

Nasjonal innsjøundersøkelse 2019



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

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

Internett: www.niva.no

Tittel Nasjonal innsjøundersøkelse 2019	Løpenummer 7530-2020	Dato 04.09.2020
Forfatter(e) Atle Hindar, Øyvind Garmo, Kari Austnes, James Edvard Sample	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 86

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Kontrakt av 8.5.2019, Avtale 19087268
Oppdragsgivers utgivelse: Miljødirektoratet rapport M-1876 2020	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 910091

Sammendrag

I denne nasjonale innsjøundersøkelsen er forsuring og eutrofiering undersøkt i 1000 innsjøer. De aller fleste av innsjøene ble prøvetatt fra helikopter i perioden 15. september og ut oktober i 2019, og det er analysert på over 30 ulike parametere. Hovedresultatet er en markant reduksjon i forsuringsspåvirkning siden den forrige nasjonale innsjøundersøkelsen i 1995. Det har resultert i økt pH og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og reduksjon i potensielt giftig aluminium. Også konsentrasjonen av en rekke spormetaller er kraftig redusert, og er på nivåer som i hovedsak ligger under grenseverdier i vannforskriften. Det var svært få innsjøer som hadde så høye fosforkonsentrasjoner at de kan regnes som eutrofe. På sørvest-landet var fosforkonsentrasjonene redusert, trolig som et resultat av tiltak i landbruket, mens de var økt på Østlandet sammenlignet med undersøkelsen i 1995. Det kan delvis skyldes en markant økning i organisk materiale i innsjøene, noe som også bidrar til økning i organisk bundet fosfor. Denne økningen i organisk materiale har også økt konsentrasjonen av organiske syrer og bidratt til en mindre markant pH-økning enn reduksjonen i forsurende forbindelser skulle tilsi. På den andre siden er aluminium i større grad blitt organisk bundet og dermed mindre giftig for vannlevende organismer.

Fire emneord	Four keywords
1. Forsuring	1. Acidification
2. Innsjøer	2. Lakes
3. Løst organisk materiale	3. Dissolved organic matter
4. Eutrofiering	4. Eutrophication

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

Atle Hindar
Prosjektleder

Øyvind Kaste
Kvalitetssikrer

Sondre Meland
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7265-9
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

Nasjonal innsjøundersøkelse 2019

Forord

I 2019 lyse Miljødirektoratet ut prosjektet Nasjonal innsjøundersøkelse 2019. Målet med prosjektet skulle være å undersøke status for og utvikling i vannkvalitet i norske innsjøer. Hovedtemaer var forsurening og eutrofiering, men parameterlisten omfattet også bl.a. spormetaller. Innsjølisten omfattet 1005 lokaliteter. Disse var statistisk utvalgt innenfor regioner og størrelsesgrupper, og de var med få unntak de samme innsjøene som inngikk i den forrige nasjonale innsjøundersøkelsen i 1995.

Prøvetagning ble gjennomført i perioden september-november 2019. De aller fleste innsjøene ble prøvetatt fra helikopter, og for dette samarbeidet personell fra NIVA med Helitrans AS. Med på prøvetakingen var også medarbeidere fra Akvaplan-niva. For de innsjøene som av ulike grunner måtte prøvetas fra land, ble det samarbeidet med folk fra kommuner, vannverk, fjellstyrer og Statens naturoppsyn. De fleste analysene ble utført av NIVAs laboratorium i Oslo. Kvikksølv ble analysert ved Brooks Applied Labs, Washington, USA, mens aluminium (total), arsen, bly, jern, kadmium, kobolt, krom, kobber, nikkel og sink ble gjennomført av vår samarbeidspartner Eurofins.

Prosjektet involverte en rekke personer i og utenfor NIVA. Mette Gun Nordheim hadde ansvar for innhenting av landingstillatelser for helikopter fra kommuner og vernemyndigheter. Øyvind Garmo hadde ansvar for planleggingen av prøvetaking og prøvetakingslogistikk. Han hadde også delansvar for rapportering og revisjon av rapport. Elisabeth Lie og Veronica Eftevåg hadde ansvar for laboratorie-koordinering og analysekvalitet, mens Tina Bryntesen tok seg av håndteringen av prøver for kvikksølvanalyse. Liv Bente Skancke har hjulpet til med landingstillatelser, vært kontakt mot laboratoriet og tilrettelagt innsjødata. James Edvard Sample lagde kartpresentasjoner for bruk under prøvetakingen og produserte hovedfigurene i rapporten, mens Roar Brænden sørget for rapportering av data til Vannmiljø.

Prosjektleder var Atle Hindar. Han var NIVAs kontaktperson overfor Miljødirektoratet og hadde ansvar for rapporteringen. Gunnar Skotte har vært Miljødirektoratets kontaktperson.

Vi vil takke Miljødirektoratet for et godt samarbeid og fleksibilitet gjennom hele prosjektperioden og ikke minst i Covid-19-perioden. Vi vil også takke alle øvrige samarbeidspartnere og bidragsytere for et vel gjennomført prosjekt.

Grimstad/Hamar, 1. september 2020

Atle Hindar, prosjektleder/Øyvind Garmo

Innholdsfortegnelse

1	Bakgrunn og tidligere undersøkelser	9
2	Mål med undersøkelsen	10
3	Valg av innsjøer	10
4	Prøveinnsamling og analysemetoder	12
4.1	Prøveinnsamling.	12
4.2	Kjemiske analyser.	15
4.3	Kvalitetssikring av analysene.	17
4.4	Beregnete verdier.	19
5	Resultater.....	19
5.1	Forskjeller i sentrale påvirkningsfaktorer mellom 1995 og 2019	19
5.1.1	Deposisjon av svovel og nitrogen.....	19
5.1.2	Klimatiske forhold.....	21
5.2	Status og utvikling siden 1995	22
5.2.1	Forsuring og bufferkapasitet.	22
5.2.2	Naturlig organisk materiale, jern og mangan.....	41
5.2.3	Eutrofiering.....	53
5.2.4	Øvrige spormetaller.....	60
6	Diskusjon.....	71
6.1	Faktorer som påvirker vannkjemien	71
6.2	Geografisk fordeling og gradienter	73
6.3	Endringer over tid	74
6.4	Usikkerheter.....	74
6.5	Videre arbeid	76
7	Konklusjon	77
8	Referanser.....	78

Sammendrag

Denne nasjonale innsjøundersøkelsen er den hittil siste av flere tilsvarende undersøkelser, gjerne kalt 1000-sjøersundersøkelsene. Den forrige ble gjennomført i 1995, og den omfattet 1500 innsjøer. Om lag 1000 av disse var statistisk utvalgt, og det er disse som også var utgangspunktet for prøvetakingen i 2019.

Hovedmålet for undersøkelsen var å få en oversikt over vannkjemi og vannkvalitet på landsbasis og den regionale fordelingen. Det skulle legges vekt på forsurening og eutrofiering, slik som i tidligere undersøkelser, og det skulle redegjøres for status og utvikling fra 1995.

Innsjøutvalget i 1995 ble foretatt etter visse kriterier, som det også er redegjort for her. Resultatet var en overvekt av innsjøer i forsursingsområdet i sør og en stor andel små innsjøer. Mange av dem er mindre enn den grensen som i dag settes for vannforekomster i vannforskriften. Innsjøer som har blitt kalket siste 15 år ble tatt ut og erstattet av innsjøer i nærheten.

Før prøvetaking ble det innhentet landingstillatelser for helikopter. Dette måtte gjøres til tross for at prøvetakingen foregikk med vannhenter mens helikopteret befant seg i lufta. Det aller meste av prøvetakingen foregikk fra midten av september og ut oktober. Vann ble fylt på forhåndsmerkede og egnede flasker og sendt til laboratorium så raskt som mulig.

Parameterutvalget for 2019-undersøkelsen omfattet en rekke ioner, næringsstoffer og spormetaller samt egenskaper ved det naturlige organiske materialet. Alle parametere fra 1995-undersøkelsen var inkludert, og i tillegg kom det til flere nye. Kvikksølv ble ikke målt i 1995, det samme gjelder fargetall, løst organisk karbon og lysabsorbansspektrum (200-900 nm). Alle data er oversendt til den nasjonale databasen Vannmiljø.

I denne rapporten viser vi hovedresultater for alle målte parametere og redegjør for status og endringer fra 1995. Data er gitt i form av kartplott med måleverdier og beregnede forskjeller mellom 1995 og 2019, samt spredningsplott (spredningsplott) for verdier fra 1995 og 2019. I disse spredningsplottene er data ordnet etter landsdeler, slik at en kan få et inntrykk av endringene i hver enkelt landsdel. For ikke å gjøre disse plottene uoversiktlige, ble landet delt inn i de fem landsdelene Østlandet, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge og Nord-Norge.

De nasjonale innsjøundersøkelsene i 2019 og 1995 ga et øyeblikksbilde av situasjonen over hele landet. Effekten av værforhold i tiden forut for undersøkelsene anses som den viktigste usikkerhetskilden for tolkningen av resultater. Dette fordi de kan forstyrre effekten av andre påvirkningsfaktorer. Store endringer og mønstre er likevel tydelige.

Hovedresultatet fra undersøkelsen er den markante reduksjonen i forsuringpåvirkning og forsuringseffekter. En rekke parametere har endret seg i takt med denne reduksjonen, framfor alt de forsurende forbindelsene sulfat og nitrat. Effekten av dette er at pH og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er økt, og den potensielt giftige aluminiums-fraksjonen labilt aluminium (LAI) har gått ned. Vannet er dermed mindre giftig for fisk og andre forsuringfølsomme organismer. I mange områder er forholdene blitt akseptable i forhold til forsuringpåvirkning.

Store områder i Sør-Norge er allikevel fortsatt påvirket av forsuring og langtransporterte luftforurensninger. Dette er blant annet tydelig for flere spormetaller. Selv om det også for disse har

vært en markant reduksjon i konsentrasjonen siden 1995, er det geografiske fordelingsmønsteret intakt. Et bredt område fra sørvest-landet og nordøstover mot Femunden har forhøyede konsentrasjoner. Et positivt funn er at de aller fleste spormetallkonsentrasjonene ligger under grenseverdiene for årsmiddelkonsentrasjoner i vannforskriften. Unntak er to innsjøer som får avrenning fra gruveområder.

En annen markant endring er økningen i konsentrasjonen av løst organisk materiale (DOC). Dette har tidligere blitt knyttet til reduksjonen i forsuring, noe som har den paradoksale effekten at pH ikke øker så mye som reduksjonen i forsurende forbindelser skulle tilsi. Det skyldes at det organiske materialet inneholder organiske syrer. Imidlertid betyr økt organisk materiale en økt binding av uorganisk aluminium. Giftig aluminium er derfor redusert både som følge av redusert forsuring og gjennom økningen i løst organisk materiale.

Økningen i organisk materiale har også endret vanntypen i en rekke innsjøer. Klarvanns-innsjøer er blitt humøse og humøse innsjøer er blitt mer humøse. Økningen kan også gjøre det mer utfordrende å skille menneskeskapt forsuring fra naturlig forsuring, i og med at humøse innsjøer i noen tilfeller kan ha pH under 5,0 – helt uavhengig av sur nedbørpåvirkning.

En annen effekt av redusert syrebelastning er en reduksjon i basekationene kalsium, magnesium og kalium. Dette er også registrert i de nasjonale overvåkingsundersøkelsene. Det har vært en bekymring for at denne reduksjonen skulle føre til historisk lave konsentrasjoner av basekationene, slik modellresultater og enkelte måleresultater har tydet på. Dataene gir grunnlag for å undersøke dette nærmere.

Det er i all hovedsak fosfor som er begrensende næringsstoff for algevekst i norske innsjøer, og det er svært få innsjøer i denne undersøkelsen som har forhøyede fosforkonsentrasjoner. Ettersom innholdet av organisk materiale i innsjøene har økt, så vil fosforet trolig i større grad enn tidligere foreligge i bundet form. Flere innsjøer i landbruksområdene på sørvest-landet hadde lavere konsentrasjon av totalt fosfor i 2019 enn i 1995, og dette kan skyldes tiltak i landbruket. Det motsatte (høyere konsentrasjoner) ble påvist i flere innsjøer på Østlandet, men dette kan skyldes økningen i organisk materiale og fosfor som er knyttet til dette.

Den reduksjonen vi har dokumentert for næringsstoffet nitrat endrer ikke eutrofieringsforholdene i og med at fosfor er det begrensende næringsstoffet. Data for totalt nitrogen er preget av nedgangen i nitrat, men også av økningen i organisk materiale som også inneholder nitrogen. Endringene i konsentrasjonen for totalt nitrogen er derfor ikke særlig store.

Summary

Title: National lake survey 2019

Year: 2020

Author(s): Atle Hindar, Øyvind Garmo, Kari Austnes, James Edvard Sample

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7265-9

The 2019 national lake survey is the last in a series of corresponding surveys, also known as the 1000 lakes surveys. The previous one, conducted in 1995, included a total of 1500 lakes, of which 1000 were statistically selected after certain criteria. These 1000 lakes were basis for the present survey.

The main aim of the survey was to get an overview of water chemistry and water quality on a national and regional scale. Emphasis has been on status and changes over time in acidification and eutrophication.

The criteria used for selection of lakes prior to the 1995 survey, which are also described in this report, emphasises small lakes in the acidified region (i.e. higher density of lakes in the south than in the north and overrepresentation of smaller lakes). Many of the lakes are smaller than the limit that are set for water bodies in the Norwegian implementation of EU's water framework directive. Limed lakes were omitted and substituted with nearby, un-limed lakes.

Permissions to land with helicopter were applied for before the field campaign. This was necessary even if the actual water sampling was done while the helicopter was in the air. Almost all sampling was done in the period from the middle of September until end of October. A water sampler was lowered to one meter below the surface and water was distributed to plastic bottles for standard parameters and specially prepared bottles for mercury and trace metals. The bottles were shipped to the laboratory as soon as possible.

The parameters analysed in the 2019 survey comprised ions, nutrients, trace metals as well as properties of the natural organic matter. All the parameters from the 1995 survey were included as well as several new. Mercury, water colour, dissolved organic carbon and light absorbance spectrum (200-900 nm) were not measured in 1995.

In this report we present the main results for all parameters and discuss the present situation and changes since 1995. Data are presented and scatter plots for values from 1995 and 2019. In these scatter plots, data are grouped in 5 regions, in order to display changes that have occurred in each part of the country.

The national lake survey of 2019 provided a glimpse of the situation for the whole country for one moment in time. The effect of weather conditions in the time prior to the survey are regarded as the greatest source of uncertainty in the interpretation of the results. This is because they can confound the effect of other drivers. Large changes and patterns are still evident.

The main result from the survey is a marked reduction in concentrations of acidifying compounds (sulphate and nitrate) and in acidification effects (pH, inorganic aluminium and acid neutralizing capacity (ANC)). Acidified lakes in south were less acidified and thus less toxic to fish and other acid sensitive aquatic organisms. Many lakes had recovered from acidification, indicated by acceptable pH, inorganic Al and ANC.

Large areas in the south are still acidified, however, and is also indicated by higher concentrations of trace metals relative to other areas. Although elevated due to long-range transported air pollutions, these trace metal concentrations were almost entirely below critical limits set by the EU and national water regulations. Exceptions are two lakes that receive polluted runoff from mining areas.

Another major finding is a marked increase in concentrations of organic matter. This increase is on a regional scale and has previously been explained by the decrease in acidification. The expected increase in pH in parallel with reduced acid deposition, is partly masked due to the associated organic acids, but Al is probably more organically bound and thus less toxic.

The increase in organic matter has changed many clear-water lakes to humic lakes, and humic lakes have become even more humic. The combined effect of reduced acidification and increased humic character makes it more challenging to distinguish between man-made acidification and natural acidity. In both cases pH may be as low as 5.0 and even lower.

Decreased concentrations of strong acid anions result in a corresponding decrease in the base cations calcium, magnesium and potassium. This has also been documented in other lake surveys, and there has been a concern related to possibilities for reductions to historically low concentrations. This may make waters more marginal for organisms that are dependent on calcium for essential structures. Data from the survey are suitable for more in-depth analysis of this topic.

Phosphorous is the main limiting nutrient for algae production and eutrophication in Norwegian surface waters. Very few of the lakes in the survey had elevated total phosphorous concentrations and this nutrient has probably also become less bioavailable due to the increase in organic matter. This indicates that eutrophication is a minor problem, but there are affected lakes in agricultural areas in south-west and south-east. Decreased total P concentrations in south-west may be an effect of measures to avoid runoff of phosphorous to lakes and increases in the south-east may be related to the increase in organic matter and bound phosphorous.

Reduced concentrations of nitrate have been found in the south, probably due to reduced nitrogen deposition. At the same time organic nitrogen may have increased due to the increase in organic matter. The combined effect seems to be relatively minor changes in total nitrogen. As phosphorous is the limiting nutrient none of these changes is supposed to affect the eutrophication status of lakes in the survey.

1 Bakgrunn og tidligere undersøkelser

De regionale innsjøundersøkelsene og de årlige undersøkelsene av utvalgte innsjøer (tidstrendsjøer) har vært særdeles viktig for å dokumentere status for og utvikling av forsuringssituasjonen i Norge over tid. Slik dokumentasjon er del av Norges internasjonale forpliktelser, og overvåkingen viser at det nytter med utslippsreduksjoner i Europa. Samtidig gir den et verdifullt grunnlag for å modellere historisk og framtidig forsøringsutvikling.

Regionale innsjøundersøkelser har vært hovedbasis for forskning på forsuring og eutrofiering. Resultater fra forsøringsmodellene som NIVA har vært med å utvikle er brukt til å undersøke framtidige effekter av ulike utslippsambisjoner i Europa og er publisert i en rekke internasjonale artikler. De gir også verdifulle bakgrunnsdata for mottiltak i form av kalking i innsjøer og laksevassdrag. Kalkingstiltakene kan på den måten optimaliseres både økologisk og økonomisk.

I 1974/1975, delvis som del av SNSF¹-prosjektet, ble den første regionale innsjøundersøkelsen gjennomført. De to neste kom i 1986 og i 1995. I 1995 ble 1500 innsjøer prøvetatt, 485 fra 1986-undersøkelsen og øvrige fra et nytt statistisk utvalg. Skjelkvåle mfl. (1996) gir en oversikt over innsjøpopulasjonen i 1995 og hvordan utvalgene ble foretatt. Det er disse om lag 1000 innsjøene, med enkelte endringer, som danner basis for 2019-undersøkelsen.

Allerede i 1995 var det fokus på både forsuring og eutrofiering. I tillegg ble det tatt prøver for analyse av spormetaller. Planen var fire metaller, men i 1995 ble det analysert på hele 52. Også i 2019 var det fokus på både forsuring og eutrofiering, og som i 1995 ble det analysert på spormetaller. Kvikksølv og enkelte andre, nye parametere ble dessuten inkludert i 2019.

Viktig bakgrunn for en ny innsjøundersøkelse var trender som dels forårsakes av den markante reduksjonen i forsøringsbelastning og endringer som kan knyttes til endringer i klima. Særlig stor oppmerksomhet har det vært omkring økningen i konsentrasjonen av organiske syrer (fargetall, total organisk karbon (TOC)) og reduksjonen i kalsium (Ca) og magnesium (Mg).

En ny innsjøundersøkelse ville gi en oppdatert oversikt over generell vannkjemi og utbredelse og grad av forsuring og eutrofiering. Den ville også gi et godt grunnlag for å påvise trender og studere sammenhengen mellom påvirkninger og økologisk tilstand. Nye data vil gjøre det mulig å oppdatere beregninger av tålegrenser for forsuring av overflatevann og overskridelser av disse.

Vannkjemiske data fra undersøkelsen vil være støtteparametere for klassifisering av økologisk tilstand (forsuring og eutrofiering) i henhold til vannforskriften (Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann). Det har vært vurdert som generelt viktig med en regional oversikt basert på slike undersøkelser fordi det er praktisk og økonomisk umulig å overvåke alle vannforekomster i Norge. Dette er spesielt viktig med tanke på klassifisering av forsuringstilstand for innsjøer uten egne måledata.

Et annet bruksområde for data fra landsdekkende innsjøundersøkelser er å estimere metall-avrenning fra områder som ikke er påvirket av lokale menneskeskapte kilder. Her er det kun berggrunn og atmosfæriske avsetninger som er kilder for metaller, og konsentrasjonene kan være

¹ SNSF står for Sur nedbørs virkning på skog og fisk, et prosjekt som ble gjennomført i perioden 1972-1980.

svært lave. Det var derfor viktig at metallene ble analysert med tilstrekkelig lav rapporteringsgrense (LOQ; limit of quantification) slik at en fikk faktiske måleverdier.

Regionale innsjøundersøkelser av det omfanget som det ble lagt opp til tidligere og som ble gjennomført igjen i 2019 skaffer data som kan brukes til en rekke formål utover de som allerede er beskrevet, og de vil være svært viktig i framtidige forskningsaktiviteter. Valgt prøvetakings- og analysemetodikk måtte derfor også tåle de krav som stilles for internasjonal publisering, og det har vært særdeles viktig med god kvalitet og kvalitetssikring i alle ledd.

2 Mål med undersøkelsen

Målet med undersøkelsen var å skaffe en generell oversikt over vannkjemi og vannkvalitet i norske innsjøer, herunder geografisk fordeling for viktige parametere. Fokus skulle være på grad av forsurening og eutrofi. Delmål for undersøkelsen var å dokumentere utviklingen i vannkjemi fra den forrige nasjonale innsjøundersøkelsen i 1995.

I tillegg ville undersøkelsen skaffe data for å oppdatere tålegrenseberegninger, gi et bedre grunnlag for tilstandsklassifisering og for å kunne modellere tilstanden i andre innsjøer uten egne måledata.

3 Valg av innsjøer

I Norge er det ifølge oversikten fra 1995 ca. 134.000 innsjøer som er over 0,01 km², mens det i NVEs database var 38.857 innsjøer med overflateareal større enn 0,04 km². Det nordiske samarbeidet som lå til grunn for 1995-undersøkelsen hadde 0,04 km² som nedre grense for innsjøutvalget. De innsjøene som skulle prøvetas i 2019 var i all hovedsak de samme som de 1006 som på et statistisk grunnlag ble prøvetatt i 1995. Det vises til Skjelkvåle mfl. (1996) for detaljer omkring utvalget av innsjøer. Her gjengis hovedprinsippene, og et sammendrag av den endelige fordelingen i 1995 er gitt i Tabell 1.

For hvert enkelt fylke ble det gjort et prosentvis utvalg som sikret en forholdsvis jevn fordeling i hele landet. Men det fylkesvise utvalget ble overstyrt av at det skulle være et 3:2:1-forhold for antall innsjøer fra hhv. Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge. Det ble dermed dobbelt så mange innsjøer fra sør som fra midt og tre ganger så mange fra sør som fra nord. Bakgrunnen for dette var at forurensing ble vurdert som et større problem i sør.

Innsjøene i 1995 ble delt inn i fem størrelsesklasser:

Klasse	Areal, km ²
1	0,04-0,1
2	0,1-1
3	1-10
4	10-100
5	>100

Utvalgte innsjøer ble forkastet etter følgende kriterier:

- kalking
- regulert mer enn 5 meter
- maksimalt dyp mindre enn 1 meter
- innsjøen var en utvidelse av en elv
- arealforholdet nedbørfelt/innsjø større enn 100
- ikke naturlig innsjø

Fordi man antok at en del innsjøer ville bli forkastet, ble det på forhånd opprettet en reserveliste med «erstatningsinnsjøer» innenfor de ulike kategoriene. Erstatningsinnsjøen var den første på lista, men hvis kalking var årsaken til at en innsjø ble tatt ut, fant man en ukalket innsjø i samme område. Enkelte innsjøer ble forkastet etter kvalitetssikring hos fylkesmennene.

Tabell 1. Fordelingen av statistisk utvalgte innsjøer i 1995 (Skjelkvåle mfl. 1996). Antall innsjøer i hvert av datidens fylker i ulike størrelsesgrupper er gitt. Merk at alle de sju største innsjøene i Norge er med i utvalget. Disse sju har hver for seg et innsjøareal på over 100 km².

Størrelsesklasse	1	2	3	4	5	
Fylke/Areal (km ²)	0,04-0,1	0,1-1	1-10	10-100	>100	
Østfold	4	4	3	2		
Akershus	6	6	2	1		
Oslo	1	1	1			
Hedmark	20	16	11	2	2	
Oppland	26	26	17	4	1	
Buskerud	27	20	10	4	1	
Vestfold	3	1	1	0		
Østlandet	87	74	45	13	4	
Telemark	32	30	14	5		
Aust-Agder	27	24	11	2		
Vest-Agder	31	22	9			
Sørlandet	90	76	34	7	0	
Rogaland	32	27	12	1		
Hordaland	34	33	13			
Sogn og Fjordane	32	28	14	2		
Vestlandet	98	88	39	3	0	
Møre og Romsdal	12	16	6			
Sør-Trøndelag	21	16	9	1		
Nord-Trøndelag	25	20	13	2	2	
Midt-Norge	58	52	28	3	2	
Nordland	22	20	14	2	1	
Troms	13	11	5	1		
Finnmark	61	41	13	1		
Nord-Norge	96	72	32	4	1	
SUM	429	362	178	30	7	1006

Med introduksjonen av vannforskriften er det bare innsjøer med et overflateareal på over 0,5 km² som kan være vannforekomster hvis det ikke er spesielle forhold som krever unntak (Veileder 1:2018 Karakterisering). Det vil si at en rekke av de innsjøene som inngår i 2019-undersøkelsen per dags dato

ikke er definert som egne vannforekomster, men hører til de bekke- eller elvevannforekomstene som de ligger i.

Ifølge oversikten fra 1995 hadde 429 innsjøer (43 %) et overflateareal på mindre enn 0,1 km², mens 791 innsjøer (79 %) hadde et overflateareal på mindre enn 1,0 km² (Tabell 1). Den reviderte innsjølisten for 2019-undersøkelsen viser at 74 % av innsjøene har et overflateareal på mindre enn kriteriet i vannforskriften på 0,5 km². Den nasjonale databasen Vann-nett har derfor ikke en unik identifikasjon (ID) for tre firedeler av innsjøene. Med unntak av to innsjøer har imidlertid alle et NVE-nummer. Vi har brukt NVE-nummeret og deler av innsjønavnet som ID i foreliggende undersøkelse. For de to som manglet ID, har vi brukt et fiktivt nummer.

Før undersøkelsen i 2019 ble innsjøene gjennomgått på nytt for eventuelt å ta ut innsjøer som var kalket etter 1995 eller som på andre måter var påvirket/endret i en slik grad at de ikke ville være egnede. Ni erstatningsinnsjøer for kalkede innsjøer ble funnet etter samme kriterier som i 1995, mens en innsjø ble erstattet på grunn av regulering og en på grunn av brakkvannspåvirkning. De ni kalkede var fordelt på seks daværende fylker, den regulerte ligger i det som den gang var Førde kommune i Sogn og Fjordane, mens erstatningen for den brakkvannspåvirkede ligger i samme område i Kristiansand kommune i Agder. Innsjøer der kalking opphørte før 2004 ble ikke tatt ut idet vi antok at den gjenværende kalkeeffekten var forsvinnende liten etter minst 15 år.

I forbindelse med kvalitetssikringen ble det funnet at ytterligere én lokalitet (Åsmundvatnet i Åfjord) var brakkvann, og data fra denne ble forkastet i den videre bearbeidingen. Resultatene viste også at to innsjøer, Djupsjøen øst for Røros og Storskorovatnet ved Skorovatn, åpenbart var påvirket av gruveavrenning. Data herfra ble imidlertid beholdt i den videre bearbeidingen. De to små innsjøene Stomperudtjern i Rakkestad (0,065 km²) og Kinnlitjern i Ringsaker (0,068 km²) var ekstremt jordbrukspåvirket, men data ble beholdt.

Enkelte innsjøer hadde enten en unaturlig kraftig økning eller reduksjon i pH sammenliknet med 1995. Kraftig økning, typisk fra omkring 5,5 til over 7, gjelder Nordre Vedvatnet, Storskorovatnet, Hoh 292 og Mjosundvatnet. Dette kan skyldes kalking i seinere tid. I Tretjern var pH redusert fra 7,6 til 5,3, trolig som følge av avsluttet kalking. Flere innsjøer hadde svært høy konsentrasjon av kalsium (20-35 mg/l) og/eller sulfat (> 10 mg/l) i 1995 og/eller 2019. Alle disse innsjøene med data ble beholdt i den videre bearbeidingen.

4 Prøveinnsamling og analysemetoder

4.1 Prøveinnsamling.

I alt 26 innsjøprøver ble tatt til fots av lokale prøvetakere eller NIVA-personell. Prøvene ble tatt fra utløpet av innsjøen eller så nær utløpsoset som mulig. To flasker (2x1 l) i high density polyetylen ble skylt én gang med vann fra innsjøen, dvs. at flaskene ble delvis fylt med vann og rystet med kork på før skyllevannet ble helt ut. Deretter ble flaskene holdt mot strømmen godt under overflaten og fylt helt opp. I tillegg ble det fylt én flaske i fluorinert polyetylen (250 ml) og ett rør i polypropylen (50 ml), til hhv. kvikksølv og andre metaller som skulle analyseres med ICPMS. Prøvene ble returnert med ekspressending til NIVAs laboratorium ved første anledning. Én innsjø (62427-HOH 314) var tom for vann (Figur 1).

De resterende innsjøene ble prøvetatt fra helikopter av typen Airbus AS350 tilhørende selskapet Helitrans AS. Det ble gjort etter at landingstillatelser var innhentet fra respektive kommuner og eventuelt forvaltningsorgan for verneområder. Prøvene ble tatt omtrent midt på innsjøen eller, for innsjøer med flere bassenger, midt i bassenget nærmest utløpet. Prøvetakingen foregikk fra luften og ble gjort med vannhenter (3,4 l) av typen limnos. Beholderne var av polykarbonat med lokk av polyoksymetylen i begge ender, og en tappeslange av silikon. Vannhenterne hadde ikke interne deler av metall. Ytre metalldeleer var i rustfritt stål. Vannhenterne ble operert med tau av nylon og slippelodd av rustfritt stål. Vannhenteren ble senket ca. én meter under overflaten. De første desiliterne med innsjøvann fra henteren ble fylt i 1-liters-flaskene (se beskrivelse over). De ble korket og ristet før skyllevannet ble helt over i en beholder som ble brukt til å måle vanntemperatur². Flaskene ble så fylt opp til 1-liters-merket³. Deretter ble 250-ml-flasken og 50 ml-røret fylt opp og korket. Vannhenteren ble grundig tømt for restvann, og dette ble samlet i en kanne sammen med øvrig spillvann. Personen som håndterte flasker og tappeslange brukte hansker i nitril for å redusere faren for kontaminering av prøver. Prøvene ble sendt som ekspress til laboratoriet i Oslo dagen etter prøvetaking, eller så raskt det lot seg gjøre. Selv om det ikke var del av oppdraget, ble innsjødyp også målt på prøvetakingsstedet. Det ble gjort med ekkolodd.



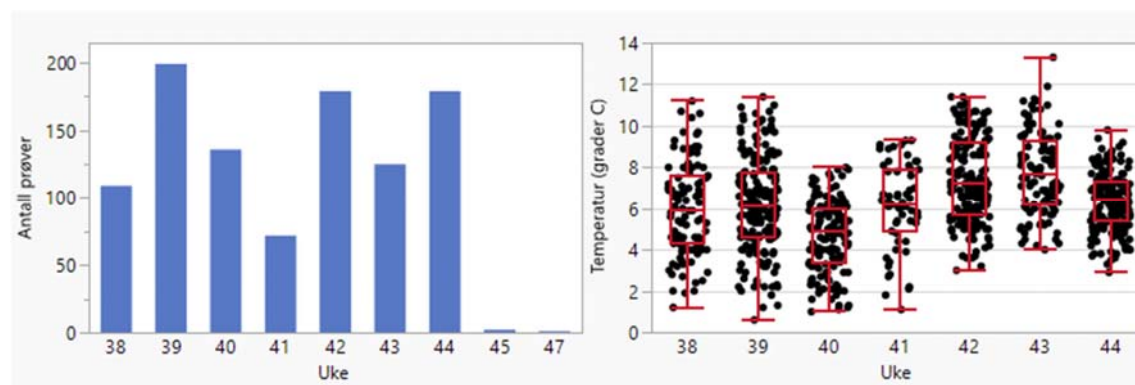
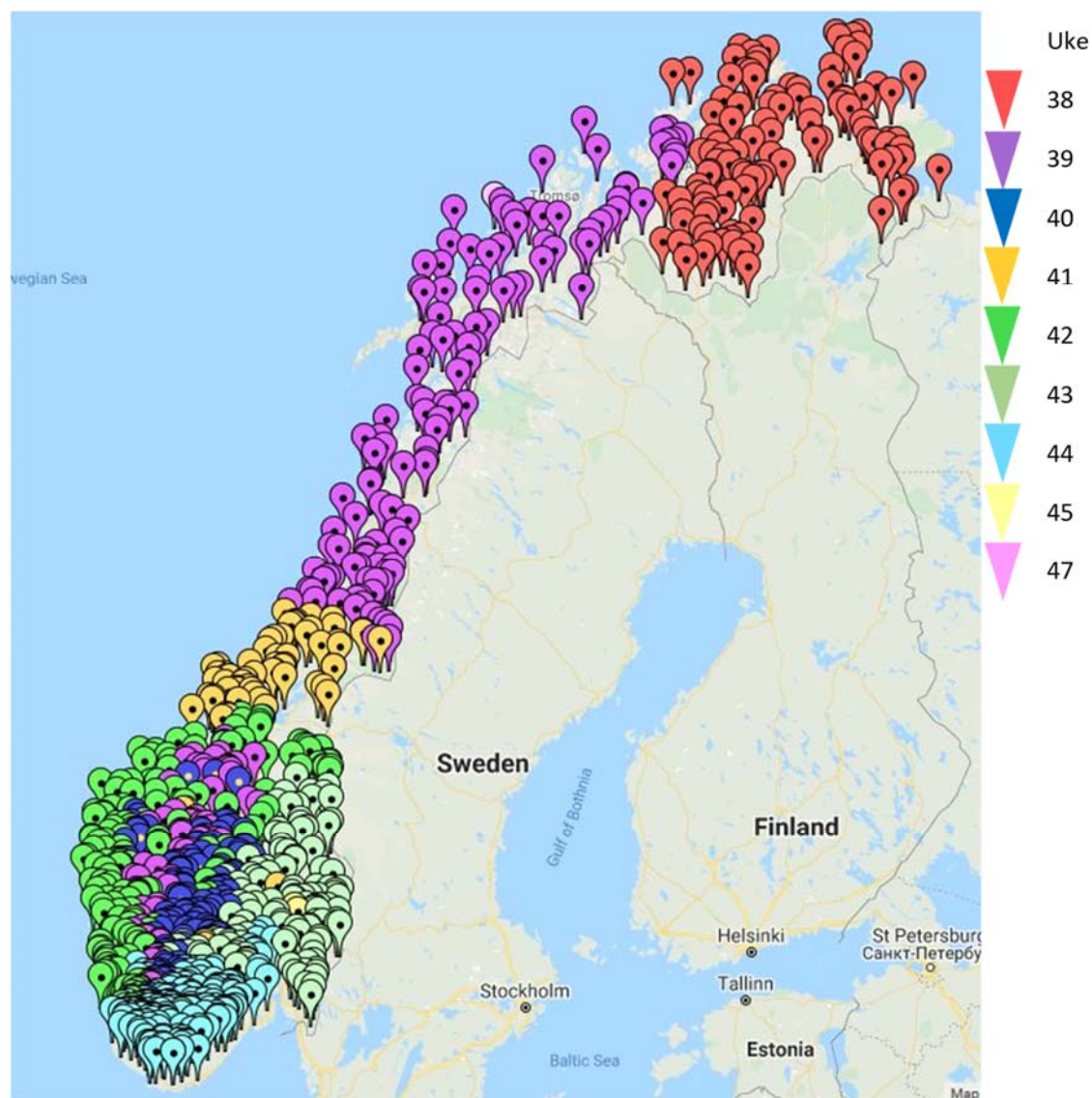
Figur 1. Bilde av innsjø 62427-HOH 314 uten vann i Gamvik kommune. Foto: Rosalyn Fredriksen.

Prøveinnsamlingen ble gjennomført i perioden 18. september til 24. november (uke 38 til 47), men de aller fleste prøvene var på laboratoriet før november (Figur 2). Prøvetakingen ble først gjennomført lengst nord i landet og i høyfjellet i sør. Deretter ble områdene tatt fra nord mot sør. Målet var å få tatt prøve under, eller rett etter høstsirkulasjonen når vannmassene er godt blandet og vannkjemien mest mulig homogen i hele innsjøen. Tidsvinduet mellom høstsirkulasjon og islegging er ikke nødvendigvis så stort, og gitt spennet i breddegrader, høyde over havet og begrensninger for helikopterbruk, var det utfordrende å treffe riktig tidspunkt i alle innsjøer. Sjiktning og sirkulasjon i innsjøer avhenger blant annet av temperaturforskjell mellom overflatevann og bunnvann, innsjødyp,

² I begynnelsen av undersøkelsen ble temperatur målt med en temperatursensor som ble senket ned fra helikopteret.

³ Begge kunne ikke fylles helt opp til korken fordi én av flaskene skulle fryses.

vind og hvor godt vinden får tak. Mindre temperaturforskjell gir mindre stabil sjikting og dermed sirkulasjon i en større del av innsjøens vannvolum.



Figur 2. Kart som viser når innsjøene ble prøvetatt. Panelene under viser hvor mange innsjøer som ble prøvetatt de ulike ukene (venstre) og hva vanntemperaturen var (høyre). Kart ©2020 Google.

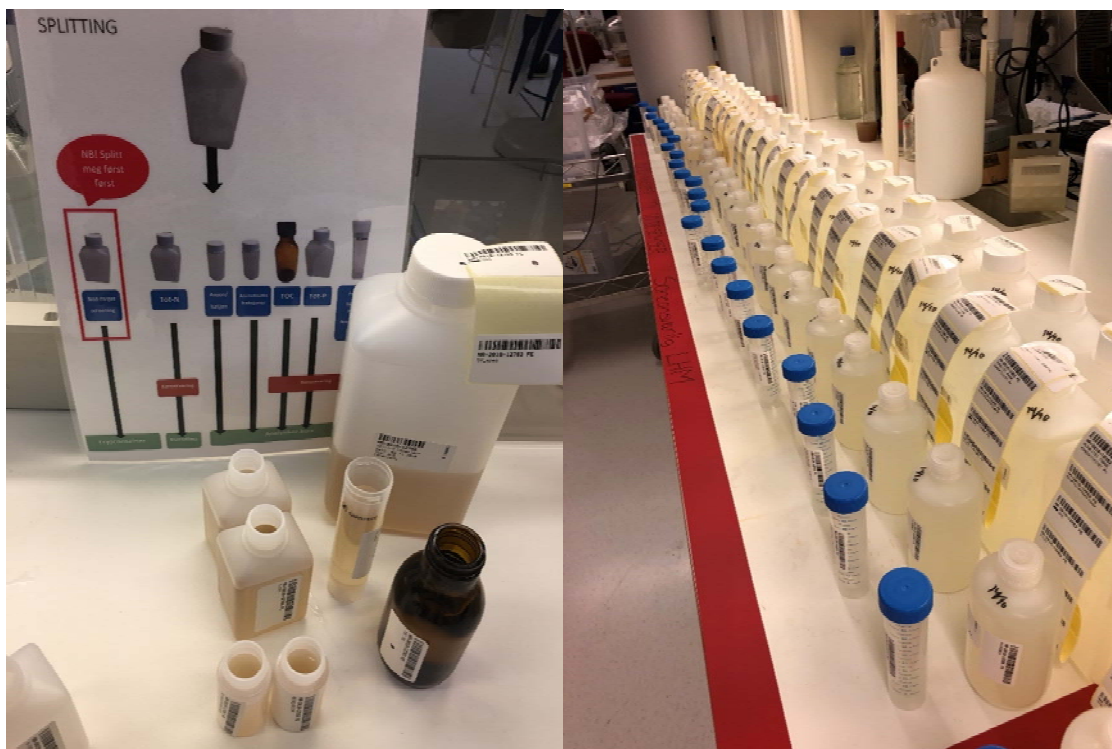
Om lag halvparten av innsjøene ble anslått å være mer enn 10 meter dype og av disse igjen hadde ca. 100 en overflatetemperatur på 9 grader eller høyere (Figur 2). Det er sannsynlig at mange av disse fortsatt var sjiktet (stratifisert), dvs. at hele vannvolumet ikke hadde sirkulert. For et overveiende flertall av innsjøene antar vi imidlertid at prøvetakingstidspunktet inntraff etter at en stor del av vannvolumet hadde sirkulert.

4.2 Kjemiske analyser.

Vel framme på laboratoriet ble det tatt ut 8 delprøver fra 1-l-flaskene i tillegg til de 4 beholderne som ble fylt i felt (Tabell 2, Figur 3).

Tabell 2. Splitting og behandling av prøver på laboratoriet før og etter analyse.

Parameter(e)	Filtrering/konservering/lagring
pH, konduktivitet, alkalitet, farge	Fra originalflasker. Instrumentet filtrerte før bestemmelse av farge. Fryst etter 1 uke på kjøøl.
Spormetaller	Fra originalrør. Konservert/oppluttet med salpetersyre (0,1 M).
Kvikksølv	Fra originalflaske. Konservert/oppluttet med bromklorid (0,4%)
Non-target screening	Fryst
Totalnitrogen (Tot-N)	Konservert med svovelsyre (4 M)
Anioner og kationer	
Aluminiumsfraksjoner	
TOC	Konservert med svovelsyre (4 M)
DOC	Filtrert (0,45 µm). Konservert med svovelsyre (4 M)
Totalfosfor (Tot-P)	Konservert med svovelsyre (4 M)
Nitrat+nitritt, ammonium, fosfat og silikat	Konservert med svovelsyre (4 M)
Abs-spektrum	Filtrert (0,45 µm).



Figur 3. Prøver klar for fordeling i delprøver. Foto: Emelie Skogsberg (venstre) og Jenny Kopperud (høyre).

Analyse av metaller med ICP-MS og bestemmelsen av Tot-N ble utført av Eurofins, sistnevnte etter prøveopparbeiding på NIVA. Analysen av kvikksølv ble gjennomført ved Brooks Applied Labs i USA etter prøveopparbeiding på NIVA. Alle øvrige analyser ble gjennomført på NIVA. En oversikt over analyseprogrammet er gitt i Tabell 3.

Tabell 3. Vannkjemisk analyseprogram med tilhørende kvantifiseringsgrenser og måleusikkerhet. Kvantifiseringsgrensen tilsvarer i de fleste tilfeller 10 x standardavviket ved gjentatte målinger av blankprøver. Estimert måleusikkerhet omfatter både systematiske og tilfeldige feil og tilsvarer, gitt normalfordeling, et konfidensintervall på 95 %. Ved verdier under 1,5 x kvantifiseringsgrensen er usikkerheten noe høyere enn oppgitt.

Stoff/ parameter	Prinsipp/teknikk	Kvantifiseringsgrense	Måleusikkerhet
Konduktivitet (ledningsevne)	Konduktivitetselektroder	0,1 mS/m	20%
Totalfosfor (P)	Spektrofotometri etter oppslutning med peroksodisulfat	1 µg/l	20%
Fosfat (PO ₄ -P)	Spektrofotometri	1 µg/l	20%
Total nitrogen (Tot-N)	Spektrofotometri etter oppslutning med peroksodisulfat	10 µg/l	50-20 %
Nitrat+nitritt (N)	Spektrofotometri	1 µg/l	20%
Totalt organisk karbon (TOC)	Deteksjon av infrarød stråling etter forbrenning	0,1 mg/l	20%
Løst organisk karbon (DOC)	Deteksjon av infrarød stråling etter forbrenning	0,1 mg/l	20%
pH	Potensiometri		0,2 pH enheter

Stoff/ parameter	Prinsipp/teknikk	Kvantifiseringsgrense	Måleusikkerhet
Kalsium (Ca)	lonekromatografi med måling av konduktivitet	0,002 mg/l	20%
Alkalitet	Acidimetrisk titrering til pH 4,5/potensiometri	0,03 mmol/l	20%
Ammonium (NH ₄ -N)	lonekromatografi med måling av konduktivitet	2 µg/l	20%
Magnesium (Mg)	lonekromatografi med måling av konduktivitet	0,002 mg/l	20%
Natrium (Na)	lonekromatografi med måling av konduktivitet	0,002 mg/l	20%
Kalium (K)	lonekromatografi med måling av konduktivitet	0,003 mg/l	20%
Klorid	lonekromatografi med måling av konduktivitet	0,005 mg/l	20%
Sulfat	lonekromatografi med måling av konduktivitet	0,005 mg/l	20%
Reaktiv og ikke labil aluminium	lonebytte/spektrofotometri	5 µg/l	20%
Abs-spektrum	Spektrofotometri, kont. spekter 200-900 nm		20%
Fluorid µg/L	lonekromatografi med måling av konduktivitet	2 µg/l	20%
Silikat (SiO ₂)	Spektrofotometri	0,025 mg/l	20%
Farge	Spektrofotometri	2 mg Pt/l	20%
Aluminium (Al)	ICP-MS ⁴	1 µg/l	20%
Jern (Fe)	ICP-MS	0,3 µg/l	20 %
Mangan (Mn)	ICP-MS	0,05 µg/l	30-15 %
Arsen (As)	ICP-MS	0,02 µg/l	40-15%
Bly (Pb)	ICP-MS	0,01 µg/l	50-20%
Kadmium (Cd)	ICP-MS	0,004 µg/l	25-15%
Krom (Cr)	ICP-MS	0,05 µg/l	15 %
Kobber (Cu)	ICP-MS	0,05 µg/l	35-25%
Nikkel (Ni)	ICP-MS	0,05 µg/l	30-15 %
Sink (Zn)	ICP-MS	0,2 µg/l	25 %
Kobolt (Co)	ICP-MS	0,02 µg/l	20-15%
Kvikksølv (Hg)	Purge and trap, CV-AFS ⁵	0,2 ng/l	20 %

4.3 Kvalitetssikring av analysene.

Datasettet vil inneholde tilfeldige feil og kan inneholde systematiske feil, dvs. at den sentrale tendensen til målte verdier er høyere eller lavere enn det faktiske gjennomsnittet. Det vil være for omfattende å gå gjennom alle mulige kjente feilkilder her, selv de som kun har med kjemiske analyser å gjøre. Det er imidlertid relevant å beskrive tiltak som ble gjort for å avdekke feil som overskrider oppgitt usikkerhetsmargin. Dette inkluderer standardtiltak som alltid blir gjort av laboratoriet slik som gjentatte analyser av kontrollprøver, blindprøver, blankprøver og deltagelse i ringtester. Videre ble relaterte parametere, slik som summen av positive ioner og summen av negative ioner, målt og beregnet konduktivitet, TOC, løst organisk materiale (DOC) og farge, og TOT-N, alkalitet og ANC, pH og labilt aluminium vurdert med tanke på tilfeldige og systematiske avvik fra kjente sammenhenger.

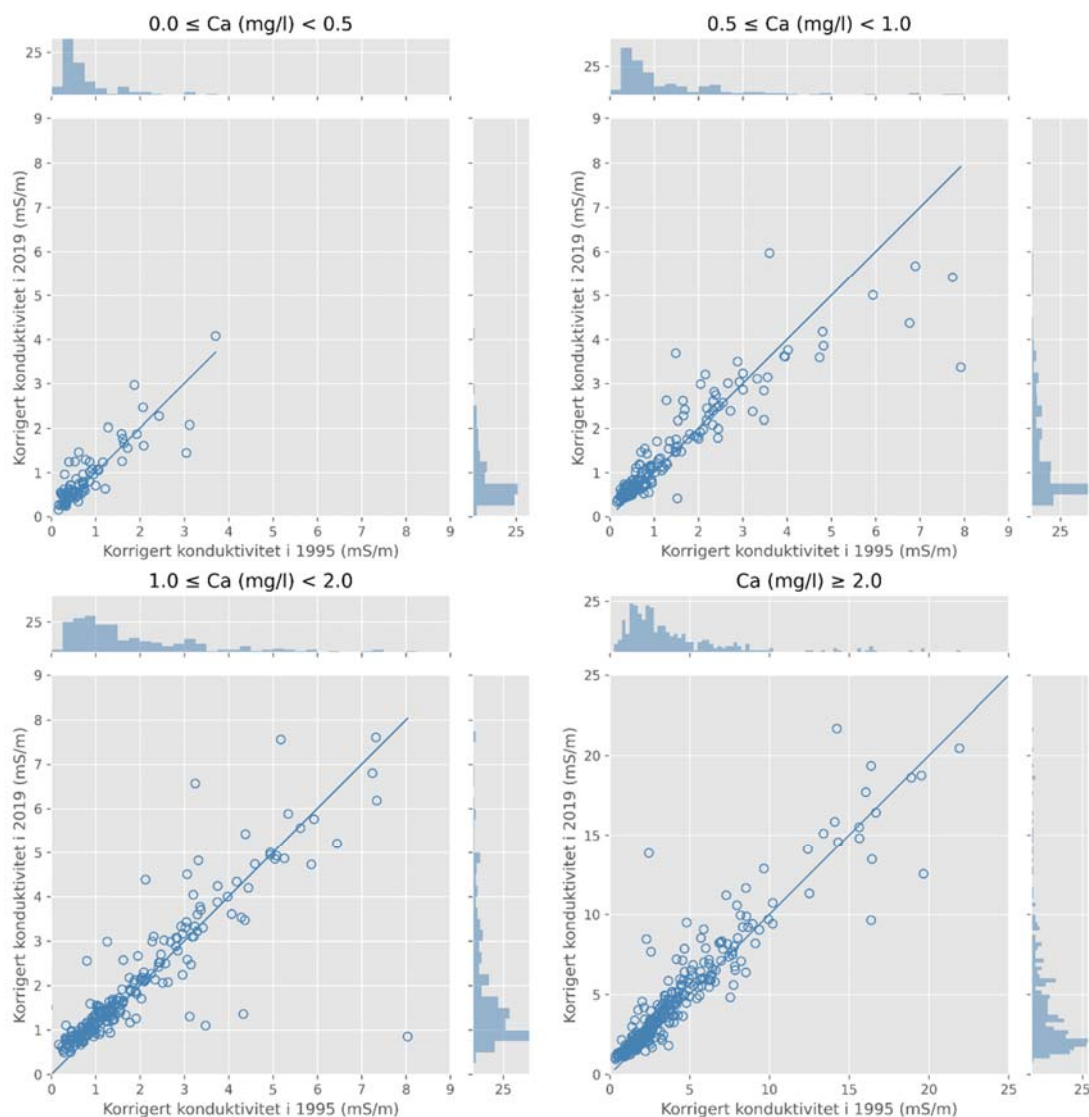
Ytterligere kvalitetssikring ble utført ved å sammenligne resultater fra undersøkelsen i 1995 med resultater fra 2019. Det ble gjort for å avdekke eventuelle prøveombyttinger og for å undersøke om systematiske forskjeller kunne skyldes forskjeller i metodikk snarere enn reelle forskjeller. Innsjøer med store avvik mellom 1995 og 2019 ble «flagget». Slike avvik ble fulgt opp med reanalyser og sammenligning med resultater fra innsjøer som analyseres hvert år, inkludert separate prøver fra 10 av de 1000 innsjøene.

Et slikt avvik var at kalsiumkonsentrasjonen fra 2019 i mange kalkfattige innsjøer var høyere enn forventet (se resultat og diskusjon). Dette var uventet fordi det var betydelig mer surt nedfall i 1995

⁴ Inductively coupled plasma mass spectrometry

⁵ Cold vapor atomic fluorescence spectrometry

enn i 2019, i hvert fall i sør. Innsjøer som blir analysert hvert år viste at kalsiumkonsentrasjonene i 1995 var relativt lave sammenlignet med nærliggende år, mens det motsatte var tilfellet i 2019 (Se vedlegg). Utslag som skyldes at 1995 og 2019 havnet på motsatt ende av år-til-år-variasjonen, kan forklare dette forholdet (se resultat og diskusjon). Likevel ble alle de 198 prøvene med lavere kalsiumkonsentrasjon enn 0,5 mg/l reanalysert for kalsium, uten at systematiske avvik ble avdekket. Videre ble målt konduktivitet, korrigert for aktiviteten til protoner (H^+) og sulfat, fra 1995 og 2019-undersøkelsen sammenlignet. Denne beregnede parameteren kan betraktes som uavhengig av målte kalsiumkonsentrasjoner og bekreftet at det var høyere ionestyrke (av ioner som ikke var H^+ eller SO_4^{2-}) i 2019 enn i 1995 (Figur 4). Det igjen indikerer at høyere kalsiumkonsentrasjoner i 2019 var en realitet og ikke en metodisk feil.



Figur 4. Målt konduktivitet, korrigert for målt pH og sulfatkonsentrasjon, i 1000-sjøersundersøkelsen i 2019 plottet mot tilsvarende i 1995. Panelene er gruppert etter målt kalsiumkonsentrasjon i 2019. Blå linje indikerer 1:1-forholdet. Panelene har histogrammer i margene, som viser datafordelingen i 2019 og 1995.

4.4 Beregnede verdier.

I tillegg til målte analyseverdier for de fleste parameterne så beregnes enkelte parametere. De viktigste av disse er gjennomgått under. I ligningene betyr klammeparenteser [] konsentrasjoner i $\mu\text{ekv L}^{-1}$.

ANC. ANC (Acid Neutralizing Capacity) er definert som en løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer til et gitt nivå. ANC er definert ved:

$$\text{ANC} = [\text{HCO}_3^-] + [\text{A}^-] - [\text{H}^+] - [\text{Al}^{n+}]$$

der A^- indikerer organiske anioner.

Siden netto ladning i vannet er null, kan følgende ligning settes opp:

$$\Sigma \text{ ladning av kationer } [\mu\text{ekv L}^{-1}] = \Sigma \text{ ladning av anioner } [\mu\text{ekv L}^{-1}]$$

$$\begin{aligned} \Sigma [\text{H}^+] + [\text{Al}^{n+}] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{NH}_4^+] \\ = \Sigma [\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{A}^-] \end{aligned}$$

Herfra kan følgende uttrykk avledes:

$$\text{ANC} = ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{NH}_4^+]) - ([\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-])$$

$$\text{ANC} = \Sigma \text{ basekationer} - \Sigma \text{ sterke syrers anioner}$$

Sjøsaltkorrigerte konsentrasjoner. Av de sterke syreanionene er Cl det mest mobile og følger vanligvis vannet gjennom nedbørfeltet slik at $\text{Cl}_{\text{inn}} = \text{Cl}_{\text{ut}}$. Hovedkilden til klorid er sjøsalter som tilføres nedbørfeltet gjennom våt og tørr deponisjon. Ved å bruke forholdet mellom klorid og de andre ionene i sjøvann, kan man derfor beregne bidraget fra ikke-marine (notert med stjerne) kilder i avrenningsvannet. Det gjøres ved følgende ligninger, der konsentrasjoner uten stjerne er målte verdier:

$$[\text{Ca}^{2+}]^* = [\text{Ca}^{2+}] - 0,037 * [\text{Cl}^-]$$

$$[\text{Mg}^{2+}]^* = [\text{Mg}^{2+}] - 0,196 * [\text{Cl}^-]$$

$$[\text{Na}^+]^* = [\text{Na}^+] - 0,859 * [\text{Cl}^-]$$

$$[\text{K}^+]^* = [\text{K}^+] - 0,018 * [\text{Cl}^-]$$

$$[\text{SO}_4^{2-}]^* = [\text{SO}_4^{2-}] - 0,103 * [\text{Cl}^-]$$

5 Resultater

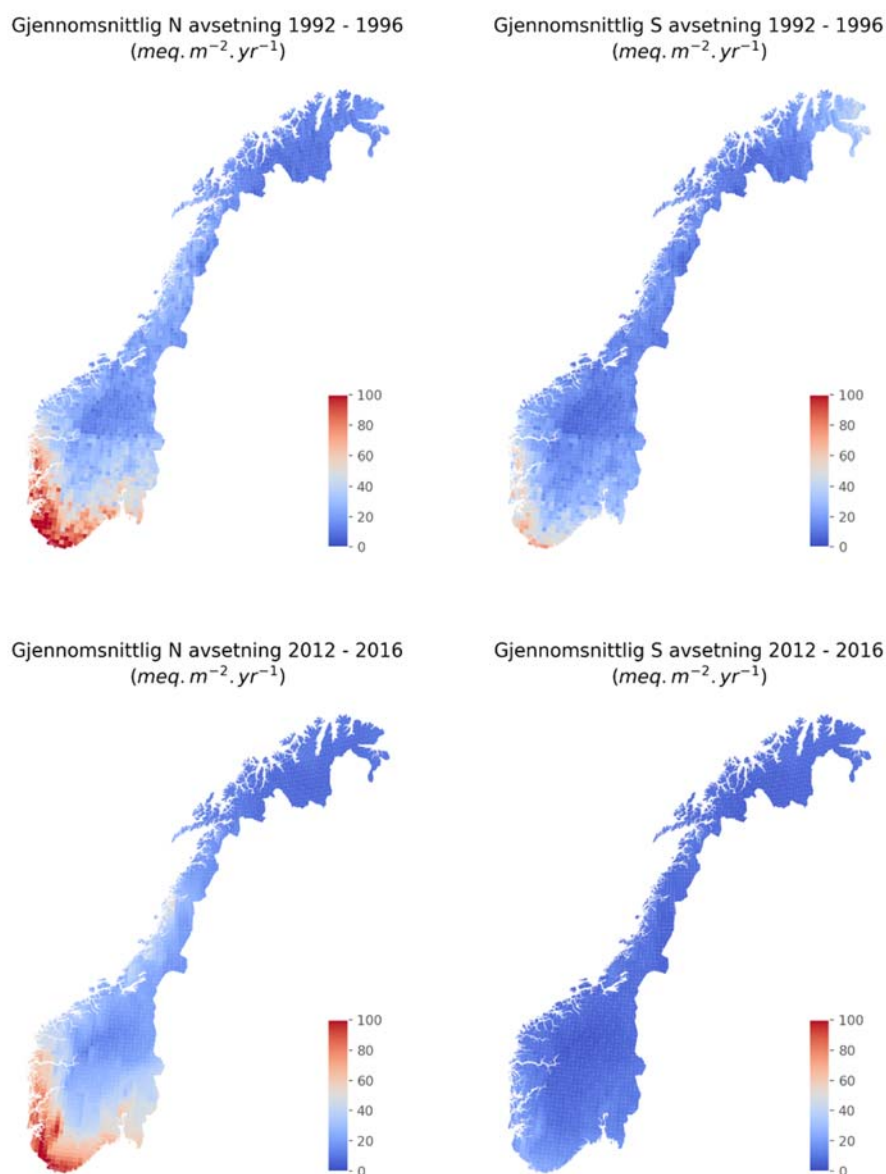
5.1 Forskjeller i sentrale påvirkningsfaktorer mellom 1995 og 2019

5.1.1 Deposisjon av svovel og nitrogen.

Vi har hentet data for deponisjon, dvs. avsetning med nedbør, av svovel og nitrogen fra NILU. De viser tydelige regionale forskjeller og klare endringer fra femårsperioden 1992-1996 til femårsperioden 2012-2016 (Figur 5). Mønsteret gjenspeiler også nærheten til de viktigste utslippsområdene for svovel- og nitrogengasser. I sør er det påvirkningen fra landene på de britiske

øyer og kontinentet i retningen fra sørvest til sørøst, mens det i nord også kan ses en påvirkning av svovelutslipp fra Russland som berører østre del av Troms og Finnmark.

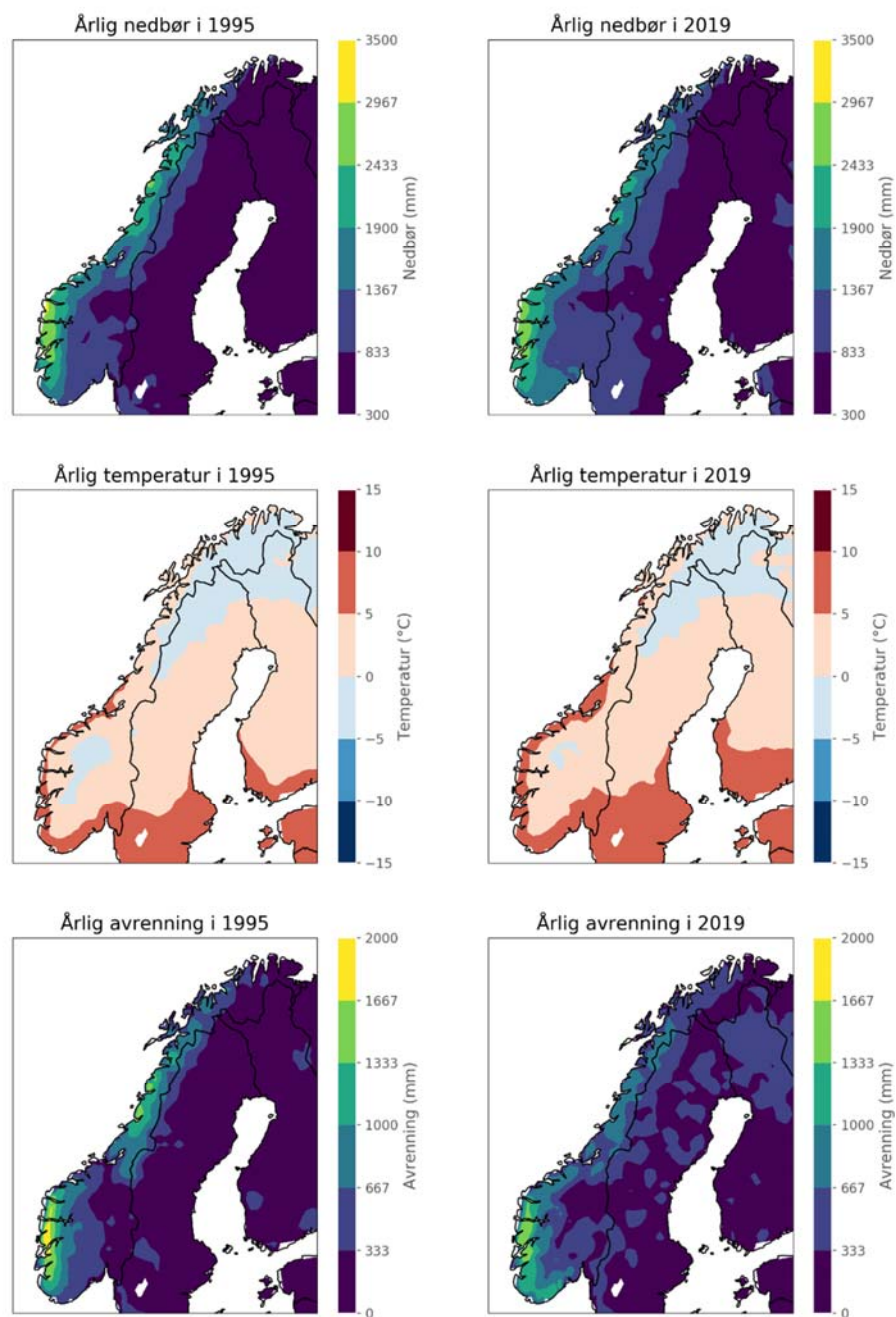
Svoveldeposisjonen er markant redusert i perioden, men nitrogendeposisjonen har en mer moderat reduksjon. For svovel er den skarpe gradienten fra de mest påvirkede områdene langs kysten i sør og innover i landet nærmest utvisket, mens dette ikke er tilfellet for nitrogen. Områdene i de sørlige og vestlige delene av Sør-Norge har svært lave tålegrenser for forsurening av overflatevann, og ved siste beregning av overskridelse av tålegrensene (for perioden 2012-2016), var store områder her fortsatt overskredet (Austnes m.fl., 2018).



Figur 5. Midlere deposisjon av nitrogen og svovel i periodene 1992-1996 og 2012-2016 (data fra NILU).

5.1.2 Klimatiske forhold.

Vi har hentet data for årlig nedbør, årsmiddel for temperatur og årlig avrenning fra de to undersøkelsesårene. I 2019 var det en tendens til større nedbørmengder i Sør-Norge og noe høyere temperatur for landet som helhet. Mens avrenningen på Sørlandet og Østlandet var høyere i 2019, var den høyere på Vestlandet og nordover i 1995 (Figur 6).



Figur 6. Nedbør, middeltemperatur (luft) og årsavrenning i 1995 og 2019. Data fra ERA5 (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts).

Det er verdt å påpeke at prøvetakingen i 2019 skjedde året etter den ekstreme tørkesommeren i 2018. I hvilken grad tørken året før kan ha påvirket vannkjemiske forhold er vanskelig å vurdere, men innsjøer med en viss oppholdstid kan ha fått en reduksjon i løst organisk materiale pga. nedbryting forårsaket av varme og uvanlig mye UV-innstråling. Dette igjen kan ha påvirket andre vannkjemiske komponenter slik som organisk bundne metaller.

Det er også verdt å påpeke at figurene og beskrivelsen over gjelder for hele året, men at vannprøvene i hovedsak ble tatt i perioden fra midt i september og ut oktober. De regionale forskjellene gjør det også utfordrende å knytte de klimatiske forholdene direkte til forskjeller i vannkjemi. Dette krever mer omfattende analyser.

5.2 Status og utvikling siden 1995

5.2.1 Forsuring og bufferkapasitet.

Vi starter med pH, siden pH er den mest kjente forsøringsparameteren og siden den gir et godt bilde av resultatet av ulike påvirkninger, spesielt endringer i konsentrasjonen av sulfat og nitrat.

En markant økning i pH fra 1995 til 2019 er funnet i nær samtlige innsjøer på Sørlandet, men økningen gjelder også nordover på Vestlandet (Figur 7, Tabell 4). For flere innsjøer er økningen 0,5-1 pH-enhet. Det er betydelig når utgangspunktet har vært pH-verdier i 1995 i området 4,5-5,5. Men det er verdt å merke seg at pH fortsatt er lav på Sørlandet og at det var lavere pH i 2019 enn i 1995 for mange innsjøer på Østlandet. Tabeller som viser fordelingen i de ulike landsdelene finnes i Vedlegg A.

Reduksjonen i pH i mange innsjøer kan umiddelbart være vanskelig å forklare i og med at tidligere kalkede innsjøer skal være luket ut av undersøkelsen. Vi tror imidlertid at årsaken er en svært stor økning i konsentrasjonen av løste organiske syrer (inngår i TOC) i innsjøer på Østlandet, noe som vi utdypet nærmere i teksten under. Økt TOC er også funnet for innsjøene på Sørlandet og i øvrige landsdeler. Det har vært med å motvirke effekten på pH av reduksjonen i sulfat og nitrat.

Forsuring skyldes kombinasjonen av påvirkning og naturens tålegrense. De to viktigste påvirkerne, eller driverne om vi vil, er sulfat og nitrat. Så vi fortsetter med dem og går deretter videre med stoffer som kan gi en buffereffekt mot påvirkningen.

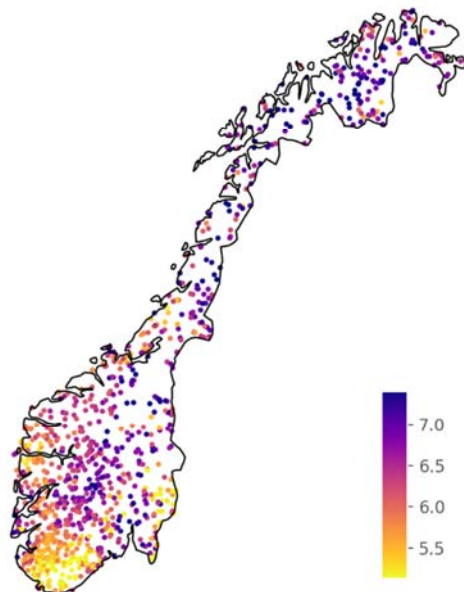
Konsentrasjonen av sulfat i 2019 var helt opp til over 30 mg/l, mens konsentrasjonen av nitrat var opp til 1500 µg N/l (Figur 8 og Figur 9). Konsentrasjoner over 5-10 mg/l sulfat og over 500 µg NO₃-N antas å ha sitt opphav i lokale kilder.

Det generelle bildet er at konsentrasjonene av sulfat i det mest forsurede området på Sørlandet er gått kraftig ned og at de i mindre grad enn tidligere skiller seg fra konsentrasjonene i resten av landet. Det er verdt å merke seg at også andre landsdeler hadde lavere sulfatkonsentrasjoner i 2019 enn i 1995. Det viser at det også her har vært en påvirkning av sur nedbør, men som nå er blitt mindre.

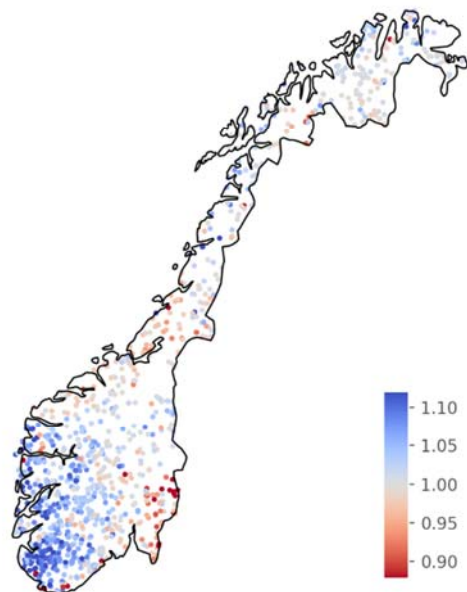
For nitrat var det også en tydelig reduksjon i konsentrasjon fra 1995, spesielt for innsjøer med konsentrasjoner under 500 µg N/l. Det viser at reduksjonen i deposisjon av nitrogen også vises i innsjøene, selv om endringen er klart mindre enn for sulfat. Den største endringen har funnet sted på Sørlandet og Vestlandet, mens den er mindre tydelig på Østlandet og i Troms og Finnmark. Det er ikke funnet indikasjoner på nitrogenmetning i jorda, noe som eventuelt kunne resultert i uendrede eller økte konsentrasjoner i vann selv om nitrogendeponeringen har gått ned.

pH

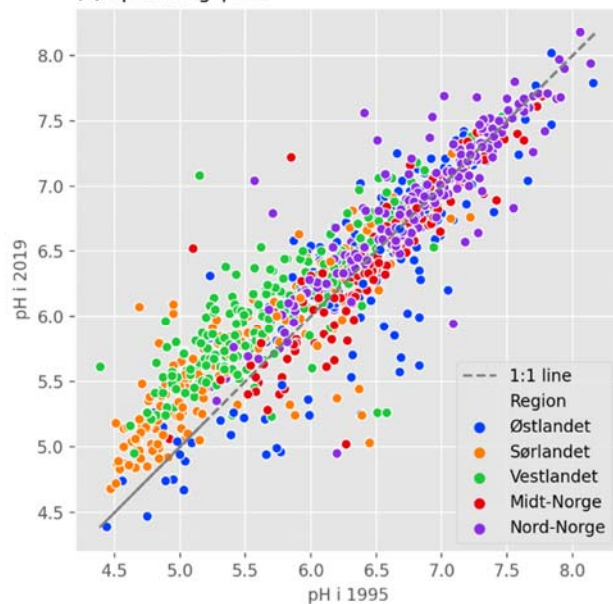
(a) pH i 2019 (n = 1000)



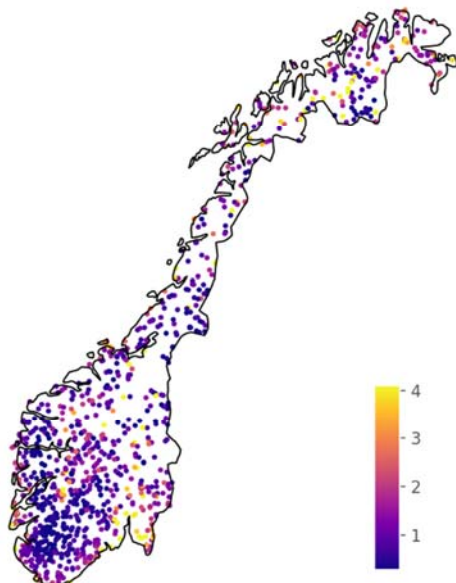
(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



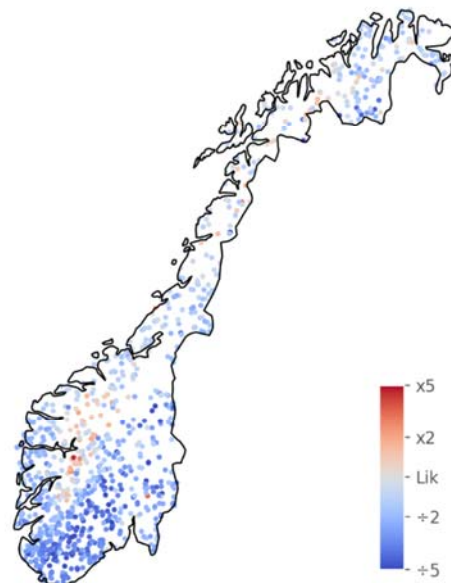
(c) Spredningsplott



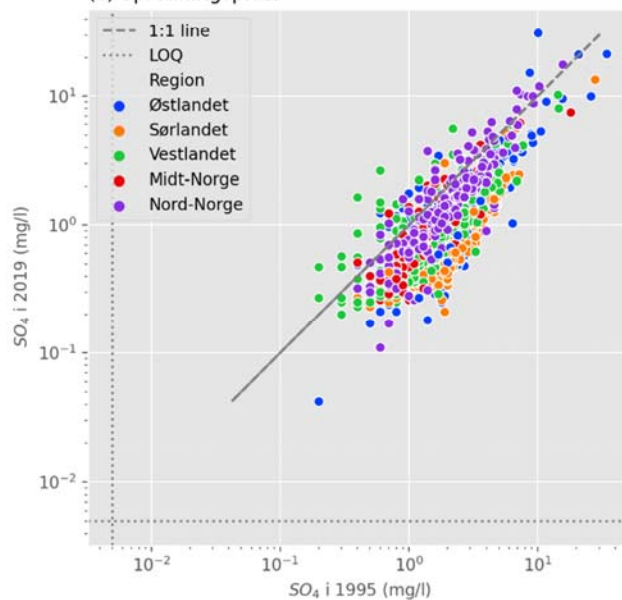
Figur 7. Kart som viser (a) målt pH i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019. Forholdstall høyere og lavere enn 1 i (b) indikerer hhv. høyere og lavere verdi i 2019 enn i 1995. Det samme gjør punkter som ligger hhv. over og under 1:1 linjen i (c).

SO_4 (a) SO_4 i 2019 (mg/l; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



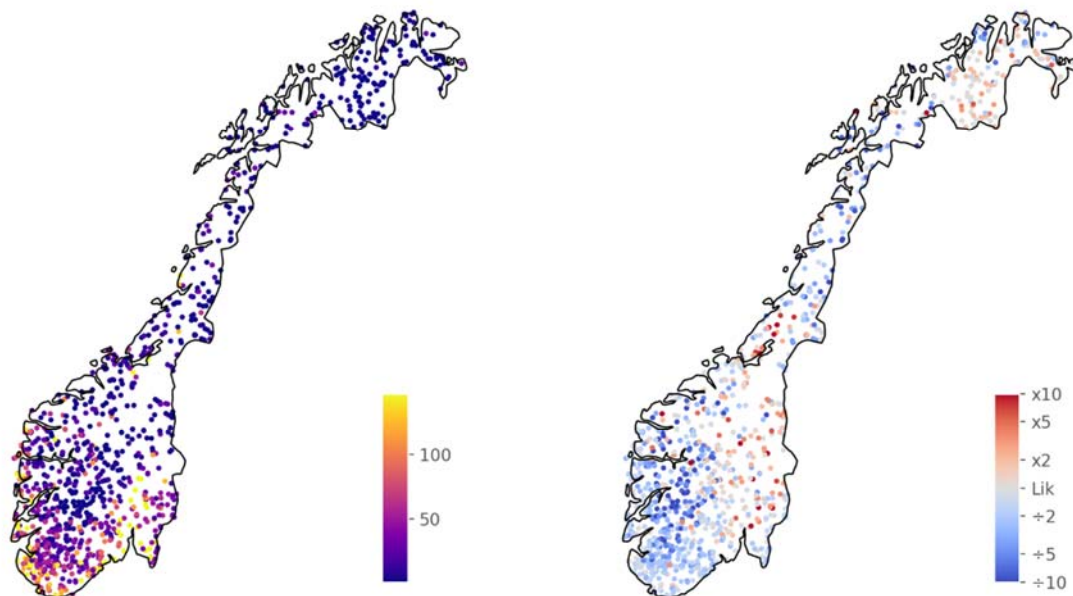
(c) Spredningsplott



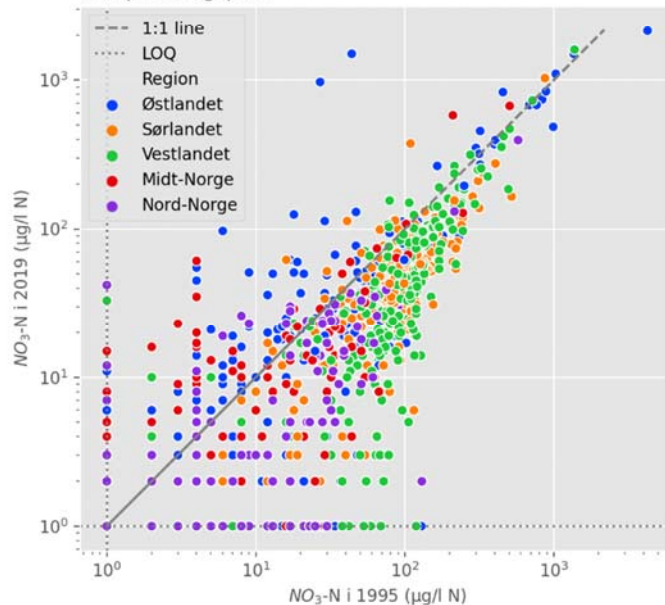
Figur 8. Kart som viser (a) sulfatkonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019. Forholdstall høyere og lavere enn 1 i (b) indikerer hhv. høyere og lavere verdi i 2019 enn i 1995. Det samme gjør punkter som ligger hhv. over og under 1:1 linjen i (c).

NO_3-N (a) NO_3-N i 2019 ($\mu g/l$ N; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



(c) Spredningsplott



Figur 9. Kart som viser (a) nitratkonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Det er berggrunnen som avgjør hvordan en gitt påvirkning av sulfat og nitrat endrer vannkjemien og vannkvaliteten i overflatevann. Er berggrunnen kalkrik er tålegrensen høy (høy bufferevne), slik at de

forsurende stoffene vil nøytraliseres. Men er det tungt nedbrytbart grunnfjell kan det være at påvirkningen blir større enn bufferevnen.

Basekationer er gode indikatorer på berggrunn og bufferevne. Det er positivt ladde stoffer, slik som kalsium, magnesium, natrium og kalium. Når påvirkningen av sur nedbør øker, vil negativt ladde sulfat- og nitrationer fra nedbøren lekke gjennom jorda og trekke med seg tilgjengelige basekationer og øke konsentrasjonen av disse i avrenningsvannet. Og motsatt, når påvirkningen avtar vil konsentrasjonen av basekationer også avta. En følgeeffekt av reduserte konsentrasjoner av sulfat og nitrat er altså tilsvarende reduksjoner i spesielt kalsium og magnesium.

Et sentralt spørsmål for undersøkelsen har vært om naturen i forsuringområdet har vært påvirket så lenge at konsentrasjonen av basekationer blir historisk lave når forsuringstrykket reduseres. Modellering med NIVAs forsuringmodell (Hindar og Wright 2005) og lange tidsserier fra små nedbørfelt (Garmo og Skancke 2019) har indikert dette fordi naturen er tappet for lett tilgjengelige bufferstoffer gjennom årtier med forsuring.

Konsentrasjonen av kalsium i 2019 var redusert i forhold til i 1995 på Sørlandet og sørlige deler av Østlandet, mens den var økt eller uendret fra Rogaland og nordover (Figur 10). Konsentrasjonene var svært lave (1,0 mg/l eller lavere) på Vestlandet, men stedvis høye (> 5 mg/l) på Østlandet og i landsdelene videre nordover. Reduksjonen på Sørlandet var som forventet og i tråd med utviklingen i de såkalte tidstrendsjøene i overvåkingsprogrammet Økofersk (Garmo og Skancke 2019).

Økningen fra Rogaland og nordover er vanskelig å relatere til systematiske endringer over tid, men kan skyldes at prøver fra 1995 og 2019 generelt hadde hhv. noe lave og noe høye konsentrasjoner (se vedlegg B). Dette er omtalt tidligere i rapporten (kapittel 4.3). De samme endringene gjelder også magnesium (Figur 11) og natrium på Vestlandet (Figur 12), mens forskjellene var lite tydelige for kalium (Figur 13). Høyere konsentrasjon av natrium på Vestlandet indikerer større sjøsaltpåvirkning i 2019 enn i 1995. Selv om innholdet av de andre basekationene i sjøsalter er forholdsvis lavt, kan sjøsaltpåvirkning gi målbart høyere konsentrasjoner fordi vannet på Vestlandet er svært saltfattig fra naturens side.

I motsetning til de tre andre basekationene er natrium og anionet klorid (Figur 14) hovedbestanddel i sjøsalt. Klorid har i hovedsak ikke geologiske kilder av betydning i Norge, og det er antatt at klorid i avrenning kommer fra avsetning av sjøsalter. Enkelte av innsjøene som har veg i nedbørfeltet kan tilføres noe salt fra vegsalting. Det er også vist at redusert deposisjon av saltsyre (HCl) har påvirket kloridkonsentrasjonen i overflatevann i UK (Evans mfl. 2011), men dette har trolig blitt registrert pga. målestasjonenes nærhet til utslippskilder. Vi kan imidlertid ikke utelukke at utslipp i Europa også kan være eller har vært kilde til klorid i Norge.

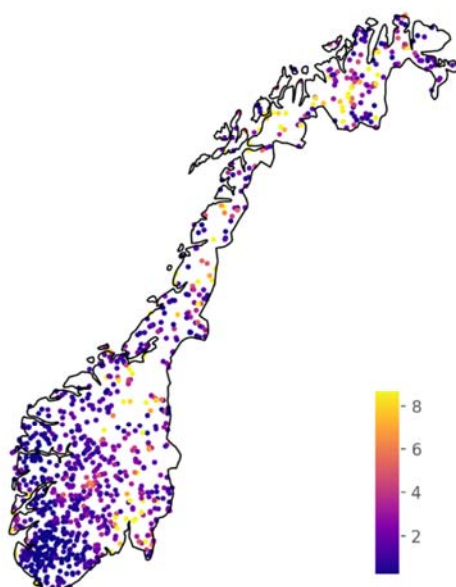
Den beregnede parameteren ANC er summen av basekationene minus summen av syreanionene, som forklart tidligere. Er det overvekt av de første er $ANC > 0$, og er det overvekt av de siste er $ANC < 0$. Det er vist at det er en god sammenheng mellom ANC og fiskestatus, faktisk bedre enn for både pH og labilt aluminium (LAI). ANC kan også brukes til modellering av endringer i både tilført syre og tilførte kalkstoffer. Dette er dermed en viktig forsuringparameter.

I 1995 var ANC fortsatt forholdsvis lav til tross for en begynnende reduksjon i sulfat på den tida. I flere innsjøer var det negative verdier (Figur 15). Fram til 2019 har det skjedd forholdsvis store endringer, og det ble i 2019 ikke påvist negative ANC-verdier. Dette har vært viktig for fisk og andre forsuringfølsomme organismer i forsuredde områder. Verdiene for ANC og alkalitet (Figur 16) har økt som et resultat av reduksjonen i sulfat og nitrat og til tross for en samtidig reduksjon i basekationer i

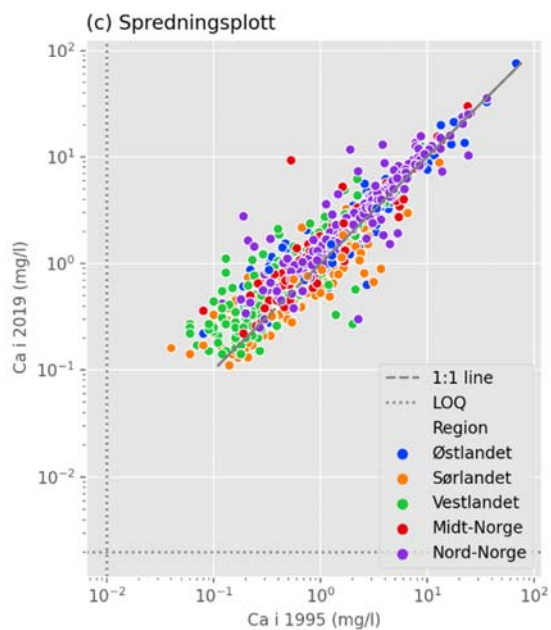
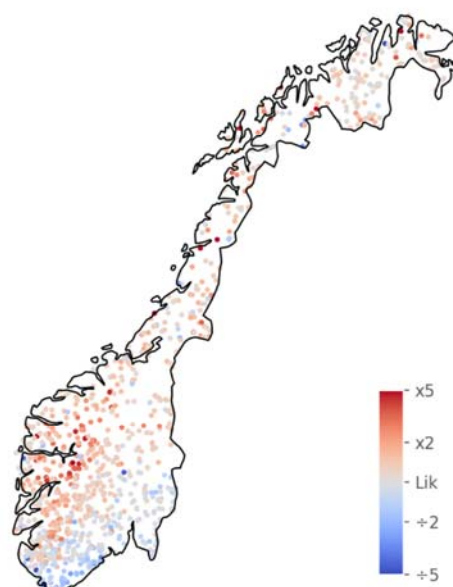
de mest forsuringsutsatte områdene. Forholdsvis høye verdier framkommer i områder med kalkrik grunn.

Ca

(a) Ca i 2019 (mg/l; n = 1000)



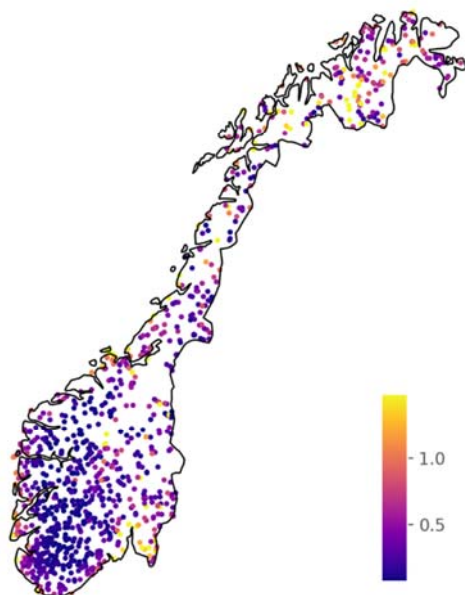
(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



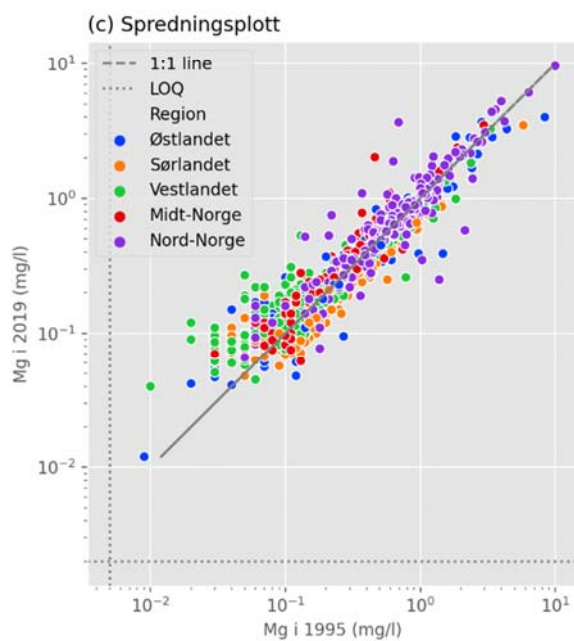
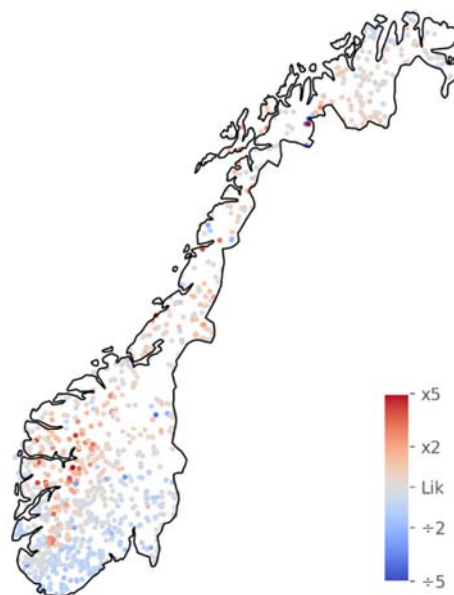
Figur 10. Kart som viser (a) kalsiumkonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Mg

(a) Mg i 2019 (mg/l; n = 1000)



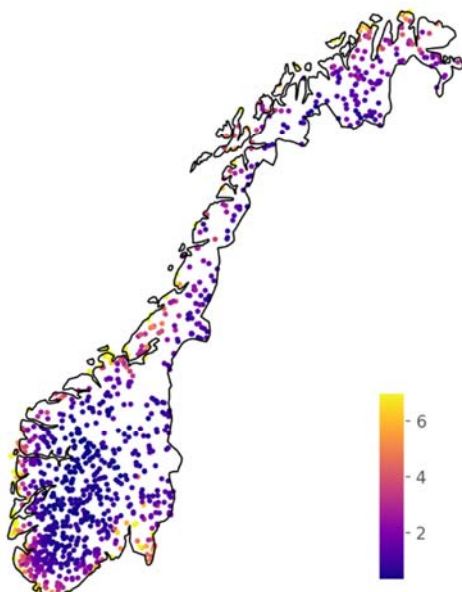
(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



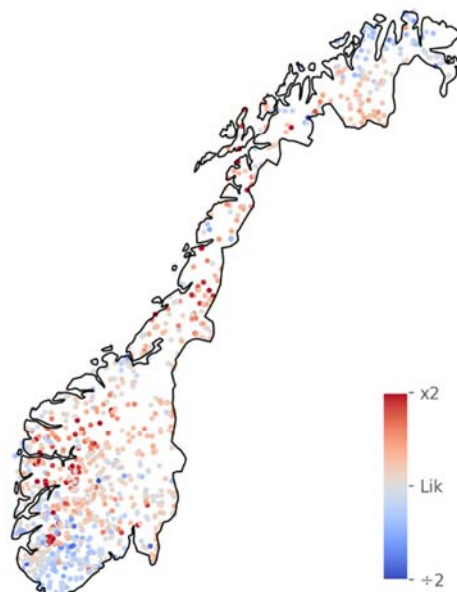
Figur 11. Kart som viser (a) magnesiumkonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Na

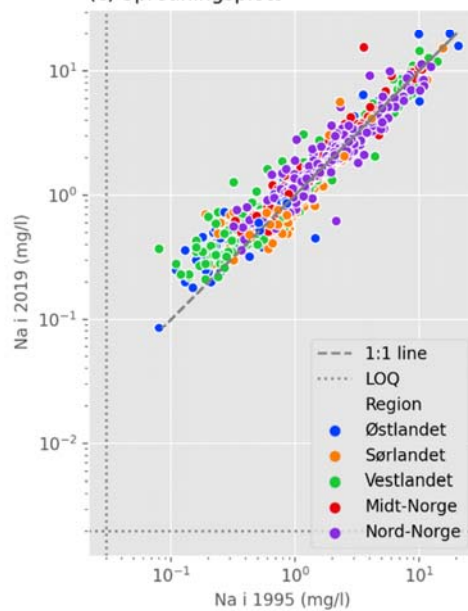
(a) Na i 2019 (mg/l; n = 1000)



(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



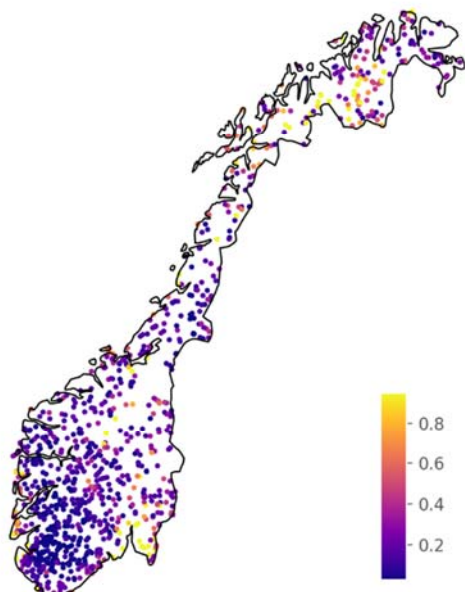
(c) Spredningsplott



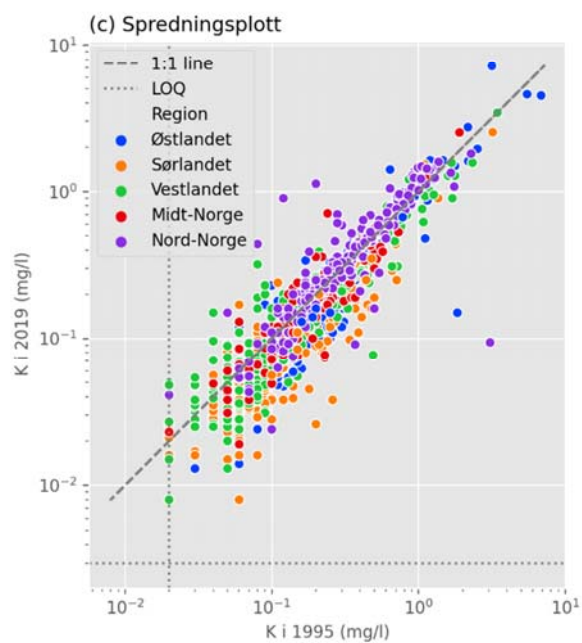
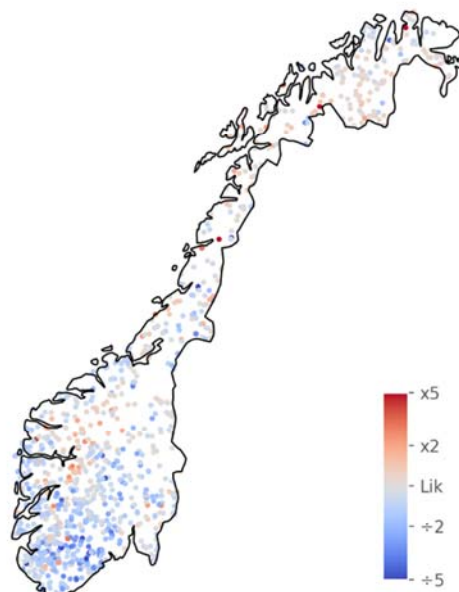
Figur 12. Kart som viser (a) natriumkonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

K

(a) K i 2019 (mg/l; n = 1000)



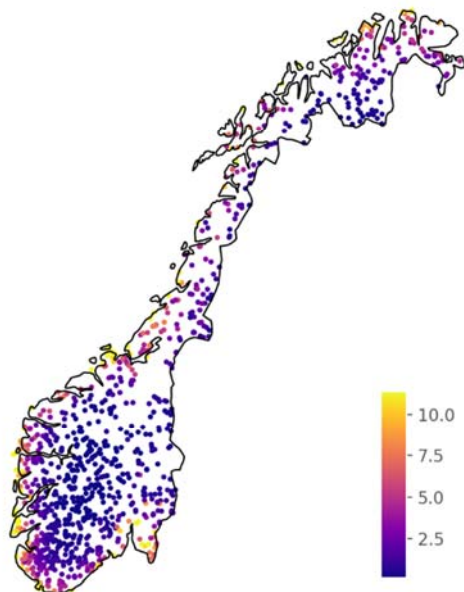
(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



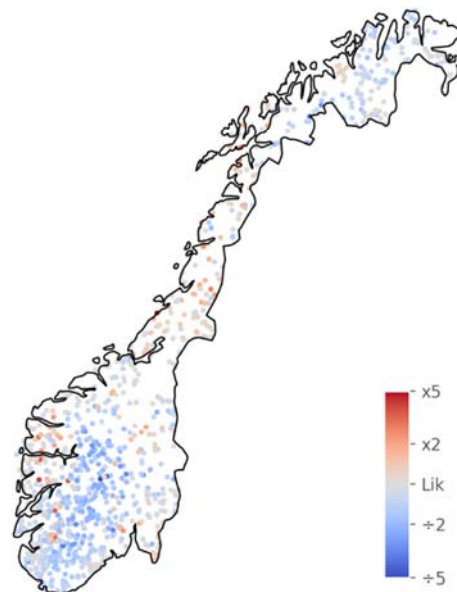
Figur 13. Kart som viser (a) kaliumkonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Cl

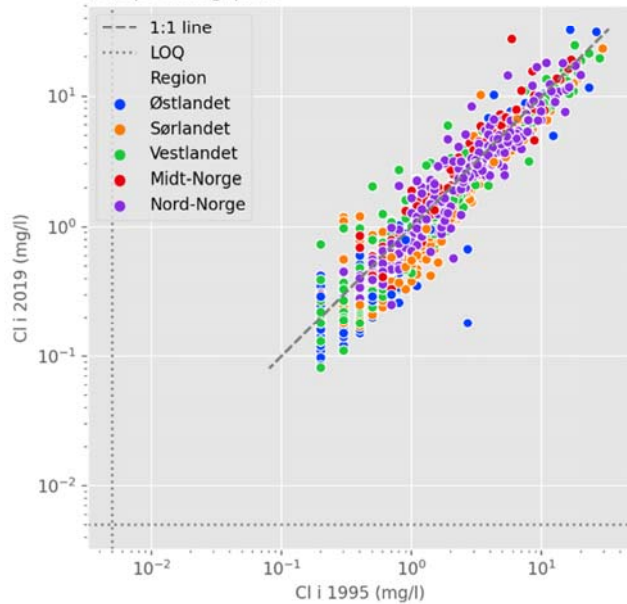
(a) Cl i 2019 (mg/l; n = 1000)



(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

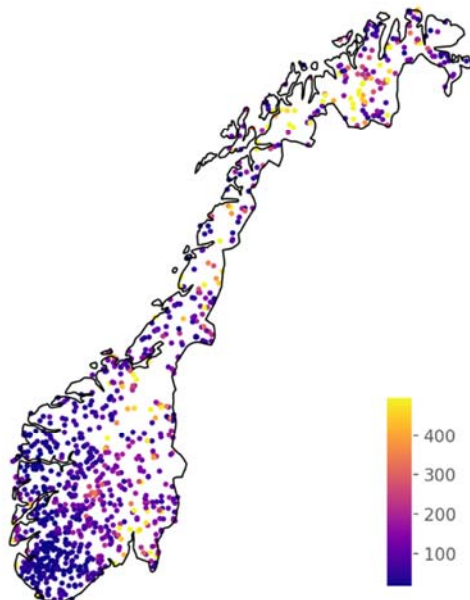


(c) Spredningsplott

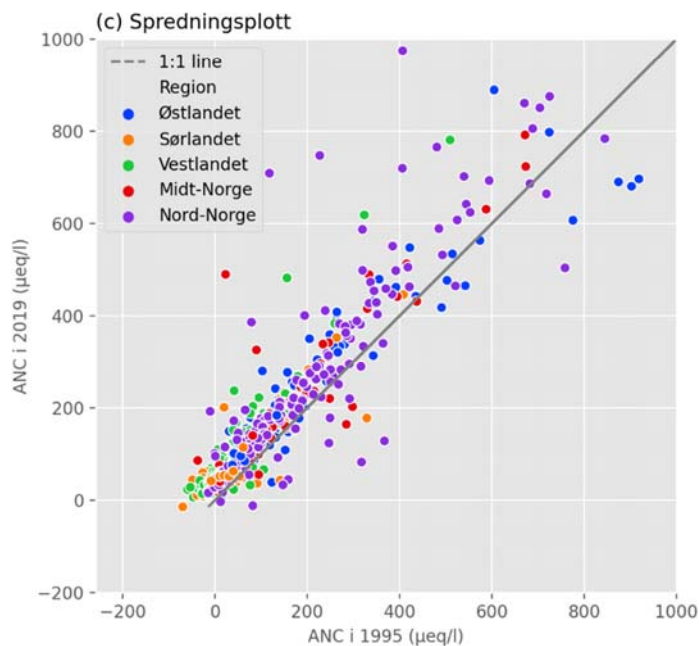
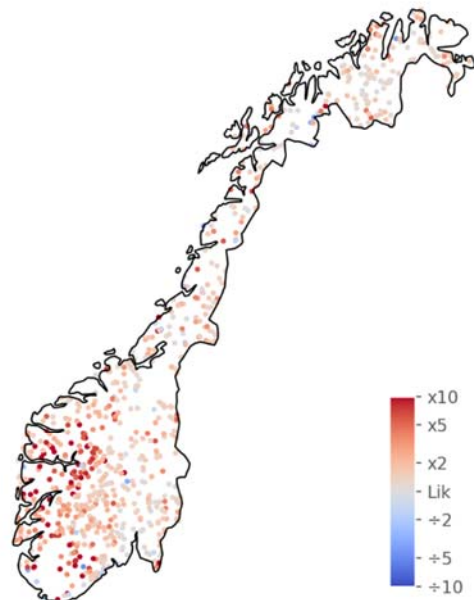


Figur 14. Kart som viser (a) kloridkonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

ANC

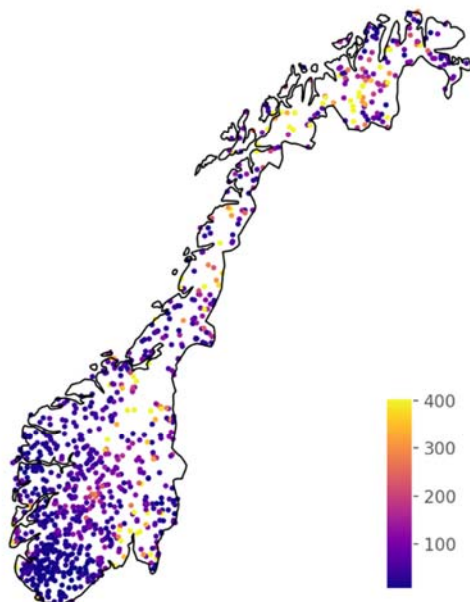
(a) ANC i 2019 ($\mu\text{eq/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

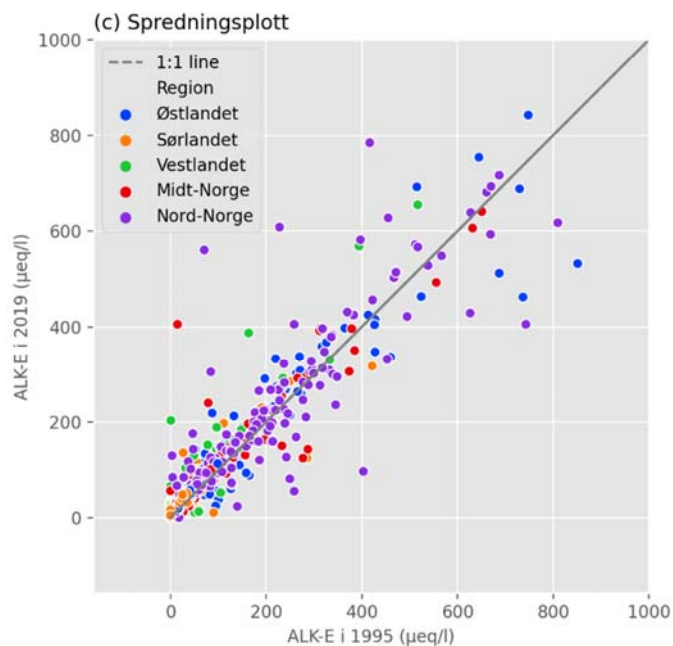
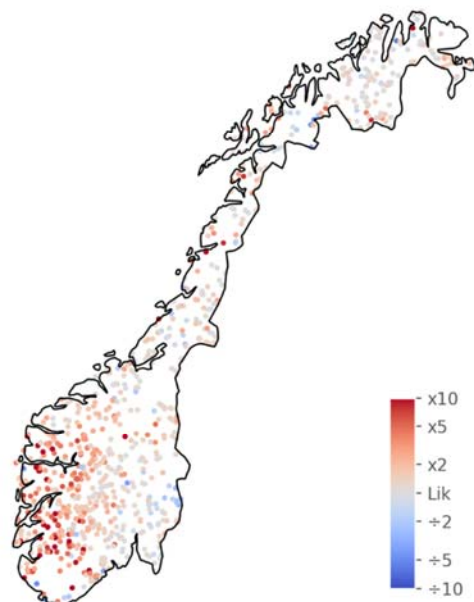


Figur 15. Kart som viser (a) ANC i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019. De høyeste verdiene er utelatt fra spredningsplottet.

ALK-E

(a) ALK-E i 2019 ($\mu\text{eq/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



Figur 16. Kart som viser (a) alkalitet i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019. De høyeste verdiene er utelatt fra spredningsplottet.

Vi startet denne gjennomgangen med å omtale effekten på pH av endringer i forsurings situasjonen. Når nå påvirkningen er så betydelig redusert, vil pH kunne være svært nær et naturlig nivå mange steder. I øst er konsentrasjonen av løste organiske syrer (målt som TOC) forholdsvis høy, og denne naturlige surheten kan gi pH-verdier ned mot og under 5,0. I vest er bufferevnen fra naturens side så lav at pH også av denne grunn kan være ned mot 5,0. Det viser modellering med NIVAs forsuringsmodell (Wright og Cosby 2012). Forsurings situasjonen med hensyn til effekter på biologi kan dermed være vanskelig å avgjøre om en bare ser på pH.

Fluor som i naturen utelukkende forekommer som fluorid, kan i deler av verden nå nivåer i vann som gjør det giftig, både som drikkevann og å leve i. Fluorid i vann har også den effekten at det øker løseligheten til aluminium (og noen andre grunnstoffer) samtidig som det reduserer konsentrasjonen av frie aluminiumsioner ved at fluorid og aluminium binder seg til hverandre. Fluorid kan dermed påvirke giftigheten av aluminium for vannlevende organismer både direkte og indirekte. Det er relativt mye av stoffet i jordskorpen, og lokal berggrunn regnes som den viktigste kilden til fluorid i norsk overflatevann (Skjelkvåle, 1993). Forvittringsrate og steinmassenes sammensetning har dermed betydelig innvirkning på fluoridkonsentrasjoner i innsjøvann. De høyeste nivåene finnes sørøst i landet, på østre deler av Hardangervidda og i deler av Nordland (Figur 17). Tungindustri kan visse steder forårsake lokalt forhøyede verdier som følge av utslipp til luft. Det er ingen indikasjoner på at fluoridkonsentrasjonen har endret seg siden 1995-undersøkelsen (Figur 17), men her må det nevnes at flertallet av målingene i 1995 var lavere enn den høye kvantifiseringsgrensen (LOQ) til metoden som ble brukt den gangen. Analysene fra 1986-undersøkelsen hadde lav kvantifiseringsgrense og indikerer høyere fluoridkonsentrasjoner enn i 2019, spesielt på Sørlandet. Innsjøutvalget var imidlertid ikke det samme i 1986 og 2019 (se Kap. 1).

Aluminium løses ut fra berggrunnen hvis syrepåvirkningen er større enn bufferevnen og vannet blir surt. Aluminium er slik sett også en buffer fordi det motvirker at pH-verdiene blir enda lavere enn de som måles. Utlekkingen av aluminium er imidlertid problematisk for fisk og andre forsuringsfølsomme organismer fordi aluminium i surt vann er giftig hvis konsentrasjonene er høye nok.

Total Al ble ikke målt i 1995. De regionale forskjellene gjenspeiler forsuringsforholdene ved at det er høyest konsentrasjoner på Sørlandet og Østlandet (Figur 18). Enkeltinnsjøer har enda høyere konsentrasjoner enn det nedfallet av sur nedbør skulle tilsi. Disse innsjøene er gjerne påvirket av eksponert sulfidholdig berggrunn, slik som i enkelte gruveområder. Vi kommer tilbake til dette i avsnittet om spormetaller.

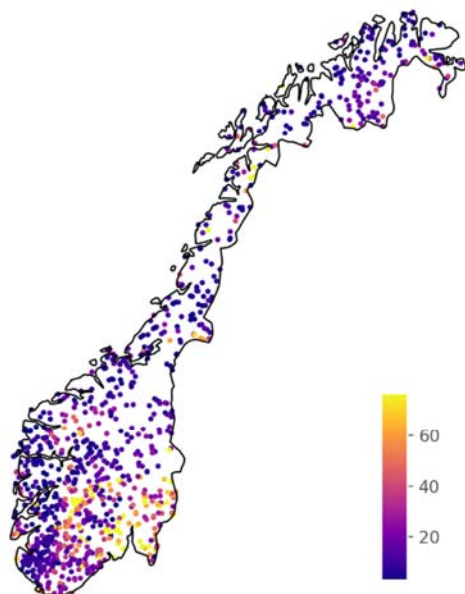
Det er de uorganiske forbindelsene av aluminium (Labilt Al, LAI) som kan gi skadevirkninger. Disse beregnes som en differanse mellom reaktivt Al (RAI) og ikke-labilt Al (ILAI).

Alle de tre Al-fraksjonene viser klart høyere konsentrasjoner i forsuringsområder, særlig på Sørlandet og Østlandet (Figur 19-Figur 21, Tabell 4). Reaktivt aluminium har avtatt på Sørlandet, Vestlandet og også i regionene nordover. Det gjenspeiler mindre forsurening og at pH har økt. På deler av Østlandet, derimot, har konsentrasjonene økt. Vi tror dette har sammenheng med økningen i TOC, som i sin tur medfører en økning i organisk bundet Al. Denne fraksjonen er antatt å ikke ha giftvirkning på vannlevende organismer, og økningen er slik sett ikke problematisk.

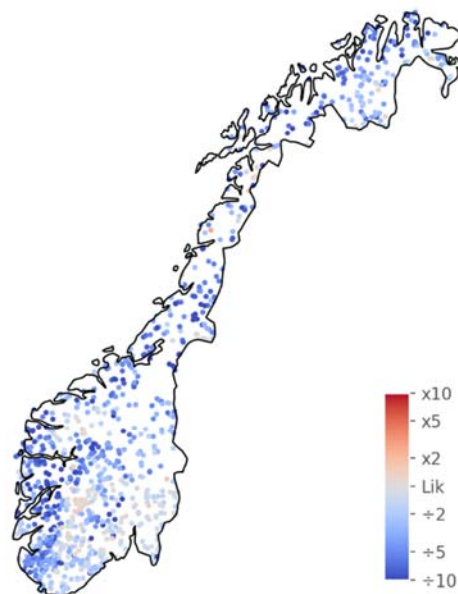
Økningen i LAI på deler av Østlandet skyldes sannsynligvis en kombinasjon av økt TOC og et forhold som kan oppstå under ionebyttingen på laboratoriet. Ved ionebyttingen holdes de positivt ladde, uorganiske Al- forbindelsene tilbake. Men organiske humuskolloider kan også holdes tilbake av mer mekaniske årsaker. Al som er organisk bundet, kan dermed beregnes som LAI og gi kunstig høye

verdier av denne fraksjonen. Effekten av denne feilkilden vil være større i 2019 enn i 1995 fordi TOC har økt til dels kraftig i mange innsjøer i løpet av de siste 25-30 årene (Figur 22, Tabell 5).

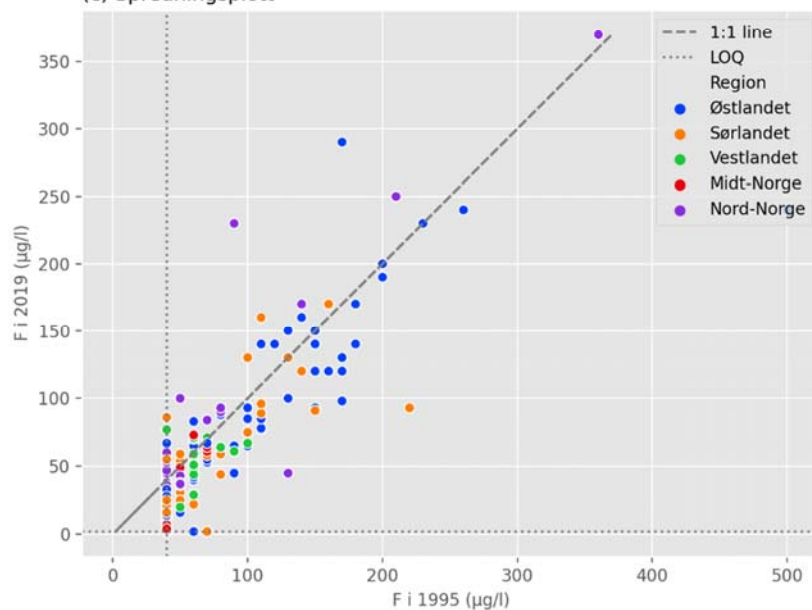
F

(a) F i 2019 ($\mu\text{g/l}$; $n = 1000$)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

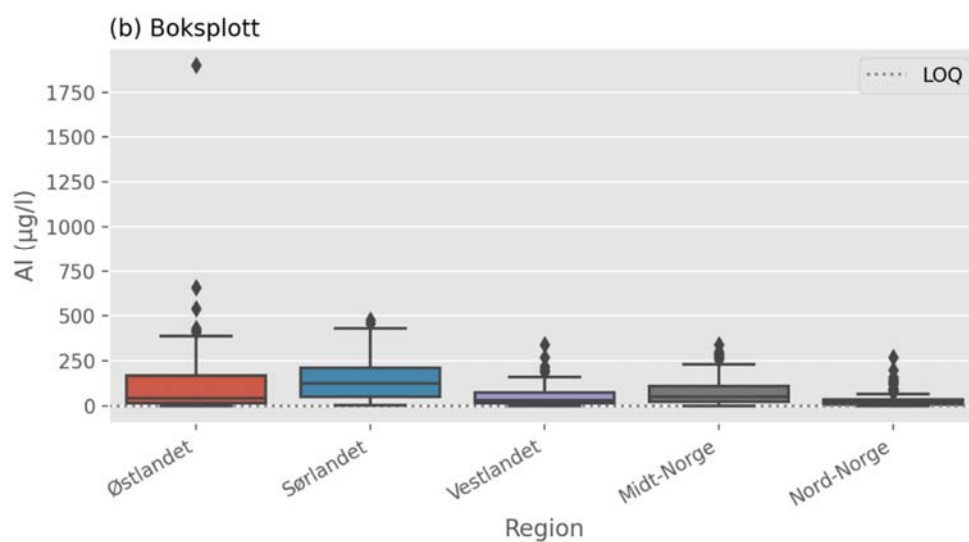
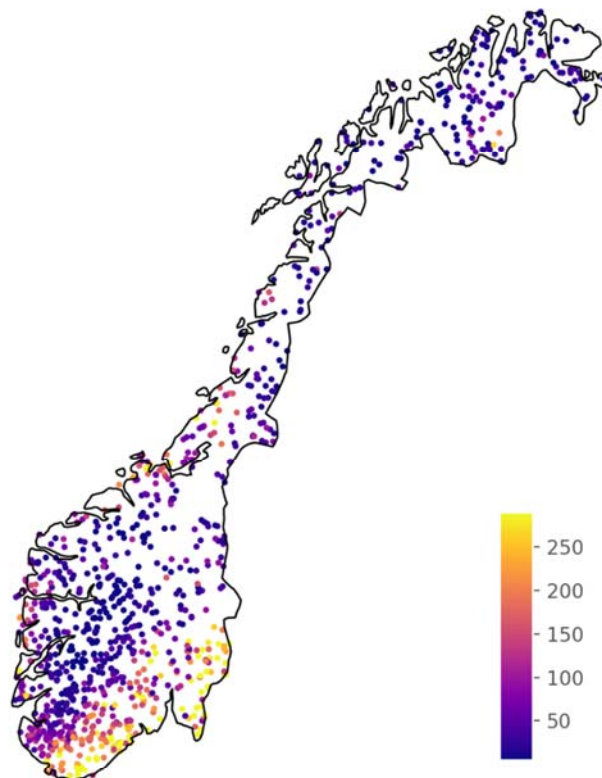


(c) Spredningsplott



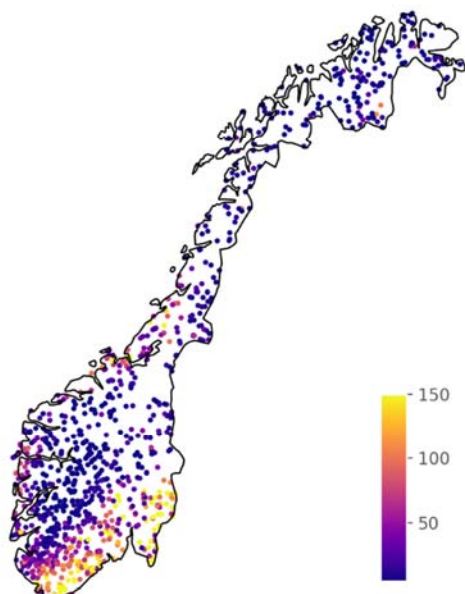
Figur 17. Kart som viser (a) fluoridkonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Al

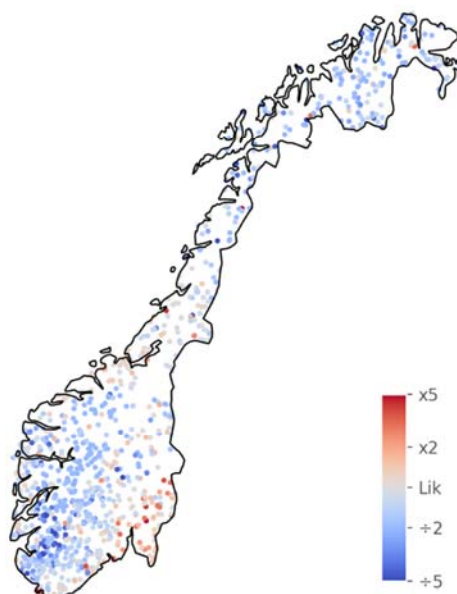
(a) Al i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

Figur 18. Kart som viser aluminiumskonsentrasjoner i 2019 (a) og boksplott av resultatene i hver region (b). Boksene viser 25, 50 og 75 prosentilene, hakene 1,5 ganger interkvartil differanse (forskjellen mellom 25 og 75 persentilen) og punktene verdier som er høyere enn det.

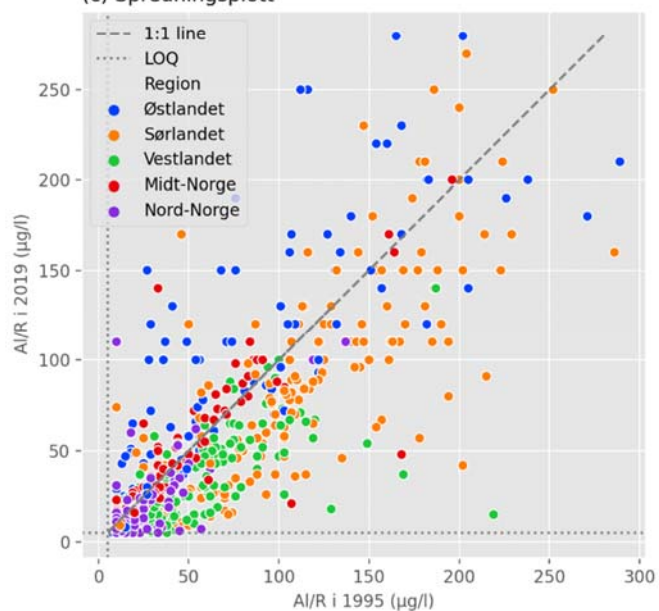
Al/R

(a) Al/R i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

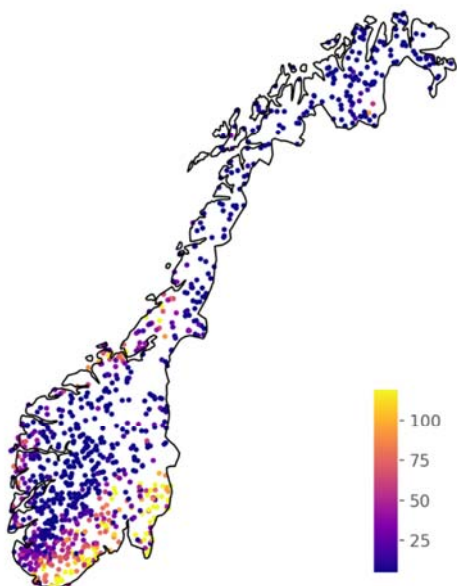


(c) Spredningsplott

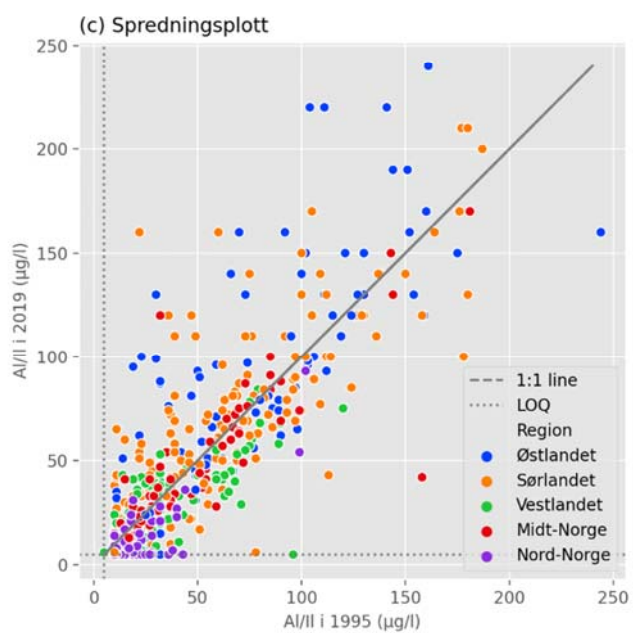
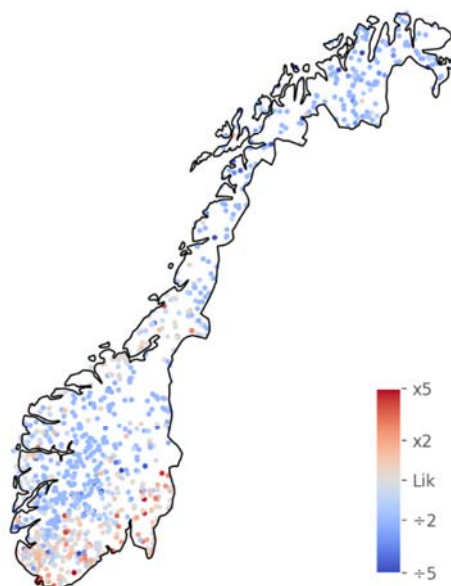


Figur 19. Kart som viser (a) reaktivt aluminium i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Al/II

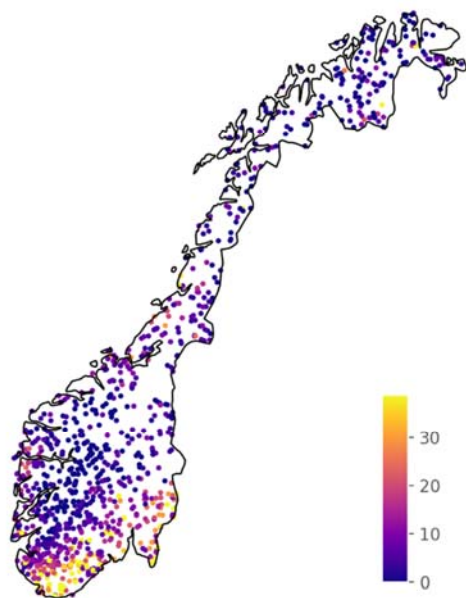
(a) Al/II i 2019 ($\mu\text{g/l}$; $n = 1000$)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

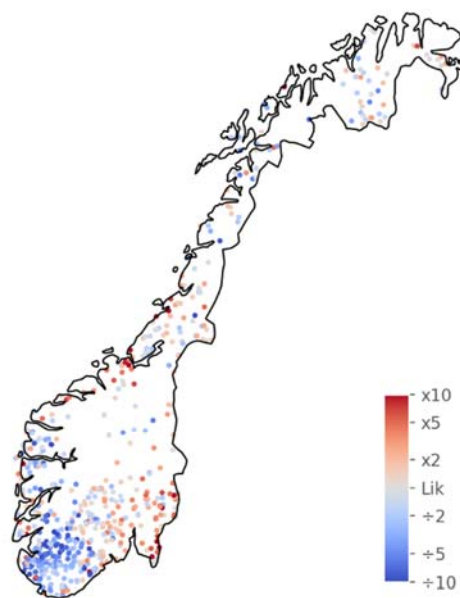


Figur 20. Kart som viser (a) konsentrasjonen av ikke-labilt aluminium i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

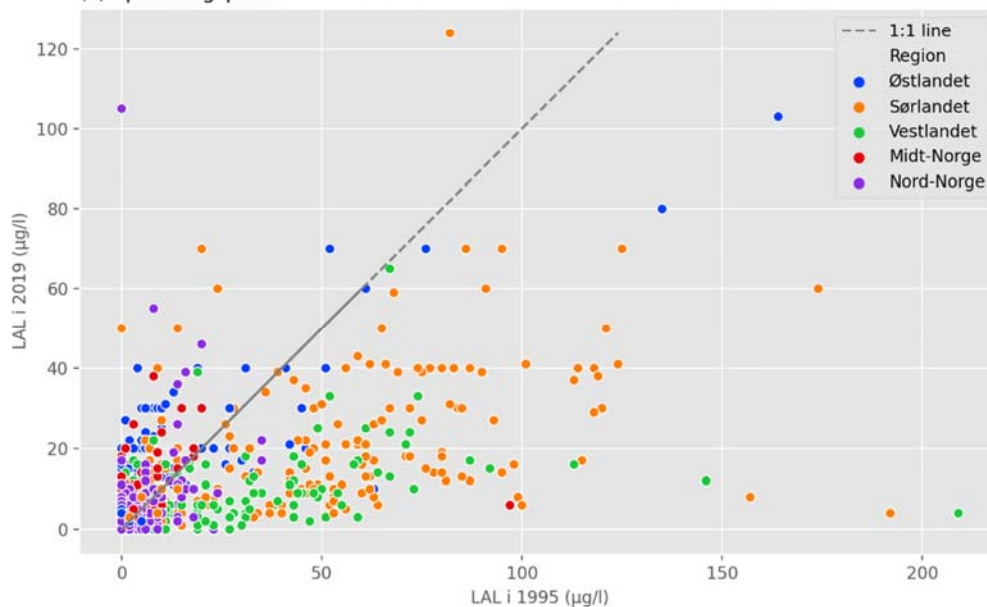
LAL

(a) LAL i 2019 ($\mu\text{g/l}$; $n = 1000$)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



(c) Spredningsplott



Figur 21. Kart som viser (a) konsentrasjoner av labilt aluminium i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Tabell 4. Estimerte medianverdier for forsursrelaterte parametere i de statistisk utvalgte innsjøene fra undersøkelsene i 1995 og 2019. Verdiene framkommer som summen av produktene av median for utvalget og antall innsjøer per størrelsesklasse dividert på antall innsjøer i alle størrelsesklasser i landsdelen.

	pH*			Konduktivitet-mS/m			Alkalitet- $\mu\text{eq/l}$		
	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring
Østlandet	6.45	6.47	0	1.8	1.6	-7	50	61	22
Sørlandet	5.28	5.55	5	1.8	1.2	-32	2	19	1030
Vestlandet	5.60	5.97	7	1.5	1.4	-3	5	26	419
Midt-Norge	6.37	6.31	-1	2.3	2.6	9	37	49	33
Nord-Norge	6.79	6.88	1	2.9	3.1	5	88	105	20
Alle	5.85	6.11	4	2.2	2.2	-1	48	64	34
	Kalsium-mg/l			Magnesium-mg/l			Natrium-mg/l		
	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring
Østlandet	1.7	1.8	4	0.30	0.29	-2	0.69	0.75	9
Sørlandet	0.64	0.59	-8	0.19	0.15	-21	1.0	0.88	-13
Vestlandet	0.39	0.58	46	0.18	0.22	20	1.2	1.4	16
Midt-Norge	0.95	1.3	37	0.38	0.43	14	2.0	2.0	1
Nord-Norge	1.7	2.1	22	0.55	0.60	10	1.8	1.9	7
Alle	1.2	1.4	19	0.37	0.40	8	1.4	1.5	5
	Kalium-mg/l			Klorid-mg/l			Sulfat-mg/l		
	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring
Østlandet	0.22	0.17	-21	0.57	0.37	-34	2.2	1.0	-53
Sørlandet	0.11	0.07	-35	1.6	1.0	-33	2.0	0.53	-73
Vestlandet	0.11	0.10	-16	2.1	2.18	6	1.2	0.70	-41
Midt-Norge	0.19	0.17	-13	2.9	3.1	5	1.2	0.79	-34
Nord-Norge	0.29	0.33	12	2.3	2.27	-2	1.9	1.4	-26
Alle	0.21	0.20	-3	2.0	1.90	-4	1.7	1.0	-42
	Nitrat-N- $\mu\text{g/l}$			ANC- $\mu\text{ekv/l}$			Reaktivt aluminium- $\mu\text{g/l}$		
	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring
Østlandet	16	14	-12	77	118	53	20	17	-15
Sørlandet	82	35	-57	-1	38	2991	100	69	-32
Vestlandet	77	27	-65	3	34	1199	28	14	-51
Midt-Norge	7.0	6.9	-2	53	88	65	27	27	-1
Nord-Norge	4.2	2.1	-51	102	145	41	11	8	-32
Alle	31	14	-55	59	98	66	31	22	-29
	Ikke-labilt aluminium- $\mu\text{g/l}$			Labilt aluminium- $\mu\text{g/l}$			ANCoaa- $\mu\text{ekv/l}$		
	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring
Østlandet	15	9	-40	<10	<10		58	89	53
Sørlandet	42	50	18	42	13	-69	-9	22	362
Vestlandet	8	8	-1	<10	<10		0	30	52576
Midt-Norge	20	21	4	<10	<10		38	70	82
Nord-Norge	5	<5		<10	<10		93	137	46
Alle	15	14	-4	<10	<10		49	84	73

*Tilbakeregnet fra H⁺-konsentrasjon.

5.2.2 Naturlig organisk materiale, jern og mangan.

I denne nasjonale innsjøundersøkelsen er det målt på en rekke parametere som direkte eller på andre måter er et uttrykk for konsentrasjonen av og egenskapene til naturlig organisk materiale i vann. Total organisk karbon (TOC) og løst organisk karbon (DOC) er direkte mål på organisk karbon. I Norge brukes gjerne den første, mens den andre er mer brukt i internasjonale undersøkelser. DOC ble da heller ikke målt i 1995.

Det er sjelden vi finner mye partikulært organisk materiale i innsjøer, men det kan være planktonalger i eutrofe innsjøer og partikulært humusmateriale. Alger og partikler kan eventuelt filtreres vekk slik at det blir en mindre forskjell mellom TOC og DOC. Ved TOC-konsentrasjoner over 5 mg/l (humøse innsjøer) i foreliggende undersøkelse er andelen DOC likevel stort sett over 90% av TOC.

Det ser ut til at det kan være en metodisk effekt av filtreringen som påvirker DOC. Ved lavere TOC-konsentrasjoner enn 2-3 mg/l, dvs. i de klareste innsjøene, er det en gradvis avtakende andel DOC. I alt 46 innsjøer har DOC lavere enn rapporteringsgrensen på 0,1 mg/l, mens ingen har TOC < 0,1. Dette kan være reelt hvis det er en mer eller mindre fast konsentrasjon av partikler i innsjøene, uavhengig av TOC-nivå. På den annen side kan det se ut som en tilnærmet konstant mengde løst organisk materiale (opp mot 0,4 mg/l) fjernes under filtreringsprosessen. Når TOC-konsentrasjonen ligger under 1 mg/l avtar andelen DOC kraftig, i noen tilfeller helt ned mot 0,1. Det vil si at nærmere 90 % av det organiske materialet i disse innsjøene enten foreligger som ekte partikler eller det blir hengende igjen på filteret av andre grunner. Det er også eksempler, særlig ved svært lav TOC, på at DOC er høyere enn TOC. Det skyldes trolig den kombinerte analyseusikkerheten for TOC og DOC nær rapporteringsgrensen.

Fargetall er en optisk parameter, og fargen gis i forhold til en platinastandard (mg Pt/l). Denne parameteren ble heller ikke målt i 1995. Forholdet mellom fargetallet og TOC eller DOC kan være noe ulikt fra lokalitet til lokalitet fordi fargetallet er et uttrykk for de optiske egenskapene og ikke bare konsentrasjonen av det organiske materialet.

I denne undersøkelsen har vi også analysert absorbansen til det organiske materialet, også kalt CDOM (chromophoric dissolved organic matter). Det er gjort ved å analysere absorbansen ved alle bølgelengder i hele spekteret fra 200 nanometer (nm) til 900 nm, se metodebeskrivelsen. Dette dekker både den øvre delen av UV-området (200-400 nm), området for synlig lys (ca. 400-750 nm) og inn i det infrarøde. Her er absorbansen ved noen faste bølgelengder (254, 285 og 365 nm) hentet ut som utgangspunktet for videre bearbeiding. Det innbyrdes forholdet mellom absorbansen ved noen av disse bølgelengdene samt DOC kan brukes for å karakterisere egenskapene til det løste organiske materialet.

Det er først og fremst humusforbindelser man kan få et inntrykk av ved denne typen målinger, altså organisk materiale med opphav i nedbørfeltet. Det kan gi viktig informasjon for å kunne undersøke kildene til den økningen som er registrert i TOC og DOC.

I alt tre indekser er brukt her. Indeksen E2/E3 er forholdet mellom absorbansen ved 254 og 365 nm, mens HI er tilsvarende for 285 og 254 nm. Indeksen sUVA er forholdet mellom absorbansen ved 254 nm og konsentrasjonen av DOC. Alle indeksene uttrykker noe av det samme når det gjelder kvaliteten på det organiske materialet, men kan slå litt forskjellig ut. E2/E3 og sUVA er relatert til aromatisiteten og molekylvekten til de organiske molekylene. Høyere aromatisitet og molekylvekt gir høyere sUVA, men lavere E2/E3. HI er betegnet som en hydrofobisitetindeks og har høyere verdi ved

høyere hydrofobisitet. Høy hydrofobisitet, høy aromatisitet og høy molekylvekt er gjerne assosiert med de samme typene molekyler. Disse er gjerne tyngre nedbrytbare enn andre organiske komponenter. Samtidig er høy sUVa en indikasjon på eldre, mer nedbrutt organisk materiale. sUVa er kanskje den vanligste indeksen, men pga. usikkerheten i DOC, spesielt ved lave konsentrasjoner, kan det noen ganger gi mer springende resultater enn de andre indeksene, som kun er basert på absorbansverdier fra den samme målingen. Samtidig vil sUVa i større grad enn de andre indeksene si noe om andelen av humusstoffer, siden absorbansen relateres til DOC-konsentrasjonen. De andre indeksene sier mer om den relative sammensetningen av ulike typer humusstoffer.

Med referanse til den mulige filtreringseffekten vi omtalte over, kan sUVa kunne bli uforholdsmessig høy ved lave DOC-konsentrasjoner, og det kan være grunner til heller å bruke TOC ved TOC under 2-3 mg/l. Dette er ikke gjort her, men effekten er tatt hensyn til ved vurderingen av indeksene.

Konsentrasjonen av jern (Fe) og mangan (Mn) er deretter vist. Dette er metaller som er sterkt avhengig av oksygenforholdene og kan opptre i ulike former. Men særlig konsentrasjonen av jern er også sterkt knyttet til organisk materiale pga. kompleksdannelse. Videre kan de optiske egenskapene til vannet, med dets oppløst og suspenderte stoffer, påvirkes av disse to metallene. Konsentrasjoner (og spesiering) av jern og mangan kan dermed ha betydning for lyspenetrasjon, fotokjemiske prosesser, tolkning av satellittbilder mm.

Vi har allerede omtalt at konsentrasjonen av TOC og DOC er økt og at dette har betydning for pH og fordelingen av Al-forbindelser. Økningen er mest påtagelig i forsuringsområdet og svært stor i mange innsjøer på Østlandet (Figur 22 og Figur 23). Økningen i TOC og DOC er minst i Nord-Norge, trolig pga. mindre endringer i forsuringsforholdene. Økt konsentrasjon av TOC er tidligere satt i sammenheng med redusert forsuring (Monteith m.fl., 2007), men økt nedbør kan også ha betydning (de Wit et al., 2016).

Fargetallet er økt på tilsvarende måte, og Figur 24 viser at det er ekstremt høye fargetall (> 100 mg Pt/l) i flere innsjøer, særlig på Østlandet.

Både TOC og fargetall brukes for å bestemme vanntypen i innsjøer. Den økningen som er registrert fra 1995 til 2019 er så stor at en rekke innsjøer har skiftet vanntype, slik den skal bestemmes ihht. vannforskriften. Innsjøene kan derfor eventuelt også endre klassifisering. Klare innsjøer (TOC<5 mg/l; < 30 mg Pt/l) er blitt humøse og de humøse er blitt enda mer humøse. Dette påvirker pH og konsentrasjonen av potensielt giftig aluminium (LAI), men det vil også påvirke biotilgjengeligheten av næringsstoffer og tungmetaller.

Konsentrasjonen av TOC er klart høyest i små og lavereliggende innsjøer (Figur 25). Sannsynligheten for å finne innsjøer med TOC>5 mg/l i over 1000 meters høyde er svært liten. På samme måte, hvis innsjøarealet er over 2 km², er sannsynligheten også forholdsvis liten for at det er TOC>5 mg/l.

Et forhold som er lite undersøkt, er i hvilken grad økningen i organisk innhold også kan gi en reduksjon i biotilgjengelige basekationer. En samtidig reduksjon i sulfat og økning i TOC kan eventuelt gi svært marginale forhold for organismer som krever tilgang på kalsium og magnesium for skalldannelse. Redusert tilgang på disse kan også påvirke følsomheten for forsuring. Samlet sett er det muligheter for mer marginale vannkvaliteter som følge av disse endringene. Dette bør følges opp av målrettede undersøkelser.

Det var som ventet en svært god sammenheng ($r=0,98$, $p<0,005$) mellom TOC og absorbansen i UV-området (254 nm). Det gir et inntrykk av at det organiske materialet i all hovedsak er alloktont, det vil

si at det først og fremst har sitt opphav i nedbørfeltet og ikke i innsjøene. Men den gode sammenhengen kan også framkomme hvis fordelingen av alloktont og autoktont materiale er konstant.

For E2/E3 er det en overvekt av lave verdier på Vestlandet og til dels i Nord-Norge, mens indeksen HI er høyest i disse to områdene (Figur 26 og Figur 27). Det tyder på en større andel aromatisk og hydrofobt organisk materiale med høyere molekylvekt. Slike regionale forskjeller i kvaliteten på det organiske materialet kan mest sannsynlig knyttes til opphavet til det organiske materialet, altså en annen landskaps sammensetning. Medianverdiene (50% av verdiene) er hhv omkring 4-5 og 0,7-0,8.

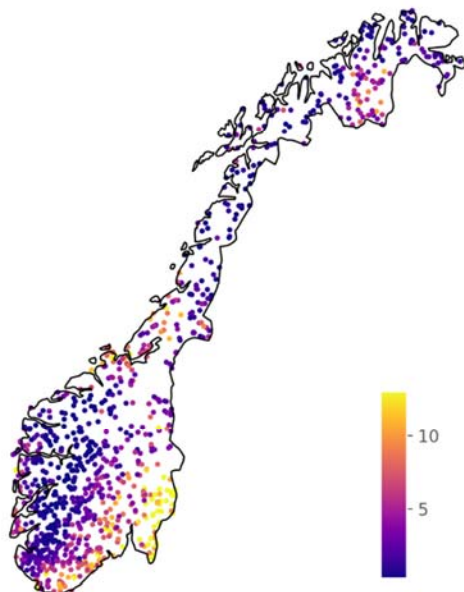
Også sUVa er høyere på Vestlandet, og understreker funnet over, men også en generelt høyere humusandel i denne regionen (Figur 28). Medianverdiene er 4-5. Men vannkjemien på Vestlandet er også preget av lite organisk stoff og lave konsentrasjoner av både TOC og DOC. En skal derfor være oppmerksom på at sUVa kan være uforholdsmessig høy her på grunn av den mulige filtreringseffekten ved lav DOC vi har omtalt tidligere.

Konsentrasjonen av jern er stedvis svært høyt, opp til om lag 1000 µg/l (Figur 29). Som antydnet, korrelerer jernkonsentrasjonene med TOC, DOC og fargetallet. Konsentrasjonene har dermed økt markant i mange innsjøer i forsuringsområdet på Sørlandet og Østlandet. I Nord-Norge er imidlertid konsentrasjonen av jern vesentlig lavere i 2019 i mange innsjøer, og forskjellen mellom 1995 og 2019 er til dels svært stor. Dette gjelder spesielt innsjøer der konsentrasjonen var under 200-300 µg/l i 1995. Hva denne reduksjonen i nord kan skyldes bør eventuelt studeres nærmere. En mulighet er ulike avrenningsforhold forut for prøvetakingen de to årene. I innsjøer med kort oppholdstid kan konsentrasjonen av løst organisk materiale og jern endres raskt.

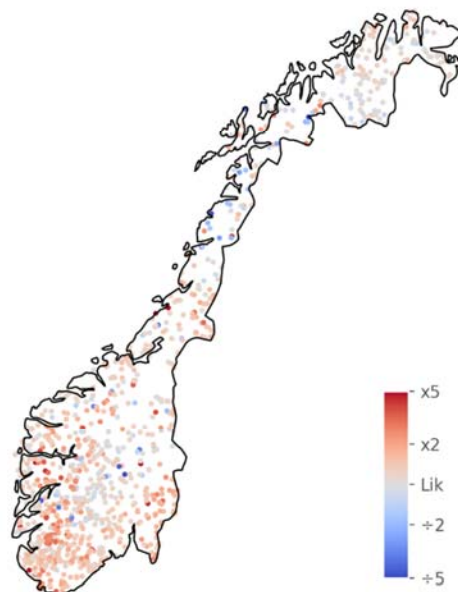
Konsentrasjonen av mangan er høyest på Østlandet og lavest i Nord-Norge (Figur 30, Tabell 5). Høy konsentrasjon på Østlandet kan knyttes til de høye konsentrasjonene av organisk materiale. Men de tydelige endringene fra 1995 til 2019 som er vist både for organisk materiale og jern, er langt mindre tydelige for mangan. Konsentrasjonene er også langt lavere enn for jern, med nesten hele materialet under 200 µg/l både i 1995 og 2019.

TOC

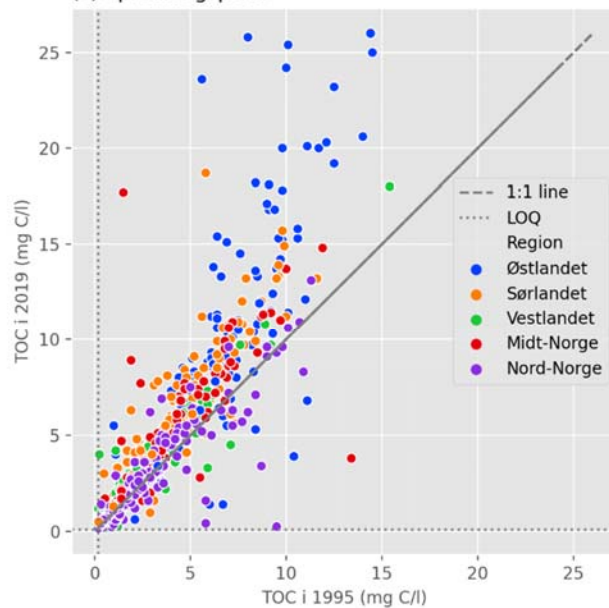
(a) TOC i 2019 (mg C/l; n = 1000)



(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



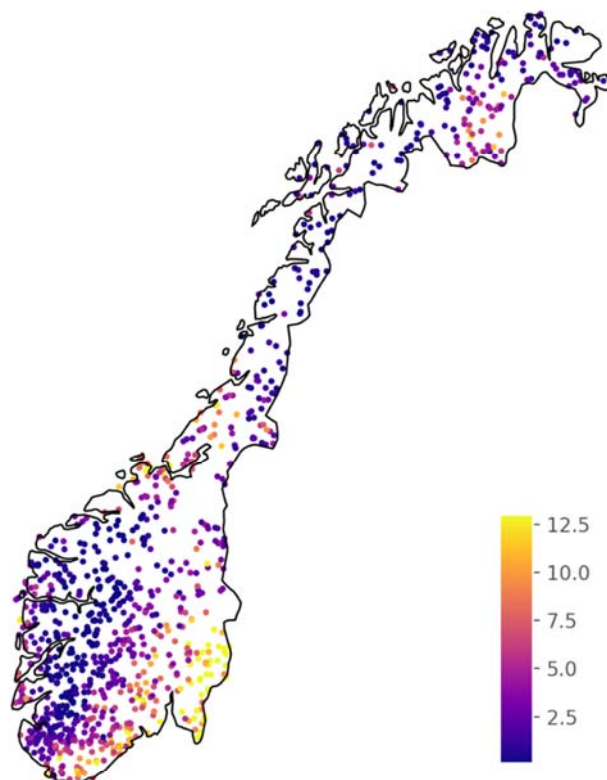
(c) Spredningsplott



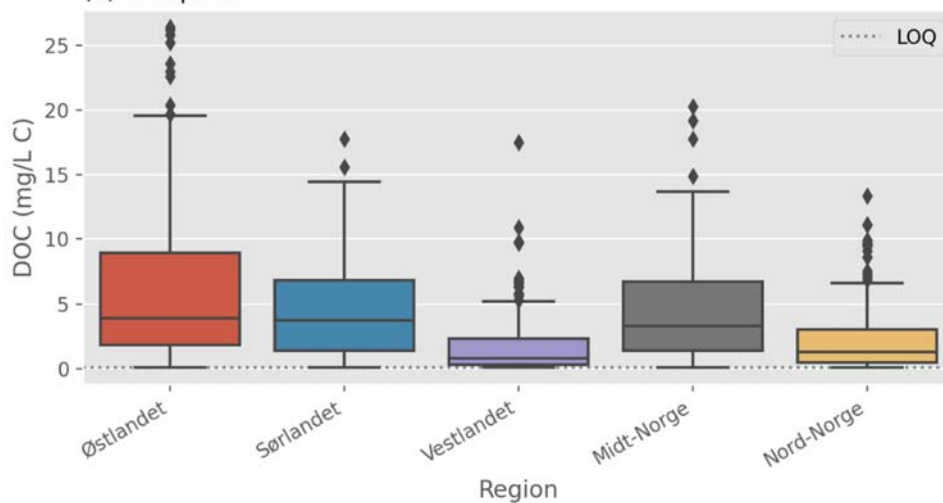
Figur 22. Kart som viser (a) totalkonsentrasjon av organisk karbon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

DOC

(a) DOC i 2019 (mg/L C; n = 1000)



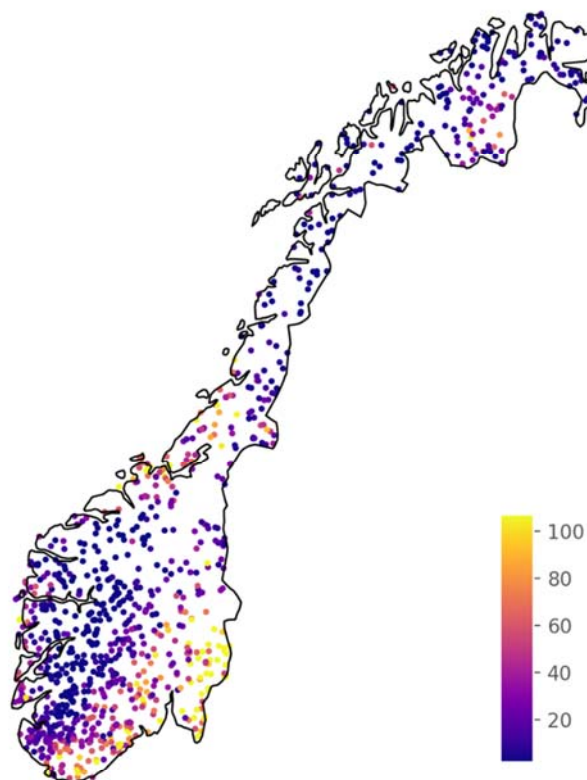
(b) Boksplott



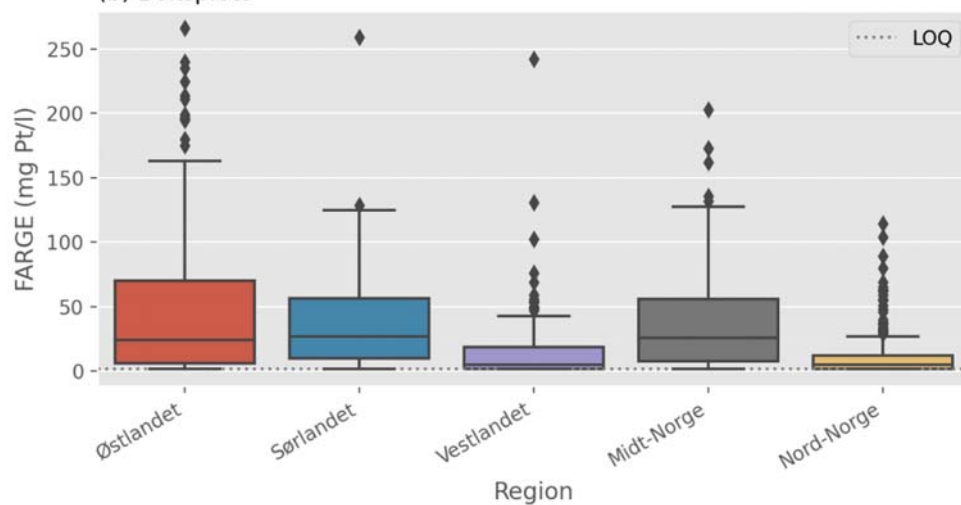
Figur 23. Kart som viser (a) konsentrasjoner av løst organisk karbon i 2019 og (b) boksplott av resultatene i hver region. Boksene viser 25, 50 og 75 prosentilene, hakene 1,5 ganger interkvartil differanse (forskjellen mellom 25 og 75 persentilen) og punktene verdier som er høyere enn det.

FARGE

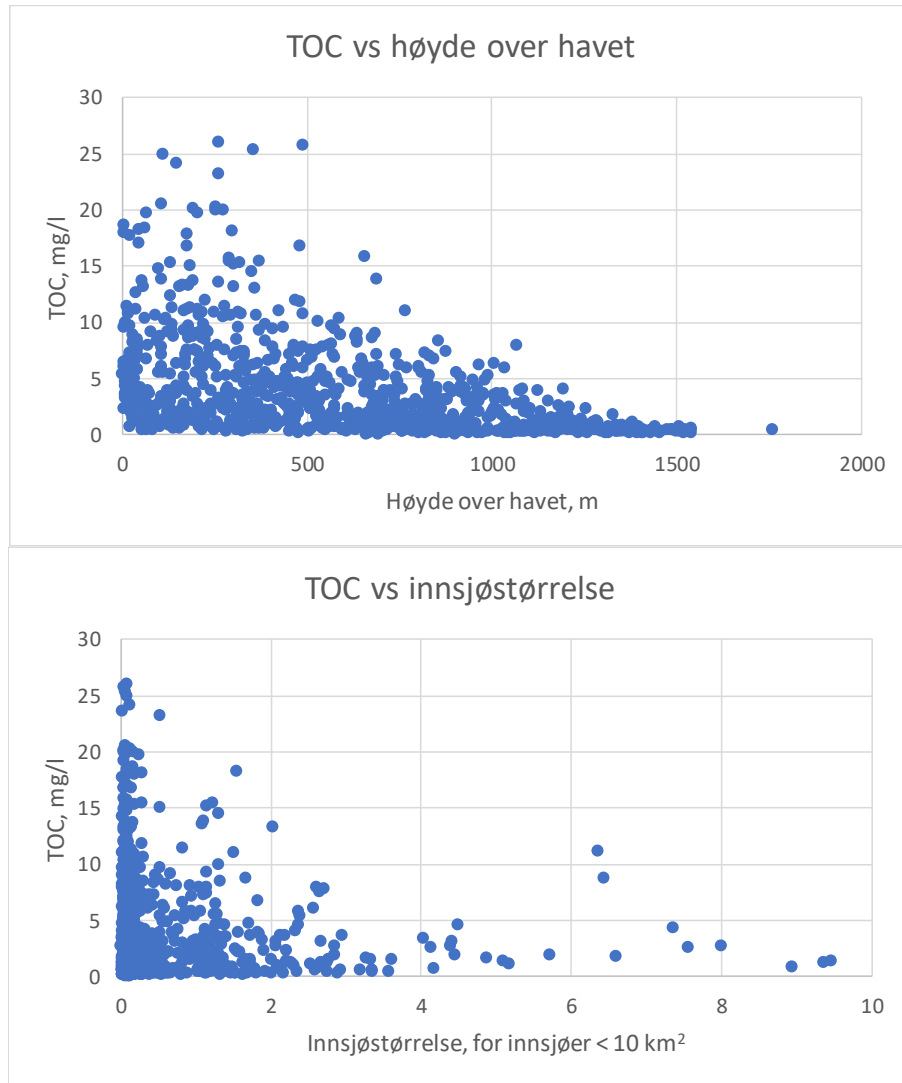
(a) FARGE i 2019 (mg Pt/l; n = 1000)



(b) Boksploott



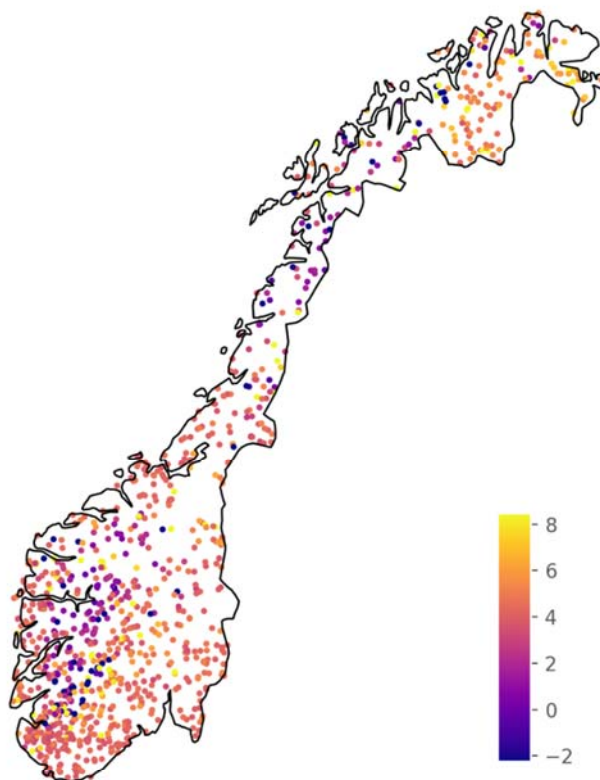
Figur 24. Kart som viser (a) farge i 2019 og (b) boksploott av resultatene i hver region. Boksene viser 25, 50 og 75 prosentilene, hakene 1,5 ganger interkvartil differanse og punktene verdier som er høyere enn det.



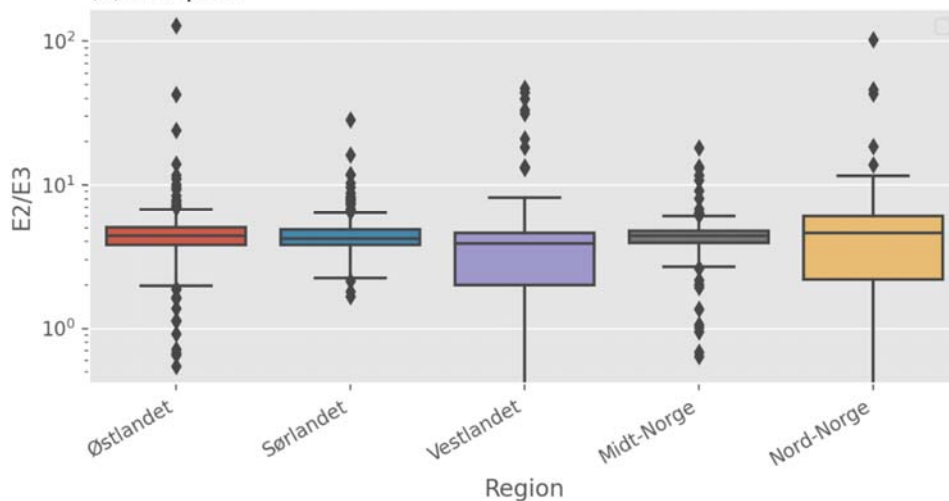
Figur 25. Konsentrasjonen av TOC i innsjøene i forhold til høyden over havet (øverst) og innsjøstørrelsen (nederst). I nederste figur har vi tatt ut innsjøer med areal større enn 10 km² (gruppe 4 og 5 i innsjøutvalget) for å kunne framheve fordelingen for de som er mindre (gruppe 1-3). For alle innsjøer med areal over 20 km² er TOC < 5 mg/l.

E2/E3

(a) E2/E3 i 2019 (n = 999)



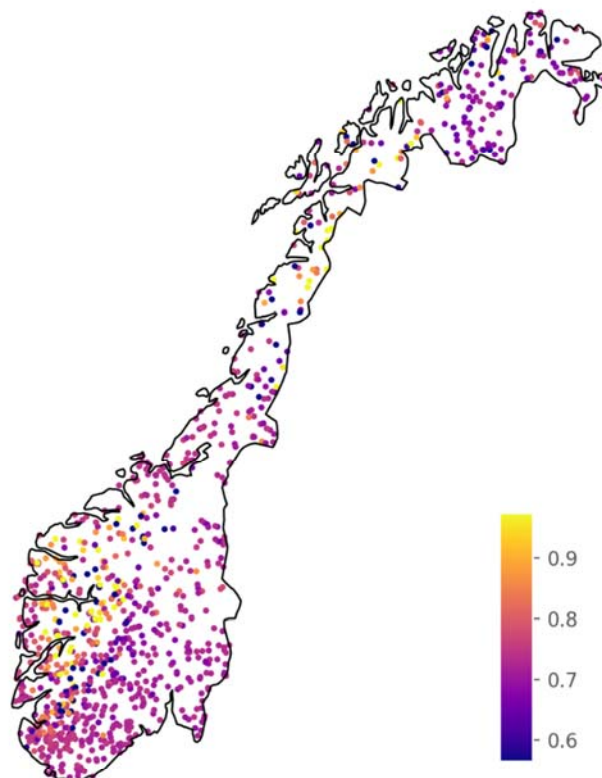
(b) Boksploott



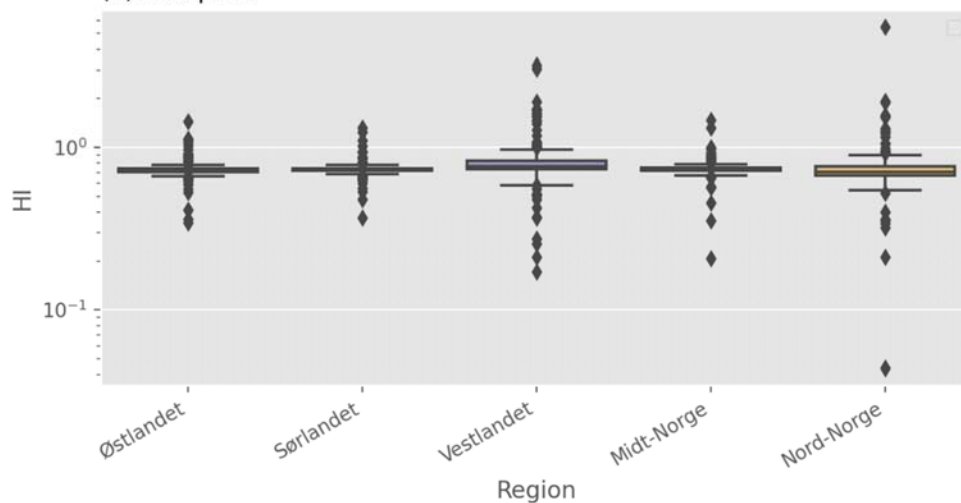
Figur 26. Kart som viser (a) forholdet mellom absorpsjon ved bølgelengdene 254 nm og 365 nm (E2/E3-forholdet) i 2019 og (b) boksploott av resultatene i hver region. Boksene viser 25, 50 og 75 prosentilene, hakene 1,5 ganger interkvartil differanse og punktene verdier som er høyere enn det.

HI

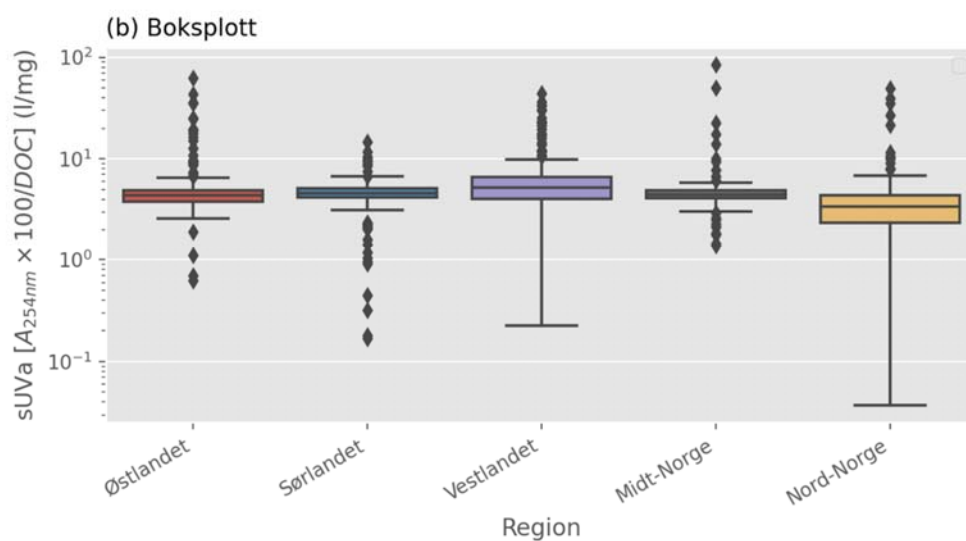
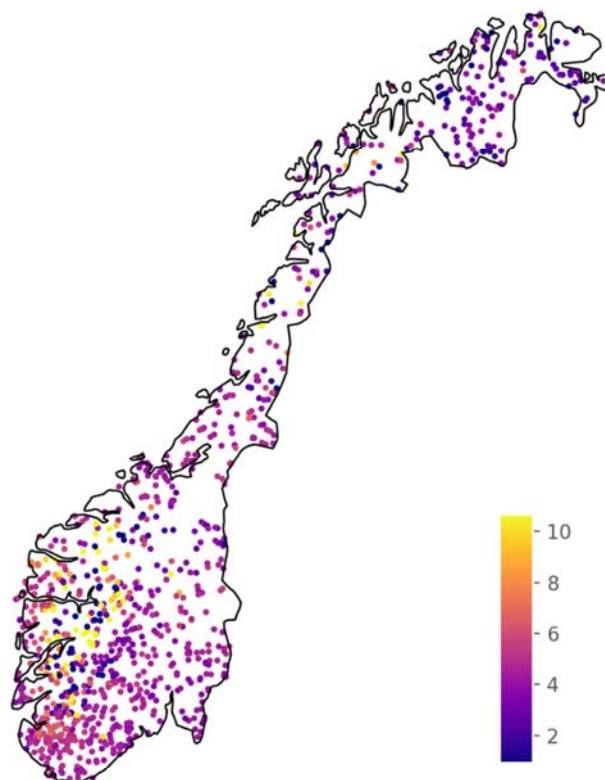
(a) HI i 2019 (n = 999)



(b) Boksploott

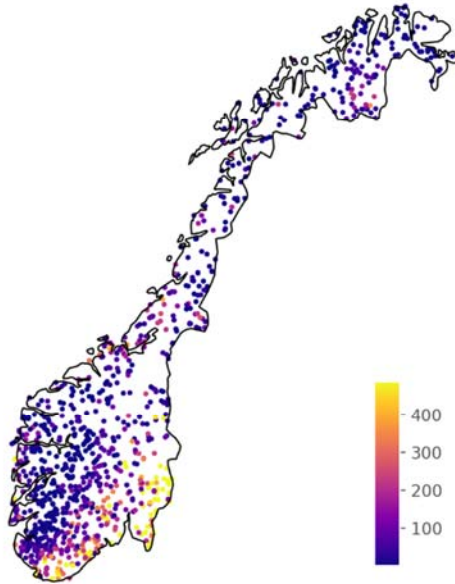


Figur 27. Kart som viser (a) beregnede hydrofobisitetesindekser (absorbans ved 285/254) (a) og (b) boksploott av resultatene i hver region. Boksene viser 25, 50 og 75 prosentilene, hakene 1,5 ganger interkvartil differanse og punktene verdier som er høyere enn det.

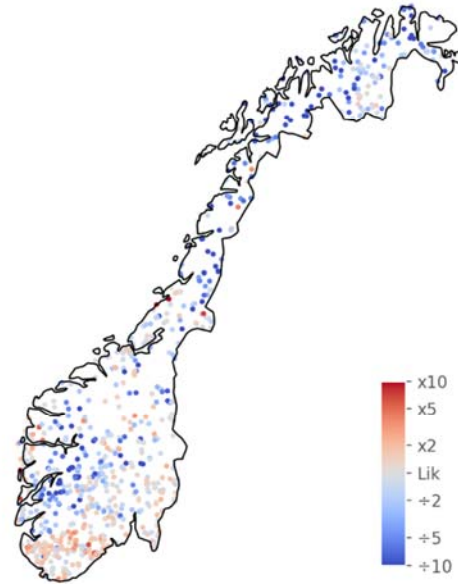
$sUVa [A_{254nm} \times 100/DOC]$ (a) $sUVa [A_{254nm} \times 100/DOC]$ i 2019 (l/mg; n = 999)

Figur 28. Kart som viser (a) verdiene for indeksen spesifikk UV-absorbans ($A_{254nm} * 100/\text{mg DOC/l}$) i 2019 og (b) boksplott av resultatene i hver region. Boksene viser 25, 50 og 75 prosentilene, hakene 1,5 ganger interkvartil differanse og punktene verdier som er høyere enn det.

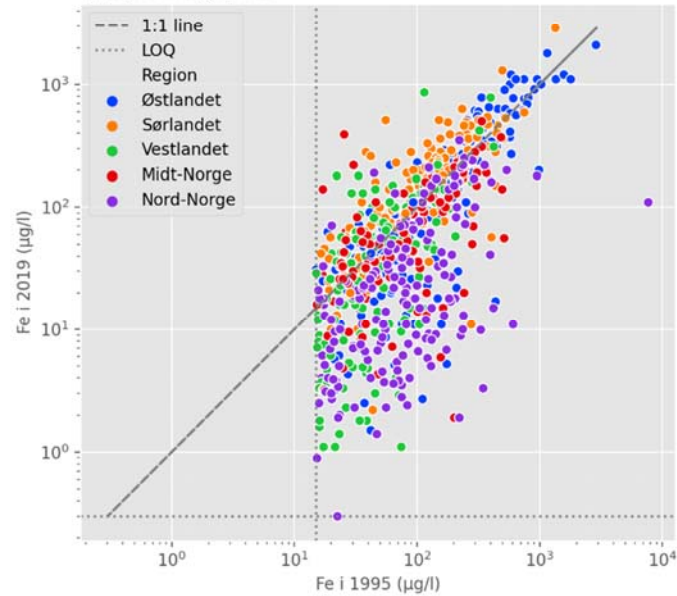
Fe

(a) Fe i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

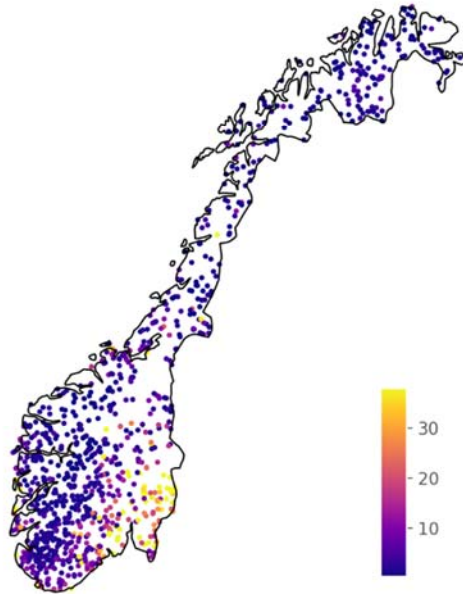


(c) Spredningsplott

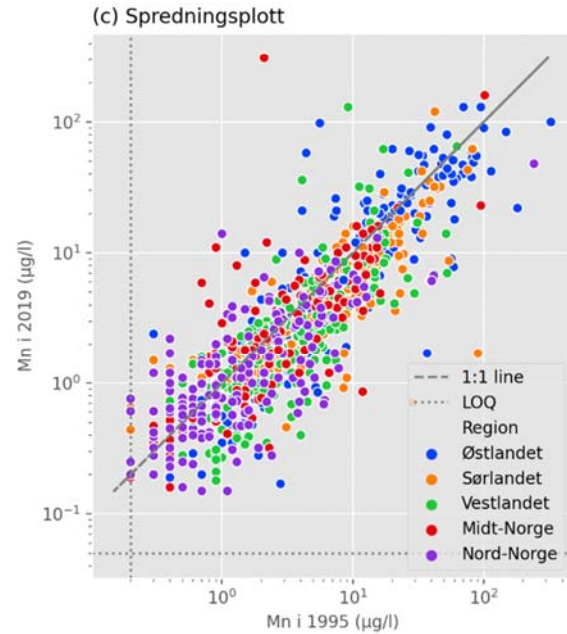
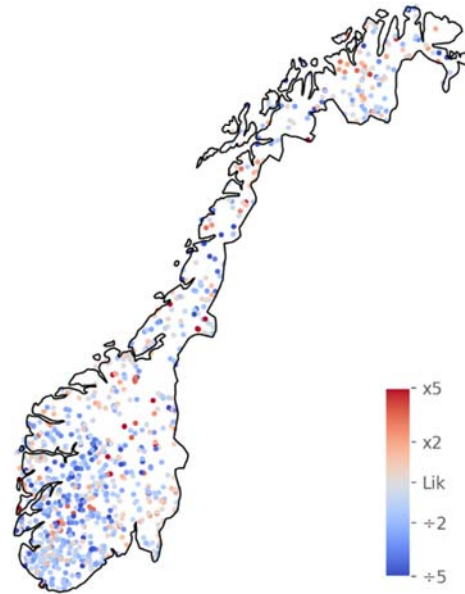


Figur 29. Kart som viser (a) jernkonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Mn

(a) Mn i 2019 ($\mu\text{g/l}$; $n = 1000$)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



Figur 30. Kart som viser (a) mangankonsentrasjoner i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Tabell 5. Estimerte medianverdier for TOC og mangan i de statistisk utvalgte innsjøene fra undersøkelsene i 1995 og 2019. Verdiene framkommer som summen av produktene av median for utvalget og antall innsjøer per størrelsesklasse dividert på antall innsjøer i alle størrelsesklasser i landsdelen.

	TOC-mg C/l			Mangan- $\mu\text{g/l}$		
	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring
Østlandet	4.2	4.9	17	6.4	8.4	32
Sørlandet	3.2	4.0	28	5.7	3.6	-38
Vestlandet	0.61	0.93	53	2.6	1.7	-34
Midt-Norge	3.1	4.1	31	2.4	3.1	30
Nord-Norge	1.5	1.5	4	1.0	0.85	-12
Alle	2.2	2.7	20	3.0	2.8	-4

5.2.3 Eutrofiering.

Eutrofiering oppfattes ofte som en prosess der innsjøer blir mer næringsrike og der bruksegenskapene blir redusert på grunn av algevekst og tilgroing. I denne undersøkelsen er det kun næringsstoffer som er undersøkt for å vurdere eutrofi, og dette er støtteparametere for å klassifisere eutrofiering i henhold til vannforskriften. Erfaringen er imidlertid at dette er gode støtteparametere, som gir et godt grunnlag for vurderingen.

Den nasjonale innsjøundersøkelsen inkluderer innsjøer langs hele skalaen fra svært næringsfattige (ultraoligotrofe) til svært næringsrike (ultra eutrofe). Den første gruppen finner man hyppigst i høyfjellet, mens den siste gruppen finnes i sterkt jordbrukspåvirkede områder.

Det er tilgjengelig fosfat som generelt begrenser algeproduksjon i norske innsjøer, men fosfat kan være vanskelig å påvise fordi omsetningen er rask. Måling av total fosfor inkluderer også andre fosforfraksjoner, men gir et godt bilde på nærings situasjonen. Uorganisk nitrogen (nitritt, nitrat, ammonium) kan også begrense algeproduksjon, men det er gjerne hvis det er tilstrekkelig med lett tilgjengelig fosfor, slik som ved kloakkpåvirkning. Nitrogen betraktes derfor i stor grad som ikke-begrensende for algevekst i innsjøer av den typen som er med i den nasjonale innsjøundersøkelsen.

Vi har allerede omtalt nitrat fordi sur nedbør er en av kildene og fordi nitrat kan virke forsurende på samme måte som sulfat. Konsentrasjoner over 500 $\mu\text{g N/l}$ antas å skyldes lokale tilførsler. Som vi viste gjelder dette svært få innsjøer, og de fleste av disse ligger på Østlandet. Her er også fortynningsforholdene dårligere fordi det faller mindre nedbør enn f.eks. på Sørlandet. Mindre fortynning bidrar til høyere konsentrasjoner.

Det er interessant at konsentrasjonene av nitrat er redusert i typiske jordbruksområder som ytre deler av Rogaland, mens de er økt i mange innsjøer på Østlandet og nordover til Trøndelag.

Konsentrasjonene av total fosfor er generelt lave, med nesten hele tallmaterialet under 30 $\mu\text{g/l}$ og få over 15 $\mu\text{g/l}$. Gitt at det er stor overvekt av små innsjøer som tåler å ha høyere fosforkonsentrasjoner uten å bli eutrofe, er det dermed et svært begrenset innslag av eutrofe innsjøer (Figur 31). I innsjøer med høy konsentrasjon av TOC og uorganiske partikler (i form aluminium-, jern-, manganoksider) vil også en del av fosforet være bundet opp og dermed ikke nødvendigvis indikere næringsrike forhold. I slike innsjøer er det da også høyere grenseverdier i vannforskriften for god tilstand enn i klarvannsinnsjøer.

Det er små endringer i eutrofisituasjonen i forhold til i 1995 og endringene viser ikke noe klart mønster. Men det er flere innsjøer på sørvest-landet som har lavere konsentrasjon av totalt fosfor i 2019, og det kan skyldes tiltak i landbruket. På Østlandet kan økningen i organisk innhold, som også inneholder fosfor, ha medvirket til at flere innsjøer der har høyere konsentrasjon i 2019 enn i 1995.

Konsentrasjonen av fosfat er svært lav, og om lag 75% av alle verdier er under 2 µg/l PO₄-P (Figur 32). De enkeltinnsjøene som ligger over 5-10 µg/l PO₄-P har tilgjengelig fosfat og er trolig det vi vil kalle eutrofe.

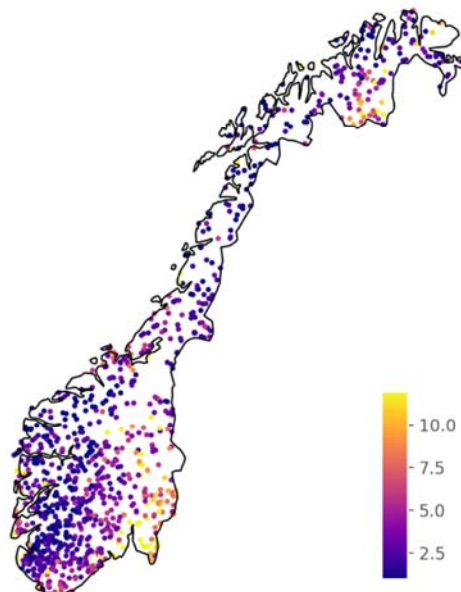
Når både nitrat og organisk materiale endres, er det grunn til å tro at konsentrasjonen av totalt nitrogen også endres. Men siden nitrat reduseres og organisk materiale øker, er utslaget på totalt nitrogen forholdsvis moderat (Figur 33, Tabell 6). I innsjøer med lite organisk stoff, slik som på Vestlandet og i høyereliggende partier, er det endringen i nitrat som påvirker totalt nitrogen mest. I områder med markant økning i organisk stoff er motsatt; her øker totalt nitrogen pga. organisk bundet nitrogen. Kartet viser at nitrogenkonsentrasjonen fra Midt-Norge og nordover var noe høyere i 2019 enn i 1995, mens det var motsatt på Sør- og Vestlandet.

Nitrogen i innsjøer foreligger stort sett i oksidert form, og det er derfor som regel svært lave konsentrasjoner av ammonium. Oksygenfattig grunnvann og dypvann i innsjøer kan være kilder til ammonium, likeledes tilførsler av forurenset vann fra kloakk og landbruk. Innsjøene hadde da også stort sett lave konsentrasjoner (Figur 34), mens enkeltinnsjøer i landbruksområder på sørvest-landet hadde opp mot 30-40 µg/l NH₄-N.

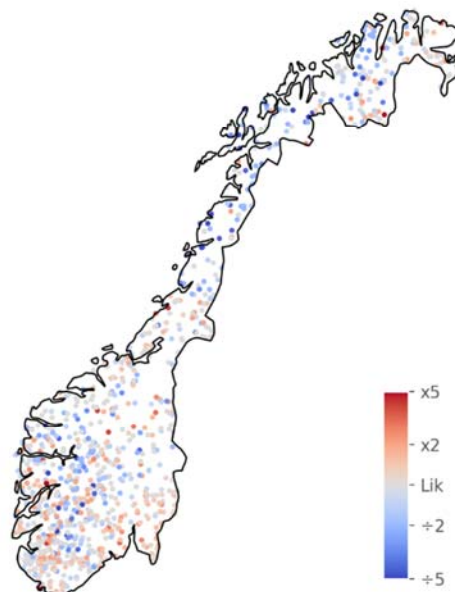
Silikat er en lite undersøkt parameter sammenlignet med fosfor og nitrogen. Silikat kan være begrensende for algevekst i visse tilfeller, fordi silisium er essensielt for dannelsen av strukturer hos enkelte algegrupper. Det er store regionale forskjeller i konsentrasjon, som kan skyldes både ulik utvasking fra berggrunn, men også ulike fortynningsforhold. Siden vannet ikke filtreres før analyse, kan betydelige forekomster av kiselalger også påvirke konsentrasjonen. Silikatkonsentrasjonene er høyest på Østlandet, deretter Sørlandet og i Nord-Norge (Figur 35). Med unntak av Vestlandet, der konsentrasjonene er svært lave, ligger medianverdiene i området 1-3 mg SiO₂/l.

Silikatkonsentrasjonen var gjennomgående høyere i 2019-undersøkelsen enn i 1995. Den relative økning var høyest i fjellområder i Sør-Norge. Absoluttøkning var høyest på Østlandet hvor det også er påvist økende silikatkonsentrasjoner i elveovervåkingen (Gundersen m.fl. 1990). Det er ikke kjent hva som driver økningen, men økt forvittringshastighet pga. klimaendringer, redusert forsuring og økt humus er mulige forklaringer.

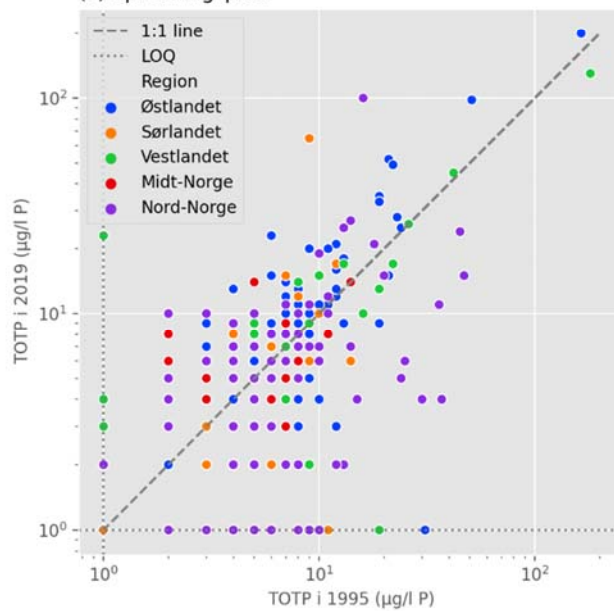
TOTP

(a) TOTP i 2019 ($\mu\text{g/l P}$; $n = 1000$)

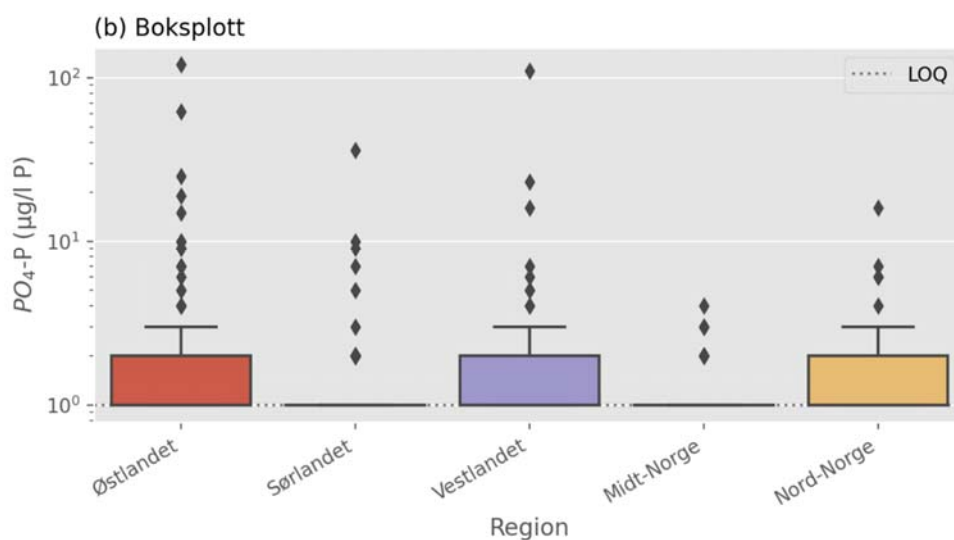
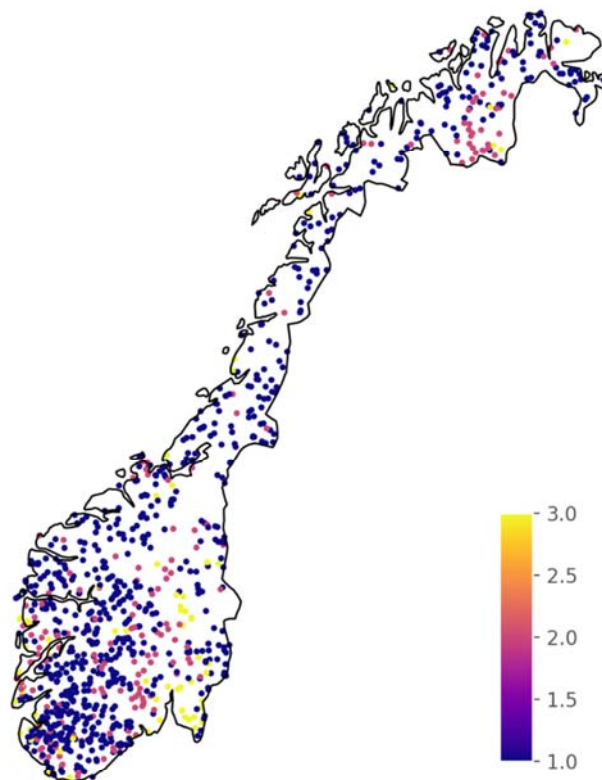
(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



(c) Spredningsplott

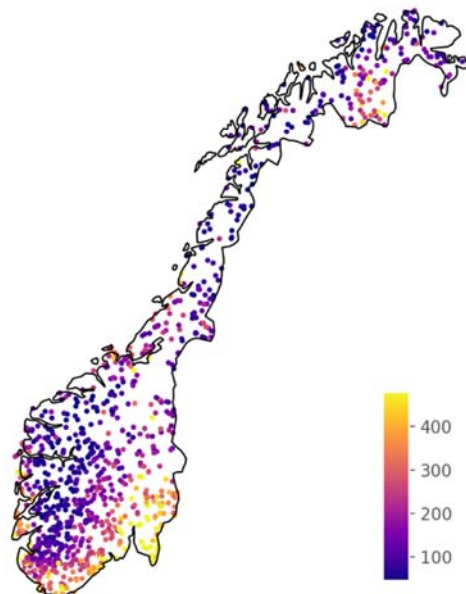


Figur 31. Kart som viser (a) totalkonsentrasjon av fosfor i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

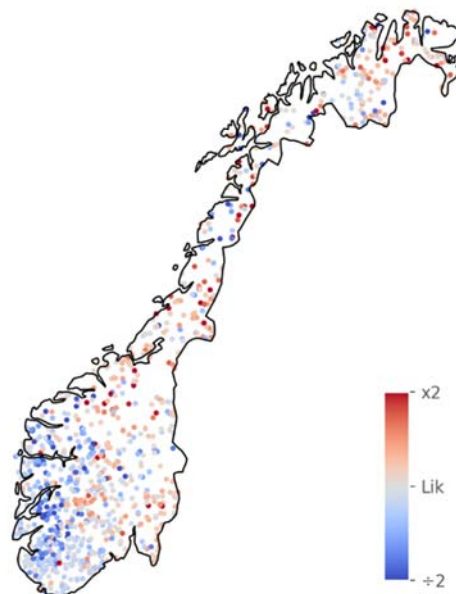
$PO_4\text{-P}$ (a) $PO_4\text{-P}$ i 2019 ($\mu\text{g/l P}$; n = 1000)

Figur 32. Kart som viser (a) fosfatkonsentrasjoner i 2019 og (b) boksploott av resultatene i hver region (b). Boksene viser 25, 50 og 75 prosentilene, hakene 1,5 ganger interkvartil differanse og punktene verdier som er høyere enn det.

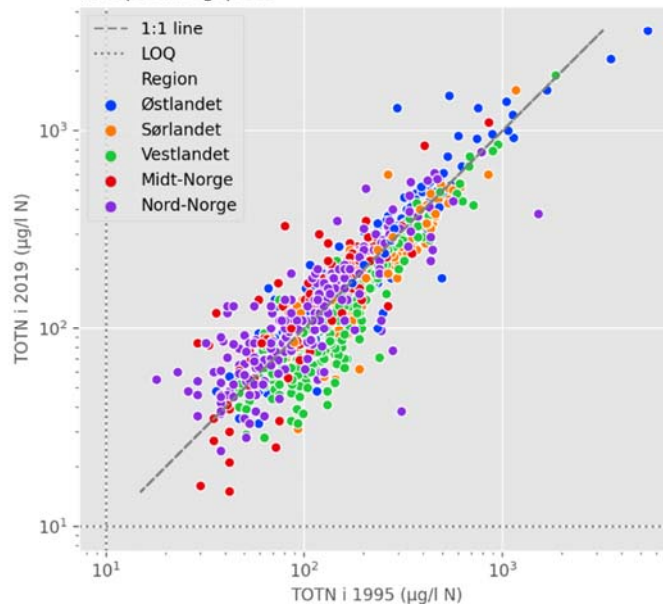
TOTN

(a) TOTN i 2019 ($\mu\text{g/l N}$; $n = 1000$)

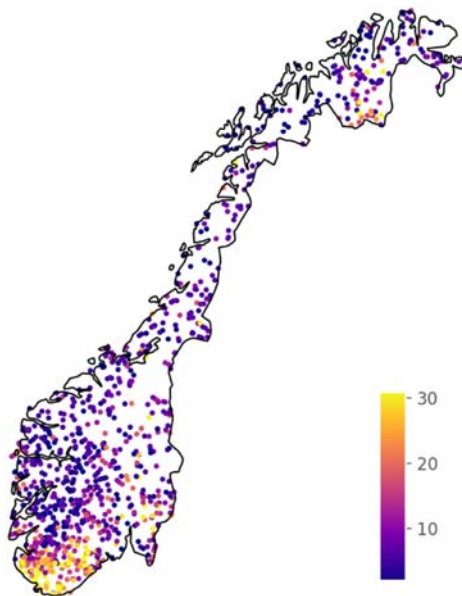
(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



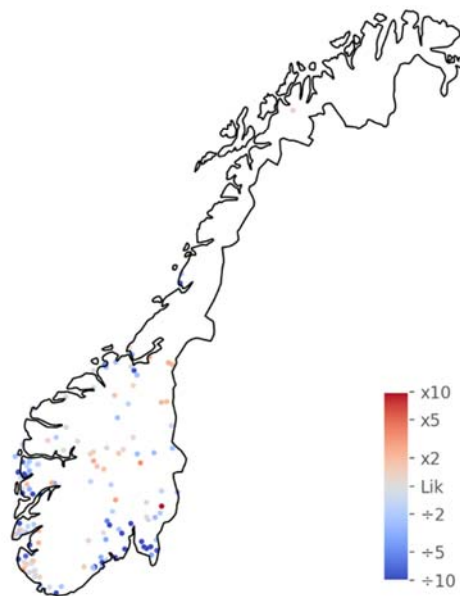
(c) Spredningsplott



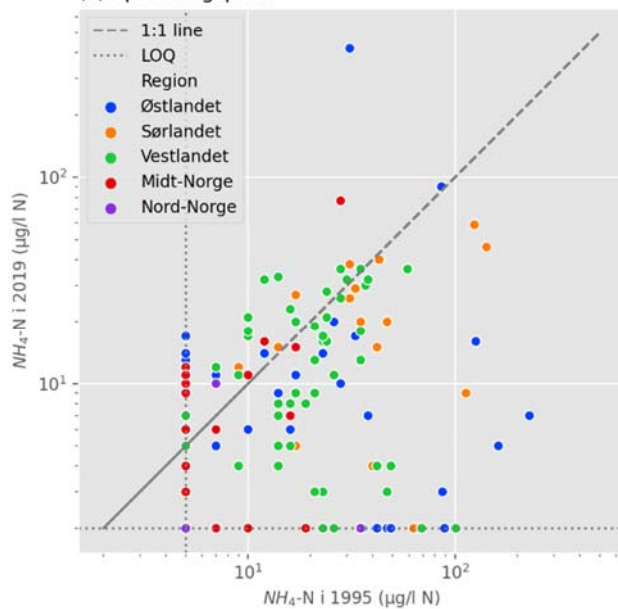
Figur 33. Kart som viser (a) totalkonsentrasjon av nitrogen i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

NH_4-N (a) NH_4-N i 2019 ($\mu\text{g/l N}$; n = 1000)

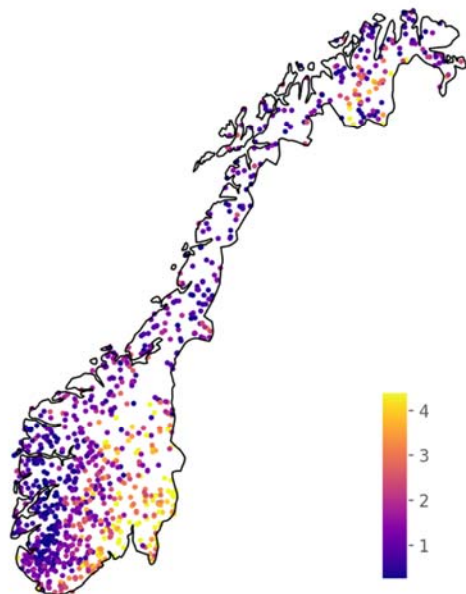
(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



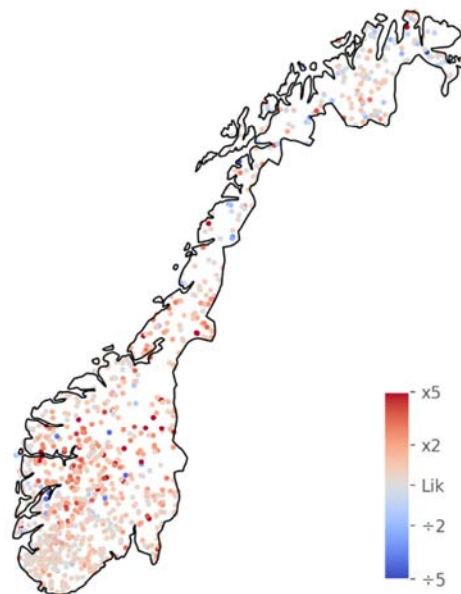
(c) Spredningsplott



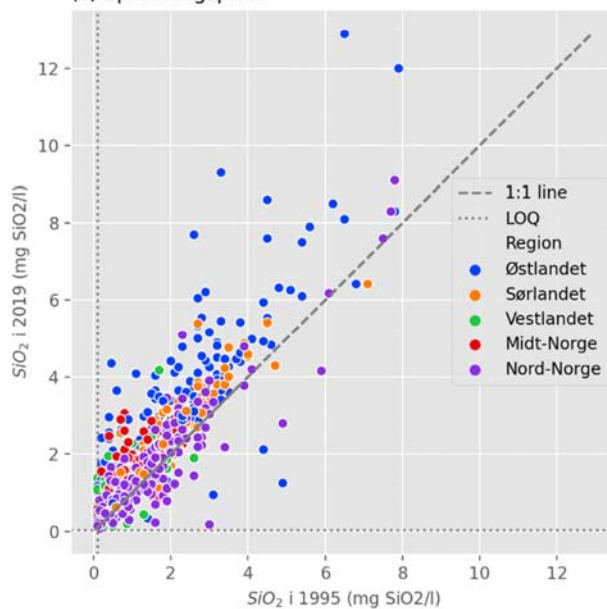
Figur 34. Kart som viser (a) ammoniumkonsentrasjon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019. Ammonium ble bare målt i ca. 150 prøver i 1995-undersøkelsen.

SiO_2 (a) SiO_2 i 2019 (mg SiO_2/l ; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



(c) Spredningsplott



Figur 35. Kart som viser (a) silikatkonsentrasjon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Tabell 6. Estimerte medianverdier for total fosfor, total nitrogen og silikat i de statistisk utvalgte innsjøene fra undersøkelsene i 1995 og 2019. Verdiene framkommer som summen av produktene av median for utvalget og antall innsjøer per størrelsesklasse dividert på antall innsjøer i alle størrelsesklasser i landsdelen.

	Total fosfor- $\mu\text{g/l}$			Total nitrogen- $\mu\text{g/l}$			SiO_2 - mg/l		
	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring
Østlandet	4.5	4.7	5	212	215	2	1.8	2.5	45
Sørlandet	3.0	2.9	0	229	218	-5	1.1	1.4	26
Vestlandet	2.0	2.0	0	141	97	-31	0.43	0.67	55
Midt-Norge	2.5	2.5	0	128	150	17	0.75	1.2	57
Nord-Norge	3.0	2.5	-14	97	112	15	0.88	1.0	9
Alle	3.0	2.8	-4	146	146	0	0.95	1.2	31

5.2.4 Øvrige spormetaller.

Det ble analysert på arsen (egentlig metalloid/halvmetall, men inkluderes her i samlebetegnelsen spormetaller), bly, kadmium, krom, kobber, nikkel, sink, kobolt og kvikksølv. Sistnevnte ble ikke analysert 1995. Det skiller mellom lokale geokjemiske kilder og langtransportert forurensing. I visse tilfeller er det også lokale punktkilder som har stor påvirkning i nærområdet. Videre kan transporten av metallene fra nedbørfeltet til innsjøen og retensjonstiden i innsjøen påvirkes av forhold som lavere surhetsgrad i nedbør og økt humuskonsentrasjon i avrenning. Flere av spormetallene har hatt langtransportert forurensing som en viktig kilde, og vi forventet derfor en samtidig reduksjon i konsentrasjoner med redusert påvirkning.

Analyse av spormetaller har skjedd med stadig bedre instrumenter og deteksjonsgrensene er stadig blitt lavere. Det kan derfor være utfordrende å sammenlikne dagens konsentrasjoner med det som ble målt for flere tiår siden, slik som også påpekt i Elveovervåkingsprogrammet (Kaste mfl. 2018). Da er det betryggende å vite at metodene i 1995 (NILUs metoder) var av de beste som kunne oppdrives på dette tidspunktet. I figurene har vi lagt inn rapporteringsgrensene både fra 1995 og fra 2019, slik at endringene kommer tydelig fram.

I foreliggende undersøkelse kunne det velges metoder som er relevante for aktuelle konsentrasjonsnivåer. Det har medført at relativt få verdier er under rapporteringsgrensene. Dette var spesielt viktig for kvikksølv fordi konsentrasjonene ble antatt å være svært lave både i forhold til rapporteringsgrensene for akkrediterte analyser og i forhold til grenseverdien i vannforskriften.

Spormetaller kan deles inn i de som er antatt av være mest giftige og som er på EUs prioriterte liste og de såkalt vannregionspesifikke stoffene. På den prioriterte lista finner vi kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb) og kadmium (Cd), mens vi også har målt arsen (As) og tungmetallene kobolt (Co), kopper (Cu), krom (Cr) og sink (Zn). Vi har allerede omtalt jern og mangan.

For alle spormetallene (Figur 36-Figur 44) var konsentrasjonene i hovedsak under det som er satt som grenseverdier for årsmidler (EQS-AA⁶) i vannforskriften. Kvikksølvkonsentrasjonene var som forventet svært lave, og de aller fleste verdiene var mindre enn 6 ng/l, dvs. < 0,006 $\mu\text{g/l}$. Medianverdiene i de ulike landsdelene var alle under 2 ng/l, høyest på Sørlandet og lavest i Nord-

⁶ Det presiseres at det er enkeltmålinger vi her sammenligner med EQS-AA.

Norge. Men det er på Østlandet innsjøene med de høyeste konsentrasjonene befinner seg (12 ng/l, dvs. 0,012 µg/l).

I Nord-Norge var medianverdiene for kvikksølv svært nær rapporteringsgrensen for metoden på 0,4 ng/l. For de andre regionene var medianverdiene og de fleste verdiene godt over rapporteringsgrensen, men flere enkeltverdier var også ned til og til dels under deteksjonsgrensen på 0,13 ng/l. Det vil si at usikkerheten i deler av tallmaterialet er forholdsvis stort.

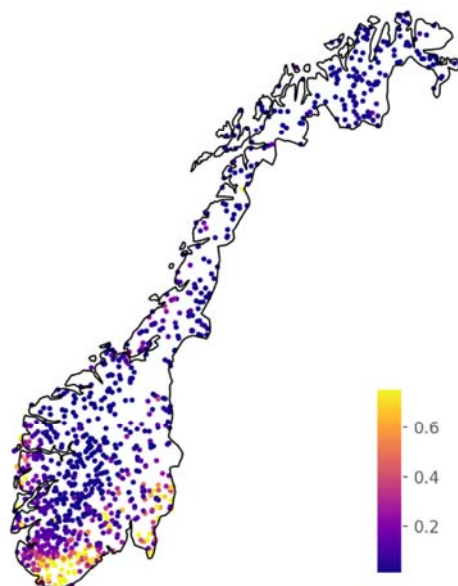
Om lag 10 av innsjøene hadde høyere konsentrasjon av bly enn EQS-AA i vannforskriften på 1,2 µg/l. For nikkel var det kun én innsjø som lå over EQS-AA på 4 µg/l. For kadmium hadde to innsjøer noe høyere konsentrasjon enn EQS-AA på 0,08 µg/l for bløtt vann. Konsentrasjonen av arsen var i hovedsak under EQS-AA på 0,5 µg/l, men det var 6 innsjøer som lå over. For krom var det ingen overskridelse av EQS-AA på 3,4 µg/l. En innsjø hadde 2 µg/l, de øvrige lå under 1,5 µg/l. Det er ingen AA-EQS for kobolt, men alle innsjøer hadde konsentrasjoner lavere enn 2 µg/l.

Konsentrasjonen av kobber og sink er tydelig påvirket av gruveavrenning til Djupsjøen ved Røros og til Storskorovatn ved Skorovatn. Konsentrasjonene var langt over EQS-AA på hhv. 7,8 og 11 µg/l. For ytterligere tre innsjøer var konsentrasjonene over grenseverdien, mens for resten av innsjøene var de under.

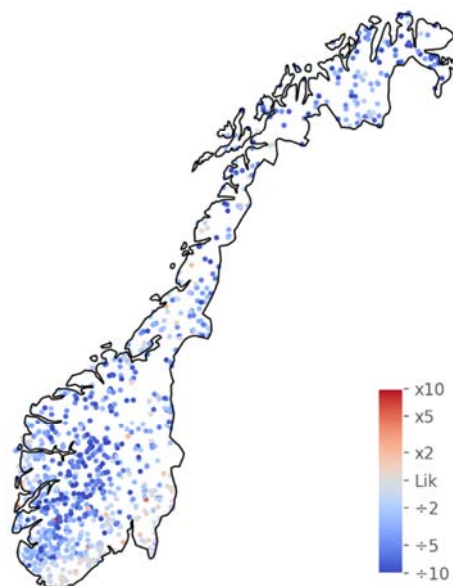
For bly og kadmium har det vært en svært klar reduksjon i konsentrasjon fra 1995. Langtransportert tilførsel har vært en viktig kilde, og nedgangen kan kobles til redusert atmosfærisk deponisjon av stoffene (Steinnes m.fl. 2016) og til mindre sur avrenning. Relativ endring for nikkel, kobber, sink og kobolt var til sammenligning mindre (Tabell 7) fordi lokale geokjemiske kilder er av større betydning for disse metallene. Enkelte innsjøer i Øst-Finnmark viste økt konsentrasjon av nikkel. Kobber og kobolt har økt på deler av Østlandet. Sink viste noe av den samme tendensen på Østlandet, men nivåene på Sør- og Vestlandet har blitt lavere. Nedgangen kan trolig kobles til redusert tilførsel av sink via atmosfæren og mindre sur avrenning, som gir mindre utlekking av sink fra nedbørfeltet. De markante endringene er også funnet i Elveovervåkingsprogrammet (Kaste mfl. 2018). For kvikksølv er det manglende grunnlag for å vurdere endringene i innsjøvann siden 1995. Det samme gjelder i noen grad for arsen og krom, pga. forskjellen i rapporteringsgrenser mellom 1995 og 2019. For krom er det imidlertid enkelte unntak, som områdene rundt Saudafjorden/Hylsfjorden og indre deler av Finnmark, hvor målingene var hhv. lavere og høyere enn i 1995.

For de fleste spormetallene var det et tydelig bånd med høyere konsentrasjoner som følger kysten i et bredt belte fra Rogalands grense mot Agder i sørvest og nordøstover til sørlige deler av Østlandet (til sør for Femunden). Til tross for markante reduksjoner siden 1995, er dette mønsteret intakt. Det viser, som i 1995, at avsetninger fra atmosfæren fortsatt gjør seg gjeldende og fortsatt gir forhøyede konsentrasjoner.

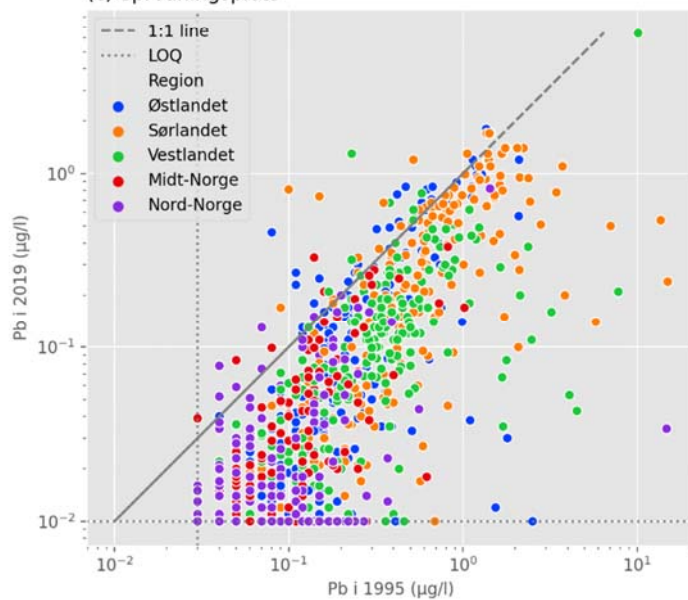
Pb

(a) Pb i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

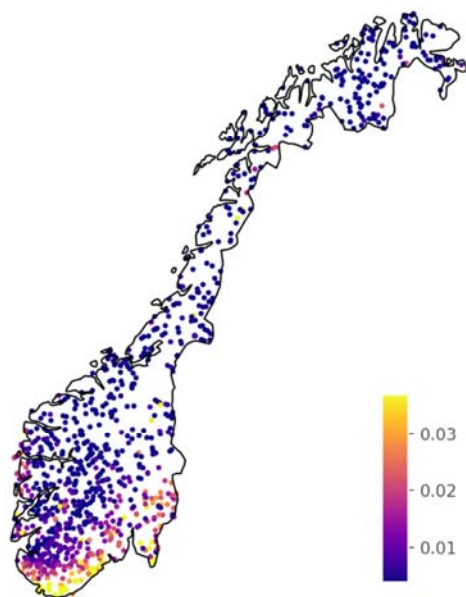


(c) Spredningsplott

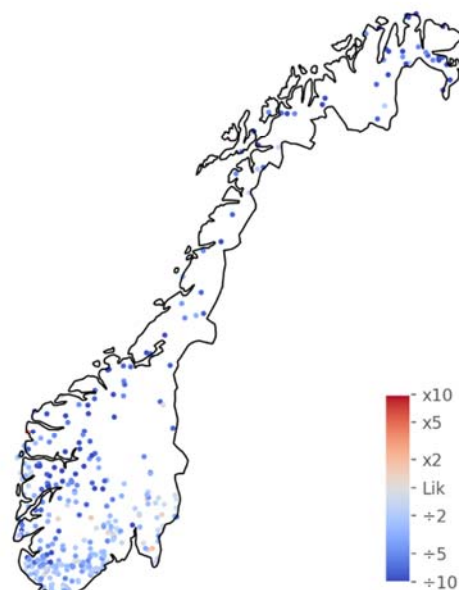


Figur 36. Kart som viser (a) blykonsentrasjon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

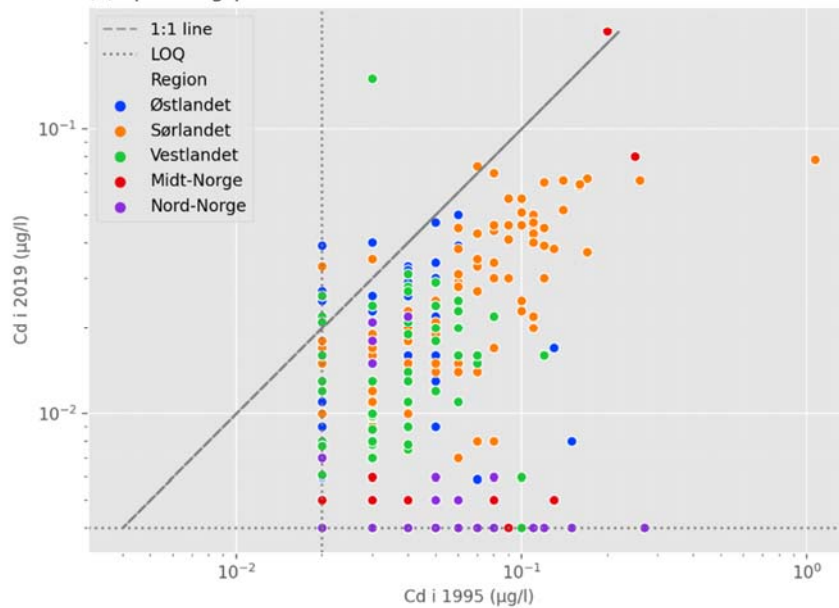
Cd

(a) Cd i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



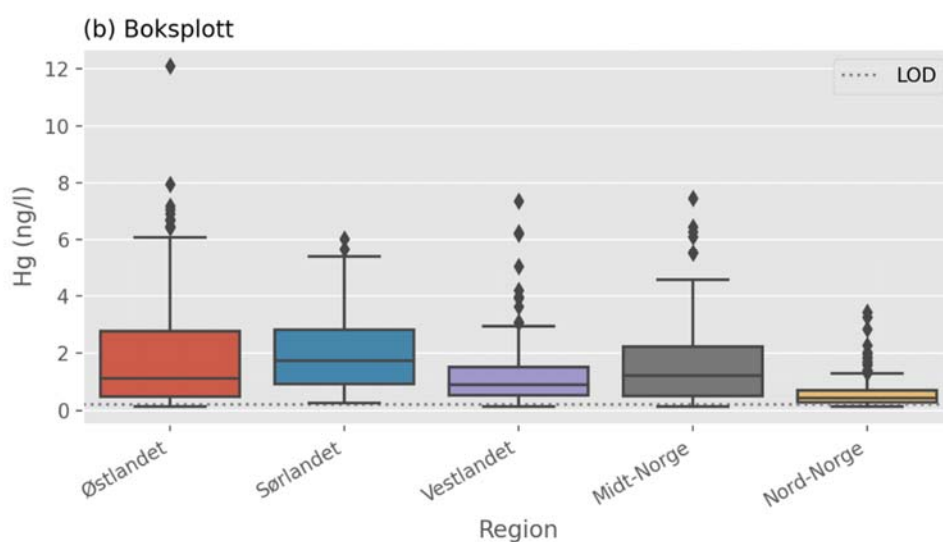
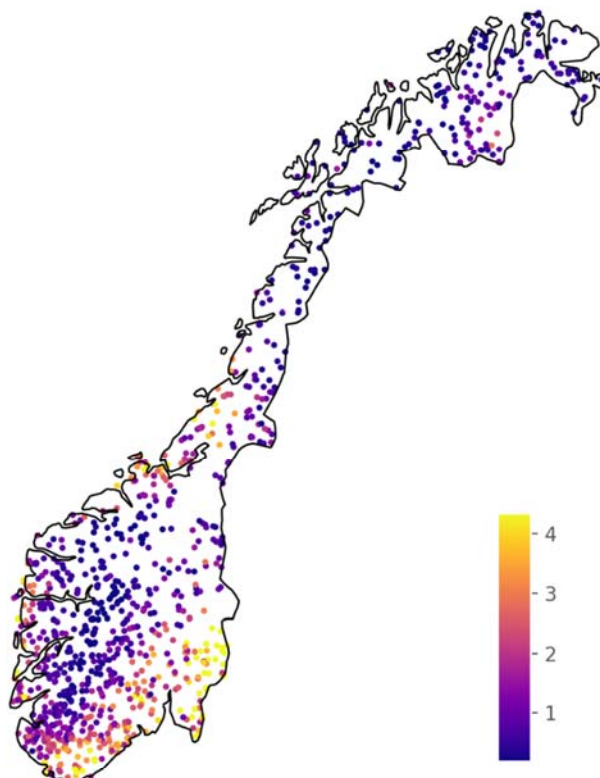
(c) Spredningsplott



Figur 37. Kart som viser (a) kadmiumpkonsentrasjon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

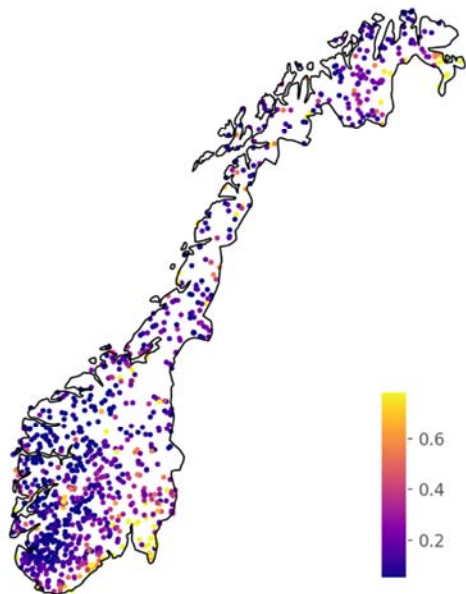
Hg

(a) Hg i 2019 (ng/l; n = 1000)

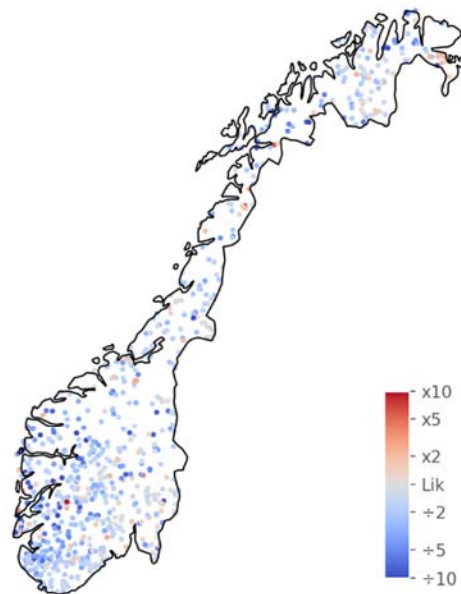


Figur 38. Kart som viser (a) kvikksølvkonsentrasjoner i 2019 og (b) boksploott av resultatene i hver region. Boksene viser 25, 50 og 75 prosentilene, hakene 1,5 ganger interkvartil differanse og punktene verdier som er høyere enn det.

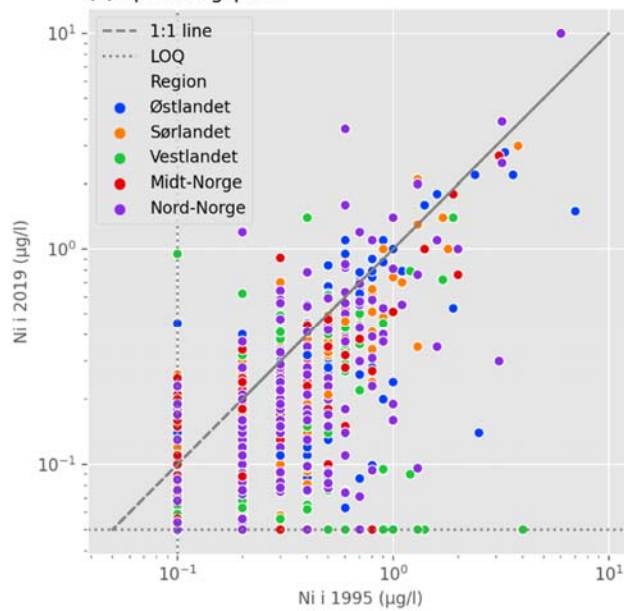
Ni

(a) Ni i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

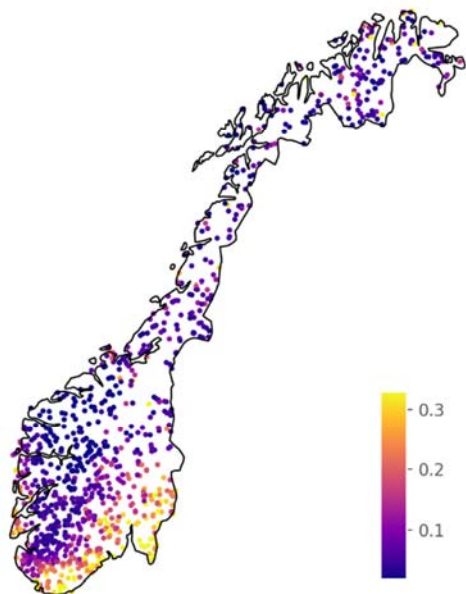


(c) Spredningsplott

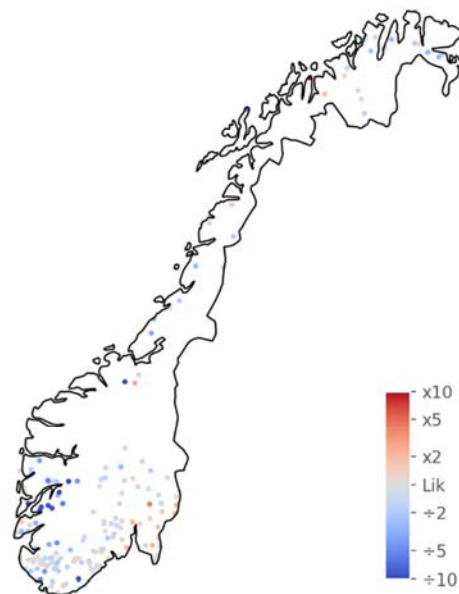


Figur 39. Kart som viser (a) nikkelkonsentrasjon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

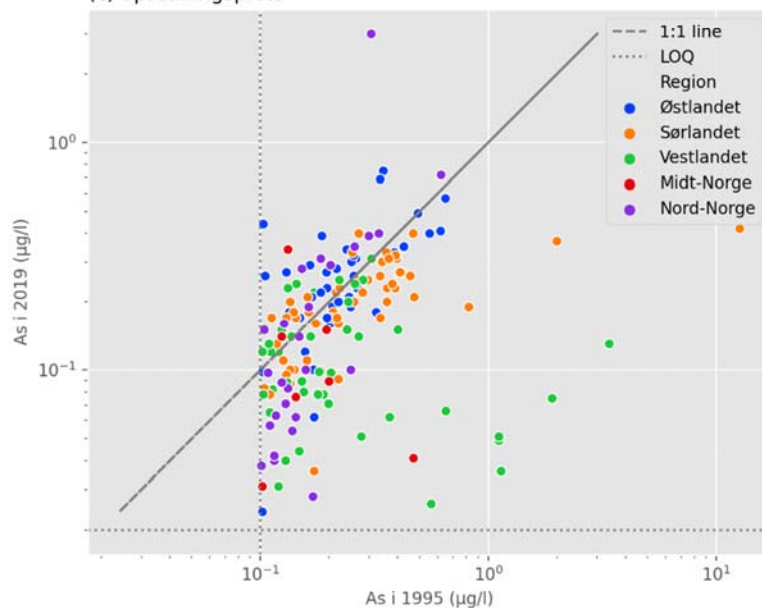
As

(a) As i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

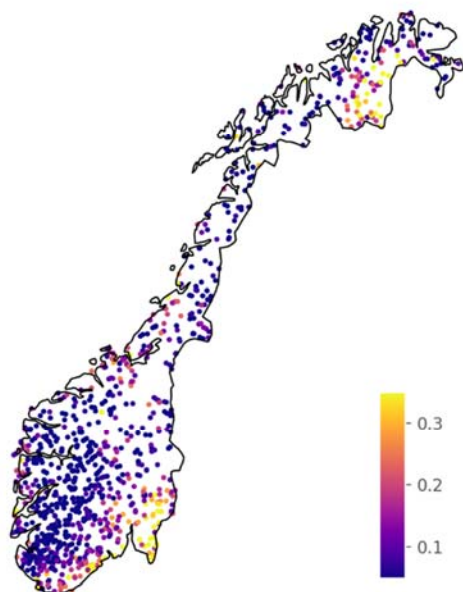


(c) Spredningsplott

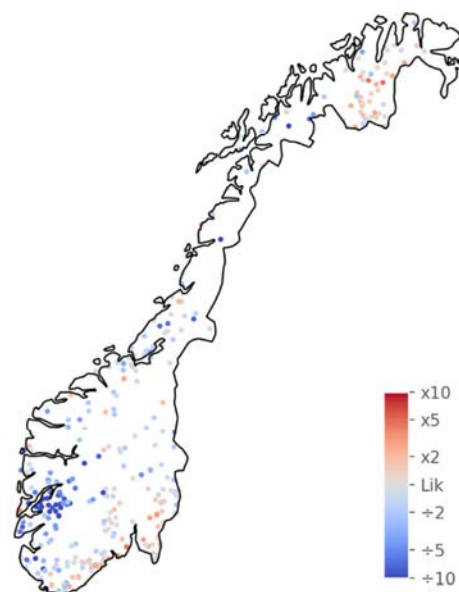


Figur 40. Kart som viser (a) arsenkonsentrasjon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

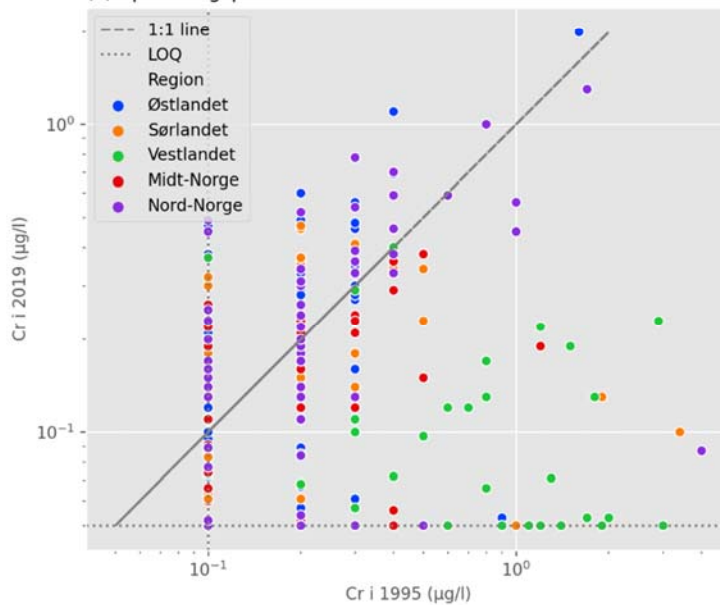
Cr

(a) Cr i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

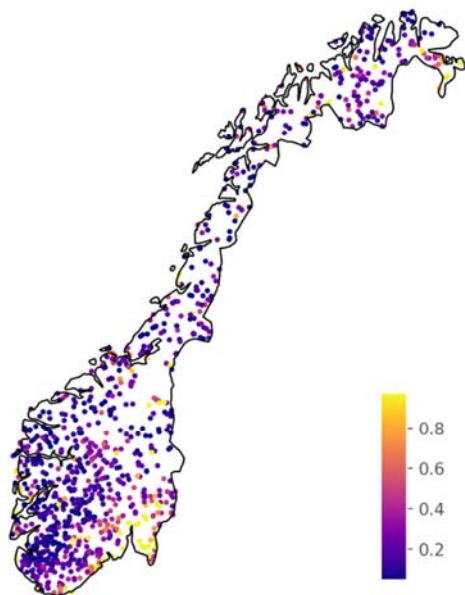


(c) Spredningsplott

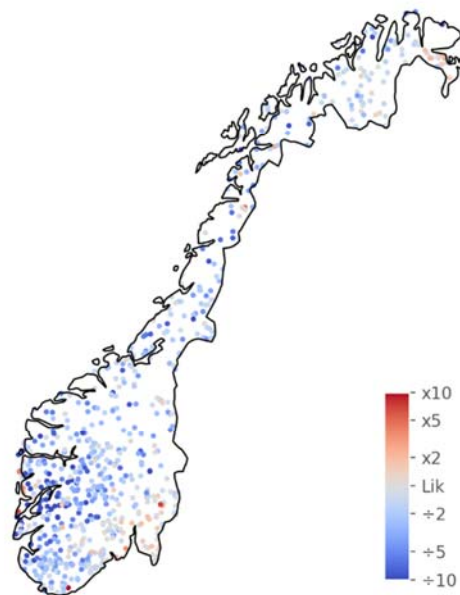


Figur 41. Kart som viser (a) kromkonsentrasjon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

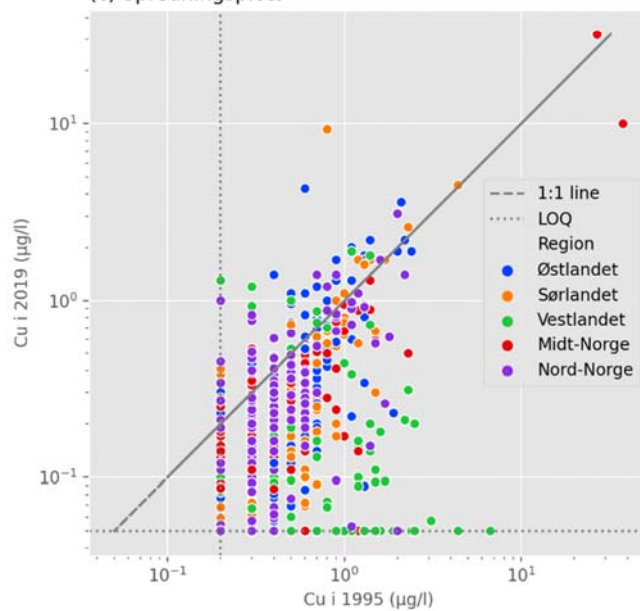
Cu

(a) Cu i 2019 ($\mu\text{g/l}$; $n = 1000$)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

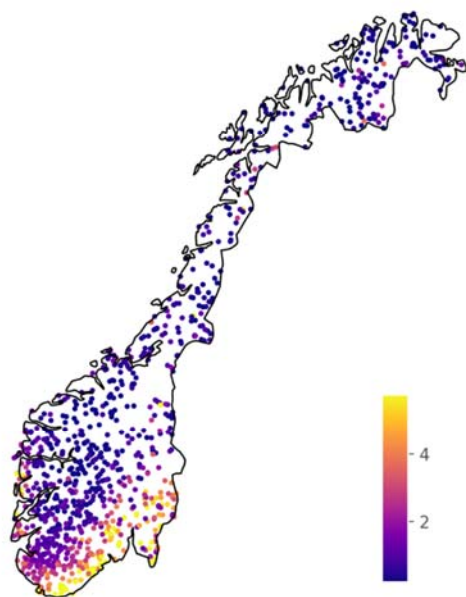


(c) Spredningsplott

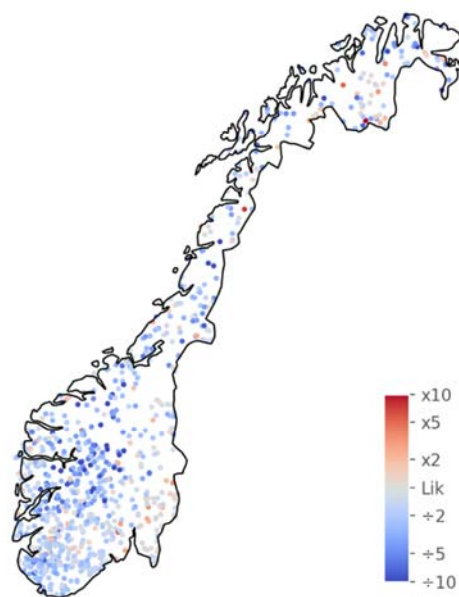


Figur 42. Kart som viser (a) kobberkonsentrasjon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

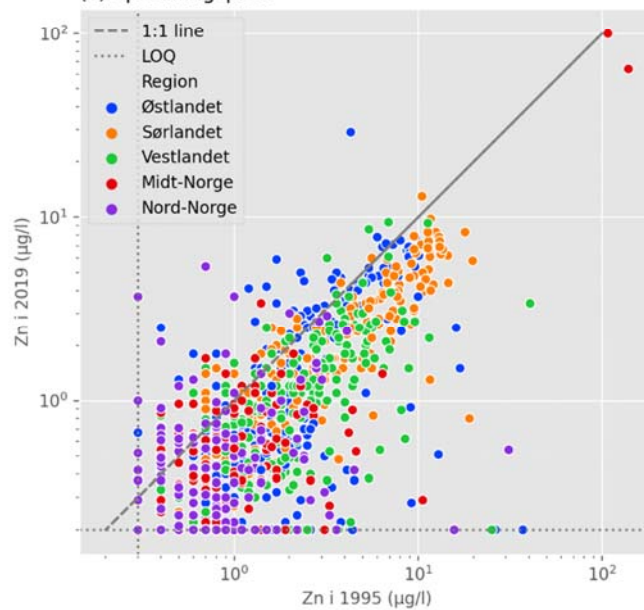
Zn

(a) Zn i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995

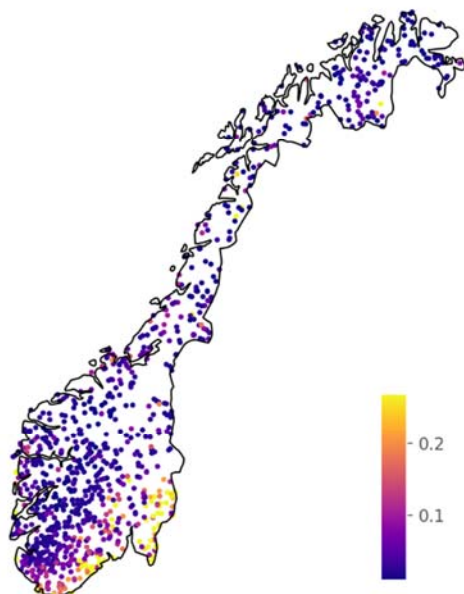


(c) Spredningsplott

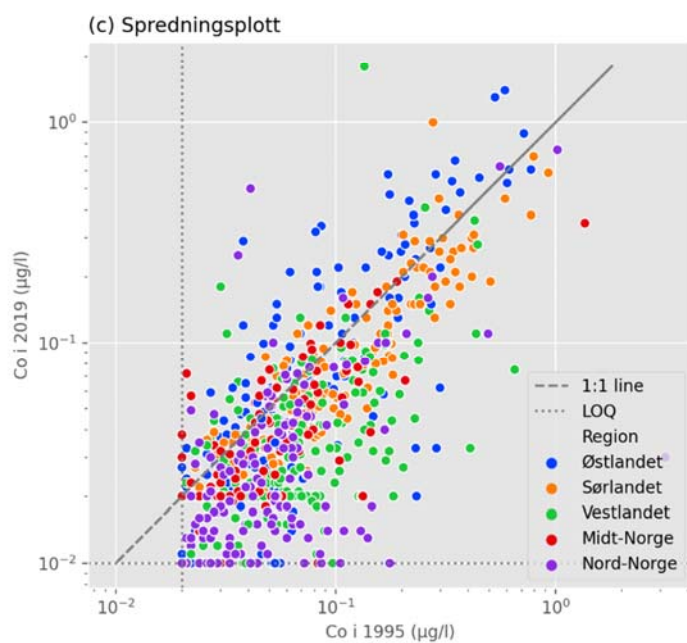
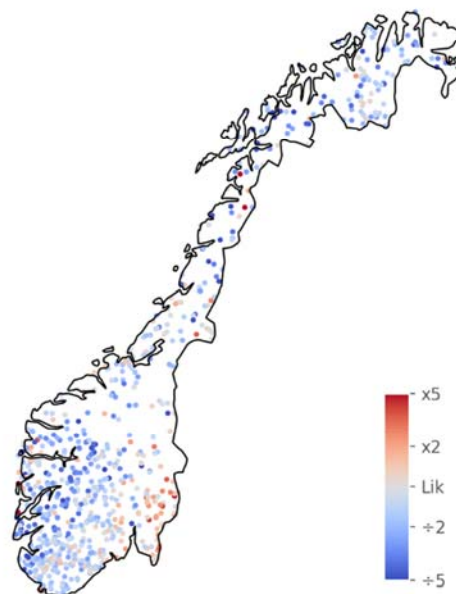


Figur 43. Kart som viser (a) sinkkonsentrasjon i 2019, (b) forholdstallet mellom verdiene fra undersøkelsene i 1995 og 2019, og (c) spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019.

Co

(a) Co i 2019 ($\mu\text{g/l}$; n = 1000)

(b) Verdi 2019 / Verdi 1995



Figur 44. Kart som viser koboltkonsentrasjoner i 2019 (a), forholdet til verdiene fra undersøkelsen i 1995 (b) og spredningsplott av resultatene fra hver region i 1995 og 2019 (c).

Tabell 7. Estimerte medianverdier av spormetaller i de statistisk utvalgte innsjøene fra undersøkelsene i 1995 og 2019. Verdiene framkommer som summen av produktene av median for utvalget og antall innsjøer per størrelsesklasse dividert på antall innsjøer i alle størrelsesklasser i landsdelen. Noen spormetaller er utelatt fra denne tabellen pga. betydelig forskjell på kvantifiseringsgrensene i 1995 og 2019 og mange målinger i nærheten av disse.

	Bly- $\mu\text{g/l}$			Kobber- $\mu\text{g/l}$			Kobolt- $\mu\text{g/l}$		
	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring
Østlandet	0.17	0.055	-67	0.41	0.22	-47	0.050	0.041	-18
Sørlandet	0.59	0.29	-51	0.35	0.19	-45	0.075	0.051	-31
Vestlandet	0.32	0.10	-68	0.31	0.10	-69	0.047	0.021	-55
Midt-Norge	0.12	0.035	-70	0.30	0.18	-42	0.037	0.032	-12
Nord-Norge	0.07	0.012	-82	0.30	0.19	-36	0.038	<0.02	
Alle	0.21	0.079	-63	0.33	0.18	-45	0.047	0.029	-38
	Nikkel- $\mu\text{g/l}$			Sink- $\mu\text{g/l}$					
	1995	2019	% endring	1995	2019	% endring			
Østlandet	0.26	0.17	-35	1.8	0.87	-53			
Sørlandet	0.20	0.12	-42	4.4	2.3	-46			
Vestlandet	0.20	<0.05		1.9	1.0	-47			
Midt-Norge	0.20	0.15	-23	0.85	0.49	-43			
Nord-Norge	0.30	0.15	-51	0.61	0.32	-48			
Alle	0.25	0.13	-48	1.6	0.85	-48			

6 Diskusjon

Allerede i den foregående resultatgjennomgangen har vi valgt å peke på sannsynlige årsaker til status og endringer. I denne diskusjonsdelen trekker vi fram de viktigste påvirkningsfaktorene for vannkjemien generelt, for den geografiske fordelingen og for de gradientene som er funnet. Vi trekker også fram igjen hovedårsakene til endringer over tid mellom foreliggende undersøkelse og den forrige nasjonale innsjøundersøkelsen.

6.1 Faktorer som påvirker vannkjemien

Det er flere forhold og faktorer som påvirker vannkjemien i innsjøene i denne nasjonale undersøkelsen. For forsuring, som er det ene hovedtemaet, avgjør berggrunnen hvilken motstandskraft eller bufferevne innsjøenes nedbørfelt har for å motvirke effekten av sur nedbør. Kalkrike bergarter gir høy tålegrense, mens det tungt nedbrytbare grunnfjellet gir lav tålegrense.

Kombinasjonen av lav tålegrense og betydelig deposisjon (avsetning) av forsurende forbindelser med nedbøren gir menneskeskapt forsuring av overflatevann slik at tålegrensene overskrides. De stoffene vi har undersøkt kan brukes til å vurdere forholdet mellom berggrunnens bufferevne og påvirkningen. Det er stort sett berggrunnen som avgjør hvor stor konsentrasjonen av de positivt ladde basekationene (slik som kalsium og magnesium) er, mens det er den sure nedbøren som i stor grad avgjør konsentrasjonen av de negativt ladde ionene sulfat og nitrat.

Det har imidlertid også vært slik at sulfat og nitrat tar med seg basekationer fra jorda for å opprettholde ldningsbalansen. Konsentrasjonen av basekationer har dermed vært høyest på 1970- og 1980-tallet, da deposisjonen av sulfat og nitrat var på det høyeste.

Den beregnede parameteren ANC er differansen mellom positivt ladde og negativt ladde ioner. Er ANC over 20 $\mu\text{ekv/l}$, er det en så stor overvekt av basekationer at vannkvaliteten med hensyn på forsuring vanligvis betraktes som god.

En spesiell form for forsuring, som påvirker iallfall to av innsjøene, er avrenning fra sulfidgruver. Når sulfidholdig berggrunn sprennes ut oksiderer sulfid til sulfat og det dannes syre. Dette er også kjent fra vanlig anleggsvirksomhet i sulfidholdige bergarter (Hindar og Nordstrom 2015). Aluminiumets rolle som buffer blir svært tydelig fordi Al er med på å bufre mot ekstremt lav pH. Resultatet er gjerne pH-verdier som er enda lavere enn det sur nedbør kan gi og konsentrasjoner av labilt Al som er svært mye høyere.

Surheten kan imidlertid også være naturlig, og det blir stadig viktigere å kunne skille den menneskeskapte fra den naturlige surheten når deposisjonen avtar og innsjøenes vannkjemi begynner å nærme seg et naturlig nivå. To forhold er viktige for naturlig surhet. Det ene forårsakes av løste organiske syrer, slik vi særlig har i nedbørfelt med mye skog og myrområder i innlandet. I svært humøse innsjøer kan pH være ned mot, eller under 5,0. Det andre er den som forårsakes av svært kalkfattige vannkvaliteter i de vestlige delene av landet. Her har beregning av referansetilstanden med NIVAs forsuringsmodell vist at pH har vært lav fra naturens side, ned mot 5,0 (Wright og Cosby 2012).

Et forhold som gir ulik vannkjemi under ellers lik påvirkning, er de store gradientene vi har i nedbør og avrenning (Figur 6). I områder med lite nedbør fortynnes vannet lite, og konsentrasjonen av de ulike komponentene blir forholdsvis høy. I områder med mye nedbør fortynnes vannet mye og konsentrasjonene blir tilsvarende lave. I sistnevnte tilfelle kan konsentrasjoner av essensielle stoffer, slik som kalsium og silisium, bli kritisk lave for organismer som benytter disse stoffene til skalldannelse og andre strukturer.

Mange av innsjøene i denne undersøkelsen befinner seg på Sørlandet og Vestlandet, der avrenningen er forholdsvis stor. Svært mange av innsjøene er også små. Begge deler medvirker til at vannets oppholdstid i innsjøene sannsynligvis er svært kort. Dette, kombinert med det generelt begrensede grunnlaget for algeproduksjon (lave fosfor-konsentrasjoner), er trolig hovedgrunnene til at det organiske stoffet vi finner i disse innsjøene hovedsakelig er humusstoffer. På Østlandet består nedbørfeltene i større grad av skog og myr, og mye av fosforet kan være bundet opp i organisk materiale og jernoksider, og lite tilgjengelig for algeproduksjon.

Klimaendringer gir både mer nedbør og høyere temperatur, men årsavrenningen endres ikke i samme grad (Hansen-Bauer mfl. 2015). Klimascenarioene predikerer imidlertid store sesongmessige endringer i avrenning de neste tiårene, med høyere avrenning vinterstid (mer nedbør og i mindre grad som snø) og mindre om sommeren (høyere fordampning ved økt sommertemperatur). Disse endringene gjelder hele landet, men vil ha regionale nyanser som blant annet skyldes økt nedsmelting av isbreer.

Det er også verdt å peke på at ekstremforhold, som for eksempel tørkesommeren i 2018, kan bli en ny normal om noen tiår (Skaland mfl. 2019). Under slike forhold tørker selv våtmarker ut, og sulfider kan oksideres til sulfat og gi sur avrenning ved en påfølgende nedbørepisode (Hindar og Larssen

2005). Vannkvaliteten i innsjøer er mer skjermet for slike episodiske forhold enn rennende vann, men det kan representere en trussel for fisk og bunndyr som lever i tilløpsbakkene.

Et annet forhold som preger innsjøenes vannkjemi, er nærheten til havet. Sjøsaltpåvirkning kan gi høye konsentrasjoner av natrium og klorid, men også magnesium og andre basekationer kan ha sjøsalter som viktig kilde. Bidraget kan beregnes ved hjelp av de formlene som er gitt i metodedelen av rapporten ved å trekke den ikke-marine andelen fra de målte verdiene. Innsjøer langt fra havet har lavere konduktivitet (ledningsevne) under ellers like berggrunnsforhold.

I rennende vann kan episoder med høy sjøsaltdeposisjon gi sterk forsuring med biologiske effekter i forsurede områder (Hindar mfl. 1994). Natrium som tilføres sammen med sjøsaltene, holdes gjerne igjen i jorda og kan byttes ut med syre og aluminium slik at vannet blir mer giftig for fisk og andre forsuringfølsomme organismer. I innsjøer er disse effektene lite synlige fordi tilrenningen blandes med innsjøvannet. Men i innsjøenes innløpsbækker kan det gi biologiske effekter. Denne formen for forsuring er langt mildere nå enn den var i 1995 fordi forsuringen, og dermed forutsetningen for å mobilisere syre og aluminium, er blitt mindre.

Eutrofiering styres i stor grad av lokale tilførsler av fosfor, i og med at fosfor som regel er begrensende for algeproduksjon i innsjøene. Unntak kan være hvis tilførslene av fosfor er i overskudd, slik som i kloakkpåvirkede eller sterkt landbrukspåvirkede lokaliteter.

Innsjøene har ulik evne til å håndtere fosfortilførsler. Grunne innsjøer tåler høyere konsentrasjoner (Berge 1987), mens store, dype innsjøer tåler mindre (Rognerud mfl. 1979). I tillegg kommer at humøse innsjøer tåler mer fosfor enn klarvannssjøer fordi fosforet i større grad er bundet i organisk materiale og jernoksider. Dette er blant annet innbakt i vannforskriften, ved at klassifiseringen er avhengig av innsjøtype og vanntype (Veileder 2:2018, Direktoratgruppen 2018).

6.2 Geografisk fordeling og gradienter

Vårt langstrakte land, den varierte topografien og den lange kystlinjen gir grunnlag for gradienter i ulike påvirkningsfaktorer for vannkjemien. I tillegg kommer de regionale forskjellene i berggrunn og innslaget av skog, myr og bart fjell i innsjøenes nedbørfelt.

De mest iøynefallende regionale utslagene på innsjøenes vannkjemi forårsakes av berggrunnsforhold, forsuringspåvirkning og saltinnholdet i innsjøene. Berggrunnen og avstand fra utslippskildene avgjør potensialet for forsuringspåvirkning (Figur 5) og avstand fra havet avgjør saltpåvirkningen (Figur 12 og Figur 14).

Den regionale variasjonen i berggrunn og dermed tålegrense mot forsuring er svært stor. Det gjenspeiles for eksempel i konsentrasjonen av basekationer, slik som kalsium og magnesium (Figur 10 og Figur 11). Sørlandet har en lite fordelaktig kombinasjon av nærhet til utslippskilder for forsurende forbindelser og tungt nedbrytbar berggrunn, mens f.eks. Trøndelag både har god avstand til utslippskilder og mer fordelaktig berggrunn. Øst i Troms og Finnmark er det nærhet til store utslippskilder, men en fordelaktig hoved-vindretning, som gir mindre påvirkning enn geografien skulle tilsi. Også berggrunnen er her med på å hindre betydelige forsuringsskader.

En annen gradient som påvirker vannkjemien, er de svært ulike nedbør- og avrenningsforholdene. Det er skarpe gradienter øst-vest og nord-sør i Sør-Norge, se Figur 6, med forholdsvis lite avrenning i øst og nord på Østlandet, og svært mye nedbør på Vestlandet. De store gradientene i organisk

innhold er knyttet til disse kontrastene, med høye konsentrasjoner på Østlandet og svært lave på Vestlandet.

Betydelige høydegradienter (Figur 25) gir store forskjeller i areal typer og areal bruk. Mange av innsjøene ligger i høyfjellsområder, og her er vannet klart pga. lite innslag av skog, mens vannkjemien er forholdsvis «tynn» pga. lite kontakttid mellom nedbør og berggrunn. Kontrasten finner vi i lavereliggende innsjøer i landbruksområder. Her gir økt innslag av løsavsetninger, skog og myrarealer høyere ionestyrke og større grad av organisk påvirkning. I tillegg kommer effekten av kalking og gjødsling på jordbruksarealene.

6.3 Endringer over tid

I perioden 1995 til 2019 er det mye som har endret seg. Reduksjonen i deponeringen av forsurende forbindelser gir både direkte og mer indirekte effekter. Åpenbare effekter er reduksjonen i sulfat og nitrat og påfølgende økning i pH og ANC. Samtidig er konsentrasjonen av labilt aluminium og viktige spormetaller redusert. Dette gir en mindre giftig vannkvalitet for forsuringfølsomme organismer i forsuringområdet i Sør-Norge, men reduserte konsentrasjoner av kalsium og magnesium bidrar også flere steder til å skape en mer marginal vannkvalitet.

Økt avrenning om vinteren og manglende isdekke på innsjøer er del av de erfarte klimaendringene, som trolig blir forsterket i årene framover. Det gir større grad av vannutskifting i innsjøene vinterstid. Den reelle oppholdstiden kan dermed bli kortere og fortynningen større. Dette kan være med å gi en ytterligere reduksjon i konsentrasjonen av basekationer og enda større dominans av humusstoffer i det løste organiske materialet i innsjøene.

Tilstanden i forhold til eutrofiering har ikke endret seg mye i perioden 1995-2019 siden konsentrasjonen av totalt fosfor er forholdsvis lik. Men det kan se ut som det har vært en reduksjon i konsentrasjonen av totalt fosfor i landbruksområdene i sørvest, samtidig som det har vært en økning på Østlandet. Det kan skyldes henholdsvis reduksjon i avrenningen fra jordbruksarealer og økt konsentrasjon av organisk materiale. Redusert konsentrasjon av næringsstoffet nitrat og økt konsentrasjon av silikar vil ikke endre eutrofieringsforholdene i innsjøene fordi det er fosfor som i de aller fleste av tilfellene er begrensende stoff for algeproduksjon.

Den til dels markante økningen i konsentrasjonen av organisk materiale kan være et resultat av reduksjonen i deponering av forsurende forbindelser (Evans mfl. 2005). Økningen motvirker gjenhenting og den økningen i pH vi ville forvente som et resultat av mindre forsuringspåvirkning (Evans mfl. 2008), men det bidrar også til at aluminium i større grad bindes i organiske komplekser. Økningen binder også fosfor og enkelte metaller i større grad til organisk materiale.

Økning i organisk innhold kan endre vanntypen, og i perioden 1995-2019 er økningen så stor at en rekke tidligere klarvanns-innsjøer er blitt humøse og mange humøse er blitt enda mer humøse.

6.4 Usikkerheter

Et så stort datamateriale vil være preget av en viss usikkerhet, og noe av variasjonen vi ser kan skyldes dette. Alle de brukte analysemetodene har en iboende usikkerhet, og regelen for akkrediterte analyser, om at kun verdier ned til rapporteringsgrensen (LOQ; limit of quantification) skal oppgis, gir en forutsigbarhet i forhold til dette.

Data som oppgis uakkreditert ned til deteksjonsgrensen (LOD; limit of detection) vil ha en økende grad av usikkerhet, men i visse situasjoner kan det ha større verdi å oppgi tall med stor usikkerhet enn å notere at verdien er lavere enn rapporteringsgrensen. Det aller beste er selvsagt å bruke metoder som er tilpasset konsentrasjonsnivåene, slik vi har lagt vekt på her.

Et eksempel på at vi har tilpasset analysemetoden til det antatte konsentrasjonsnivået, er analysen av kvikksølv. Vi var klar over at svært mange tall ville være under den typiske rapporteringsgrensen på 5 ng/l for akkrediterte analyser. Den brukte metoden har en grense som er mer enn 10 ganger lavere (0,4 ng/l), og som sikret et unikt tallmateriale på kvikksølv.

Den mer tradisjonelle kvalitetssikringen av analysedata skjedde i flere trinn, først på lab, så ved sammenstilling av data og også under rapportskrivningen.

Et eksempel på metodisk usikkerhet er den mulige filtreringseffekten på DOC. Dette ble oppdaget ved denne undersøkelsen fordi datamaterialet er så stort og fordi mange innsjøer med svært klart vann (lav TOC og DOC) inngår. Om denne effekten egentlig er forårsaket av partikler bør ses nærmere på.

Usikkerheter introduseres allerede ved prøveinnsamlingen. Når om lag 1000 innsjøer skal prøvetas fra helikopter på seks uker er det stor fare for at logistikken presses, at flasker forbyttes og at håndteringen ikke blir optimal. På laboratoriet fylles vann over i nye flasker og ny merking skjer. Erfaringen er at det kan skje ombyttinger også her.

Enkelte innsjøer ble forkastet og erstattet. Det skjedde i god tid før prøvetaking ved en nærmere kontroll av om de var kalket eller påvirket på andre måter. Men det var også enkelte som ble eller burde blitt forkastet og erstattet rett før prøvetaking. To av disse innsjøene viste seg å være brakkvann.

Det var også en vurdering av om enkelte ekstremt påvirkede innsjøer burde vært forkastet. Kandidater her var to klart gruvepåvirkede innsjøer og noen svært jordbrukspåvirkede lokaliteter. Alle ble imidlertid beholdt for å unngå at subjektive vurderinger skulle komme i veien for den statistiske utvalgsmetoden.

Med et så stort datamateriale vil usikkerheter ha mindre betydning for tolkningen enn hvis datamaterialet var langt mindre. Men det er en usikkerhet som kan gjøre seg gjeldende på regionalt nivå, og det er forholdene forut for prøvetakingen. Når man skal sammenlikne data fra samme innsjø som er tatt kun én gang i 1995 og én gang i 2019, kan spesifikke forhold både i 1995 og i 2019 være med å påvirke tolkningen av endringer over tid. Hadde eksempelvis den nasjonale innsjøundersøkelsen blitt gjennomført rett etter tørkesommeren i 2018, kunne det gitt et forholdsvis stort utslag.

De to årene 1995 og 2019 var trolig ikke vesentlig forskjellige (Figur 6), men som vi har påpekt var det større ionestyrke og noe høyere konsentrasjoner i 2019 enn det en kunne forvente og tilsvarende noe lavere konsentrasjoner i 1995 enn det som var typisk på denne tiden. Det kan skyldes forskjeller i perioden rett før prøvetaking. Det at prøvene ble tatt i forbindelse med høstsirkulasjon sikrer imidlertid at de er representative for innsjøen og avrenningen fra innsjøenes nedbørfelt.

6.5 Videre arbeid

Den forrige tusensjøersundersøkelsen som ble gjennomført i 1995, har hatt stor verdi for forskere og forvaltning. Resultatene fra den gang har dannet grunnlag for anslagsvis 30 vitenskapelige publikasjoner i fagfelleverderte tidsskrifter og enda flere fagrapporter/utredninger. I 1995 hadde det vært vanskelig å forutsi alle bruksområdene resultatene skulle få, og det samme gjelder nå for 2019-undersøkelsen. I foregående kapitler er det beskrevet observasjoner som kan være verdt videre oppfølging. Under nevnes noen områder der resultatene kan tenkes å være til nytte for forvaltningen. Listen er ikke uttømmende, og rekkefølgen på punktene er tilfeldig.

- Forsuring. Beregning av tålegrenser for forsuring av overflatevann. I dag er disse primært basert på vannkjemidata fra 1986 og normalavrenning for 1931-1960. I prinsippet er tålegrenser konstante, uavhengig av hvilket år kjemidataene er hentet fra, men påvirkes i praksis av f.eks. klimaendringer. Resultatene fra tusensjøersundersøkelsene kan brukes både til å oppdatere tålegrensene og å evaluere modellen som de er basert på.
- Kalsium. I tidstrendsjøene har konsentrasjonen av basekationer (inkl. kalsium) blitt lavere i takt med at forsuringen har avtatt. Det har vært framsatt hypotese om at lavere kalsiumkonsentrasjon i kombinasjon med økt humus kan gjøre kalsium så lite tilgjengelig at det har konsekvenser for biologien. Forskjellen på nivåene i tusensjøersundersøkelsene var ikke helt som forventet. Datasettet fra tusensjøer vil sammen med tidsserier være egnet til en grundigere analyse av kalsiumtrender.
- Eutrofiering. Fosforkonsentrasjonen for hele landet og for landsdeler samlet, var nær nivået fra 1995-undersøkelsen selv enkeltområder skiller seg noe ut. Konsentrasjonen av TOC har økt og også silikat var høyere enn i 1995-undersøkelsen. Nitratnivået har derimot blitt lavere. Også sporstoffnivåer har endret seg. Nærmere undersøkelser av betydningen av endret støkiometri vil være av interesse.
- Spormetaller (og aluminium). Konsentrasjonen av mange metaller har i alle landsdeler blitt lavere. Mindre områder viser økende trend for noen av metallene. Kunnskap om referansenivåer, som nå er nærmere en naturlig bakgrunn enn i 1995, er av relevans for tilstandsklasser i vannforskriften, og kan også tas hensyn til i fastsettelse av miljøkvalitetstandarder. Det kan også økningen i TOC, som binder noen av metallene i mindre toksiske tilstandsformer.
- Kvikksølv. Overvåking av luft indikerer at deponisjonen også av dette sporemetallet kan ha blitt redusert siden 1995. Det foreligger ikke resultater fra tidligere landsdekkende innsjøundersøkelser. Den store geografiske gradienten som de 1000 innsjøene dekker, gjør det likevel mulig å bruke datasettet til å evaluere trender i deponisjon av kvikksølv. Det kan også være av interesse å se resultatene i sammenheng med kvikksølv i fisk, som det er etablert en database for.
- Klassifisering av status i vannforekomster med lite data. Det store antallet vannforekomster i Norge gjør det krevende å fastsette kjemisk og økologisk tilstand i alle. Resultatene fra de 1000 innsjøene, som er statistisk utvalgt, kan brukes (og har i noen grad blitt brukt til) å anslå tilstand i vannforekomster hvor datagrunnlaget er lite.
- Datasettet vil trolig komme til nytte ved vurderinger av scenarier med endringer i deponisjon, klima og arealbruk.

7 Konklusjon

Den nasjonale innsjøundersøkelsen i 2019 ble gjennomført 24 år etter den forrige landsomfattende innsjøundersøkelsen. I mellomtiden har det vært årlige målinger i utvalgte innsjøer gjennom Økofersk-programmet. Deposisjonen av forsurende forbindelser er også fulgt gjennom overvåkingsprogrammet for langtransporterte luftforurensninger.

Et datasett fra 1000 innsjøer fordelt over hele landet gir en langt bedre mulighet for dokumentasjon av status og forskjeller enn overvåking av noen få utvalgte lokaliteter. Det er også langt større muligheter for å foreta statistisk holdbare grupperinger av innsjøer i forhold til størrelse, regioner, høyde over havet, arealfordeling og annet.

Hovedfunnet er at deposisjonen av forsurende forbindelser er kraftig redusert og at dette har en markant effekt på vannkjemien. Den mer indirekte effekten, i form av økt konsentrasjon av organisk stoff, nyanserer imidlertid påvirkningsbildet. Det organiske materialet er i hovedsak humusstoffer fra nedbørfeltet, og både pH og labilt Al påvirkes. pH blir ikke så høy som reduksjonen i sulfat og nitrogen skulle tilsi, mens LAI bindes i større grad til det organiske materialet slik at giftvirkningen avtar.

Spormetallene viste lignende geografiske mønster som i 1995. Nivåene av bly og kadmium er kraftig redusert, spesielt i sør. Relativ nedgang var mindre for kobber, sink, kobolt og nikkel. Det var indikasjoner på økte nivåer av nikkel i Øst-Finnmark og av kobber og kobolt på deler av Østlandet. Konsentrasjonene av sink har blitt lavere. Kvikksølv har for første gang vært gjenstand for en landsdekkende innsjøundersøkelse av konsentrasjoner i innsjøvann.

Eutrofiering er et resultat av økt næringsstofftilførsel, spesielt av fosfor. På grunn av svært lave fosforkonsentrasjoner er det få lokaliteter i denne undersøkelsen vi ville kalle eutrofe. Og gitt at en stor andel av innsjøene er små og grunne, er det lite som tyder på overbelastning av næringsstoffer.

Det er funnet økt konsentrasjon av totalt fosfor i enkelte innsjøer på Østlandet, trolig som et resultat av at den organiske fraksjonen er økt. Det er funnet en reduksjon i totalt fosfor i enkelte innsjøer på sørvest-landet, og det kan skyldes reduksjon i lokale tilførsler i landbruksområder. Vi kan ikke utelukke at en slik reduksjon også har skjedd på Østlandet, men den kan være maskert av økningen organisk bundet fosfor. I de andre regionene er det ingen tydelige endringer i totalt fosfor.

8 Referanser

Austnes, K., Lund, E., Sample, J.E., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. og Aas, W., 2018. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016. M-966, NIVA-rapport 7239. 26 s.

Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5m - 15m. NIVA-rapport 2001

de Wit, H.A., Valinia, S., Weyhenmeyer, G.A., Futter, M.N., Kortelainen, P., Austnes, K., Hessen, D.O., Räike, A., Laudon, H. og Vuorenmaa, J., 2016. Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science and Technology Letters* 3(12): 430-435.

Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet. 2018. Veileder 1:2018 Karakterisering.

Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet. 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Evans, C.D., Monteith, D.T. and Cooper, D.M. 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environ. Pollut.* 137: 55-71.

Evans, C.D., Monteith, D.T., Fowler, Cape, J.N. and Brayshaw, S. 2011. Hydrochloric acid: an overlooked driver of environmental change. *Environ. Sci. Technol.* 45: 1887-1894.

Evans, C.D., Monteith, D.T., Reynolds, B. and Clark, J.M. 2008. Buffering of recovery from acidification by organic acids. *Sci. Tot. Environ.* 404: 316-325.

Garmo, Ø.A., Skancke, L.B., 2019. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – vannkjemiske effekter 201. Miljødirektoratet-rapport M1466/2019

Gundersen, C.B., Kaste, Ø., Sample, J.E., Braaten, H.F.V., Selvik, J.R., Hjermann, D.Ø., Norling, M.D., Guerrero, J.-L., 2019. The Norwegian river monitoring programme – water quality status and trends in 2018. NIVA-rapport 7441.

Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg A. og Ådlandsvik, B. (eds). 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. NCCS rapport 2/2015. ISSN 2387-3027.

Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. and Semb, A. 1994. Acid water and fish death. *Nature* 372: 327-328.

Hindar, A. og Larssen, T. 2005. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. *Naturens tålegrenser*, fagrapport 119. NIVA-rapport 5030. 39 s.

Hindar, A. and Wright, R.F. 2005. Long-term records and modeling of acidification, recovery and liming at Lake Hovvatn, Norway. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 2620-2631.

Hindar, A. and Nordstrom, D.K., 2015. Effects and quantification of acid runoff from sulfide-bearing rock deposited during construction of Highway E18, Norway. *Appl. Geochem.* 62 SI: 150-163.

Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J. og Vesely, J., 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450(7169): 537-541.

Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979. Telemarksvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 1147. 82 s.

Skaland, R.G., Colleuille, H., Andersen, A.S.H., Mamen, J., Grinde, L., Tajet, H.T.T., Lundstad, E., Sidselrud, L.F., Tunheim, K., Hanssen-Bauer, I., Benestad, R., Heiberg, H. og Hygen, H.O. 2019. Tørkesommeren 2018. Meteorologisk institutt, METinfo 14/2019. 79 s.

Skjelkvåle, B.L., 1993. Fluoride in Norwegian surface waters: Effects of air pollution, acidification and chemical weathering (PhD thesis). Universitetet i Oslo.

Skjelkvåle mfl. 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 677/96. 73 s.

Skjelkvåle, B.L., Steinnes, E., Rognerud, S., Fjeld, E., Berg, T., Røyset, O., 2006. Trace metals in Norwegian surface waters, soils, and lake sediments - relation to atmospheric deposition. NIVA-rapport 5222.

Steinnes, E., Uggerud, H.T., Aspmo Pfaffhuber, K., Berg, T., 2016. Atmospheric deposition of heavy metals in Norway. National moss survey 2015. Miljødirektoratet-rapport M594.

Wright, R.F. og Cosby, B.J. 2012. Referanseverdier for forsuringsfølsomme kjemiske støtteparametre. NIVA-rapport 6388. 32 s.

Vedlegg A. Prosentiltabell

Alle primærdata fra denne undersøkelsen er levert til den nasjonale databasen Vannmiljø.

Tabell A1. Estimerte prosentiler for utvalgte parametere i nasjonal innsjøundersøkelse 2019. Prosentilene framkommer som summen av produktene av prosentilen for utvalget og antall innsjøer per størrelsesklasse dividert på antall innsjøer i alle størrelsesklasser i landsdelen.

Prosentiler		2.5	10	25	50	75	90	97.5
pH	Østlandet	4.67	5.16	6.02	6.47	6.89	7.27	7.54
	Sørlandet	4.85	5.02	5.18	5.55	6.21	6.62	6.98
	Vestlandet	5.22	5.36	5.61	5.97	6.37	6.80	7.20
	Midt-Norge	5.21	5.57	5.85	6.31	6.74	7.17	7.48
	Nord-Norge	5.54	6.01	6.48	6.88	7.27	7.57	7.78
	Alle	5.08	5.40	5.72	6.11	6.63	7.04	7.38
	Konduktivitet-mS/m	Østlandet	0.40	0.66	1.0	1.6	2.7	5.8
Sørlandet		0.47	0.59	0.81	1.2	2.2	2.9	6.2
Vestlandet		0.44	0.63	0.84	1.4	2.9	5.7	10
Midt-Norge		0.63	0.85	1.6	2.6	3.8	6.9	15
Nord-Norge		0.62	1.1	1.9	3.1	4.8	7.9	15
Alle		0.54	0.84	1.4	2.2	3.6	6.3	13
Alkalitet- $\mu\text{eq/l}$		Østlandet	2	18	37	61	132	336
	Sørlandet	0	2	10	19	44	90	179
	Vestlandet	7	11	14	26	44	97	289
	Midt-Norge	15	20	30	49	111	267	806
	Nord-Norge	9	25	51	105	254	496	937
	Alle	7	17	33	64	148	310	654
	Kalsium-mg/l	Østlandet	0.40	0.62	1.0	1.8	3.3	6.9
Sørlandet		0.14	0.19	0.27	0.59	1.2	2.2	4.2
Vestlandet		0.16	0.23	0.30	0.58	1.2	2.6	7.4
Midt-Norge		0.32	0.49	0.75	1.3	2.7	5.7	20
Nord-Norge		0.32	0.52	1.0	2.1	5.0	10	20
Alle		0.28	0.43	0.75	1.4	3.2	6.6	15
Magnesium-mg/l		Østlandet	0.05	0.09	0.15	0.29	0.51	1.0
	Sørlandet	0.06	0.08	0.10	0.15	0.28	0.45	0.93
	Vestlandet	0.06	0.08	0.12	0.22	0.46	0.84	1.3
	Midt-Norge	0.07	0.11	0.23	0.43	0.68	1.3	2.3
	Nord-Norge	0.10	0.22	0.38	0.60	1.0	1.8	4.2
	Alle	0.08	0.14	0.24	0.40	0.70	1.2	2.7
	Natrium-mg/l	Østlandet	0.21	0.31	0.46	0.75	1.2	3.1
Sørlandet		0.32	0.45	0.55	0.88	1.7	3.2	7.5
Vestlandet		0.25	0.35	0.58	1.4	3.3	6.4	11
Midt-Norge		0.55	0.67	1.1	2.0	3.8	7.9	13
Nord-Norge		0.46	0.71	1.2	1.9	3.1	5.4	9.6
Alle		0.38	0.55	0.86	1.5	2.8	5.3	10

Prosentiler		2.5	10	25	50	75	90	97.5
Kalium-mg/l	Østlandet	0.031	0.065	0.11	0.17	0.32	0.73	2.8
	Sørlandet	0.016	0.026	0.037	0.07	0.14	0.25	0.68
	Vestlandet	0.021	0.034	0.051	0.10	0.20	0.47	1.1
	Midt-Norge	0.028	0.063	0.10	0.17	0.26	0.49	1.2
	Nord-Norge	0.050	0.10	0.16	0.33	0.65	1.1	1.5
	Alle	0.034	0.067	0.11	0.20	0.39	0.72	1.4
	Østlandet	0.11	0.14	0.20	0.37	1.0	4.5	15
Klorid-mg/l	Sørlandet	0.19	0.25	0.46	1.0	2.3	4.6	13
	Vestlandet	0.15	0.28	0.71	2.18	5.5	11	18
	Midt-Norge	0.35	0.61	1.2	3.1	6.1	13	22
	Nord-Norge	0.30	0.45	0.81	2.27	4.4	8.8	16
	Alle	0.23	0.37	0.70	1.90	4.0	8.5	16
	Østlandet	0.22	0.38	0.57	1.0	1.7	3.1	14
	Sørlandet	0.26	0.33	0.37	0.53	1.1	1.7	3.9
Sulfat-mg/l	Vestlandet	0.26	0.29	0.40	0.70	1.3	2.3	5.1
	Midt-Norge	0.29	0.37	0.51	0.79	1.4	2.3	5.7
	Nord-Norge	0.26	0.40	0.72	1.4	2.2	4.5	9.4
	Alle	0.26	0.36	0.56	1.0	1.7	3.2	7.9
	Østlandet	<2	6	10	23	52	108	228
	Sørlandet	<2	7	13	20	34	54	124
	Vestlandet	<2	3	5	9	14	32	58
Fluorid-µg/l	Midt-Norge	<2	4	6	9	14	26	56
	Nord-Norge	<2	3	6	10	18	37	144
	Alle	<2	4	7	13	24	47	126
	Østlandet	<0.1	0.26	1.7	4.7	9.8	17	24
	Sørlandet	0.19	0.42	1.4	3.8	7.3	10	14
	Vestlandet	<0.1	0.12	0.36	0.79	2.6	4.7	8.3
	Midt-Norge	<0.1	0.36	1.4	3.9	7.1	11	15
DOC-mg/L C	Nord-Norge	<0.1	0.14	0.45	1.3	3.9	6.1	9.8
	Alle	<0.1	0.23	0.91	2.5	5.5	8.8	13
	Østlandet	0.29	0.51	1.8	4.9	9.7	17	24
	Sørlandet	0.49	0.68	1.7	4.0	7.1	10	14
	Vestlandet	0.23	0.33	0.48	0.93	2.6	4.8	8.4
	Midt-Norge	0.28	0.57	1.6	4.1	7.1	11	15
	Nord-Norge	0.16	0.31	0.61	1.5	4.0	6.1	9.6
TOC-mg C/l	Alle	0.26	0.44	1.1	2.7	5.5	8.9	13
	Østlandet	1.6	5.0	25	102	314	718	1386
	Sørlandet	2.5	5.7	27	114	255	425	592
	Vestlandet	1.3	2.2	4.3	13	53	123	288
	Midt-Norge	1.4	4.1	20	64	140	251	403
	Nord-Norge	1.1	2.3	4.4	13	44	146	226
	Alle	1.5	3.5	13.2	49	131	284	488
Jern-µg/l	Østlandet	0.26	0.56	1.8	8.4	26	53	106
	Sørlandet	0.52	1.1	1.4	3.6	8.8	18	58
Mangan-µg/l	Østlandet	0.26	0.56	1.8	8.4	26	53	106
	Sørlandet	0.52	1.1	1.4	3.6	8.8	18	58

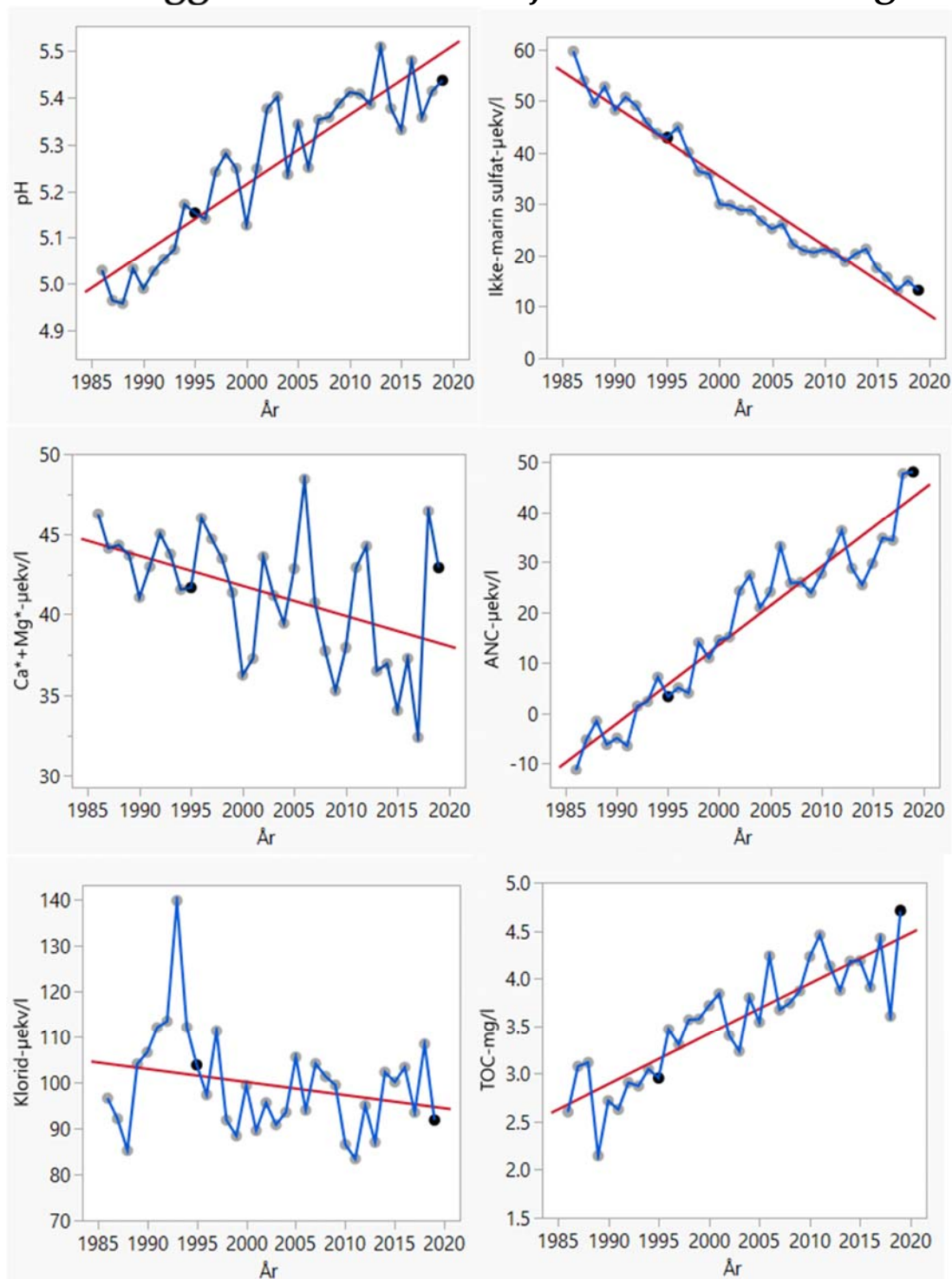
Prosentiler		2.5	10	25	50	75	90	97.5
	Vestlandet	0.28	0.55	0.97	1.7	4.5	8.7	44
	Midt-Norge	0.20	0.37	0.94	3.1	5.8	12	146
	Nord-Norge	0.11	0.26	0.45	0.85	2.0	4.7	12
	Alle	0.24	0.50	0.96	2.8	7.5	16	57
Aluminium-µg/l	Østlandet	3.3	7.2	17	45	183	313	468
	Sørlandet	12	19	53	132	226	298	419
	Vestlandet	2.8	6.0	15	35	81	115	194
	Midt-Norge	5.4	14	24	62	137	213	269
	Nord-Norge	2.4	4.8	10	19	37	70	158
	Alle	4.6	8.7	20	49	109	168	265
		Østlandet	<5	<5	7	17	96	177
Reaktivt aluminium-µg/l	Sørlandet	6	9	23	69	119	159	219
	Vestlandet	<5	<5	<5	14	38	58	90
	Midt-Norge	<5	<5	9	27	62	99	144
	Nord-Norge	<5	<5	<5	8	13	26	76
	Alle	<5	<5	8	22	53	85	134
		Østlandet	<5	<5	<5	9	78	143
Ikke labilt aluminium-µg/l	Sørlandet	<5	<5	16.6	50	89	124	183
	Vestlandet	<5	<5	<5	8	29	40	69
	Midt-Norge	<5	<5	<5	21	51	88	126
	Nord-Norge	<5	<5	<5	<5	5	14	36
	Alle	<5	<5	<5	14	39	65	102
		Østlandet	<10	<10	<10	<10	16	30
Labilt aluminium-µg/l	Sørlandet	<10	<10	<10	13	27	41	64
	Vestlandet	<10	<10	<10	<10	<10	15	29
	Midt-Norge	<10	<10	<10	<10	<10	16	29
	Nord-Norge	<10	<10	<10	<10	<10	13	37
	Alle	<10	<10	<10	<10	12	21	41
		Østlandet	<1	1.4	3.5	14	47	107
Nitrat+nitritt-N-µg/l	Sørlandet	1.9	5.0	15	35	65	108	212
	Vestlandet	<1	2.4	11	27	62	130	356
	Midt-Norge	<1	1.2	2.6	6.9	14	23	267
	Nord-Norge	<1	<1	<1	2.1	4.1	19	66
	Alle	<1	1.8	5	14	31	65	317
		Østlandet	<2	<2	4.0	7.4	14	21
Ammonium-N-µg/l	Sørlandet	<2	4.2	7.7	16	26	35	53
	Vestlandet	<2	<2	2.6	4.7	11	21	33
	Midt-Norge	<2	2.9	4.0	6.0	7.6	13	41
	Nord-Norge	<2	<2	2.5	5.0	9.2	19	39
	Alle	<2	<2	3.8	7.2	12	21	64
		Østlandet	47	86	133	215	337	516
Total nitrogen-µg/l	Sørlandet	54	78	116	218	298	382	537
	Vestlandet	37	50	63	97	199	330	627
	Midt-Norge	26	59	97	150	223	300	651

Prosentiler		2.5	10	25	50	75	90	97.5
	Nord-Norge	35	46	68	112	204	339	564
	Alle	39	59	88	146	240	365	737
Total fosfor-µg/l	Østlandet	<1	1.9	2.9	4.7	8.0	12	56
	Sørlandet	<1	<1	2.0	2.9	4.2	6.0	13
	Vestlandet	<1	<1	1.0	2.0	3.1	6.8	18
	Midt-Norge	<1	<1	1.8	2.5	4.4	6.6	11
	Nord-Norge	<1	<1	1.0	2.5	4.9	10	30
	Alle	<1	<1	1.5	2.8	4.8	8.8	26
	Fosfat-P-µg/l	Østlandet	<1	<1	<1	1.0	2.0	3.3
Sørlandet		<1	<1	<1	<1	1.1	2.0	4.8
Vestlandet		<1	<1	<1	1.0	1.1	2.5	8.5
Midt-Norge		<1	<1	<1	<1	<1	1.5	3.0
Nord-Norge		<1	<1	<1	<1	2.0	2.0	6.3
Alle		<1	<1	<1	<1	1.5	2.2	9.8
SiO2-mg/l		Østlandet	0.41	0.84	1.4	2.5	4.1	5.6
	Sørlandet	0.15	0.53	0.90	1.4	2.4	3.5	5.0
	Vestlandet	0.15	0.23	0.40	0.67	1.1	1.7	2.3
	Midt-Norge	0.23	0.46	0.81	1.2	1.7	2.2	3.0
	Nord-Norge	0.13	0.30	0.55	1.0	1.9	3.1	6.2
	Alle	0.19	0.43	0.75	1.2	2.1	3.1	5.4
	Arsen-µg/l	Østlandet	<0.02	<0.02	0.042	0.11	0.22	0.34
Sørlandet		0.030	0.042	0.076	0.16	0.25	0.34	0.41
Vestlandet		<0.02	<0.02	0.033	0.051	0.11	0.16	0.28
Midt-Norge		<0.02	<0.02	0.028	0.050	0.079	0.13	0.27
Nord-Norge		<0.02	<0.02	0.030	0.051	0.089	0.19	0.90
Alle		<0.02	<0.02	0.039	0.077	0.13	0.22	0.60
Bly-µg/l		Østlandet	<0.01	<0.01	0.016	0.055	0.21	0.70
	Sørlandet	0.011	0.028	0.082	0.29	0.67	1.1	1.5
	Vestlandet	<0.01	0.014	0.042	0.10	0.19	0.37	0.84
	Midt-Norge	<0.01	<0.01	0.014	0.035	0.084	0.17	0.27
	Nord-Norge	<0.01	<0.01	<0.01	0.012	0.027	0.068	0.21
	Alle	<0.01	0.01	0.026	0.079	0.19	0.38	0.65
	Kadmium-µg/l	Østlandet	<0.004	<0.004	<0.004	0.005	0.016	0.027
Sørlandet		<0.004	0.004	0.007	0.014	0.030	0.047	0.068
Vestlandet		<0.004	<0.004	<0.004	0.006	0.011	0.019	0.037
Midt-Norge		<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	0.005	0.006	0.041
Nord-Norge		<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	0.006	0.020
Alle		<0.004	<0.004	<0.004	0.005	0.010	0.018	0.036
Kobber-µg/l		Østlandet	<0.05	<0.05	0.12	0.22	0.42	0.84
	Sørlandet	<0.05	<0.05	0.10	0.19	0.31	0.69	2.9
	Vestlandet	<0.05	<0.05	<0.05	0.10	0.18	0.35	1.0
	Midt-Norge	<0.05	<0.05	0.09	0.18	0.31	0.50	5.2
	Nord-Norge	<0.05	<0.05	0.07	0.19	0.34	0.68	1.3
	Alle	<0.05	<0.05	0.08	0.18	0.31	0.62	2.2

Prosentiler		2.5	10	25	50	75	90	97.5
Kobolt- $\mu\text{g/l}$	Østlandet	<0.02	<0.02	<0.02	0.041	0.13	0.40	0.93
	Sørlandet	<0.02	<0.02	0.030	0.051	0.13	0.25	0.50
	Vestlandet	<0.02	<0.02	<0.02	0.021	0.048	0.088	0.23
	Midt-Norge	<0.02	<0.02	<0.02	0.032	0.056	0.11	0.23
	Nord-Norge	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.038	0.073	0.28
	Alle	<0.02	<0.02	<0.02	0.029	0.070	0.16	0.39
	Østlandet	<0.05	<0.05	<0.05	0.089	0.18	0.33	0.68
Krom- $\mu\text{g/l}$	Sørlandet	<0.05	<0.05	<0.05	0.079	0.15	0.27	0.45
	Vestlandet	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.069	0.14	0.29
	Midt-Norge	<0.05	<0.05	<0.05	0.093	0.17	0.23	0.34
	Nord-Norge	<0.05	<0.05	<0.05	0.064	0.19	0.42	0.70
	Alle	<0.05	<0.05	<0.05	0.067	0.16	0.31	0.54
	Østlandet	<0.13	0.27	0.49	1.2	3.0	5.3	7.0
	Kvikksølv-ng/l	Sørlandet	0.26	0.47	0.93	2.0	2.9	3.9
Vestlandet		<0.13	0.31	0.53	0.94	1.6	2.6	5.0
Midt-Norge		<0.13	0.30	0.66	1.4	2.6	4.3	5.4
Nord-Norge		<0.13	0.20	0.28	0.47	0.77	1.3	2.3
Alle		<0.13	0.28	0.51	1.0	1.8	2.9	4.3
Østlandet		<0.05	<0.05	0.065	0.17	0.31	0.78	2.0
Nikkel- $\mu\text{g/l}$		Sørlandet	<0.05	<0.05	0.061	0.12	0.25	0.51
	Vestlandet	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.13	0.31	0.73
	Midt-Norge	<0.05	<0.05	0.065	0.15	0.24	0.44	1.2
	Nord-Norge	<0.05	<0.05	0.079	0.15	0.31	0.79	2.2
	Alle	<0.05	<0.05	0.063	0.13	0.26	0.61	1.6
	Østlandet	<0.2	<0.2	0.38	0.87	3.4	5.6	7.8
	Sink- $\mu\text{g/l}$	Sørlandet	0.35	0.56	1.1	2.3	4.2	6.7
Vestlandet		<0.2	<0.2	0.44	1.0	1.8	2.8	6.4
Midt-Norge		<0.2	<0.2	0.28	0.49	0.85	1.3	2.5
Nord-Norge		<0.2	<0.2	<0.2	0.32	0.6	1.2	3.3
Alle		<0.2	<0.2	0.37	0.85	1.8	3.0	8.4
Østlandet		3	7	10	18	30	52	264
Ikke-marin sulfat- $\mu\text{ekv/l}$		Sørlandet	2	3	5	8	15	24
	Vestlandet	-4	0	2	4	12	31	79
	Midt-Norge	-12	-3	0	4	12	31	93
	Nord-Norge	0	5	8	18	33	79	190
	Alle	-2	3	6	12	23	52	150
	Østlandet	24	38	64	108	198	389	975
	Ikke-marin kalsium+magnesium- $\mu\text{ekv/l}$	Sørlandet	8	11	15	31	66	122
Vestlandet		9	12	16	30	67	135	379
Midt-Norge		18	26	42	74	146	337	1046
Nord-Norge		18	31	63	137	311	658	1241
Alle		16	25	45	90	192	402	875
Østlandet		-12	9	14	20	27	37	78
Ikke-marin natrium- $\mu\text{ekv/l}$		Sørlandet	-2	8	10	14	20	29

Prosentiler		2.5	10	25	50	75	90	97.5
	Vestlandet	-4	4	7	9	16	25	46
	Midt-Norge	3	8	12	17	22	30	45
	Nord-Norge	-10	8	14	25	39	57	78
	Alle	-6	7	12	19	28	41	62
ANC-μekv/l	Østlandet	26	44	68	118	193	404	832
	Sørlandet	8	16	22	38	67	128	245
	Vestlandet	12	17	22	34	62	133	373
	Midt-Norge	27	40	54	88	159	357	1021
	Nord-Norge	11	39	67	145	345	626	1187
	Alle	15	33	51	98	205	395	828
ANC_{Coaa}-μekv/l	Østlandet	-7	28	54	89	172	388	810
	Sørlandet	-7	1	10	22	58	104	226
	Vestlandet	7	13	18	30	56	120	353
	Midt-Norge	13	28	45	70	138	336	997
	Nord-Norge	10	35	64	137	330	612	1170
	Alle	5	24	44	84	191	378	809

Vedlegg B. Tidstrendsjøer – årene 1995 og 2019



Figur A1. Endring i årsmidler for et utvalg parametere i de 78 «tidstrendsjøene». Uthevde punkter representerer årene 1995 og 2019. Den røde linjen er beste lineære tilpasning.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

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