
Kobbvåg		SD	SD	G		Dårlig
Komagelva		-	G	-		God
Kongsvikosen		SG	G	G		God
Lahpojohka		G	G	G		God
Leiråa		-	-	-		Kan ikke klassifiseres

Elv	Innført	St 1	St 2	St 3	St ny	Økologisk tilstand for fisk
Leppa		SD	SD	G		Dårlig
Lera		-	-	-		Kan ikke klassifiseres
Lislefjoddåi	ja	SD	M	G		Dårlig
Lomma	ja	G	SG	G		Moderat
Lundsåa		-	-	-		Kan ikke klassifiseres
Luru		SD	SD	SD		Svært dårlig
Mammakjosen		-	-	-		Kan ikke klassifiseres
Masjohka			-	G		God
Mistra		G	G	G		God
Molandsåna	ja	G	G	G		Moderat
Nordfolda		G	G			God
Nordåa		M	G	G	G	God
Numedalslågen	ja	G	G	G		Moderat
Nødalselva		M	SG	G		God
Otta	ja	G	G	G		Moderat
Raundalselva		SD	SD	SD		Svært dårlig
Rostaelva		SD	-	-		Svært dårlig
Rotsund		-	-			Kan ikke klassifiseres
Rørholtfjorden		G	SG	G		God
Rørvannet bekkefelt	ja	G		M		Dårlig
Sametielva		G	G	G		Moderat
Sanddøla		G	-	M	SD	Moderat
Sandfjordelva bekkefelt		M	M	SD		Dårlig
Sandvatn		SD	SD	SD		Svært dårlig
Setninga		G	G			God
Simskardelva		SD	M	M		Dårlig
Sjoa		D	M	SD		Dårlig
Skallelva		G	G	G		God
Skillefjordelva		-	-	-		Kan ikke klassifiseres
Skjeggedalsåna		SD	SD	SD		Svært dårlig
Smeddalselvi	ja	G	-	-		Moderat
Smådøla	ja	-	G	G		Moderat
Stabburselva		G	SG	SG		God
Store Ula		SD	SD	SD	SD	Svært dårlig
Størdalselva		D	D	D		Dårlig
Susna		D	SD	SD		Svært dårlig
Tegninga		G	G	G		God
Underdalselvi		SD	SD			Svært dårlig
Utla		SD	SD	SD		Svært dårlig
Vatnedalselva		G	-	G		God
Vesterdalsåni	ja	M	G	G		Moderat
Vikka		-	-	-		Kan ikke klassifiseres
Øydgardselva		M	D	D		Dårlig

Flere stasjoner kunne ikke klassifiseres fordi det ikke finnes klassegrenser for de aktuelle kombinasjonene av fiskesamfunn, habitatklasse og anadromi. Disse ble ikke tatt med i den samlede vurderingen for kvalitetselement fisk for hver vannforekomst. Vannforekomster uten klassifiserbare stasjoner lot seg ikke klassifisere i det hele tatt. En oversikt over den økologiske tilstanden i de 69 klassifiserbare vannforekomstene er gitt i tabellen nedenfor (Tabell 7). Rundt en tredjedel av de klassifiserbare vannforekomstene oppnådde god eller svært god tilstand.

Tabell 7. Fordeling av økologisk tilstand for klassifiserte elver ved bruk av tabell 6.15 i klassifiseringsveilederen (bekker og små elver i lavlandet med laksefisk). Ti lokaliteter kunne ikke klassifiseres, og kun 26 av de resterende 69 lokaliteter oppfylte kravet om god økologisk tilstand. Dette skyldes, i mangel på bedre alternativer, feilaktig bruk av klassifiseringsmetodikken. Dette diskuteres nedenfor.

Tilstand (fisk)	Antall	Andel
Svært god	1	1.3 %
God	25	31.6 %
Moderat	11	13.9 %
Dårlig	15	19.0 %
Svært dårlig	17	21.5 %
Kan ikke klassifiseres	10	12.7 %
Totalt	79	100.0 %

Som vi har diskutert i tidligere rapporter reflekterer ikke disse funnene nødvendigvis den reelle økologiske tilstanden i lokalitetene, men at vi i mangel på alternativer bruker indeksen i vannforekomster der den egentlig ikke passer (Bækkeli & Myrvold, 2020). Mange av vassdragene er næringsfattige, mangler egnede habitater eller tilgang til overvintringsområder og refugier under flom. Her kan det ikke forventes høye tettheter av ungfisk. Videre varierer bestander både i tid og rom, slik at statiske klassegrenser kan gi et feilaktig øyeblikksbilde av bestandens tilstand (Myrvold mfl. 2019). Funnene skyldes derfor trolig at målestokken vi bruker, dvs. fiskeindeksen, ikke er godt egnet for alle typer elver i programmet.

Årsakene til at en såpass stor andel av lokalitetene ikke oppnår kravet om god økologisk status ved bruk av indeksen kan oppsummeres som følger:

Feilaktig bruk av fiskeindeksen: Referanseelvene passer i hovedsak til karakteriseringen «små bekker og elver med laksefisk», men som diskutert innledningsvis er det et stort spenn i geografiske, økologiske og klimatiske forhold mellom lokalitetene i programmet. Tetthetsverdiene som danner klassegrensene i veilederen bygger på data fra et begrenset utvalg vassdrag. Det er derfor høyst sannsynlig at veilederen ikke fanger opp den økologiske variasjonsbredden vi har i elvene i programmet, all den tid den ikke er kalibrert for mange typer vassdrag. Dette skyldes ikke feil i indeksen, men at vi bruker indeksen i feil vassdrag: i de fleste tilfellene reflekterer ikke klassegrensene de økologiske forholdene i elvene (Bækkeli & Myrvold, 2020).

Sensitiv ovenfor vurdering rundt habitatkvalitet: habitatkvalitet i form av egnet gytesubstrat for laksefisk og skjul for ungfisk er en faktor i bestemmelsen av hvilke klassegrenser som skal benyttes. Utslagene kan være relativt store, og derfor er utfallet sensitivt ovenfor valg av habitatklasse.

Naturlig dynamikk: Variasjon i tetthet fra år til år kan skyldes bl.a. sykdomsutbrudd og parasitter, predatorer, variasjon i reproduksjonssuksess og årsklassestyrke. Fiskebestander i elver med betydelig

naturlige forstyrrelser (isforhold om vinteren, flommer, vanntemperatur etc.) og/eller stor grad av konkurranse om mat og skjul kan også utvise stor årsklassevariasjon, og for anadrom fisk kan dødelighet i havet påvirke hvor mange gytefisk som returnerer. For å isolere effektene av elvehabitatet fra denne naturlige eksterne variasjonen er det derfor viktig med data fra flere år (Sandlund mfl. 2013). Vi ser at effekten av naturlig dynamikk er stor i variansfordelingen (19% for anadrome vassdrag og 35% for ikke-anadrome vassdrag). I oddetallslokalitetene har vi fire undersøkelsesår, og i partallslokalitetene har vi tre undersøkelsesår de siste 7 årene. Vi begynner derfor å nærme oss en tidsserie som kan redusere usikkerheten knyttet til naturlig dynamikk i forhold til systematiske forskjeller mellom vassdrag.

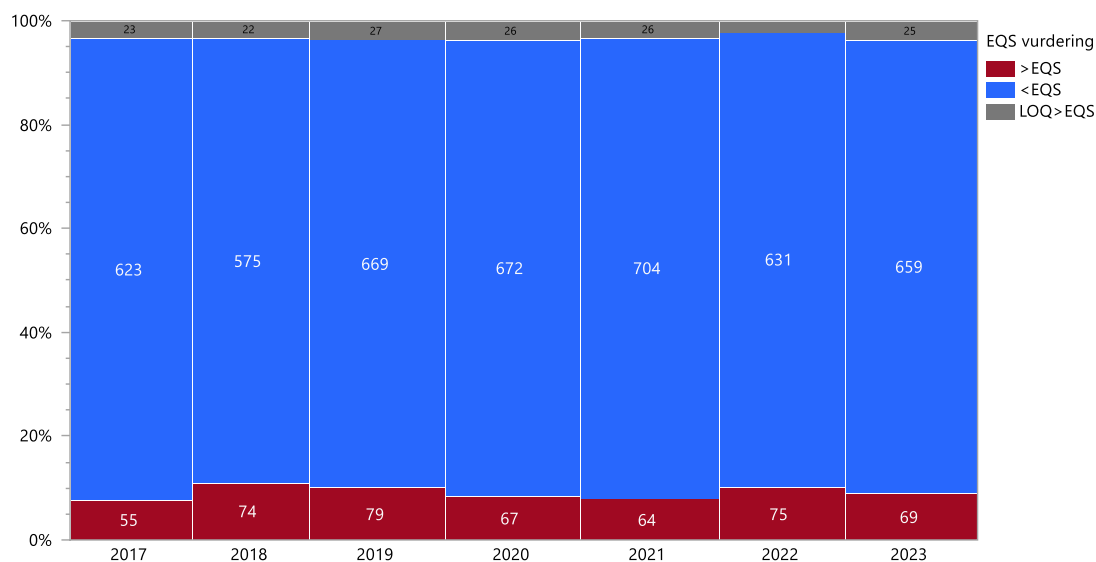
Relativt få stasjoner som representerer hele vannforekomster: Av praktiske og økonomiske årsaker undersøkes det tre stasjoner i de fleste vannforekomster. Matressurser, habitattyper, og fiskearter er imidlertid heterogent fordelt over en elveprofil, og er dynamiske over tid. Fisk har derfor en romlig 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 og at ulike arter befinner seg i ulike områder av et vassdrag. Det ble ikke foretatt noen feltundersøkelse over tetthetsfordeling innenfor et elveavsnitt for å finne representative stasjoner. Videre ble feltarbeidet utført i løpet av én dag annethvert år. Det er derfor usikkert hvor representativ hver stasjon er for økologisk tilstand i hvert elveavsnitt fordi vi ikke har et estimat for dette (Myrvold mfl., 2019). Men fordi vi undersøker de samme stasjonene over tid vil trenden i hver vannforekomst kunne evalueres med stadig økende grad av sikkerhet.

At vi ikke er trygge på at vi har en egnet «målestokk» gjør det utfordrende å skille metodisk usikkerhet fra reell økologisk tilstand. Ideelt skulle vi hatt en dose-respons-sammenheng som gir et forhold mellom grad av menneskelig påvirkning og mengde fisk. Det kan imidlertid være utfordrende å etablere en slik sammenheng i norske vassdrag pga. en betydelig grad av bakgrunnsvariasjon som følge av stedegne økologiske forutsetninger, og adferds- og kompensasjonsmekanismer i fiskebestander som kan forsterke eller maskere underliggende forhold (for eksempel ansamling av fisk på enkelte steder på grunn av manglende ressurser andre steder). Og selv om en slik indeks hadde vært tilgjengelig ville de samme momentene knyttet til krav om representativitet i dataene og naturlig dynamikk fremdeles gjort seg gjeldende når en vannforekomst skal tilstandsklassifiseres.

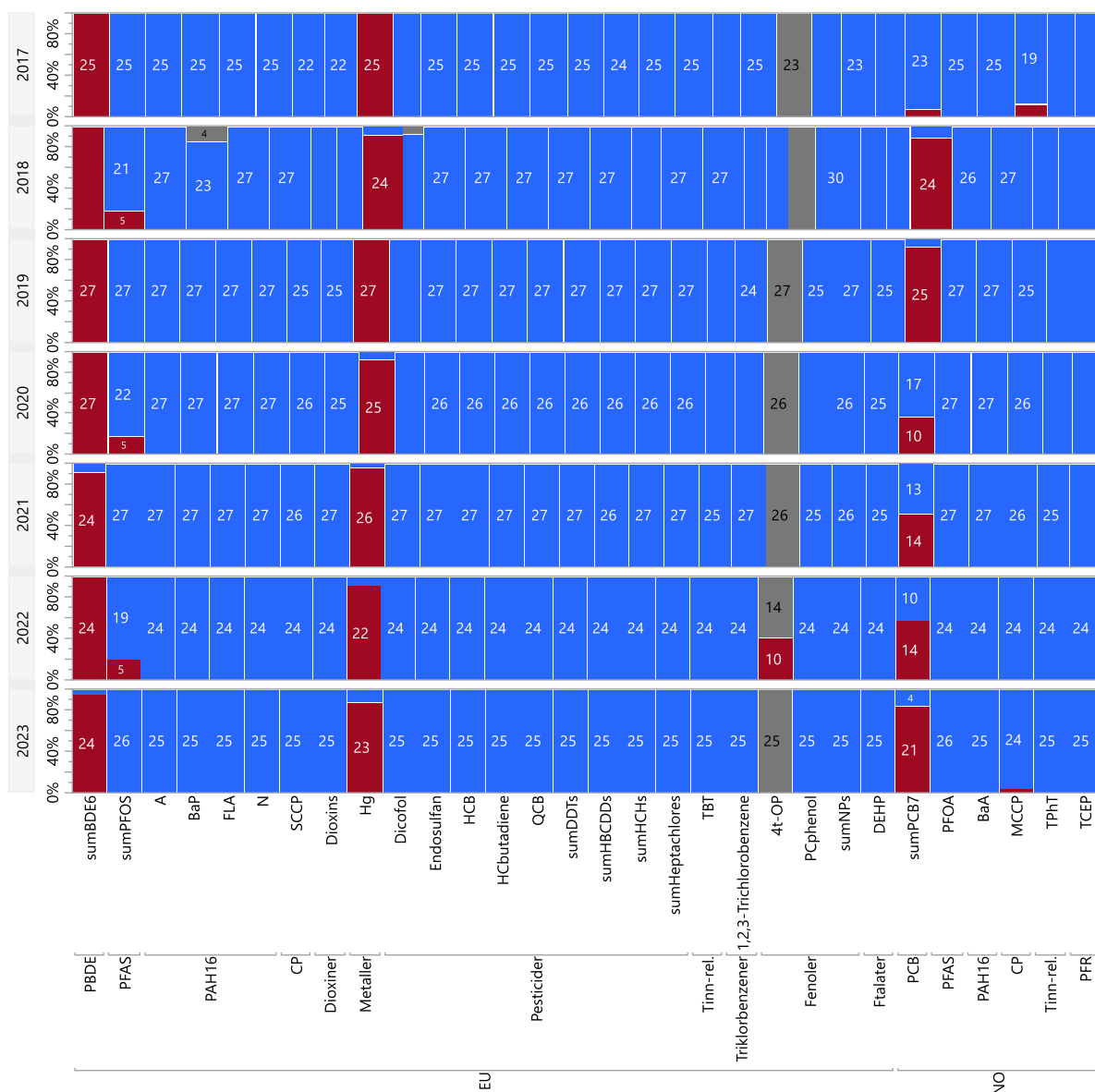
Overvåkingsprogrammet har bidratt med særdeles verdifull informasjon fordi vi har dokumentert lave tettheter av fisk i ellers upåvirkede eller lite påvirkede vassdrag i hele landet. Effekter av hydromorfologiske endringer, punktutslipp, vannuttak og barrierer kan i stor grad elimineres som årsaker til lave observerte tettheter av fisk. Funnene i referanseelvprogrammet viser at tettheter under 10 ungfisk per 100m² er forventet i visse typer vassdrag, også der arter opptre allopatriisk.

3.4 Miljøgifter i fisk

Miljøgifter i fisk ble vurdert etter overskridelser av EQS. For hvert år var det 8-11% av datapunktene (kombinasjon av prøver/stasjoner/miljøgifter) som overskred EQS (Figur 21). Hvert år var det noen få analyser med for høy kvantifiseringsgrense (LOQ) til å vurdere noen få miljøgifter. Antall datapunkter varierte fra år til år. Dersom det ikke var nok vev til å gjennomføre alle analysene ble det gjort en prioritering av hvilke analyser som skulle gjennomføres. Prioriteringen er beskrevet i Tabell 58 i (Sandin mfl. 2021). Figurer med oversikt over alle vurderinger mot EQS er vist i Vedlegg B. En mer detaljert oversikt over hvilke miljøgifter som overskred EQS hvert år er vist i Figur 22.



Figur 21. Vurdering av datapunkter for EQS for hvert år. Et datapunkt er kombinasjonen av stasjon, prøve og miljøgift. Datapunktene er fargelagt etter vurdering mot EQS, røde er overskridelser av EQS mens for blå er EQS ikke overskredet. Dersom LOQ > EQS er datapunktene markert i grått. Høyden viser prosent av overskridelse. Bredden på søylen korrelerer med antall datapunkter.



Figur 22. Overskridelse av EQS for hver miljøgift hvert år. Høyden viser prosentvis overskridelse. Siden bredden på kolonnene er korrelert med antall prøver er ikke miljøgiftene helt linjert vertikalt, men kan følges ved å se på overskridelsene (e.g., Hg og sumPCB7).

Miljøgiftene som overskred EQS var: MCCP, PFOS (sum av PFOS og forgreinet PFOS (brPFOS), sumPCB7, kvikksølv (Hg) og sumBDE6. En samlet gjennomgang av miljøgifter som overskred EQS ($RQ > 1$) en eller flere ganger i perioden 2017–2023 er vist i Figur 23 (MCCP, PFOS og PCB7) og Figur 24 (Hg og BDE6). Resultatene for 4t-OP er vist i detalj i Figur 25. Figur 23 og Figur 24 viser miljøgiftenes overskridelsesfrekvens og RQ i stigende rekkefølge. I disse figurene er median risikokvotient (UB RQ) vist, dvs. at i tilfeller der miljøgiften ikke er påvist er data erstattet med LOQ som representerer det mest konservative anslaget (det verste utfallet).

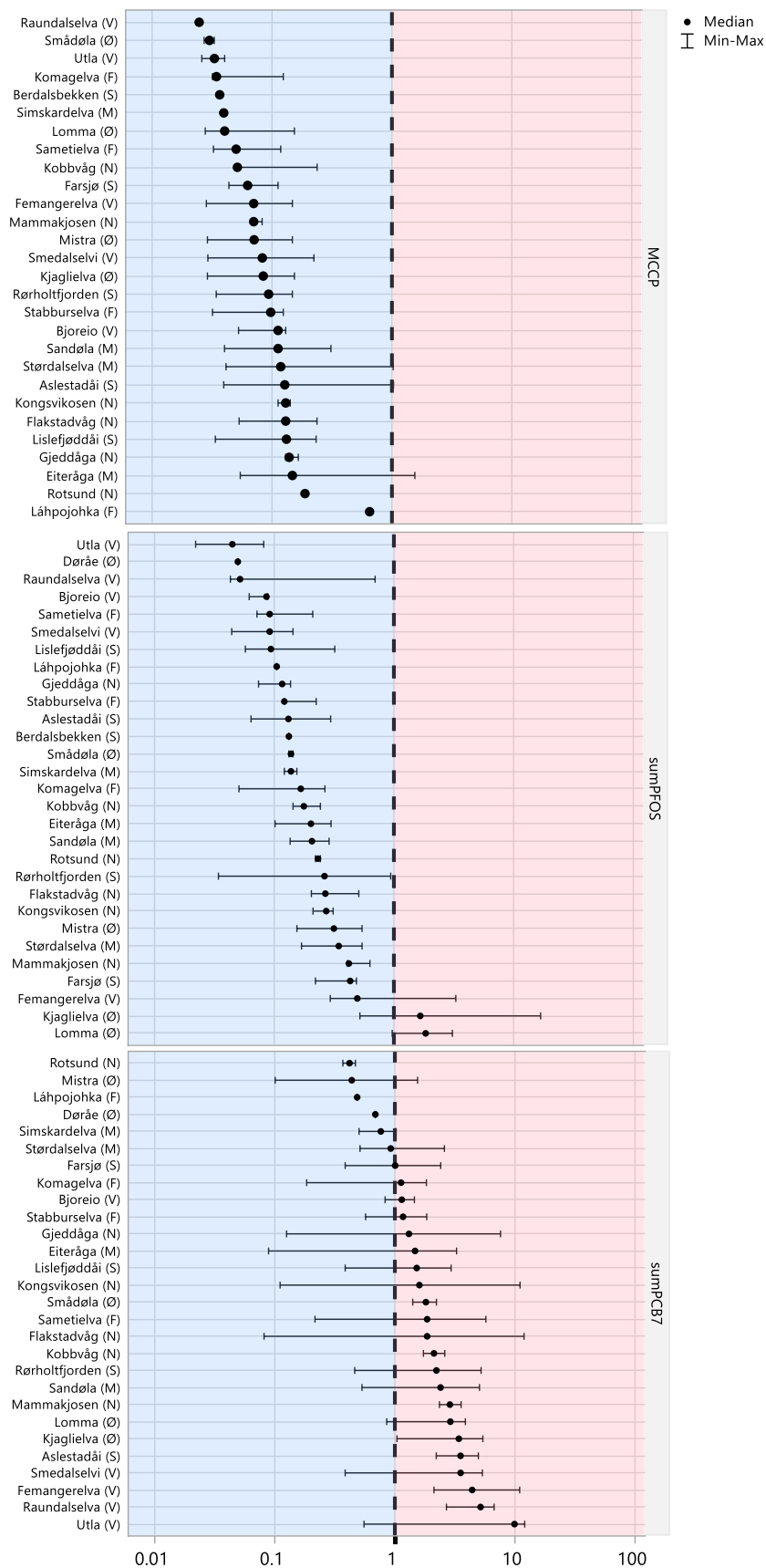
MCCP overskred EQS i Eiteråga (M) (2 av 12 prøver), Størdalselva (M) (1 av 11 prøver) og Aslestadåi (S) (1 av 9 prøver). Ingen av de undersøkte elvene overskred EQS vurdert etter median konsentrasjon for alle årene samlet. Maksimal overskridelse var $1,5 \times EQS$.

For PFOS var det to elver i Bærum (Lomma (Ø) og Kjaglielva (Ø)) som skilte seg ut ved en median overskridelse av EQS. Ellers overskred Femangerelva (V) EQS i 1 av 6 prøver. De to Bærumselvene skiller seg negativt ut, og det bør undersøkes om årsaken til de forhøyede konsentrasjonene skyldes lokale kilder som kan kartlegges. Maksimal overskridelse av EQS var på 17×EQS. Selv om analysen av PFAS er gjort i lever, slik at resultatene er høyere enn i hel fisk, er PFAS en persistent miljøgift med alvorlige helseutfall. I forslaget til reviderte EQS er grenseverdien for PFAS satt betydelig lavere enn dagens EQS (0,044 vs. 9,1 µg/kg) og omfatter summen av 24 PFAS (European Commission 2022). Dagens EQS er basert på en utdatert TDI (tolerabelt daglig inntak) av PFOS fra 2008. TWI (tolerabelt ukentlig inntak) er senket betydelig siden TDI i 2008 i den nyeste anbefalingen fra EFSA CONTAM panel (2020).

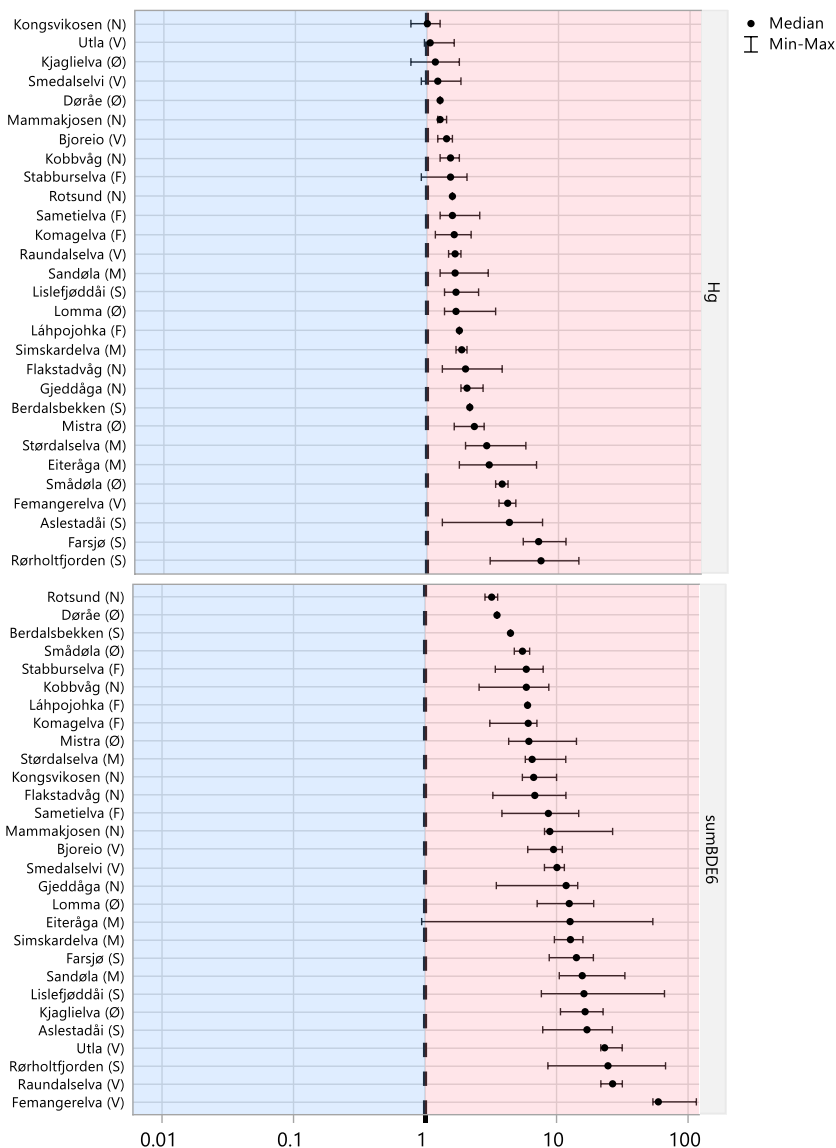
SumPCB7 er en vannregionspesifikk utledet EQS som er basert på menneskers helse ved inntak av fisk. Fisk fra de fleste elvene i programmet overskred EQS på median basis. Unntaket er Rotsund (N), Mistra (Ø), Låpojohka (F), Døråe (Ø), Simskardelva (M) og Størdalselva (M). De høyeste overskridelsene ble funnet i vestlandselvene (Utlei (V), Raundalselva (V), Femangerelva (V) og Smedalselvi (V). Unntaket er Bjoreio (V) som overskrider EQS i mindre grad enn de andre vestlandselvene. Også de to Bærumselvene Kjaglielva (Ø) og Lomma (Ø) hadde median overskridelse av PCB7. Maksimal overskridelse for sumPCB7 var på 12×EQS. Det gjøres oppmerksom på at EQS for sumPCB7 ble endret i 2018 fra 1 µg/kg til 0,6 µg/kg (jf. klassifiseringsveilederen). Alle resultatene er vurdert etter gjeldende EQS.

For kvikksølv var median for alle elver lik eller høyere enn EQS. Noen få elver hadde prøver som ikke overskred EQS. Median overskridelse var høyest i sørlandselvene Rørholtfjorden (S), Farsjø (S) og Aslestadåi (S). I disse tre elvene er TOC relativt høy (hhv. 5,0, 7,6 og 5,9 mg C/l). Høye konsentrasjoner av humus er med på øke mobiliteten og dermed drive opp konsentrasjonen i vannet. EQS for kvikksølv (0,02 µg/kg) er satt lavt for å beskytte fugler som hovedsakelig lever av å spise fisk. I matdirektivet (European Commission, 2023) for humant inntak av kvikksølv i laks/ørret er grenseverdien satt til 0,3 µg. Maksimal konsentrasjon som ble funnet i Rørholtfjorden (S) var 0,28 µg/kg (14×EQS), men konsentrasjonen er under grenseverdien for human helse.

SumBDE6 var miljøgiften som overskred EQS mest, med overskridelse av EQS inntil 110×EQS i Femangerelva (V). EQS er satt på grunn av helse, slik at en overskridelse ikke nødvendigvis har økologiske konsekvenser. Både kvikksølv og sumBDE6 overskrider EQS i mange vannforekomster i EU.

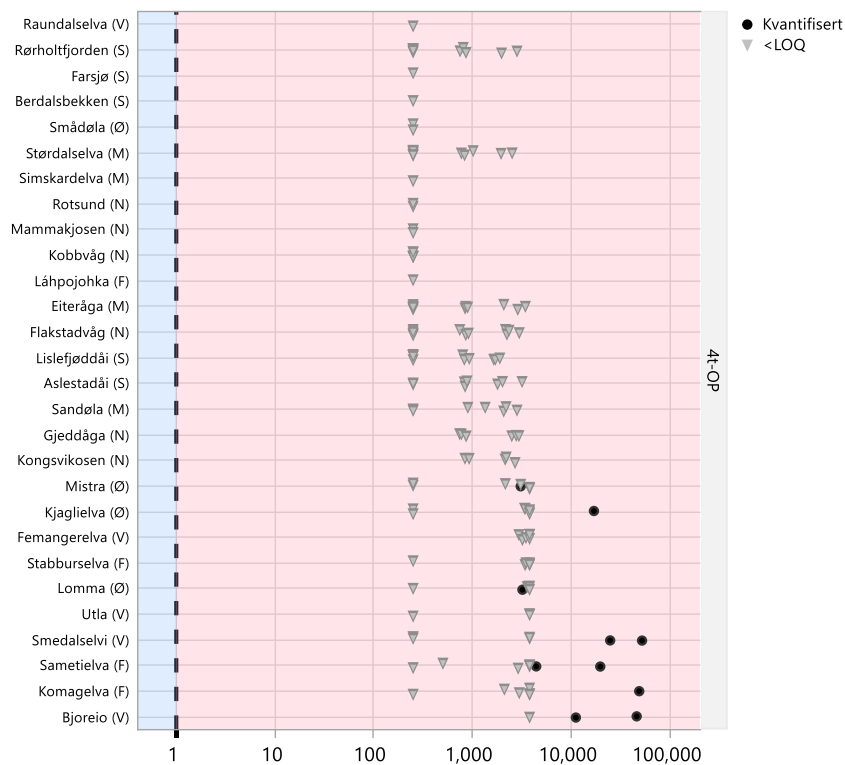


Figur 23. Median risikokvotient (UB RQ) for MCCP, sumPFOS (PFOS+brPFOS) og sumPCB7. For hver miljøgift er økende median RQ med variasjonsbredde for fisk fra hver elv vist. RQ = 1 er vist med stiplet linje, og RQ>1 (rødt) overskrider EQS.



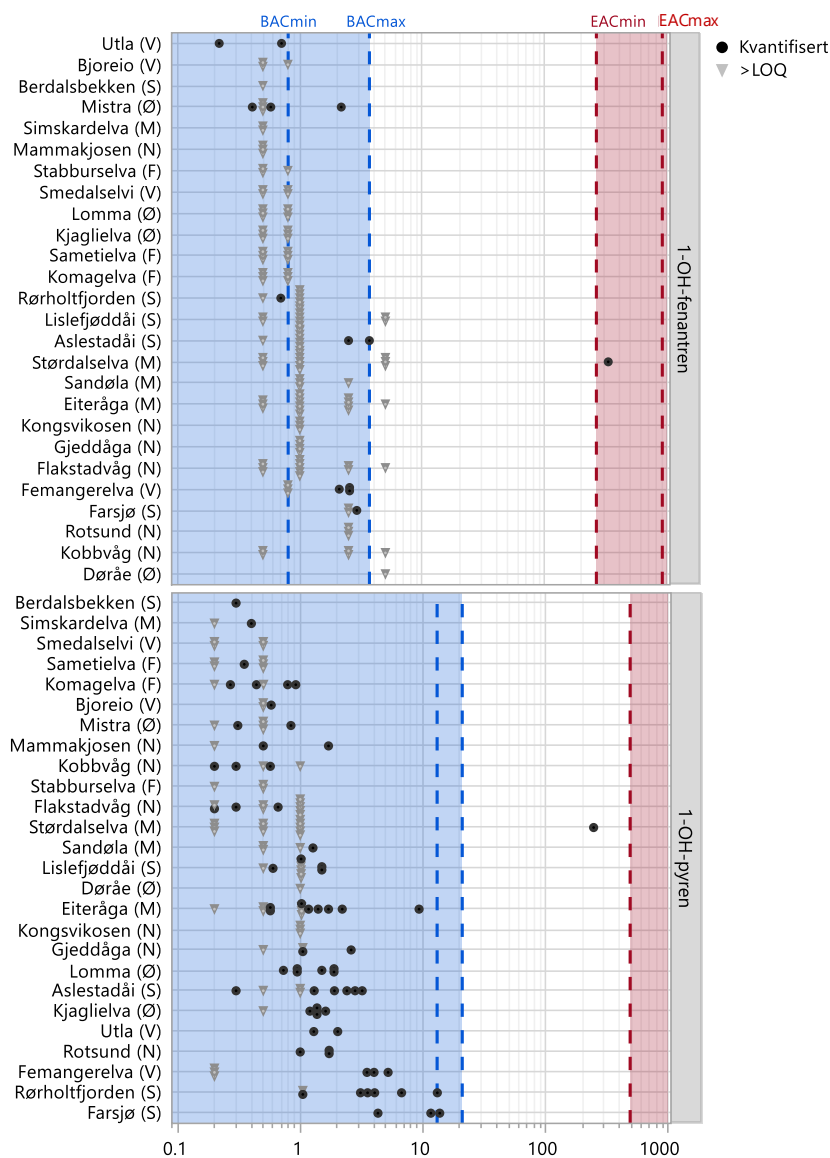
Figur 24. Median risikokvotient (UB RQ) for kvikksølv og sumBDE6. For hver miljøgift er økende median RQ med variasjonsbredde for fisk fra hver elv vist. RQ=1 er vist med stiplet linje, og RQ>1 (rødt) overskrider EQS.

For 4-tert-oktylfenol (4t-OP) er resultatene vist i en egen figur (Figur 25). LOQ i perioden var (mye) høyere enn EQS (250-4000 × LOQ), og 4t-OP ble kvantifisert i 10 av 24 prøver - kun i 2022 (se Figur 22). NIVA har erfart at laboratorier har utfordringer med analysemetoden/blankverdier, og vi ser ikke bort fra at resultatene kan være falske positive. Siden NIVA ikke har rapportert og gått gjennom resultatene i detalj er det vanskelig å diskutere dette med analyselaboratoriet et år i ettertid.



Figur 25. UB RQ for 4t-OP er vist for hver elv og hver prøve i økende median RQ. Alle datapunkter er vist med ulikt symbol for kvantifiserte data og data < LOQ.

Vurdering av konsentrasjoner av de to PAH-metabolittene 1-OH-pyren og 1-OH-fenantren etter ICES sine kriterier er vist i Figur 26. Fisk metaboliserer i stor grad PAH, og metabolittene kan derfor finnes igjen i galle inntil en uke etter eksponering. I Størdalselva (M) var det en prøve som overskred EACmin for 1-OH-fenantren. Den samme prøven hadde høyere konsentrasjon av 1-OH-pyren, men konsentrasjonen overskred ikke EAC. Deteksjonsfrekvensen var høyere for 1-OH-pyren enn 1-OH-fenantren, noe som er vanlig.



Figur 26. Vurdering av konsentrasjoner av to PAH-metabolitter mot bakgrunnskonsentrasjoner (BAC) og forhøyede konsentrasjoner (EAC) i marine fiskearter av ICES. Maksimum og minimumskonsentrasjon for marine arter er vist med stiplede linjer. Konsentrasjonsområdet lavere enn BACmax og høyere enn EACmin er fargelagt med hhv. blå og rød farge.

4 Oppsummering og oppfølging

Overvåkingsprogrammet «Overvåking i referanseelver» (2017-2023) har bidratt til å øke vår kunnskap om miljøtilstanden i antatt lite påvirkede norske vassdrag. Datasettet som er samlet inn i denne perioden gir et innblikk i økologisk tilstand per år og vannforekomst for perioden for vannkjemiske eutrofierings- og forsuringsparametere, samt hver av de biologiske kvalitetselementene bunndyr, begroingsalger og fisk, i tillegg til miljøgifter i fisk. I denne sammenstillingen av data har vi vurdert hvor godt dagens biologiske indekser presterer i ulike elver og vanntyper, med søkelys på usikkerhet, variasjon og presisjon i indeksverdier og tilstandsvurderinger. Samlet sett viser resultatene fra programmet at det

fortsatt er en del usikkerhet knyttet til dagens metodikk for tilstandsklassifisering i norske vassdrag (se sammenstilling av data i Tabell 8). Denne gjennomgangen av data viser et behov for å gjøre justeringer i vurderingssystemene for at de skal fungere optimalt. I enkelte tilfeller er det imidlertid uklart hvorvidt vannforekomstene er lokalt påvirket og i hvilken grad dette påvirker prestasjonen til de biologiske indeksene. I det følgende drøftes noen momenter til oppfølging som kan bidra til å øke presisjonen i overvåking og tilstandsklassifisering.

Tabell 8. Oversikt over nEQR og tilstandsklasse for fysisk-kjemiske forsuringsparametere (pH, ANC og labilt aluminium; LAI) og eutrofieringsparametere (TotP og TotN), samt indeksene PIT (eutrofiering) og AIP (forsuring) for begroing, ASPT (organisk belastning/eutrofiering) og RAMI (forsuring) for bunndyr, og fiskeindeksen. Klassifiseringen er basert på middelverdien av alle år med data, angitt med n. Økoregion Finnmark og indre Troms er forkortet til «Finnmark». Vanntype angir elvetype iht. konsentrasjon av kalsium og TOC, og klimaregion. TotN skal iht. klassifiseringsveilederen kun benyttes i samlet tilstandsvurdering dersom nitrogenbegrensning er sannsynlig. Vi har valgt å vise tilstanden for TotN for alle vannforekomster ettersom hensikten her er å se på avvik fra referansetilstand og ikke gjøre en samlet tilstandsklassifisering. I.K. for fiskeindeksen angir at vannforekomsten ikke kunne klassifiseres (se forklaring i tabell 5).

Rapportnavn	Økoregion	n	Anadrom	Vanntype	pH	ANC	LAI	TotP	TotN	PIT	AIP	ASPT	RAMI	Fiskeindeksen
Komagelva	Finnmark	4	Ja	R204	1	1	1	1	1	0,93	1	1		0,7
Skallelva	Finnmark	3	Ja	R204	1	1	0,77	0,98	1	0,98	0,76	0,77		0,7
Stabburselva	Finnmark	3	Ja	R204	1	1	0,79	0,94	0,72	1	0,98	1		0,7
Láhpøjohka	Finnmark	3	Nei	R205	1	1	0,68	0,81	0,84	0,97	0,96	1	1	0,7
Sametielva	Finnmark	3	Nei	R205	0,97	1	0,76	0,85	1	0,98	1	1	1	0,5
Børselva	Finnmark	3	Ja	R207				1	1	1		0,69		0,7
Máskejohka	Finnmark	3	Ja	R207				0,89	1	0,92		0,97		0,7
Divielva	Finnmark	3	Nei	R207				1	1	1		0,78		I.K.
Rostaelva	Finnmark	3	Nei	R207				1	1	1		1		0,1
Sandfjordelva bekkefelt	Finnmark	3	Ja	R301d	0,7	0,52	0,74 ¹	0,71	0,94	0,73	1	0,74		0,3
Flakstadvåg	Nord-Norge ytre	4	Ja	R204	0,67	0,85	0,5	1	1	1	0,35	1		I.K.
Mammakjosen	Nord-Norge ytre	4	Ja	R204	0,85	1	0,74	1	1	1	0,98	0,78		I.K.
Skillefjordelva	Nord-Norge ytre	2	Ja	R204	1	1	1	1	1	1	1	0,89		I.K.
Gjeddåga	Nord-Norge ytre	3	Ja	R205	1	1	0,57	1	1	1	0,82	0,78	1	0,5
Kobbvåg	Nord-Norge ytre	3	Ja	R207				1	1	0,96		0,94		0,3
Rotsund	Nord-Norge ytre	4	Ja	R207				1	1	1		1		I.K.
Kobbholet	Nord-Norge ytre	2	Ja	R307*				1	1	1		0,67		I.K.
Kongsvikosen	Nord-Norge ytre	3	Ja	R307*				1	1	1		0,79		0,7

Rapportnavn	Økoregion	n	Anadrom	Vanntype	pH	ANC	LAI	TotP	TotN	PIT	AIP	ASPT	RAMI	Fiskeindeksen
Nordfolda	Midt-Norge	4	Ja	R104	0,69	0,81	0,53	1	1	1	0,15	0,67		0,7
Nordåa	Midt-Norge	4	Ja	R105	0,74	0,81	0,52	1	1	1	0,41	0,69	1	0,7
Størdalselva	Midt-Norge	4	Nei	R105	0,74	0,81	0,64	1	1	1	0,49	0,74	1	0,3
Breineset	Midt-Norge	4	Ja	R106	0,79	0,9	0,43	1	1	1	0,56	0,74		0,7
Sandøla	Midt-Norge	4	Ja	R107				1	1	1		1		0,5
Nødalselva	Midt-Norge	4	Nei	R107				1	1	0,98		0,79		0,7
Homla	Midt-Norge	3	Ja	R108				1	1	1		1		0,7
Bolåselva	Midt-Norge	4	Nei	R108				1	1	1		0,76		0,7
Leiråa	Midt-Norge	4	Nei	R111								0,71		I.K.
Eiteråga	Midt-Norge	4	Nei	R204	0,85	1	0,64	1	1	1	0,47	0,74		0,3
Sims kardelva	Midt-Norge	4	Nei	R204	0,95	1	0,72	1	1	1	0,62	1		0,3
Luru	Midt-Norge	4	Nei	R205	0,72	0,8	0,66	1	1	1	0,59	1	1	0,1
Driva	Midt-Norge	4	Nei	R207				1	1	0,93		0,63		0,1
Imsa	Midt-Norge	4	Nei	R207				1	1	0,98		1		0,1
Susna	Midt-Norge	4	Nei	R207				1	1	1		0,74		0,1
Husstølåna	Vestlandet	2	Ja	R105	0,66	0,73	0,37	1	1	1	0,91	0,77	1	0,3
Femangerelva	Vestlandet	3	Nei	R105	0,87	0,88	0,72	1	0,93	1	0,71	0,62	1	0,7
Hålandselva	Vestlandet	4	Nei	R105	0,8	0,85	0,65	0,84	0,6	1	0,41	0,71	1	0,7
Hildalselvi	Vestlandet	3	Nei	R201c	0,73	0,85	0,62	1	1	1	0,66	0,6		0,1
Raundalselva	Vestlandet	3	Nei	R201d	0,75	0,92	0,84	1	1	1	0,79	0,79		0,1
Kalstadelva	Vestlandet	3	Nei	R202b	0,97	0,88	0,61	1	1	0,8	1	0,79	1	0,3
Smeddalselvi	Vestlandet	3	Nei	R204	0,8	0,96	0,81	1	1	1	0,93	0,74		0,5
Utlå	Vestlandet	3	Nei	R204	0,76	0,88	0,65	0,89	1	1	0,64	1		0,1
Øydgardselva	Vestlandet	4	Nei	R301d	0,8	0,94	0,76	1	1	0,96	0,93	0,72		0,3
Bjorief	Vestlandet	3	Nei	R307*				1	1	1				0,1
Underdalselvi	Vestlandet	3	Nei	R304*	0,76	0,8	0,82	1	0,67	0,99	1	0,75		0,1
Rørholtfjorden	Sørlandet	4	Nei	R106	0,96	1	0,61	1	1	1	0,57	0,79		0,7
Skjeggelalsåna	Sørlandet	4	Nei	R202b	0,87	0,87	0,2	1	0,9	1	0,65	1	0,48	0,1
Vatnedalselva	Sørlandet	4	Nei	R202b	0,83	0,85	0,2	1	0,84	1	0,73	0,75	0,17	0,7
Molandsåna	Sørlandet	4	Nei	R202c	0,71	0,73	0,27	1	0,78	1	1	0,72	1	0,5
Sandvatn	Sørlandet	3	Nei	R203c	1	0,74	0,2	1	0,89	1	0,73	0,76		0,1

Rapportnavn	Økoregion	n	Anadrom	Vanntype	pH	ANC	LAI	TotP	TotN	PIT	AIP	ASPT	RAMI	Fiskeindeksen
Digeråe	Sørlandet	4	Nei	R205	0,74	0,8	0,66	1	1	1	0,37	0,66	1	0,1
Aslestadåi	Sørlandet	4	Nei	R206	0,82	0,87	0,65	1	1	1	0,5	0,69		0,3
Berdalsbekken	Sørlandet	2	Nei	R206	0,93	0,98	0,6	1	1	1	0,49	0,73		0,1
Daleåa	Sørlandet	4	Nei	R206	0,79	0,84	0,61	1	1	1	0,44	0,71		0,7
Vesterdalsåni	Sørlandet	3	Nei	R301c	0,77	1	0,43	1	1	1	0,63	0,54		0,5
Geiskeliåne	Sørlandet	2	Nei	R301d	0,75	1	0,53	1	1	1	0,19	0,71		0,1
Lislefjoddåi	Sørlandet	4	Nei	R305	0,8	1	0,71	1	1	1	0,34	0,68		0,3
Rørvannet	Østlandet	1	Nei	R106	0,71	0,99	0,45	0,97	0,78	1	0,28	0,56		0,5
Lundsåa	Østlandet	3	Nei	R111										I.K.
Vikka	Østlandet	4	Nei	R111										I.K.
Tegninga	Østlandet	3	Nei	R201d	0,8	1	0,47	1	1	0,79	0,99	0,73		I.K.
Atna03	Østlandet	7	Nei	R204	0,73	0,88	0,76	1	0,88	1	0,97	0,78		0,3
Atna04	Østlandet	7	Nei	R204	0,73	0,9	0,7	1	1	1	0,58			0,7
Atna11	Østlandet	7	Nei	R204	0,95	1	0,72	1	1	1	0,87	0,78		0,7
Jora	Østlandet	3	Nei	R204	0,95	1	0,78	1	1	1	0,58	0,69		0,3
Otta	Østlandet	3	Nei	R204	0,76	0,84	0,78	1	1	1	0,33	0,69		0,5
Setninga	Østlandet	3	Nei	R204	1	1	0,8	1	1	0,95	1	0,79		0,7
Sjoa	Østlandet	1	Nei	R204	1	1	1	1	1	1		1		0,3
Mistra	Østlandet	3	Nei	R205	0,76	0,99	0,72	0,78	1	0,95	1	0,8	1	0,7
Smådøla	Østlandet	3	Nei	R205	0,93	1	0,68	1	1	1	0,65	1	1	0,5
Kjagielva	Østlandet	3	Ja	R207				1	0,6	0,86		1		0,9
Kjørstadelva	Østlandet	3	Nei	R207				1	0,9	0,96		1		0,7
Leppa	Østlandet	2	Nei	R207				1	1	1		0,77		0,3
Lera	Østlandet	3	Nei	R208				0,72	0,88	0,76		0,75		I.K.
Lomma	Østlandet	3	Nei	R208				1	0,91	1		1		0,5
Store Ula	Østlandet	3	Nei	R301b	0,88	1	0,82	0,98	0,96	0,78	0,81	0,67		0,1
Døråe	Østlandet	7	Nei	R301d	0,7	0,84	0,7	0,93	0,95	0,77	1	0,56		0,1
Numedalslågen	Østlandet	3	Nei	R304*	0,85	1	0,91	1	1	1	0,85	0,7		0,5

¹Det finnes ikke klassegrenser for LAI i anadrome vannforekomster med denne vanntypen. nEQR-verdien oppgitt er basert på klassegrenser for elver uten anadrom fisk. *Disse vanntypene ble satt til R305 for klassifisering av TotP og TotN; se kap. 2.1.2.

Vanntypedekning

Per 2024 mangler det fortsatt tilstrekkelig dekning for flere vanntyper, både per økoregion og for landet som helhet. Dette vanskeliggjør en direkte sammenligning mellom vanntyper og økoregioner når det gjelder variasjon og presisjon i indeksverdier og økologisk tilstand. Leirpåvirkede vassdrag (R111) er en elvetyppologi der behovet for referanser er spesielt stort. Dette skyldes at vassdrag i områder med mye marin leire ofte er påvirket av endret landbruk og forurensning, noe som gjør det utfordrende å finne upåvirkede vannforekomster. Samtidig er behovet for å vurdere miljøtilstanden i disse områdene betydelig. Det trengs også mer data også fra andre vanntyper som for eksempel ionefattige typer (f.eks. med hensyn til justering av ASPT-indeks).

Ønske om tilleggsparameter for å måle påvirkning i leirvassdrag (R111)

Den vannkjemiske parameteren filtrert fosfat var inkludert i en første fase av programmet (før 2021), men har senere blitt fjernet fordi den har vist lave verdier i referanseelvene. Når vi ser på de innsamlede dataene, avviker imidlertid de leirpåvirkede elvene fra dette mønsteret. Leirpåvirkede elver har høyere konsentrasjoner av både fosfat og filtrert fosfat sammenlignet med øvrige elver i programmet. Dette skyldes at nedbørsfeltet til disse elvene ligger under marin grense der løsavsetningene inneholder mer fosfat. I noen tilfeller kan dette også tilskrives påvirkning, for eksempel knyttet til spredt avløp, overløp fra kommunalt avløpsnett og husdyr- og kunstgjødsel. Vi anbefaler å igjen inkludere filtrert fosfat som parameter, men kun for de leirpåvirkede vassdragene, fordi klassifiseringsveilederen har klassifiseringskriterier for filtrert fosfat tilpasset denne. Vi anbefaler å inkludere flere leirelver i programmet, men valg av nye lokaliteter er vanskelig fordi mange elver med nedbørsfelt under marin grense antas å være påvirket av menneskelig aktivitet (bebyggelse og landbruk). Hvis vi samler inn data også om filtrert fosfat, kan vi bruke klassifiseringssystemet til å vurdere eventuelt hvor langt unna miljømålet de leirpåvirkede elvestasjonene er (jf. «beste tilgjengelige referanser» for leirvassdrag).

Avvikende elver og vanntyper

I noen tilfeller avviker elver og vanntyper spesielt fra forventningen. Programmet baserer seg på eksisterende og godt utprøvd tilnærminger for prøveinnsamling. Alternative metoder til de eksisterende tilnærmingerne er lite utprøvd. Imidlertid ble det brukt data fra programmet i en tilgrensende FoU-aktivitet, finansiert av Miljødirektoratet, om utvikling av indikatorsystemer til bruk i overvåking (upublisert notat). Her så vi blant annet på effekten av prøvemengde (å slå sammen prøvemateriale fra flere prøvetakinger) i forhold til tilstandsklassifisering ved ASPT-indeksen i referanseelvene. Vi mener slike vurderinger er verdifulle for å forstå hvorfor noen elver og bekker i programmet ikke oppnår forventet tilstand på bakgrunn av dagens indekser og klassegrenser. Lignende studier kan også være aktuelle, f.eks. om effekter av substratets sammensetning og vannføringskarakteristikker på de biologiske samfunnene.

Begroingsalger

PIT-indeksen (eutrofiering), indikerte stort sett *svært god* tilstand i de undersøkte vannforekomstene, og det var det er lite variasjon i PIT-verdiene innad i vannforekomstene mellom år. For AIP-indeksen (forsuring), var omtrent en tredel av målingene i dårligere tilstand enn *svært god* eller *god*. Dette indikerer et behov for å revurdere klassegrensene for denne indeksen (som belyst også av Sandin mfl. 2021). Det er imidlertid viktig å ta høyde for mulig episodisk forsuring i vannforekomstene som kan være vanskelig å fange opp med vannprøver i overvåkingsprogrammet. For AIP kan det være aktuelt å vurdere om klassegrensene bør justeres basert på løst organisk materiale (TOC eller farge) i vannet, ikke minst fordi konsentrasjonen av TOC og farge fortsetter å øke i mange av våre vassdrag.

Bunndyr

Basert på resultatene ser vi ingen umiddelbare behov for å justere *god/moderat* klassegrensene for indeksene ASPT og RAMI. Imidlertid viser resultatene om ASPT at klassegrensen *god/svært god* (ASPT-verdi > 6,8) fremstår som «streng» for flere av elvene og vanntypene (jf. Tabell 4). Dette gjelder spesielt humøse og kalkfattige vanntyper, samt svært klare og svært kalkfattige vanntyper. Her kan det være aktuelt å justere klassegrensen for *god/svært god*. En slik justering må imidlertid vurderes nøye i lys av mulige andre påvirkningstyper, slik som forsuringspåvirkning (LAL). Mer kunnskap ønskes spesielt for vanntypologier med få tilgjengelige referanseelver, som leirvassdrag (R111), elver med lav konduktivitet (svært klare, kalkfattige), og elver som ligger over tregrensen.

I mangel av et ferdigutviklet klassifiseringssystem for bunndyr valgte Norge å delta i interkalibreringsarbeidet gjennom Northern Intercalibration Group, ved å benytte ASPT-indeksen (Schartau & Bækken, 2008). I dette arbeidet ble nasjonale indekssystemer testet mot ICMi-indeksen (Intercalibration Common Metric), som ble utviklet for å måle organisk forurensing, næringssaltpåvirkning og generell degradering i europeiske vassdrag (se f.eks. Buffagni m.fl., 2006). Blant disse påvirkningstypene anses ASPT å være spesielt følsom for organisk forurensing (Van De Bund, 2009). ASPT-indeksen benyttes på familienivå (eller grovere oppløsning) og beregnes som en gjennomsnittlig poengverdi basert på Biological Monitoring Working Party scoring system (BMWP; Armitage, 1983). Flere faktorer peker imidlertid på at systemet enten bør revideres eller erstattes med en ny indeks:

- ASPT-systemet (Armitage, 1983) ble introdusert for over 40 år siden. Siden den gang har noen av indikatorartene fått endret fylogeni, blant annet gjennom bytte av familienavn. Dette kan i enkelte tilfeller føre til at en indikatorart tildeles en ny indikatorverdi *på papiret* (jf. sneglen Ancyliidae/Planorbidae). Vanlig praksis i slike tilfeller er å bruke den opprinnelige indikatorverdien tilknyttet det gamle familienavnet. Det kan imidlertid være utfordrende å holde oversikt over slike fylogenetiske endringer over så lang tid. Dette medfører slik en usikkerhet ved bruk av vurderingssystemet.
- I Storbritannia har ASPT-systemet blitt revidert flere ganger ved å inkludere flere indikatorer fra bunndyrsamfunnene. Det er også gjort forsøkt på å tilpasse ASPT-systemet til vannforskriftens vedlegg V. I vedlegg V fremheves flere økosystemkomponenter som sentrale for tilstandsvurderinger ved bunndyr: taksonomisk sammensetning og mengde, forekomst av sensitive vs. tolerante arter (eller taksonomiske grupper), og diversitet. I Storbritannia brukes et abundansvektet ASPT-system i tillegg til diversitet av indikatorer. En lignende tilnærming kan være aktuelt for det norske systemet.
- Flere potensielle indikatorarter i norske elver er i dag ikke tilknyttet noen indikatorverdi, selv om de sannsynligvis er følsomme for menneskelig påvirkning. En revisjon av ASPT, eller innføringen av en ny bunndyrindeks i Norge, bør vurdere hvorvidt flere indikatorer kan inkluderes. Andre elveindekser opererer på artsnivå, eller med en kombinasjon av familie, slekt og arter (jf. RAMI, PIT og AIP). Bruk av en høyere taksonomisk oppløsning ventes å gi en høyere presisjon i vurderingene.

Fisk

Resultatene viser at det er et behov for en alternativ klassifiseringsmetodikk som omfatter den økologiske variasjonsbredden i norske vassdrag. Overvåkingsprogrammet har vært svært viktig for å dokumentere typiske tettheter av fisk i næringsfattige lokaliteter og vassdrag med høy grad av naturlige forstyrrelser eller dårlig tilgang til refugier – en karakteristikk som passer mange av referanseelvene. Hvorvidt det er mest formålstjenlig med kvalitative eller kvantitative kriterier – eller ett kriteriesett som

er gjeldende for alle vannforekomster i hele landet – er imidlertid usikkert. Utfordringen med å etablere kvantitative klassegrenser ligger særlig i den store variasjonen mellom elver, lite systematisk variasjon mellom økoregioner, og variasjon som introduseres av selve datainnsamlingen (samplingusikkerhet, frekvens og omfang) selv i vassdrag i antatt referansetilstand. Videre kan grad av negativ påvirkning (som gir seg utslag i tetthet av fisk) være vanskelig å etablere i et dose-respons-rammeverk i vassdrag med menneskelig påvirkning. Uavhengig av hvordan klassifiseringsmetodikken vi se ut i framtiden ligger robuste feltdata til grunn for enhver vurdering av økologisk tilstand. Et viktig prinsipp må derfor være et fortsatt fokus på representative og etterprøvbare data, også i vassdrag med tynne bestander av fisk.

Miljøgifter i fisk

For fem miljøgifter (MCCP, sumPFOS, sumPCB7, kvikksølv og sumBDE6) var det overskridelser av EQS. Undersøkelser av miljøgifter i biota har frembragt nyttig kunnskap om at noen miljøgifter også blir påvist i antatt upåvirkede ferskvannsforekomster. For noen av miljøgiftene ser vi at det kan være regionale forskjeller i belastning som bør følges opp. De høye overskridelsene EQS for PFAS i Bærumselvene bør følges opp med nærmere undersøkelser om mulige lokale kilder, spesielt sett i lys av at foreslått ny EQS for sum 24 PFAS er betydelig lavere enn gjeldende EQS. Analyserepertoaret bør gjennomgås for å vurdere om det er hensiktsmessig. Det kan også vurderes å analysere fisk fra flere vannforekomster i en økoregion heller enn å analysere samme vannforekomster flere ganger. Dette gjelder spesielt dersom en vannforekomst er vist å ha stabilt lave nivåer av miljøgifter i fisk. En slik vannforekomst bør vurderes byttet med en annen vannforekomst i samme økoregion for å utvide kunnskapen om miljøgiftbelastningen. Antall prøver fra en vannforekomst bør være minst 3 hvert år siden variasjonen av noen miljøgifter kan være stor.

Videre oppfølging

Sammenstillingen av flere års data fra overvåkingsprogrammet (2017-2023) har gitt ny innsikt i miljøtilstanden til de undersøkte vannforekomstene, og viktig kunnskap som kan brukes til å forbedre presisjonen i vurderingssystemene. Til tross for at tidsseriene er relativt korte, har de allerede gitt verdifull innsikt om miljøparametere i referansevassdrag. Videre innsamling av biologiske og vannkjemiske data gjennom Referanseelv-programmet vil være svært viktig for å øke kunnskapen om naturlige bakgrunnsverdier og forbedring av metodikken for økologisk tilstandsklassifisering, kartlegge biodiversitet i norske vassdrag, samt for å vurdere effekter av storskala påvirkninger som klimaendringer. På den måten kan vi bedre skille effekter av menneskeskapte påvirkninger, som klimaendringer og økning i skogbiomasse, fra økosystemenes naturlige variasjon. I fremtiden vil det være nyttig å undersøke nærmere hvordan de biologiske samfunnene naturlig grupperer seg uavhengig av vanntype, og i hvilken grad slike grupperinger samsvarer med variabler som økoregion, substrat og vannkarakteristikk. En slik analyse vil være mest verdifull hvis datasettet dekker et bredt spekter av hovedkarakteristikk (som vanntypene representerer), i de ulike økoregionene.

5 Referanser

- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water-quality score system based on macroinvertebrates over a wide-range of unpolluted running-water sites. *Water Research*. 17, 333-347
- Bækkelie, Knut Andreas Eikland; Myrvold, Knut Marius. 2020. Overvåking av referanseelver 2019. Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. Norsk institutt for naturforskning (NINA) 2020 (ISBN 978-82-426-4552-4) 103 s. NINA rapport(1795).

- Buffagni A, Erba S, Cazzola M, Murray-Bligh J, Soszka H & Genoni P. 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia*; 566: 379-399.
- de Winter, J.C.F. 2013. Using the Student's t-test with extremely small sample sizes," *Practical Assessment, Research, and Evaluation*: Vol. 18, Article 10.
DOI: <https://doi.org/10.7275/e4r6-dj05>
- EFSA CONTAM Panel. 2020. «Risk to Human Health Related to the Presence of Perfluoroalkyl Substances in Food». *EFSA Journal* 18 (9): e06223. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223>.
- European Commission. 2014. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 32 on Biota Monitoring (the Implementation of EQSbiota) under the Water Framework Directive. Technical Report 2014–083. Luxembourg: Publications Office. <http://bookshop.europa.eu/uri?target=EUB:NOTICE:KH0614245:EN:HTML>
- European Commission. 2022. «European Commission - Have Your Say». Text. European Commission - Have Your Say. 2022. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52022PC0540>
- European Commission. 2023. *Commission Regulation (EU) 2023/915 of 25 April 2023 on Maximum Levels for Certain Contaminants in Food and Repealing Regulation (EC) No 1881/2006 (Text with EEA Relevance)* <http://data.europa.eu/eli/reg/2023/915/2023-08-10/eng>
- Hylland, Ketil, Dick Vethaak, og Ian M. Davies. 2012. «Background Document: Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Metabolites in Fish Bile». I *Integrated Marine Environmental Monitoring of Chemicals and Their Effects*, redigert av Ian M. Davies og Dick Vethaak, 18–25. ICES Cooperative Research Report 315. Copenhagen: ICES/CIEM.
[http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Cooperative%20Research%20Report%20\(CRR\)/crr315/CRR315_Integrated%20Monitoring_final.pdf](http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Cooperative%20Research%20Report%20(CRR)/crr315/CRR315_Integrated%20Monitoring_final.pdf)
- Myrvold, Knut Marius; Bækkeli, Knut Andreas Eikland. 2019. Overvåking av referanseelver 2018. Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. Miljødirektoratet 2019 97 s.
- Myrvold, Knut Marius; Ugedal, Ola; Bremset, Gunnbjørn. 2019. Utfordringer knyttet til overvåking av fiskebestander og konsekvenser for økologisk tilstandsklassifisering etter vannforskriften. Norsk institutt for naturforskning (NINA) 2019 (ISBN 978-82-426-3272-2) 37 s. NINA rapport(1534) NINA.
- Paisley M.F., Trigg D.J., Walley W.J. (2014). Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: Derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Research and Applications*; 30: 887-904.
- Sandin, Leonard, Jan-Erik Thrane, Jonas Persson, Maia Røst Kile, Knut Andreas Bækkeli, Knut Marius Myrvold, Øyvind Aaberg Garmo, mfl. 2021. *Overvåking av referanseelver - Utprøving av klassifiseringssystemet for basisovervåking i referansevassdrag*. 208. Norsk institutt for vannforskning. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2759880>.
- Schartau, A. K. L. og Bækken, T. 2008. Økologiske vannkvalitetsmål i ferskvann - Forslag til nytt klassifiseringssystem for bunndyr. VANN-3-2008, s. 238-247.

Schneider, S. C., Skarbøvik, E. (2022). Ecological status assessment of clay rivers with naturally enhanced water phosphorus concentrations. *Environmental Advances*, 9.
<https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100279>.

Van De Bund W. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1: Rivers. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 23838 EN/1 2009: 136.

6 Vedlegg

Vedlegg A

Bunndyr:

Noen stasjoner ble utelatt for at resultatene i best mulig grad skal reflektere referansetilstand. Følgende stasjoner ble utelatt enten på grunn av påvirkning eller uegnet prøvelokasjon (f.eks. substrat): Digeråe (stor stein; uegnet substrat), Bjoreio (ingen grus; uegnet substrat), Atna4 (utløpseffekt fra Atnsjøen; uegnet lokasjon), Farsjø (tørke; uegnet lokasjon), samt leirelvene Lundåa og Vikka (påvirkning).

Indikatorverdiene for BMWP/ASPT har vært uendret siden systemet ble innført i Norge (Schartau og Bækken, 2008). Det er imidlertid viktig å merke seg en feil i klassifiseringsveilederen fra 2009, der familien Philopotamidae ikke var oppført med noen indeksscore. Sneglen Ancyliidae (opprinnelig BMWP-verdi = 6) har etter systemets innføring blitt omplassert til familien Planorbidae (BMWP-verdi = 3). Siden toleransen anses å være den samme, og systemet er interkalibrert med de opprinnelige verdiene, har vi i våre beregninger brukt den opprinnelige BMWP-verdien for Ancyliidae.

Begroingsalger

For PIT-indeksen er ikke leirelvene klassifisert fordi de samme dataene er brukt til å fastsette referanseverdien. For forsuringsindeksen AIP, er det ikke klassifisert stasjoner med kalsium-innhold over 4 mg/L fordi slike stasjoner ikke anses som forsuret.

Fisk

Her følger utdrag fra tidligere rapporter (Moe mfl. 2018; Myrvold & Bækkeli, 2019; Bækkeli & Myrvold, 2020; Sandin mfl. 2021) som beskriver anlegging av stasjoner, gjennomføring av elfisket og beregning av tettheter av ung laksefisk.

Stasjonsvalg og praktiske avgjørelser

Innsamlingen og beregning av tetthet av fisk i overvåkningsprogrammet 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. Det første året av undersøkelsene ble det imidlertid gjennomført undersøkelser ved flere stasjoner i enkelte vassdrag. Valg av stasjon ble derfor foretatt i tre faser. Først ble vannforekomsten undersøkt på kartet (og med flyfoto) for å sikre at de ulike delene av vannforekomsten ble med i overvåkningsprogrammet. Dersom etablerte stasjoner fra tidligere overvåkning 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 begroingsalger. Deretter ble en representativ strekning identifisert innen hvert elveavsnitt, og endelig valg av stasjon ble foretatt ved befaringsfelt 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 100 m². I visse tilfeller var det imidlertid behov for å justere stasjonsstørrelsen noe.

Gjennomføring av el-fiske

Før fisket startet ble vannets ledningsevne og temperatur målt for å kunne stille inn el-fiskeapparatet på en måte som gjør fangsten effektiv, og som samtidig er skånsom for fisken. Det ble gjennomført tregangers overfiske dersom antall fisk på første omgang var høyere enn 10 individer av laksefisk (laks, ørret eller

røye). Ved å fiske over stasjonen tre ganger (tregangers overfiske) med samme innsats kan vi bruke nedgangen i antall fisk fra hver omgang til neste til å beregne fangbarheten og dermed det sannsynlige antallet individer til stede.

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 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.

Tetthetsberegning av årsyngel og ungfisk

Tilstandsklassifiseringen for kvalitetselement fisk er blant annet basert på tettheter av årsyngel og ungfisk av laksefisk (ørret *Salmo trutta*, atlantisk laks *Salmo salar* og røye *Salvelinus alpinus*). Vi brukte el-fiskedataene til å beregne tettheten av årsyngel og ungfisk for hver stasjon ved Zippin-metoden (Zippin 1956) i R-pakken FSA (Ogle mfl. 2023). Metoden bruker fangsttallene fra hver omgang til å estimere en fangbarhet for stasjonen, som sammen med fangsttallene brukes til å estimere antall fisk som sannsynligvis er til stede i stasjonsarealet. Det er kjent at denne metoden har en tendens til å være *unøyaktig* i estimatet av antall fisk sammenlignet med andre metoder slik som merking-gjenfangst (Bohlin mfl. 1989, Peterson mfl. 2004). Den viktigste årsaken til denne unøyaktigheten er at fangbarheten antas å være lik for alle individer, men i realiteten fanger man de individene som er lettest å fange. Dette fører til en overestimering av fangbarheten, og følgelig en underestimering av bestanden. *Presisjonen* i estimatene kan også være utfordrende i tynne bestander fordi det er vanskelig å estimere variansen rundt et bestandsestimat på bakgrunn av få individer. Bohlin mfl. (1989) anbefalte at ved tregangers overfiske bør man fange minst 50 individer for at estimatoren skal være presis (dvs. ha et lite konfidensintervall). Vi vurderer imidlertid disse feilkildene til å være akseptable. Det er i mange tilfeller mer tidsbesparende å utføre utfangst enn merking-gjenfangst fordi det kreves mindre håndtering og kortere ventetid mellom omgangene. Videre er det en fordel å beholde fisk fra den første omgangen når vi skal ta prøver til analyser av miljøgifter. For å beskrive økologisk tilstand er det også «bedre» å underestimere enn å overestimere tettheten, selv om en mest mulig nøyaktig tallfesting selvfølgelig er foretrukket.

I tilfeller der det fysiske habitatet i stasjonene innenfor en vannforekomst var tilstrekkelig like, og tettheten av fisk var sammenlignbart, fisket vi ikke tre omganger på hver stasjon. I stedet fisket vi tre omganger på én stasjon, og én omgang på de andre stasjonene. Vi benyttet da fangbarhetsestimatet fra stasjonen med tregangers overfiske til å beregne antallet fisk i stasjonene der vi fisket én omgang (Bohlin mfl. 1989):

$$\text{estimat i ny stasjon} = \frac{\text{antall fisk fanget på én omgang i ny stasjon}}{\text{fangbarhetsestimat fra annen stasjon}}$$

Vi beregnet 95% konfidensintervaller rundt antallsestimatet ved å ta trekke fra / legge til $1,96 \times$ standardfeilen til fangbarhetsestimatet i formelen ovenfor (Faktoren 1,96 brukes fordi 95% av arealet under en normalfordelt kurve ligger innenfor 1,96 standardavvik av gjennomsnittet). For eksempel, dersom fangbarhetsestimatet fra tregangers overfiske var 0,50 og standardfeilen var 0,050 ble nevneren for nedre estimatet i konfidensintervallet $1-(1-0,45 \times 1,96)$, og det øvre ble $1-(1-0,55 \times 1,96)$.

Gjennomsnittsverdien for en stasjon ble beregnet som det aritmetiske gjennomsnittet, og standardfeilen til estimatet ble beregnet som ved cluster sampling: $SE_{gjennomsnitt} = \sqrt{\frac{SE_{\hat{a}r\ 1}^2 + SE_{\hat{a}r\ 2}^2 + SE_{\hat{a}r\ 3}^2}{3}}$

I vannforekomster hvor det ikke var tilstrekkelig mange fisk til å beregne fangbarhet ut fra tregangers overfiske på noen av stasjonene ble det benyttet en gjennomsnittsverdi fra hele datasettet. Dette gjennomsnittlige fangbarhetsestimatet var 0,633. Dermed kunne vi beregne tetthetsestimater også fra elver med tynne bestander, slik som Store Ula (Ø), Divielva (F), Bjoreio (V) og Imsa (M).

Klassifisering

Tilstandsklassifisering er utført i henhold til tabell 6.15 i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa for vanndirektivet, 2018). Klassifiseringen ble gjort på stasjonsnivå fordi habitatklasse, fiskesamfunn og tilgang til sjøen varierer innad i en vannforekomst (det var som regel tre stasjoner per vannforekomst). Hver stasjon ble klassifisert etter de samme kriteriene for hele perioden. Gjennomsnittlig tetthet for hele perioden dannet grunnlaget for klassifiseringen.

Det ble fanget totalt 14278 fisk i fangbar størrelse i løpet av programperioden (2017 – 2023). Av disse utgjorde laks, ørret og røye 86,9% eller 12402 individer, og ørret var den mest tallrike med 61% av all fanget fisk (Tabell 9). Disse artene var dessuten de mest geografisk utbredte, og derfor baserte vi tilstandsklassifiseringen på disse tre artene samlet. Steinsmett utgjorde knappe 7% av fangstene, men den er arten finnes hovedsakelig på Østlandet i Glomma-vassdraget. Ørekyt utgjorde knappe 5% av fangstene, men denne arten er spredt hensiktsmessig til de fleste landsdeler (Hesthagen & Sandlund, 1997). Den forekommer naturlig på sørlige deler av Østlandet og i Øst-Finnmark. De resterende artene utgjorde under 1% hver, men vi valgte å ta med røye da den forekommer både i stasjonær og anadrom form.

Tabell 9. Artsfordeling av fanget fisk i referanseelvene fra 2017 til 2023. I analysene fokuserte vi på laksefiskene laks (*Salmo salar*), røye (*Salvelinus alpinus*) og ørret (*Salmo trutta*) (uthevet).

Art	Antall	Andel av total (%)
Abbor	3	0.02 %
Bekkeniøye	1	0.01 %
Bekkerøye	13	0.09 %
Gjedde	10	0.07 %
Harr	2	0.01 %
Lake	5	0.04 %
Laks	3608	25.27 %
Nipigget stingsild	40	0.28 %
Røye	75	0.53 %
Sik	3	0.02 %
Skrubbe	5	0.04 %
Steinsmett	992	6.95 %
Stingsild ukjent	16	0.11 %
Trepigget stingsild	70	0.49 %
Ørekyt	694	4.86 %
Ørret	8674	60.75 %
Ørret_hybrid	45	0.32 %
Ål	22	0.15 %
Sum fangst	14278	100.00 %

Med bakgrunn i disse fangstene ble det beregnet 732 tetthetsestimater (ett estimat per stasjon per undersøkelsesår) for tettheten av ung laksefisk per 100m². Gjennomsnittstettheten per stasjon over hele perioden besto av 243 estimater. Klassifiseringen på stasjonsnivå ble basert på disse estimatene. Klassifisering på vannforekomstnivå (n = 79) var basert på et gjennomsnitt av tilstanden på hver stasjon. En justering ble gjort i 11 av vannforekomstene der det ble påvist innførte arter (regionalt innført ørekyt og nasjonalt fremmed art bekkerøye; markert “innført” i hovedteksten). Her ble tilstanden for vannforekomsten justert ned med én hel klasse (eks. fra *God* til *Moderat*).

Referanser

Bohlin, T., S. Hamrin, T. G. Heggberget, G. Rasmussen & S. J. Saltveit. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9-43.

Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften.

Forseth, T. & Forsgren, E. (2009). Elfiskemetodikk. Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488.

Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge: årsaker og effekter. NINA Fagrapport 013: 1-16.

Moe, T.F., Thrane, J.E., Persson, J., Bækkeli, K.A., Myrvold, K.M., Garmo, Ø.A., Grung, M., Hindar, A., Calidonio, J.L.G. & de Wit, H. Overvåking av referanseelver 2018. Basisovervåking i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet M1332-2019.

Ogle DH, Doll JC, Wheeler AP, Dinno A (2023). FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods. R package version 0.9.5, <https://CRAN.R-project.org/package=FSA>.

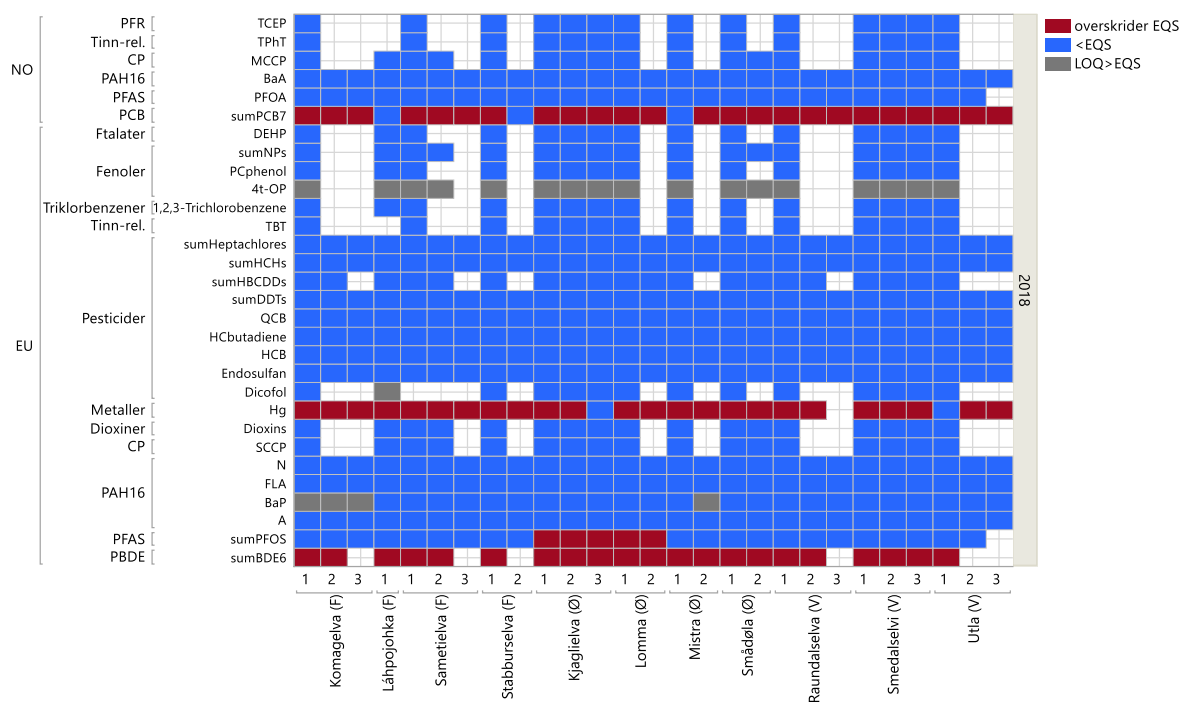
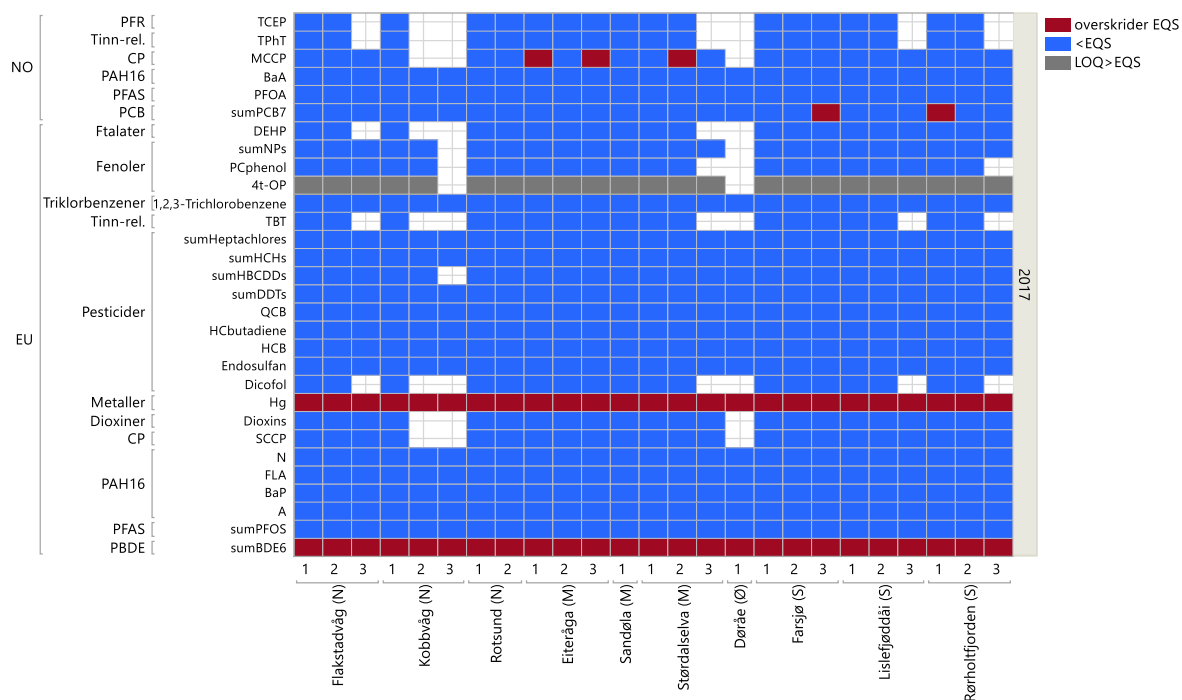
Peterson, J.T., Thurow, R.F. & Guzevich, J.W. 2004. An evaluation of multipass electrofishing for estimating the abundance of stream-dwelling salmonids. Transactions of the American Fisheries Society 133:462–475.

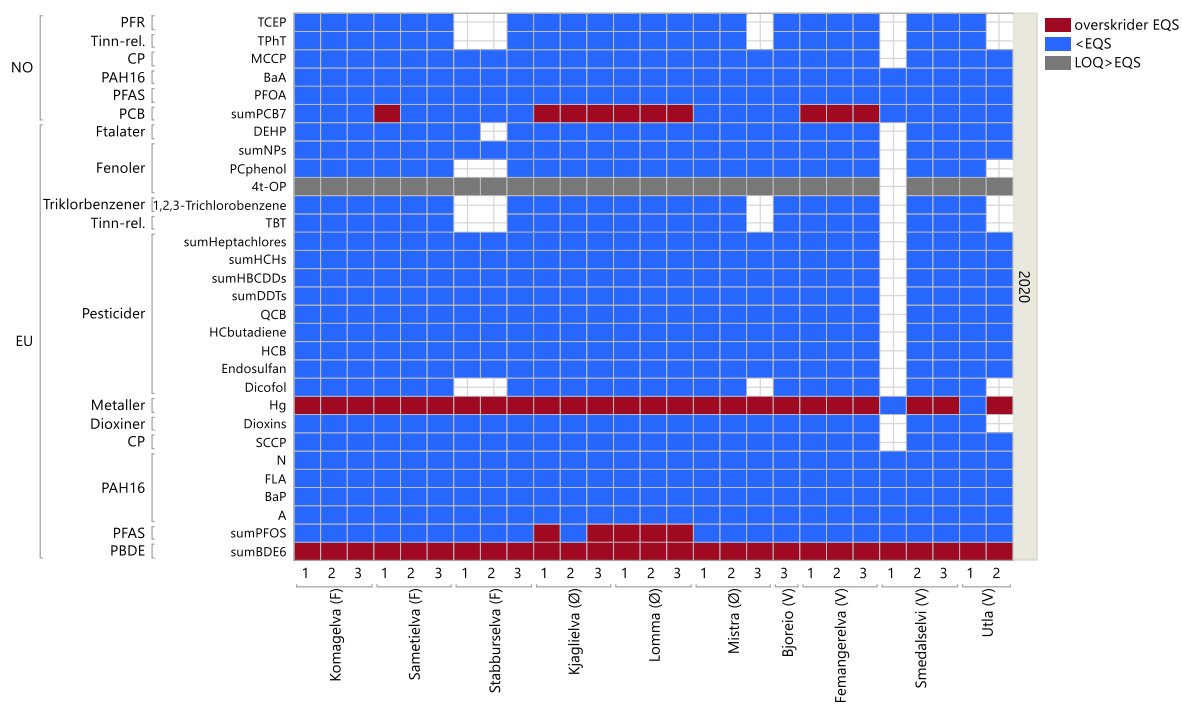
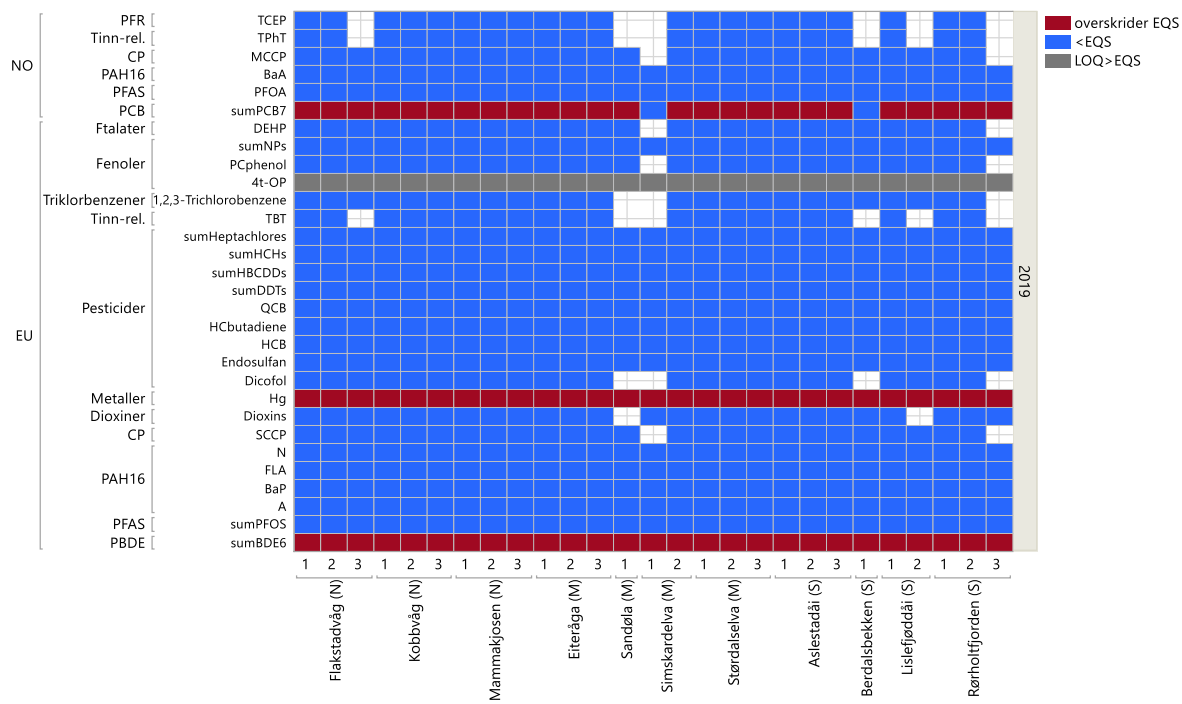
Vogt, R. D., Garmo, Ø. A., Schartau, A. K., & Haaland, S. L. (2023). Metoder for beregning av vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) for klassifisering av forurensningstilstand [Review]. *Vann*, 02(58), 105-117.

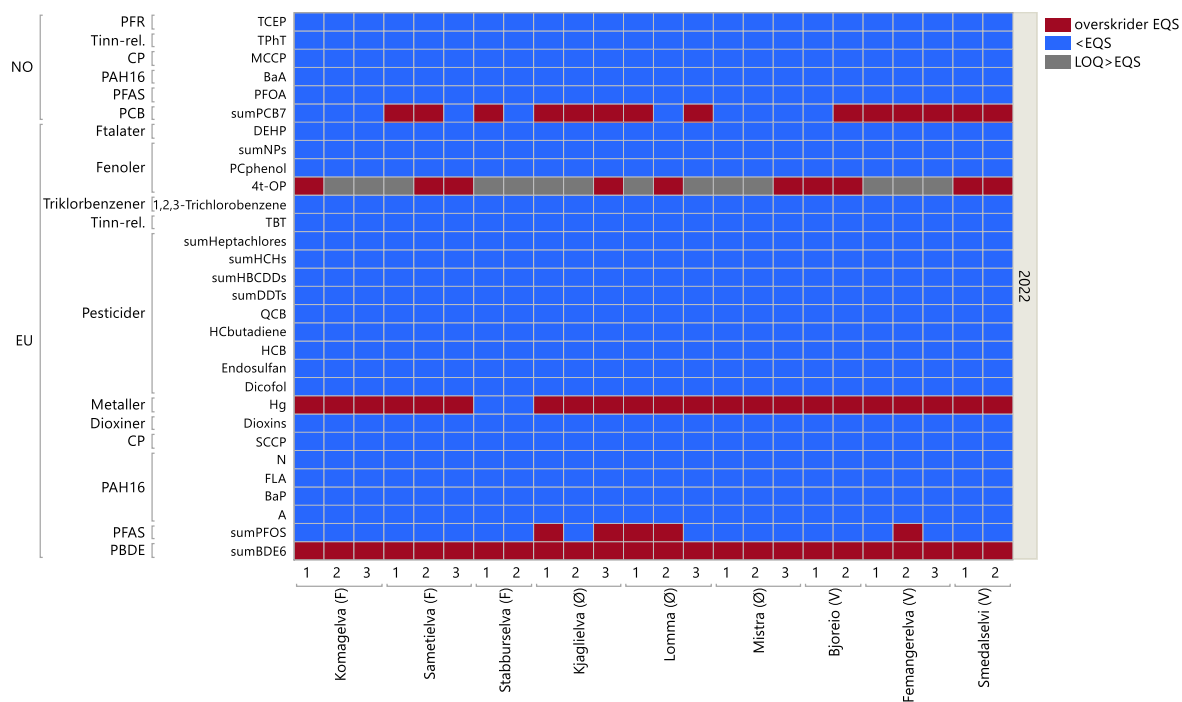
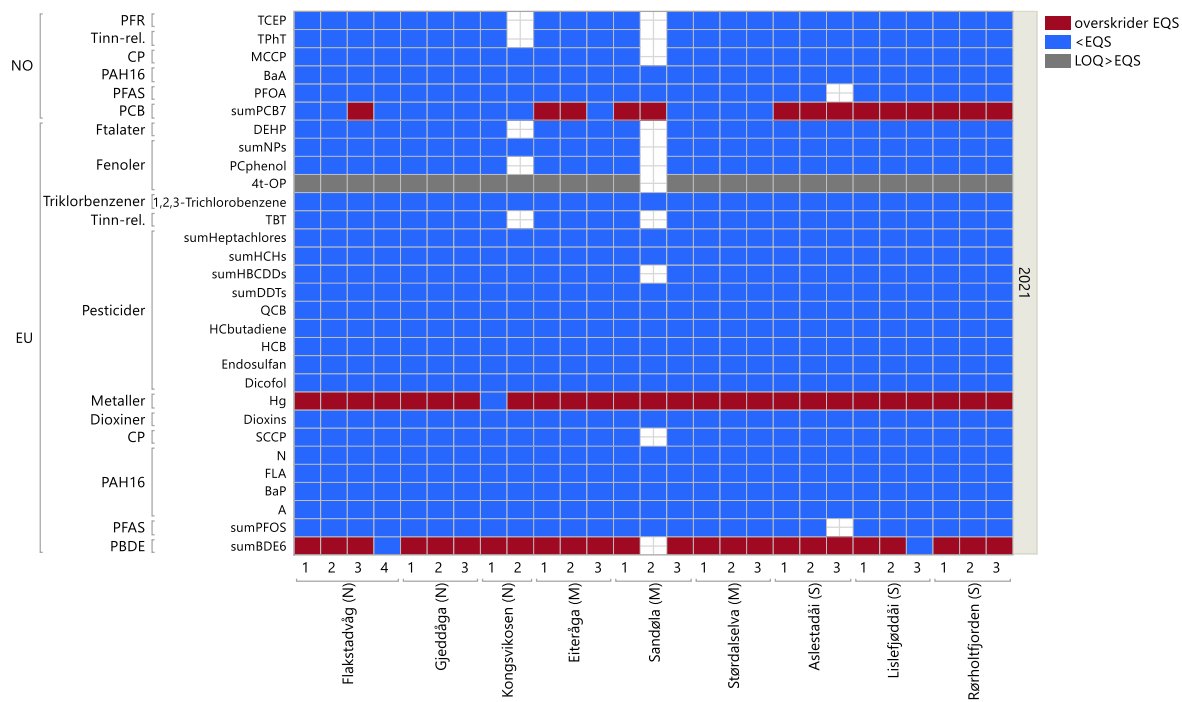
Zipf, C. (1956). "An evaluation of the removal method of estimating animal populations." *Biometrics* 12: 163-189.

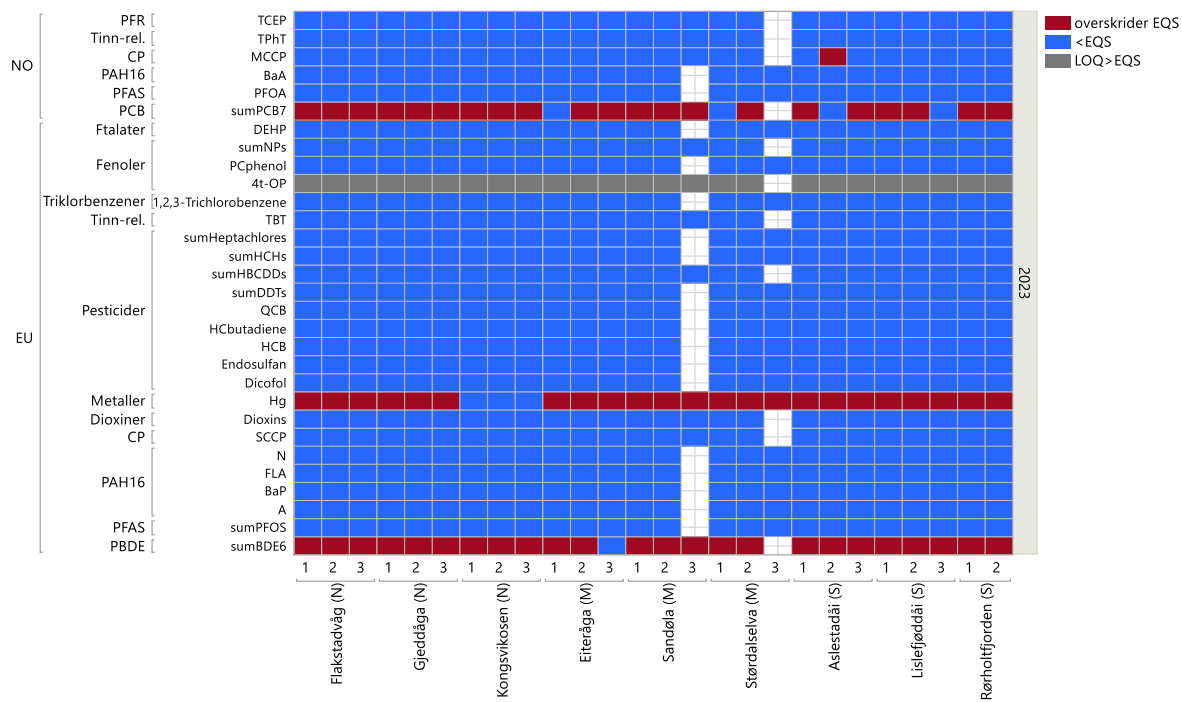
Vedlegg B

Oversikt over overskridelser av EQS for hver stasjon/prøve for hvert år. Figurene viser med farger vurderinger EQS for miljøgifter for hver stasjon/prøve. De grå feltene indikerer at LOQ var for høy til å kunne vurdere overskridelse av EQS. I tilfellene der cellene ikke har farge har det vært for lite materiale til å kunne analysere prøven.











Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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