



MILJØ-
DIREKTORATET

Overvåkningsrapport M-1464 - 2019

ØKOSTOR 2018: Basisovervåking av store innsjøer

UTARBEIDET AV:
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Norsk institutt for naturforskning (NINA)



KOLOFON

Utførende institusjon (institusjonen er ansvarlig for innholdet i rapporten)

Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Anne Lyche Solheim

Kontaktperson i Miljødirektoratet

Gunnar Skotte

M-nummer

M-1464

År

2019

Sidetall

177

Miljødirektoratets kontraktnummer

17078025

Utgiver

Miljødirektoratet, NIVA-rapport 7414-2019
ISBN 978-82-577-7149-2

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

Forfatter(e)

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkeli, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Gjelland, K.Ø., Hammenstig, D., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T., Walseng, B.

Tittel - norsk og engelsk

ØKOSTOR 2018: Basisovervåking av store innsjøer. Utpøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften.
Surveillance monitoring of large Norwegian lakes 2018. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the Water Framework Directive.

Sammendrag - summary

Rapporten presenterer resultatene fra det 4. året med basisovervåking av økologisk tilstand i store norske innsjøer i henhold til vannforskriften. I 2018 omfattet programmet følgende ni innsjøer: lešjávri, Stuorajávri, Altevattnet og Takvatnet i Nord-Norge, Krøderen, Møsvatn, Mjøsa og Gjende på Østlandet, og Selbusjøen i Trøndelag. Resultatene viser at lešjávri og Stuorajávri er i *svært god* økologisk tilstand, og Gjende, Mjøsa, Møsvatn og Takvatnet er i *god* økologisk tilstand. Krøderen er i *dårlig* tilstand pga effekter av en regionalt fremmed art på fisk. Selbusjøen og Altevattnet er i hhv *dårlig* og *svært dårlig* tilstand, pga effekter av fremmede arter på fisk i Selbusjøen og effekter av store vannstandsvariasjoner på vannplanter i Altevattnet. Møsvatn er foreløpig klassifisert til *god* tilstand med høy usikkerhet pga manglende data for vannplanter. Ifølge Vann-nett har alle disse tre sterkt modifiserte innsjøene blitt klassifisert til å ha *moderat* eller *dårlig* økologisk potensial. Usikkerheten i klassifiseringen er middels for de fleste innsjøene, men fortsatt høy for Gjende, pga manglende klassegrenser for biologiske kvalitetselementer i bresjøer, samt usikkerhet om årsakene til den høye fosforkonsentrasjonen.

4 emneord

Basisovervåking, Store innsjøer,
Vannforskriften, Økologisk tilstand

4 subject words

Surveillance monitoring, Large lakes, EU Water
Framework Directive, Ecological status

Forsidefoto

Stuorajávri 23. juni 2018, Foto: Terje Bongard, NINA

Forord

Denne rapporten inneholder resultatene fra det 4. året av basisovervåkingen av økologisk tilstand i store innsjøer iht vannforskriften. Overvåkingen i 2018 har omfattet totalt ni innsjøer: lešjávri, Stuorajávri, Altevatnet og Takvatnet i Nord-Norge, Krøderen, Møsvatn, Mjøsa og Gjende på Østlandet, og Selbusjøen i Trøndelag. Selbusjøen og Gjende er kun undersøkt mht de pelagiske kvalitetselementene i 2018, mens undersøkelsene i Mjøsa var begrenset til pelagiske kvalitetselementer og fisk. Arbeidet er utført som et samarbeid mellom NIVA og NINA på oppdrag fra Miljødirektoratet (kontrakt nr. 17078025). NIVA har prosjektledelsen, samt hovedansvar for planteplankton, vannplanter og fysisk-kjemiske kvalitetselementer, mens NINA har hovedansvar for krepsdyrplankton, litorale småkreps, og fisk. Fisk ble undersøkt av NINA i et eget FoU prosjekt, men et utdrag av resultatene er inkludert i denne rapporten.

Prosjektgruppen har bestått av følgende personer:

Anne Lye Solheim, NIVA (prosjektleder NIVA, koordinering av feltarbeid og rapportering, ansvarlig vannkjemiske undersøkelser, hovedansvarlig for rapportering),

Ann Kristin Schartau, NINA (prosjektleder NINA, koordinering av feltarbeid og rapportering, ansvarlig krepsdyr- og bunndyrundersøkelser, medansvarlig for rapportering),

Jonas Persson, NIVA (koordinering av pelagisk feltarbeid, gjennomføring pelagisk feltarbeid på Østlandet, databearbeiding av vertikalprofiler),

Knut Andreas Eikland Bækkelie, NINA (koordinering av pelagisk feltarbeid, prøvetaking litorale småkreps),

David Hammenstig, Akvaplan-niva (pelagisk feltarbeid i Nord-Norge, prøvetaking litorale småkreps i lešjávri),

Geir Dahl-Hansen, Akvaplan-niva (pelagisk feltarbeid i Nord-Norge, assistanse ved vannplanteundersøkelser i Nord-Norge),

Benoît Demars, NIVA (vannplanteundersøkelser),

Marthe Torunn Solhaug Jensen (vannplanteundersøkelser),

Marit Mjelde, NIVA (ansvarlig vannplanteundersøkelser),

Birger Skjelbred, NIVA (ansvarlig planteplanktonundersøkelser),

Thomas C. Jensen, NINA (krepsdyrundersøkelser),

Bjørn Walseng, NINA (krepsdyrundersøkelser),

Terje Bongard, NINA (prøvetaking litorale småkreps og bunndyr),

John Gunnar Dokk, NINA (pelagisk feltarbeid Gjende),

Karl Øystein Gjelland, NINA (prosjektleder og koordinering fiskeundersøkelser),

Odd Terje Sandlund, NINA (fiskeundersøkelser).

Statens Naturoppsyn, SNO, har bistått med båt og båtførere for det pelagiske feltarbeidet på alle innsjøene unntatt Stuorajávri og Takvatnet, og takkes for glimrende samarbeid og koordinering ved seksjonssjef Arnstein Johnsen. SNO's båtførere Rune Somby, Torbjørn Berglund, Finn Bjormyr, Odd Magne Kvålshagen, Tor Dahl, Gry Liljefors og Lars Tore Ruud takkes for utrettelig og profesjonell manøvrering av SNO-båtene, samt for utmerket feltassistanse til NINAs og NIVAs personell. Vi vil også takke Harald Hovden som stilte med båt og var båtfører ved det litorale feltarbeidet i Møsvatn og videre Kristin Thorsrud Teien, NINA og Ragnhild Hals som bisto med feltassistanse. Per-Arne Amundsen, Runar Kjær og Karin Strand Johannessen ved Universitetet i Tromsø takkes for feltassistanse ved pelagisk prøvetaking i Takvatnet.

For Mjøsa er de pelagiske kvalitetselementene (vannkjemi, planteplankton og krepsdyrplankton) undersøkt av NIVA i et eget tiltaksrettet overvåkingsprosjekt finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver (Lyche Solheim m.fl. 2019). Jan-Erik Thrane, NIVA, har utført den pelagiske prøvetakingen i Mjøsa. Resultatene fra hovedstasjonen Skreia er rapportert her.

Tina Bryntesen ved NIVAs laboratorium har sammenstilt og kvalitetssikret alle rådata fra de vannkemiske analysene, mens Siri Moy, NIVA, har utarbeidet tabeller i rapportens kapitler 2 og 3, og sammenstilt vedleggene. Stasjonskartene i figur 1 og i vedlegg A er utarbeidet av John Rune Selvik, NIVA. NIVAs instrumentsentral har vært behjelpelig med råd og teknisk støtte mht vedlikehold og bruk av multisensorsonden og rosettsampleren. Alle takkes for god innsats.

Vannvegetasjonen i lešjávri, Takvatnet og Krøderen ble undersøkt av Benoît Demars og Marthe Torunn Solhaug Jenssen, Altevatnet ble undersøkt av Marthe Torunn Solhaug Jenssen og Hanne Edvardsen, mens undersøkelserne i Stuorajávri ble gjort av Marit Mjelde og Geir Dahl- Hansen. Båtfører på Stuorajávri var Jens Nilsen, Akvaplan-niva, mens Kjell Hanstad fra Fjellguiden var båtfører på Altevatnet. På lešjávri var Rune Somby og Erland Søgård fra SNO Finnmark båtførere. Marit Mjelde har vært ansvarlig for bearbeiding og rapportering av alle innsjøene. Eva Klausen, NVE, har skaffet til veie vannstandsdata.

Fiskeundersøkelsene er gjennomført som del av et annet prosjekt (kontrakt nr. 18087219, Fiskeundersøking i store innsjøer - FIST2018), ledet av Karl Øystein Gjelland og Odd Terje Sandlund, NINA. Videre har følgende bidratt til gjennomføring av FIST2018: Knut Andreas E. Bækkelie, Antti Eloranta, Oskar Pettersen, Ingrid Solberg, Martin Svenning, Trond Johnsen, Runar Kjær (alle NINA). UiT Norges arktiske universitet ved Roar Kristoffersen, Sebastian Prati, Katrine Dalbak og Runar Kjær gjennomførte bunngarnfisket på Stuorajávri og Takvatnet, samt analyser av fiskeprøver fra disse innsjøene. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Naturhistorisk museum (Universitetet i Oslo) bidro med bunngarnfisket i Krøderen og Møsvatn og opparbeiding av fiskeprøver fra disse innsjøene, her deltok Henning Pavels, Eivind Schartum, Åge Brabrand, samt Jan Heggenes fra Universitetet i Sørøst-Norge. SNO stilte med båt og båtfører (Rune Somby, Torbjørn Berglund, Lars Tore Ruud, Gry Liljefors, Finn Bjormyr) for pelagisk partrål i alle innsjøene så nær som lešjávri. Fordi lešjávri ikke er tilgjengelig fra vei, ble det kun fisket med bunngarn og flytegarn her. Rune Somby, Erland Søgård og Ken Gøran Uglebakken fra SNO bidro til å gjennomføre felles logistikk for FIST og ØKOSTOR under feltarbeidet i august på lešjávri. Til gjennomføring av fiskeundersøkelsene bidro følgende med finansiering i tillegg til Miljødirektoratet: Statkraft (Altevatnet), E-CO Energi (Krøderen), Mjøsforbundet (Mjøsa) og Øst-Telemarkens Brukseierforening (Møsvatn).

Markus Lindholm (NIVA) og Erik Framstad (NINA) har kvalitetssikret rapporten.

Oslo, desember 2019

Anne Lyche Solheim, NIVA
seniorforsker,
seksjon for ferskvannøkologi

Ann Kristin Schartau, NINA
seniorforsker

Innhold

Forord	3
Sammendrag	8
Summary	12
1. Innledning	16
1.1 Bakgrunn	16
1.2 Mål og innhold	17
2. Presentasjon av innsjøene	19
2.1 Geografisk lokalisering	19
2.2 Vannstandsvariasjoner	21
2.3 Vanntyper	22
3. Materiale og metoder	25
3.1 Prøvetaking og klassifisering av vannkjemi, planteplankton, vannplanter og småkrepss	25
3.2 Litorale bunndyr	27
3.3 Fisk	28
3.3.1 Innsamlingsmetodikk	28
3.3.2 Om fiskeindeksene	29
3.4 Fremmede arter	30
3.5 Hydromorfologiske kvalitetselementer	31
4. Resultater pr. kvalitetselement	32
4.1 Fysisk-kjemiske parametere	32
4.1.1 Datagrunnlag	32
4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante parametere	33
4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsuringsrelevante parametere	37
4.1.4 Vertikalprofiler av fysisk-kjemiske parametere: temperatur, oksygen, pH, ledningsevne og turbiditet	38
4.2 Planteplankton	40
4.2.1 Vertikalprofiler av klorofyll fluorescens	40
4.2.2 Klassifisering av økologisk tilstand for planteplankton	41
4.3 Småkrepss og bunndyr	44
4.3.1 Artsantall og artssammensetning av småkrepss	44
4.3.2 Krepssdyrplanktonet: tetthet og artssammensetning	46
4.3.3 Vurdering av økologisk tilstand basert på småkrepss	48
4.3.4 Artsantall og artssammensetning av bunndyr	50
4.3.5 Vurdering av økologisk tilstand basert på bunndyr	51

4.4	Vannplanter	52
4.4.1	Artsantall og artssammensetning.....	52
4.4.2	Klassifisering av økologisk tilstand mht eutrofiering	55
4.4.3	Klassifisering av økologisk tilstand mht vannstandsregulering	56
4.4.4	Klassifisering av økologisk tilstand mht forsurening.....	57
4.5	Fisk.....	58
4.5.1	Registrerte fiskearter og total fiskebiomasse	58
4.5.2	Økologisk tilstand.....	63
5.	Tilstandsvurdering pr. innsjø	65
5.1	Innledning inkl. usikkerhetsvurdering	65
5.2	Gjende.....	66
5.3	Krøderen.....	70
5.4	Mjøsa.....	74
5.5	Møsvatn.....	78
5.6	Selbusjøen.....	82
5.7	Altevatnet.....	86
5.8	Takvatnet	90
5.9	Stuorajávri	94
5.10	lešjávri.....	98
5.11	Økologisk tilstand alle innsjøer inkl. usikkerhetsvurderinger	102
6.	Referanser.....	106
	Vedlegg A. Dybdekart.....	111
	Vedlegg B. Oversikt over målestasjoner (tabeller med koordinater og kart)	120
	Vedlegg C. Vannkjemiske data fra blandprøver, samt siktedyp	128
	Vedlegg D. Vannkjemiske data fra enkeltdyp våren 2018	139
	Vedlegg E. Vertikalprofiler av temperatur, oksygen, fluorescens, pH, ledningsevne og turbiditet basert på sondemålinger.....	149
	Vedlegg F. Planteplankton - supplerende resultater.....	164
	F1. Absoluttverdier av alle parametere.....	164
	F2. Artssammensetning av planteplankton	165
	Vedlegg G. Vannplanter - artslister.....	168
	Vedlegg H Småkreps og bunndyr - supplerende resultater	169
	H1 Beskrivelse av småkrepsfaunaen	169
	H2 Forsuringsindekser småkreps	173
	H3 Bunndyr - indekser	174
	Vedlegg I. Tarmbakterier i Gjende	175

Sammendrag

Overvåking av store innsjøer er et eksplisitt krav i vannforskriften og ble igangsatt av Miljødirektoratet i 2015. Dette kravet bunner i den betydningen store innsjøer har for viktige økosystemtjenester for store befolkningsgrupper, bl.a. vannforsyning, rekreasjon, fiske, turisme, flomdemping og retensjon av næringssalter. Resultatene skal primært brukes til å fastsette økologisk tilstand, men vil også generere ny limnologisk og økologisk kunnskap om våre store innsjøer, inkludert biologisk mangfold, produktivitet, trofiske interaksjoner og selvrensingsevne. Denne kunnskapen kan i neste omgang brukes til å forbedre klassifiseringssystem og forvaltningsplaner for våre store innsjøer med hensyn til kombinasjoner av flere kjente påvirkninger (eutrofiering/regulering), samt nyere miljøutfordringer knyttet til klimaendringer og introduserte/invaderende arter.

Rapporten presenterer resultater fra basisovervåking av ni av Norges store innsjøer i 2018. Miljøtilstanden i store norske innsjøer har vært undersøkt tidligere, også før vanddirektivet, men for de fleste innsjøene har det vært tidsbegrensede undersøkelser av ulik varighet og omfang. Tidligere data gir derfor ikke grunnlag for en fullstendig klassifisering av dagens økologiske tilstand iht vannforskriften. Målsettingen med basisovervåkingen av store innsjøer er å klassifisere økologisk tilstand iht vannforskriften basert på overvåking av alle relevante kvalitetselementer. En tilleggs målsetning har vært tilpasning og uttesting av eksisterende metoder for overvåking og klassifisering til bruk i store, dype innsjøer.

Følgende innsjøer var med i overvåkingen i 2018: Altevatnet og Takvatnet i Troms, Stuorajávri og lešjávri i Finnmark, Gjende, Krøderen og Mjøsa på Østlandet, Møsvatn i Telemark og Selbusjøen i Trøndelag. Gjende ble også undersøkt i 2015, 2016 og 2017, mens Selbusjøen ble undersøkt i 2016 og 2017. Mjøsa har vært overvåket mht pelagiske kvalitetselementer siden 1970-årene, men ble supplert med vannplanter og småkreps i 2017 (i regi av ØKOSTOR) og fisk i 2018 (i regi FIST-prosjektet).

Overvåkingen i 2018 omfatter Norges største innsjø (Mjøsa) og de største innsjøene i økoregion Nord-Norge-Indre, samt fjellsjøene Møsvatn på Hardangervidda og Gjende i Jotunheimen, som er Norges mest ikoniske fjellsjø. Begge fjellsjøene, samt Krøderen og Selbusjøen er kalkfattige, mens de fire sjøene i Nord-Norge er moderat kalkrike. Mjøsa har kalsium-konsentrasjon nær typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik. Ingen av innsjøene er humøse, men Krøderen, Selbusjøen og Stuorajávri har mer humus enn de andre innsjøene, som alle er svært klare eller nær typegrensen klar/svært klar. Innsjøene i Finnmark skiller seg ut som vesentlig grunnere enn de andre, og har middeldyp under 15 m.

Gjende er brepåvirket og tilhører dermed en vanntype som det foreløpig ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for. Gjende har derfor blitt forsøkt klassifisert som om den var en kalkfattig, svært klar fjellsjø. Klassifiseringen av fosfor og siktedyp har imidlertid blitt korrigert mht bidraget fra brepartiklene ved bruk av modeller fra bresjøer i Alaska.

Altevatnet, Møsvatn og Selbusjøen er sterkt modifiserte vannforekomster pga vannkraft. Miljømålet for disse er *godt* økologisk potensial, som ikke kan vurderes ut fra klassifiseringssystemet for økologisk tilstand. Disse er likevel klassifisert for å kunne vurdere

effekter av reguleringen og andre påvirkninger på økosystemet i disse innsjøene. Resultatene kan ikke brukes til å fastsette eventuelt avvik fra miljømålet i vannforskriften, men som innspill til videre forvaltning av sterkt modifiserte innsjøer.

Resultatene som presenteres for de fleste innsjøene omfatter alle biologiske kvalitetselementer og de generelle fysisk-kjemiske støtteparametere som har relevans for hhv eutrofiering (fosfor, nitrogen og siktedyp) og forsuring (pH, ANC og labilt aluminium), samt hydromorfologiske kvalitetselementer. I tillegg presenteres vertikalprofiler av klorofyll fluorescens, temperatur, oksygen, turbiditet, ledningsevne og pH. I Gjende og Selbusjøen ble kun de pelagiske kvalitetselementene overvåket i 2018, og i Mjøsa ble de pelagiske kvalitetselementene, samt fisk undersøkt i 2018. Vannplanter ble undersøkt i alle innsjøene i Nord-Norge, samt i Krøderen. Litorale bunndyr ble kun undersøkt i Stuorajávri.

Metodikken følger stort sett retningslinjene i klassifiseringsveilederen, men prøvetaking på store vanddyb (>100 m) har medført behov for spesielt prøvetakingsutstyr, som normalt brukes i oseanografiske undersøkelser, så som rosett-sampler, multisensor-sonde, stor dyreplanktonhåv (Mysis-håv), samt båt med motorisert linehaler og løftekran til det pelagiske feltarbeidet. Dette utstyret gir samtidig en mer effektiv prøvetaking av hele vannsøylen og bedre romlig oppløsning på viktige fysisk-kjemiske parametere. Månedlige prøverunder i vekstsesongen ble gjennomført for de pelagiske kvalitetselementene (planteplankton, krepsdyrplankton og vannkjemi). Vannprøver og prøver av krepsdyrplankton ble også tatt på senvinteren i Gjende, Møsvatn, Krøderen, samt de fire innsjøene i Nord-Norge, men dette lot seg ikke gjøre i Mjøsa og Selbusjøen pga usikker is. Litorale småkreps og bunndyr ble prøvetatt hhv tre og to ganger på 8-10 stasjoner pr. innsjø. Vannplanter ble undersøkt én gang i juli/august for artssammensetning og på hhv. 15-20 stasjoner, og nedre voksegrense ble registrert på 8 stasjoner pr. innsjø.

Metodikken for fisk utvikles i et eget FoU prosjekt («FIST») og omfatter garnfiske, tråling og hydroakustiske registreringer, som ble gjort i august/september i alle innsjøene unntatt Gjende og Selbusjøen. Med unntak av for lešjávri er kun én fiskeindeks (WS-FBI-eutrofieringsindeks) brukt til tilstandsvurderingen, da datagrunnlaget ikke tilfredstilte kriteriene for beregning av de andre fiskeindeksene. Et utdrag av resultatene fra dette fiskeprosjektet er inkludert i denne rapporten.

Rapporten presenterer resultater for hvert enkelt kvalitetselement (på tvers av innsjøer) (kap. 4) og for hver enkelt innsjø (på tvers av kvalitetselementer) (kap. 5).

Vertikalprofilene av vannkjemiske parametere og temperatur viser at ingen av innsjøene hadde noe tydelig maksimum eller minimum av klorofyll fluorescens eller oksygen i sprangsjiktet, og det ble ikke påvist oksygenvinn i dypvannet. Sommeren 2018 var ekstremt varm og tørr med maksimumstemperatur over 20 grader i Krøderen, 17 grader i Mjøsa (to grader mer enn i 2017) og ca. 14-15 grader i de andre innsjøene, bortsett fra Gjende som hadde 10 grader (tre grader mer enn i 2017). Sprangsjiktet lå på 15-20 m i de fleste innsjøene i Sør-Norge, men noe grunnere (5-10 m) i Nord-Norge, bortsett fra i Altevattnet, som hadde kun meget kortvarig og dypt sprangsjikt. I Gjende var det tydeligere sjiktning i vannmassene i 2018 enn i 2015-, 2016 og 2017, til tross for uvanlig stor tilførsel av kaldt smeltevann fra breene i Jotunheimen sommeren 2018. Turbiditeten var svært lav i alle innsjøene bortsett fra i Gjende, der den var svært høy sommeren 2018 (>10 FNU), pga den uvanlig store tilførselen av brepartikler.

De biologiske kvalitetselementene viste *svært god* eller *god* økologisk tilstand i alle innsjøene, bortsett fra vannplanter i Altevatnet, som viste *svært dårlig* tilstand mht reguleringseffekter.

Planteplankton gir *svært god* tilstand i alle innsjøene i Nord-Norge, samt i Selbusjøen, og *god* tilstand i de andre innsjøene. Klorofyll-konsentrasjonene var svært lave (ca. 1 µg/l) i syv av innsjøene og ca. 2 µg/l i Mjøsa og Krøderen. Dominerende taksa var gullalger, kiselalger og svelgflagellater, som er typiske for oligotrofe innsjøer. Store kiselalger dominerte på sensommeren i Mjøsa og Gjende, og kan være et tegn på en svak eutrofieringspåvirkning. Maksimum biomasse av cyanobakterier i epilimnion var imidlertid svært lav i alle innsjøene.

Krepsdyrplankton var dominert av hoppekreps i de fleste innsjøene, mens vannlopper hadde størst relativ forekomst i Krøderen. Andelen dafnier, som er de mest effektive algebeiterne, var høyest i Krøderen og i dypere vannlag i de fleste andre innsjøene, med unntak av de to sterkt modifiserte innsjøene Møsvatn og Altevatnet, der dafnier var hhv fraværende eller hadde svært lav forekomst. Den lave forekomsten av dafnier i disse to vannkraftmagasinene har trolig sammenheng med svært lav produktivitet og i mindre grad fiskepredasjon.

Antall arter av småkreps (pelagiske og litorale) varierte mellom 37 (Takvatnet) og 53 (Stuorajávri). Forsuringsindeksene for småkreps (litorale prøver) viser *svært god* tilstand i alle de kalkfattige innsjøene, men var ikke relevante i de moderat kalkrike innsjøene i Nord-Norge.

Vannplanter gir *svært dårlig* tilstand i Altevatnet mht reguleringseffekter, og *god* tilstand mht regulering i Krøderen. Trofi-indeksen ga *svært god* eller *god* tilstand i alle de undersøkte innsjøene. Forsuringsindeksen ga *svært god* tilstand i Krøderen (som var den eneste kalkfattige innsjø der vannplanter ble undersøkt i 2018). Artsantallet varierte fra 6 (Altevatnet) til 26 (Krøderen og Stuorajávri). Det lave artsantallet i Altevatnet skyldes den store vinternedtappingen. Det høye artsantallet i Krøderen er omtrent som i andre store lavlandssjøer på Østlandet, mens i Stuorajávri er det gunstige forhold for vannplanter både mht substrat og vannkvalitet (moderat kalkrik). Totalt 5 rødlistearter ble registrert.

Fisk ble undersøkt i syv av innsjøene i 2018 vha garnfiske, tråling og hydroakustikk, men ikke i Gjende og Selbusjøen (ble gjort i 2016). Tre av de sju innsjøene som ble undersøkt i 2018 hadde en artsfattig fiskefauna (3-5 arter) dominert av laksefisk. Dette var Takvatnet og de to sterkt modifiserte innsjøene Altevatnet og Møsvatn. De to innsjøene i Finnmark, samt Krøderen hadde middels artsrik fiskefauna (7-8 arter), mens Mjøsa hadde en svært artsrik fauna (20 arter) der abbor, hork, krøkle og sik, samt lagesild også har stor betydning. Pelagisk fiskebiomasse per hektar var størst i Mjøsa og Krøderen (14-18 kg/ha), middels i Møsvatn og Stuorajávri (1,5-3 kg/ha) og svært lav i Altevatnet, Takvatnet og lešjávri (0,1-0,2 kg/ha). Eutrofieringsindeksen WS-FBI viste *svært god* tilstand i alle de syv undersøkte innsjøene. NEFI indeksen ga også *svært god* tilstand i lešjávri, mens %bestandsnedgang ga *dårlig* tilstand i Krøderen. Ingen av disse indeksene kunne benyttes for tilstandsklassifisering av de øvrige innsjøene. Tilstanden for fisk ble imidlertid nedgradert til *god* i tre av innsjøene (Møsvatn, Altevatnet og Takvatnet) på grunn av forekomst av regionalt fremmede fiskearter.

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne gir *svært god* eller *god* tilstand i alle innsjøene. Fire innsjøer (Møsvatn, Altevatnet, Takvatnet lešjávri) er ultraoligotrofe (Tot-P på 2-3 µg/l og siktedyp på 8-12 m). Tre innsjøer (Mjøsa, Krøderen og Stuorajávri) er oligotrofe (Tot-P på 5 µg/l og siktedyp på 6-8 m). Selbusjøen hadde uvanlig høy fosforkonsentrasjon i 2018 (9 µg/l) sammenlignet med 2016 og 2017 (3-4 µg/l), men siktedypet var over 6 m, som er på linje med

2016 og 2017 (5-7 m), samt med siktedypet i de andre oligotrofe innsjøene. Gjende hadde vesentlig høyere fosforkonsentrasjon og lavere siktedyp enn de andre innsjøene (Tot-P på 21 µg/l, PO₄ på 9 µg/l og siktedyp på 4 m) hovedsakelig pga brepartikler. Resultatene for Gjende blir likevel *god* tilstand etter korrigeringsresultatene mht bidraget fra brepartiklene. Nitrogen er brukt i klassifiseringen i seks av innsjøene ut fra sannsynlig nitrogenbegrensning av planteplanktonet i sommermånedene.

De vannkjemiske forsurningsparameterne gir *svært god* eller *god* tilstand (på grensen til *svært god*) i alle innsjøene der forsuring kan være en relevant påvirkning (kalkfattige innsjøer).

Samlet økologisk tilstand på tvers av alle de undersøkte kvalitetselementene er *svært god* for to av innsjøene i Nord-Norge, Stuorajávri og lešjávri, og *god* for Mjøsa, Gjende, Møsvatn og Takvatnet, mens Krøderen får *dårlig* tilstand pga. negative effekter av gjedde som ble introdusert til innsjøen på 1990-tallet. Klassifiseringen vurderes som usikker fordi øvrige kvalitetselementer gir vesentlig bedre tilstand og datagrunnlaget er begrenset til ett år. For Møsvatn er klassifiseringen svært usikker fordi vannplanter ikke er undersøkt, noe som trolig ville gitt dårlig eller *svært dårlig* tilstand pga reguleringseffekten, slik som i Altevatnet, der både vannplanter og hydromorfologiske kvalitetselementer ga *svært dårlig* tilstand. Selbusjøen fikk *dårlig* tilstand i 2016 pga negative effekter av fremmede arter på fisk. I 2017 og 2018 ble kun de pelagiske kvalitetselementene undersøkt, noe som ga *god* tilstand. Våre tilstandsvurderinger kan ikke kobles til økologisk potensial for Møsvatn, Selbusjøen og Altevatnet, og kan dermed ikke si noe om avstand fra målet om *godt* økologisk potensial, men er ment som innspill til en diskusjon om videre forvaltning.

Den samlede tilstanden i Gjende er nå klassifisert til *god*, men resultatet er svært usikkert, pga manglende klassegrenser for planteplankton i bresjøer, manglende data for vannplanter og fisk, og fortsatt tvil om mulige kloakkutslipp.

Summary

This report presents the monitoring results for nine large Norwegian lakes in 2018, which is the 4th year of the Norwegian surveillance monitoring programme for large lakes as required by the Water Framework Directive (WFD). The primary objective of this monitoring programme is to assess the ecological status of large lakes and provide information for assessment of long-term changes of natural conditions and widespread anthropogenic activity. An additional objective is to test and adapt existing monitoring and classification methods for use in large, deep lakes.

Large Norwegian lakes have been monitored also before the WFD, but for most of the lakes, this monitoring has been limited in time and content. Earlier data are not sufficient for a complete classification of ecological status according to WFD requirements but can still be used to consider changes of certain biological and physico-chemical quality elements.

Large lakes are often exposed to multiple pressures, e.g. eutrophication, water level regulation, acidification, introduced/invasive species and climate change. At the same time, they also have high public interest due to their importance for provision of an array of ecosystem services for the population, including water supply for drinking water and irrigation, recreation, fishing, energy (hydropower), flood protection and nutrient retention. The results of the surveillance monitoring are therefore also needed to generate new limnological and ecological knowledge about the impact of multiple pressures on the ecological status of large lakes, as well as on their biodiversity, productivity, trophic interactions and self-purification capacity. This knowledge can be used to improve existing assessment systems, as well as to guide river basin management plans and help optimizing the programme of measures to restore or prevent deterioration of their ecological status and ecosystem services.

The monitoring in 2018 included the following lakes: Altevatnet and Takvatnet in Troms, Stuorajávri and lešjávri in Finnmark; Gjende, Krøderen and Mjøsa in Eastern Norway; Møsvatn in Telemark and Selbusjøen in Trøndelag. Gjende was also surveyed in 2015, 2016 and 2017, while Lake Selbusjøen was surveyed in 2016 and 2017. Mjøsa has been monitored for pelagic quality elements since the 1970s but was supplemented with aquatic plants and crayfish in 2017 (under the auspices of ØKOSTOR) and fish in 2018 (under the auspices of the FIST project).

The monitoring in 2018 includes Norway's largest lake (Mjøsa) and the largest lakes in the ecoregion Northern Norway-Indre, as well as the mountain lakes Møsvatn on Hardangervidda and Gjende in Jotunheimen, the latter being Norway's most iconic mountain lake. Both the mountain lakes, as well as Krøderen and Selbusjøen have low alkalinity, while the four lakes in Northern Norway have moderately alkalinity. Mjøsa is near the type limit of low/moderate alkalinity. None of the lakes are humic, but Krøderen, Selbusjøen and Stuorajávri have more humic material than the other lakes, all of which are very clear or near the type boundary clear / very clear. The lakes in Finnmark stand out as significantly shallower than the others, and have a mean depth less than 15 m.

Gjende is affected by glaciers and thus belongs to a type of water for which no classification system has yet been developed. Gjende has therefore been classified according to the classification system for low alkalinity, clear mountain lakes. However, the classification of

phosphorus and Secchi depth has been corrected for the contribution of glacial particles using models from glacial lakes in Alaska.

Altevatnet, Møsvatn and Selbusjøen are heavily modified water bodies due to hydropower. The environmental objective for these is *good* ecological potential, which cannot be assessed on the basis of the ecological status classification system. Their ecological status is nevertheless classified to assess the impacts of the regulation and possible other impacts on the ecosystems of these lakes. The results cannot be used to determine their current ecological potential but are intended as input to further management of heavily modified lakes.

The results presented for most lakes include all biological quality elements and the general physico-chemical supporting parameters relevant to eutrophication (phosphorus, nitrogen and Secchi depth) and acidification (pH, ANC and labile aluminum), as well as hydromorphological quality elements. In addition, vertical profiles of chlorophyll fluorescence, temperature, oxygen, turbidity, conductivity and pH are presented. In Gjende and Selbusjøen, only the pelagic quality elements were monitored in 2018, and in Mjøsa the pelagic quality elements and fish were examined in 2018. Aquatic plants were studied in all the lakes in Northern Norway, as well as in the Krøderen. Littoral benthic invertebrates were only studied in Stuorajávri.

The monitoring and classification methodology largely follows the guidelines in the Norwegian classification guidance, but sampling at large water depths (> 100 m) has led to the need for special sampling equipment, which is normally used in oceanographic studies, such as rosette samplers, multi-sensor probes, large zooplankton nets, as well as a boat with motorized winch and lifting crane for the pelagic field work. This equipment also provides more efficient sampling of the entire water column and better spatial resolution of important physico-chemical parameters. Monthly sampling rounds during the growing season were conducted for the pelagic quality elements (phytoplankton, crustacean plankton and aquatic chemistry). Water samples and specimens of crustacean plankton were also taken in late winter in Gjende, Møsvatn, Krøderen, as well as the four lakes in Northern Norway, but this was not possible in Mjøsa and Selbusjøen due to uncertain ice. Littoral crayfish and benthic animals were sampled three and two times at 8-10 stations, respectively. Aquatic plants were examined once in late summer for species composition on 15-20 stations per lake, and the lower growing depth limit was recorded at 8 stations per lake.

The methodology for fish is developed in a separate R&D project ("FIST") and includes net fishing, trawling and hydroacoustic registrations, which were done in August / September in all the lakes except Gjende and Selbusjøen. With the exception of Iešjávri only one fish index (WS-FBI eutrophication index) was used for the status assessment, as the data available did not meet the criteria for calculating the other fish indices. An excerpt of the results from this fishing project is included in this report.

The report presents results for each quality element (across lakes) (Chapter 4) and for each lake (across quality elements) (Chapter 5).

The vertical profiles of physico-chemical parameters show that none of the lakes had any clear maximum or minimum of chlorophyll fluorescence or oxygen in the thermocline, and no oxygen depletion was detected in the deep water. The summer of 2018 was extremely hot and dry with a maximum temperature above 20 degrees in Krøderen, 17 degrees in Mjøsa (two degrees more

than in 2017) and approx. 14-15 degrees in the other lakes, except for Gjende which had 10 degrees (three degrees more than in 2017). The thermocline was at 15-20 m depth in most of the lakes in southern Norway, but somewhat shallower (5-10 m) in northern Norway, except in Altevatnet, which had only very short and deep thermal stratification. In Gjende, there was a much more pronounced thermal stratification in 2018 than in 2015, 2016 and 2017, despite the unusually large supply of cold melt water from the glaciers in Jotunheimen in the summer of 2018. Turbidity was very low in all lakes except in Gjende, where it was very high during summer 2018 (> 10 FNU), due to the unusually large supply of glacial particles.

The biological quality elements showed *high* or *good* ecological status in all the lakes, except for aquatic plants in Altevatnet, which showed *bad* status in response to the large water level fluctuations.

Phytoplankton was in *high* status in all the lakes in Northern Norway, as well as in Selbusjøen, and in *good* status in the other lakes. Chlorophyll concentrations were very low (about 1 µg/l) in seven of the lakes and ca. 2 µg/l in Mjøsa and Krøderen. Dominant taxa were chrysophytes, diatoms and cryptophytes, which are typical of oligotrophic lakes. Large diatoms dominated in late summer in Mjøsa and Gjende, which may be a sign of a weak eutrophication impact. However, maximum biomass of cyanobacteria was very low in all lakes.

Crustacean plankton was dominated by copepods in most lakes, while cladocerans had the greatest relative abundance in Krøderen. The proportion of daphnids, which are the most effective algae grazers, was highest in Krøderen and in deeper water layers in most other lakes, with the exception of the two heavily modified lakes Møsvatn and Altevatnet, where daphnids were absent or very low, respectively. The low occurrence of daphnids in these two hydropower reservoirs is probably related to very low productivity and, to a lesser extent, fish predation.

The number of micro-crustacean species (pelagic and littoral) ranged from 37 (Takvatnet) to 53 (Stuorajávri). The acidification indices for micro-crustaceans show *high* status in all the low alkalinity lakes but were not relevant in the moderately alkaline lakes in northern Norway.

Aquatic plants were in *bad* status in Altevatnet concerning impacts of water level regulation, and in *good* status for the same impact type in Krøderen. The trophic index gave *high* or *good* status in all the lakes surveyed. The acidification index gave *high* status in Krøderen (which was the only low alkalinity lake examined for aquatic plants in 2018). The number of species ranged from 6 (Altevatnet) to 26 (Krøderen and Stuorajávri). The low number of species in Altevatnet is due to the large winter drawdown (16 m). The high number of species in Krøderen is similar to that of other large lowland lakes in eastern Norway, while in Stuorajávri there are favorable conditions for aquatic plants both in terms of substrate and water quality (moderate alkalinity). A total of 5 red list species were registered.

Fish were examined in seven of the lakes in 2018 using gill net fishing, trawling and hydroacoustics, but not in Gjende and Selbusjøen (the latter was surveyed in 2016). Three of the seven lakes surveyed in 2018 had a species-poor fish fauna (3-5 species) dominated by salmonids. This was Takvatnet and the two heavily modified lakes Altevatnet and Møsvatn. The two lakes in Finnmark, as well as Krøderen had medium fish diversity (7-8 species), while Mjøsa had a very species rich fauna (20 species), where also perch, ruffe, smelt and whitefish, as well as vendace are of considerable importance in the fish community. Pelagic fish biomass per hectare was highest in Lake Mjøsa and Krøderen (14-18 kg/ha), medium in Lake Møsvatn and

Stuorajávri (1.5-3 kg/ha) and very low in Altevatnet, Takvatnet and lešjávri (0.1-0.2 kg/ha). The eutrophication fish index (WS-FBI) indicated *high* status in all seven lakes surveyed, which was confirmed by the fish index for general degradation (NEFI) in lešjávri. In Krøderen, another fish index for general degradation (% reduction in population size) indicated poor status due to the negative effects of a regionally alien fish species (pike). The ecological status for fish was downgraded from *high* to *good* status for Møsvatn, Altevatnet and Takvatnet due to introduced fish species in line with the national classification guidelines.

The physico-chemical eutrophication parameters were in *high* or *good* status in all the lakes. Four lakes (Møsvatn, Altevatnet, Takvatnet and lešjávri) are ultra-oligotrophic (Tot-P of 2-3 µg/l and Secchi depth of 8-12 m). Three lakes (Mjøsa, Krøderen and Stuorajávri) are oligotrophic (Tot-P of 5 µg/l and Secchi depth of 6-8 m). Selbusjøen had an unusually high phosphorus concentration in 2018 (9 µg/l) compared to 2016 and 2017 (3-4 µg/l), but the Secchi depth was > 6 m, which is in line with the data from 2016 and 2017 (5-7 m), as well as with the other oligotrophic lakes. Gjende had a significantly higher phosphorus concentration and lower Secchi depth than the other lakes (Tot-P 21 µg/l, PO₄ of 9 µg/l and Secchi depth of 4 m) mainly due to the glacial particles. The results for Gjende are nevertheless *good* status after correcting the results for the effects of the glacial particles on the phosphorus and Secchi depth. Nitrogen is included in the classification of six of the lakes based on probable nitrogen limitation of the phytoplankton during the summer months.

The physico-chemical acidification parameters resulted in *high* or *good* status (close to the *high/good* boundary) in all the lakes where acidification can be a relevant pressure (low alkalinity lakes).

Overall ecological status across all the quality elements studied is *high* for two of the lakes in Northern Norway, Stuorajávri and lešjávri, and *good* for Mjøsa, Gjende, Møsvatn and Takvatn. For Møsvatn, the classification is highly uncertain because aquatic plants have not been studied, which would probably give *poor* or *bad* status due to water level fluctuations, similarly to Altevatnet, where both aquatic plants and hydromorphological quality elements were in *bad* status. For Krøderen the status was poor due to the effects of introduced fish species, but the classification is highly uncertain because the status is high or good for the other quality-elements, and we have only one year of data. Selbusjøen was in *poor* status in 2016 due to negative effects of alien species on fish. In 2017 and 2018, only the pelagic quality elements were examined, which gave *good* status. Our status assessments cannot be linked to the ecological potential of Møsvatn, Selbusjøen and Altevatnet, and thus cannot be used to describe the distance from *good* ecological potential but are intended as inputs to the discussion of further management.

The overall status in Gjende is now classified as *good*, but the result is very uncertain, due to the lack of class boundaries for phytoplankton in glacial lakes, lack of data for aquatic plants and fish, and doubts about possible sewage discharges.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

EUs rammedirektiv for vann (vanndirektivet, European Commission 2000) ble integrert i norsk lovverk ved "Forskrift om rammer for vannforvaltningen", heretter omtalt som vannforskriften, som ble vedtatt av regjeringen den 15. desember 2006, og senere revidert i 2010 (Vannforskriften 2006, revidert 2010). Basisovervåking (surveillance monitoring *sensu* vanndirektivet) av store innsjøer er et eksplisitt krav i vannforskriften og ble igangsatt av Miljødirektoratet i 2015. Dette kravet bunner i den betydningen store innsjøer har for viktige økosystemtjenester for store befolkningsgrupper, bl.a. vannforsyning, rekreasjon, fiske, turisme, flomdemping og retensjon av næringssalter og andre stoffer.

Store, dype innsjøer skiller seg fra mindre og grunnere innsjøer ved en rekke forhold. De har vesentlig større vannvolum, og vannmassene har lengre oppholdstid. Store, dype innsjøer har også et mye dypere sprangsjikt om sommeren. De pelagiske vannmassene i store, dype innsjøer har større retensjon (tilbakeholdelse) av næringssalter og er derfor mer oligotrofe enn mindre og grunnere innsjøer (Brett og Benjamin 2008). Dette skyldes den lange oppholdstiden, som gir høy sedimentasjon av partikulært bundet fosfor. Den lange oppholdstiden gir også mer lysnedbrytning (foto-oksydasjon) av tilført humus fra nedbørfeltet. Store, dype innsjøer er derfor sjelden humøse. Disse limnologiske og økologiske forholdene i de frie (pelagiske) vannmassene er dermed annerledes enn i mindre, grunnere innsjøer. For planteplankton, næringssalter og siktedyp vil dette resultere i en referansetilstand med lavere algebiomasse, lavere fosforkonsentrasjon og høyere siktedyp enn i mindre, grunnere innsjøer med tilsvarende kalsium- og humus-innhold (Cardoso m.fl. 2007, Lyche Solheim m.fl. 2014, kap. 4.1 og 7.2 i Veileder 02:2018, Direktoratgruppen 2018¹).

Et annet karakteristisk trekk er den lange strandlinjen med en blanding av områder som er eksponert for vind og bølger med steinete substrat, som gir lite egnede forhold for vannplanter og bunndyr, og mer beskyttede områder i bukter og vikene som har naturlig høyere produktivitet og flere arter. Dette gir totalt sett større variasjon av habitater i litoralsonen og dermed høyere artsdiversitet enn i mindre innsjøer. Samtidig vil forholdene i litoralsonen ikke påvirke forholdene i pelagialen i samme grad som i mindre, grunnere innsjøer, da vannvolumet i pelagialen er så stort.

Andre faktorer, som for eksempel økt dominans av pelagiske fiskearter, vil også kunne ha betydning for både fysisk-kjemiske og biologiske forhold, inkludert trofiske interaksjoner (Terborgh 2015), som igjen kan ha betydning for innsjøenes selvrengingsevne.

På bakgrunn av de naturforholdene som er beskrevet ovenfor, er det særlige utfordringer knyttet til hvordan store, dype innsjøer skal typifiseres og klassifiseres. Dette presenteres nærmere og drøftes i kap. 2.3. og videre utover i rapporten.

¹ Dersom ikke annet er angitt, er det alltid 2018-versjonen av Klassifiseringsveilederen som er benyttet. I den videre teksten er denne referert til som «Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018)» og i referanselisten som «Veileder 02:2018».

Resultatene fra overvåkingen skal primært brukes til å fastsette økologisk tilstand, men vil også generere ny limnologisk og økologisk kunnskap om våre store innsjøer, inkludert biologisk mangfold, produktivitet, trofiske interaksjoner og selvrensingsevne. Denne kunnskapen kan i neste omgang brukes til å forbedre klassifiseringssystem og forvaltningsplaner for våre store innsjøer i lys av kombinasjoner av flere kjente påvirkninger (eutrofiering/regulering), samt nyere utfordringer knyttet til klimaendringer og introduserte/invaderende arter.

Vannforskriften setter som mål at minst *god* tilstand i vannforekomstene skal være nådd seinest i 2015 for vannområder i første planperiode, og innen 2021 for resten av landet. Vannforskriften krever også at tilstanden ikke skal forringes. Basisovervåkingen skal omfatte alle biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer og skal kunne avdekke eventuelle endringer over tid (trender) med rimelig grad av sikkerhet.

Vannforskriften krever også overvåking og klassifisering av kjemisk tilstand i store innsjøer, men dette er ikke inkludert i ØKOSTOR-programmet, da fokus her er på økologisk tilstand. Den økologiske tilstanden i de store innsjøene som er med i dette programmet, overvåkes iht kravene til basisovervåking og inkluderer alle kvalitetselementer, bortsett fra vannregionspesifikke stoffer (miljøgifter som ikke står på EU liste over prioriterte stoffer). Bunndyr overvåkes kun i et lite utvalg innsjøer pga metodiske problemer med prøvetaking og klassifisering. Det tas ut prøver for analyse av miljøgifter i fisk for bestemmelse av kjemisk tilstand, men det rapporteres separat.

Miljøtilstanden i store norske innsjøer har vært overvåket/undersøkt tidligere, også før vanddirektivet, men for de fleste innsjøene har det vært tidsbegrensede undersøkelser av ulik varighet og omfang. Det finnes likevel mye informasjon og data om store norske innsjøer. En metadataoversikt er gitt i Persson m.fl. (2013), som vurderte om tidligere data kunne brukes til klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriftens krav. Konklusjonen var at ingen store innsjøer tilfredstilte kravet til nyere overvåkingsdata for alle kvalitetselementer, og at en fullstendig klassifisering av dagens økologiske tilstand ikke kunne gjennomføres uten nye undersøkelser. For de fleste innsjøene finnes det likevel eldre data som kan brukes sammen med nye data til å analysere trender for enkelte kvalitetselementer.

1.2 Mål og innhold

Overvåkingen i 2018 har omfattet totalt ni store innsjøer, lešjávri, Stuorajávri, Altevatnet og Takvatnet i Nord-Norge, Krøderen, Møsvatn, Mjøsa og Gjende på Østlandet, og Selbusjøen i Trøndelag. De tre sistnevnte, samt Takvatnet, overvåkes hvert år mht de pelagiske kvalitetselementene. Mjøsa overvåkes i regi av et annet prosjekt (Lyche Solheim m.fl. 2019), men resultatene fra hovedstasjonen over dypeste punkt rapporteres her.

Målsettingen med basisovervåkingen av store innsjøer i 2018 har vært å klassifisere økologisk tilstand iht vannforskriften og prøve ut metodikk for overvåking og tilstandsklassifisering av norske vannforekomster, som angitt i hhv. Overvåkingsveilederen (Veileder 02:2009) og Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). En tilleggs målsetning er å videreutvikle ny overvåkingsteknologi som er egnet for store dype innsjøer.

De spesielle limnologiske og økologiske forholdene som skiller store, dype innsjøer fra mindre grunnere innsjøer vil også bli diskutert, som f.eks. dypere termoklin, lang oppholdstid og

dermed større retensjon av næringssalter, høyere biodiversitet som følge av større habitatvariasjon og større forskjeller mellom litoralsonen og pelagialen.

De biologiske kvalitetselementene som er inkludert i klassifiseringen er planteplankton, småkreps, vannplanter, bunndyr og fisk. Fisk ble imidlertid undersøkt i et eget FoU prosjekt om metodikk for overvåking av fiskebestander i store innsjøer («FIST»), og resultatene er brukt i denne rapporten etter ønske fra Miljødirektoratet. Litorale småkreps erstatter bunndyr som kvalitetselement i store innsjøer fordi tettheten av bunndyr ofte er lav pga. erosjon og utvasking av egnet substrat for bunndyr i strandsonen (bølgepåvirkning), noe som i mange store innsjøer er forsterket av betydelige vannstandsreguleringer. Selv om også litorale småkreps er utsatt for de samme forholdene, er tettheten av denne gruppen ofte noe høyere. Bunndyr ble likevel undersøkt i Stuorajávri fordi denne innsjøen er uregulert og for å bidra til økt kunnskapsgrunnlag for lite påvirkede store innsjøer i Nord-Norge.

I tillegg ble krepsdyrplankton inkludert, selv om dette ikke er et eksplisitt krav iht vannforskriften. Krepsdyrplankton kan imidlertid bidra til å forklare variasjoner i planteplanktonresponsen på eutrofiering (Lyche Solheim 1995), og er dessuten relevant som indikator, sammen med litorale krepsdyr, på forskjellige påvirkninger, som forsurening (Hobæk og Raddum 1980, Walseng og Schartau 2001, Schartau m.fl. 2016) og eutrofiering (Karabin 1985, Lyche 1990, Straile og Geller 1998, Jensen m.fl. 2013).

Alle de generelle fysisk-kjemiske kvalitetselementene/parameterne som kreves iht vannforskriften er inkludert i denne overvåkingen, dvs. næringssalter (fosfor og nitrogen), siktedyp, oksygen, turbiditet, pH, hovedioner for beregning av ANC og labilt aluminium. I tillegg er alle relevante parametere som trengs til typifiseringen av innsjøene inkludert, dvs. kalsium, alkalitet, farge og TOC.

Rapporten inneholder en presentasjon av innsjøene som ble overvåket i 2018, inkludert typifisering (Kap. 2), materiale og metoder (Kap. 3), resultater pr. kvalitetselement på tvers av alle innsjøene (Kap.4) og resultater pr. innsjø på tvers av alle kvalitetselementer (Kap. 5).

2. Presentasjon av innsjøene

2.1 Geografisk lokalisering

Totalt ni innsjøer var med i basisovervåkingen av store innsjøer i 2018: lešjávri, Stuorajávri, Altevatnet og Takvatnet i Nord-Norge, Krøderen, Møsvatn, Mjøsa og Gjende på Østlandet, og Selbusjøen i Trøndelag. Vannforekomst-ID, vannområde og vannregion er vist i tabell 1 og geografisk lokalisering i figur 1.

Dybdekart og stasjonskart for prøvetaking av pelagiske (vannkjemi, planteplankton, krepsdyrplankton) og litorale kvalitetselementer (litorale småkrepser og vannplanter) er vist i hhv vedlegg A og B.

Tabell 1. Store innsjøer som var med i ØKOSTOR i 2018,
inkludert vannforekomst-ID, vannområde og vannregion fra Vann-nett: <http://vann-nett.no/portal/>

Innsjø	Fylke	Vannforekomst-ID	Vannområde	Vannregion
Østlandet				
Gjende	Oppland	002-147-L	Mjøsa	Glomma
Krøderen	Buskerud	012-521-L	Hallingdal	Vestviken
Mjøsa	Oppland/Hedmark/Akershus	002-118-1-L	Mjøsa	Glomma
Sørlandet				
Møsvatn	Telemark	016-3-L	Øst-Telemark	Vestviken
Midt-Norge				
Selbusjøen	Sør-Trøndelag	123-892-1-L	Nea-Nidelva	Trøndelag
Nord-Norge				
Altevatnet	Troms	196-2396-L	Bardu-Målselv	Troms
Takvatnet	Troms	196-2404-L	Bardu-Målselv	Troms
Stuorajávri	Finnmark	212-2181-L	Alta, Kautokeino	Finnmark
lešjávri	Finnmark	234-2279-L	Tana	Finnmark



Figur 1. Geografisk beliggenhet til de ni store innsjøene i ØKOSTOR i 2018. Sorte linjer og sort tekst gjelder vannregioner.

2.2 Vannstandsvariasjoner

Vannstanden i innsjøer reguleres av flere grunner, f.eks. vannkraft, flomvern, drikkevannsforsyning, jordbruksvanning. Noen ganger er innsjøene regulert til flere formål. Vannstanden i innsjøene kan også være preget av vassdragsreguleringer oppstrøms.

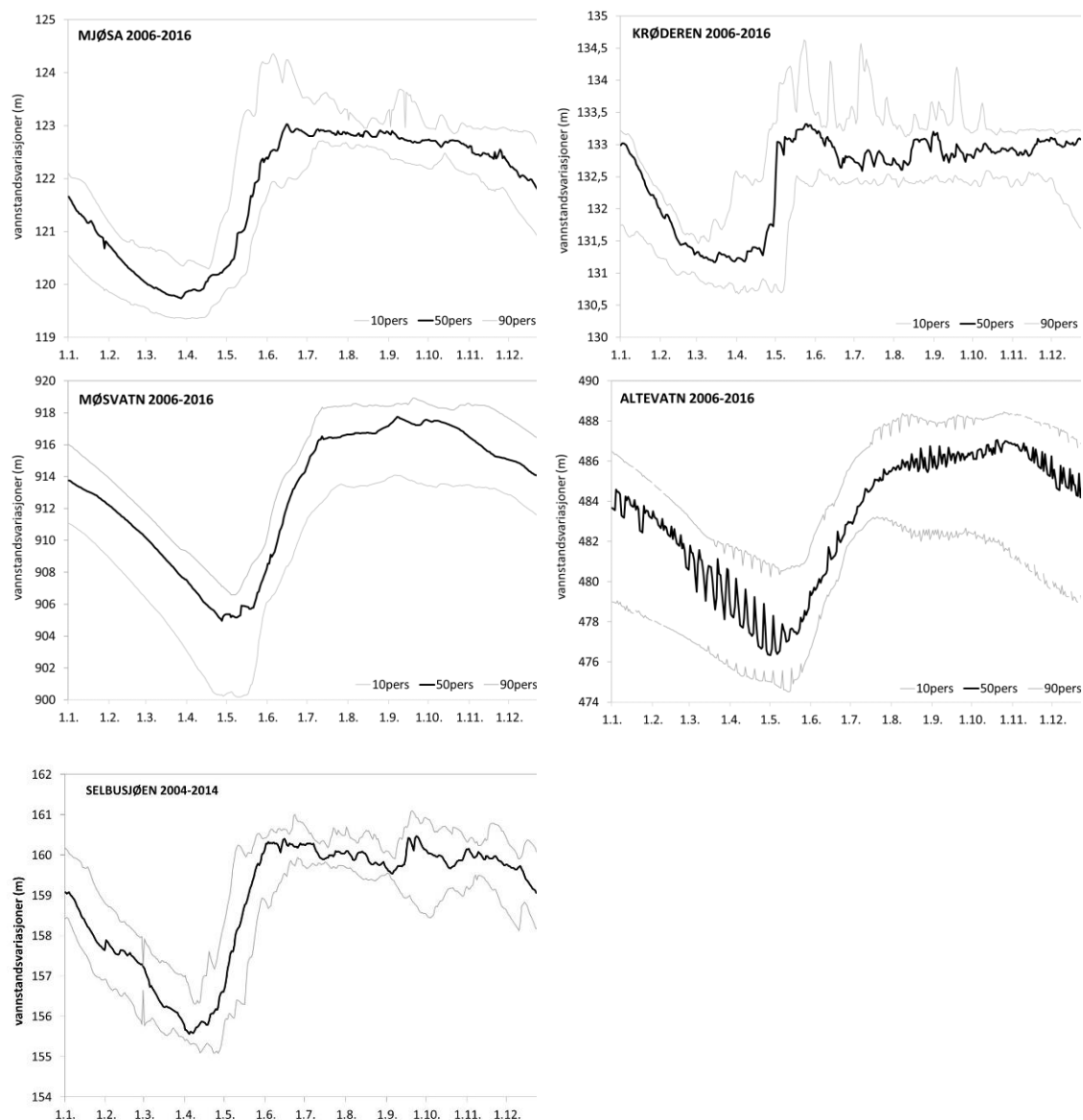
De ulike reguleringsformålene fører til ulik manøvrering av vannstanden gjennom året, noe som påvirker litoralsonen og de biologiske forholdene på flere måter. I et vannkraftsmagasin med kraftig nedtapping om vinteren/våren og en høy stabil vannstand utover sommeren og høsten vil biologien i litoralsonen påvirkes negativt, bl.a. i form av innfrysing, iserosjon og tørrlegging. Vannvegetasjonen utarmes eller forsvinner helt, avhengig av reguleringshøyden. Innsjøer som ligger nedstrøms kraftverk har ofte mer stabil vannstand enn den naturlige variasjonen, noe som er gunstig for vannvegetasjonen og som kan gi tilgroingsproblemer. En innsjø som er regulert for drikkevannsmål vil ha korttidsreguleringer gjennom hele året, men vannstandsamplituden vil være betraktelig mindre enn i vannkraftmagasiner. Her vil man kunne få redusert utbredelse av enkelte arter, mens andre vil kunne øke.

I de siste 10-15 årene har såkalt effektkjøring blitt vanligere for flere kraftverk. Dette kan gi store korttidsvariasjoner i vannstanden i innsjøer og vannføringen i elver. Hvilken betydning dette har for litoralsonen i innsjøer er lite undersøkt. Undersøkelser i elver viser at effektkjøring har negative effekter på økologiske forhold (Bakken m. fl. 2016).

Altevatnet, Møsvatn og Selbusjøen er utpekt som sterkt modifisert (SMVF) pga. vannkraft (<https://vann-nett.no/portal>). Vannstandsvariasjonene gjennom året og mellom år er vist i Tabell 2 og Figur 2. De tre SMVF-sjøene er regulert til kraftformål, mens Mjøsa og Krøderen er regulert for andre formål (primært flomdemping). De fem regulerede innsjøene har alle et klassisk vinternedtappingsmønster, men Krøderen og Mjøsa har betraktelig mindre vannstandsamplitude enn de øvrige tre. De er derfor ikke definert som SMVF.

Tabell 2. Vannstandsvariasjoner i store innsjøer inkludert i ØKOSTOR i 2018, LRV og HRV: høyeste og laveste regulerede vannstand (iht manøvreringsreglementene). Vinternedtapping: forskjell mellom laveste vannstand i april-mai og høyeste vannstand i november (se Mjelde m.fl. 2013). Vinternedtapping og årsmedian er basert på reelle data for siste 10-års periode (vannstandsperiode). SMVF: Sterkt modifisert vannforekomst.

Innsjø	LRV m.o.h.	HRV m.o.h.	Regulerings- høyde, m	Median- vannstand (m.o.h.)	Vinter- nedtapping, m	Vannstands- periode	SMVF
Østlandet							
Gjende	n.a.	n.a.	0	984	n.a.	n.a.	
Møsvatn	900	918,5	18,5	914,1	12,6	2006-2016	x
Krøderen	130,59	133,19	2,6	132,7	2,1	2006-2016	
Mjøsa	122,9	119,3	3,6	122,2	3,0		
Midt-Norge							
Selbusjøen	155	161,3	6,3	159	4,7	2004-2014	x
Nord-Norge							
Altevatnet	472,8	489	16,2	483,5	8,7	2006-2016	x
Takvatnet	n.a.	n.a.	0	n.a.	n.a.	n.a.	
Stuorajávri	n.a.	n.a.	0	n.a.	n.a.	n.a.	
lešjávri	n.a.	n.a.	0	n.a.	n.a.	n.a.	



Figur 2. Vannstandsvariasjoner over året i de store innsjøene i Basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2018 basert på data for siste 10-årsperiode (noe manglende data for enkelte innsjøer). Figurene viser medianvannstand, samt 10 og 90 persentiler. NB! Skalaen varierer. Data fra Svein Taksdal, NVE. Vannstandsdata for uregulerte sjøer mangler.

2.3 Vanntyper

De spesielle limnologiske og økologiske forholdene i store, dype innsjøer som er beskrevet i kap. 1, 2.1 og 2.2 skaper utfordringer mht hvordan store, dype innsjøer bør typifiseres. Den økte retensjonen av fosfor i store, dype innsjøer sammenlignet med mindre, grunnere innsjøer gir naturlig mer næringsfattige forhold i pelagialen enn i litoralen (Brett og Benjamin 2008). Moderat kalkrike lavlandssjøer har naturlig høyere fosforkonsentrasjon enn kalkfattige lavlandssjøer (Cardoso m.fl. 2007). Dersom disse er svært store og dype vil fosforkonsentrasjonen i de frie vannmassene (pelagialen) imidlertid være lavere enn i mindre innsjøer med tilsvarende kalsium-konsentrasjon. Vi har derfor typifisert alle moderat kalkrike, dype lavlandssjøer i ØKOSTOR-programmet som type 6 (kalkfattige, dype lavlandssjøer) dersom

disse har en kalsiumkonsentrasjon nær typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik (dvs. $Ca = 4-6$ mg/L eller alkalitet = 0,2-0,3 mekv/L). Vannplanter er likevel klassifisert iht klassegrensene for moderat kalkrike innsjøer, da den naturlige fosforkonsentrasjonen i litoralsonen er høyere enn i pelagialen. Dette gjelder f.eks. Mjøsa.

Ifølge Klassifiseringsveilederen kan humustype baseres enten på fargetall (mg Pt/l) eller TOC (mg C/l), og tilsvarende kan kalsiumtypen baseres enten på kalsium (mg Ca/l) eller alkalitet (mekv/l). I denne rapporten er vanntypen primært satt med utgangspunkt i fargetall og kalsium, da både TOC og alkalitet forventes å være mer følsom for tilførsel av forurensende stoffer; hhv organisk stoff og forsurende forbindelser. I de fleste innsjøene som var med i 2018 overvåkingen var det likevel godt samsvar mellom vanntypen indikert ved hjelp av kalsium og alkalitet, og ved hjelp av fargetall og TOC.

Resultatene av typifiseringen er gitt i tabell 3 som viser typedata og vanntype for hver innsjø ut fra typefaktorene høyderegion, kalsium og humus. Morfometriske data om størrelse og dybde i Tabell 3 viser at fem av innsjøene er svært store (>50 km²), mens de øvrige fire innsjøene er store (5-50 km²). Overflatearealet spenner fra 15 km² (Takvatnet) til Mjøsa, som er Norges største innsjø med et areal på 366 km². Maksimum-dybden varierer fra 30 m (Stuorajávri) til Mjøsa (453 m). Alle innsjøene er dype (> 15 m middeldyp), unntatt Stuorajávri og lešjávri, som er grunne, men sistnevnte er nær grensen mellom grunne og dype innsjøer med middeldyp på 14 m. Alle de fire innsjøene i Nord-Norge er typifisert som moderate kalkrike, mens de øvrige er typifisert som kalkfattige, selv om to av innsjøene (Gjende og Møsvatn) er nær typegrensen kalkfattig/svært kalkfattige, og Mjøsa er nær typegrensen kalkfattige/moderat kalkrik. Da alkaliteten er høy nok i Mjøsa for mer kalk- og næringskrevende arter av vannplanter, vil referansetilstanden for vannplanter være mer sammenlignbar med plantesamfunn i moderat kalkrike innsjøer. Vi har derfor brukt klassegrensene for moderat kalkrike innsjøer ved klassifisering av økologisk tilstand for vannplanter i Mjøsa (kap. 4.4.2).

Ingen av innsjøene er humøse, men Krøderen, Selbusjøen og Stuorajávri har mer humus enn de andre innsjøene med hhv 16, 20 og 17 mg Pt/L. De andre innsjøene er alle svært klare, unntatt Mjøsa som er klar, men nær typegrensen til svært klar.

Gjende er brepåvirket og tilhører dermed en vanntype som det foreløpig ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for. Gjende har derfor blitt forsøkt klassifisert som om den var en kalkfattig, svært klar fjellsjø (mht humus).

Mange av innsjøene tilhører en vanntype der klassifiseringssystem mangler for ett eller flere kvalitetselementer. Vi har derfor benyttet den vanntypen som kommer nærmest ut fra prinsippet om de strengeste klassegrensene. Konsekvensene av typifiseringen er diskutert i de respektive resultatkapitlene i kap. 4, og mer spesifikt for hver innsjø i kap.5.

Tabell 3. Vanntyper for de store innsjøene i Basisovervåkingsprogrammet ØKOSTOR i 2018.

Kalsium og humus er gjennomsnittsverdier fra overvåkingsdataene i 2018, mens for Mjøsa, Selbusjøen og Gjende er verdiene basert på flere års data.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Fylke	Vanntype (Vann-Nett) ¹	Vanntype (Vann-Nett) korr. ¹	Typebeskrivelse	Norsk type nr. ²	NGIG-type ³	Økoregion	H.o.h. (m)	Innsjøstørrelse (km ²)	Innsjødybde middel (m)	Innsjødybde maks (m)	Kalsium (mg Ca/L)	Alkalitet (Alk-E) (mekv/L)	Farge (mg Pt/L)	TOC (mg/L)
Østlandet																
Gjende	002-147-L	Oppland	LEM21113	LEH32423	Bresjø, fjell, kalkfattig, svært klar, dyp	L311, tidl. 23		Østlandet	984	16	66	149	1,26	0,075	2,0	0,54
Krøderen	012-521-L	Buskerud	LEL32113	LEL32113	Lavland, kalkfattig, klar, dyp	L105b, tidl. 6	L-N2b, L-N-M101, L-N-BF1	Østlandet	133	44	32	130	2,14	0,13	15,5	2,29
Mjøsa ⁴	002-118-1-L	Hedmark, Oppland	LEM42213	LEL42113	Lavland, kalkfattig, klar, dyp (moderat kalkrik for vannplanter)	L105b, tidl. 6	L-N2b L-N-M201	Østlandet	123	366	155	453	5,45	0,24	11,2	1,99
Sørlandet																
Møsvatn	016-3-L	Telemark	LSH42413	LSH42413	Fjell, kalkfattig, svært klar, dyp	L304	L-N7, L-N-M101, L-N-BF1	Sørlandet	919	78	20	69	1,2	0,083	4,8	1,03
Midt-Norge																
Selbusjøen	123-892-1-L	Sør-Trøndelag	LML42113	LML42113	Lavland, kalkfattig, klar, dyp	L105b, tidl. 6	L-N2b L-N-M101	Midt-Norge	158	57	70	206	3,36	0,19	19,9	2,47
Nord-Norge																
Altevatnet	196-2396-L	Troms	LFM42113	LFM43413	Skog, moderat kalkrik, svært klar, dyp	L207	L-N-M201	Nord-Norge - Indre	489	80	28	99	5,43	0,320	6,0	1,11
Takvatnet	196-2404-L	Troms	LFM33112	LFM33413	Skog, moderat kalkrik, svært klar, dyp	L207	L-N-M201	Nord-Norge - Indre	215	15	25	75	8,69	0,438	5,3	1,47
Stuorajavri	212-2181-L	Finnmark	LFM33212	LFM33112	Skog, moderat kalkrik, klar, grunn	L207	L-N-M201	Nord-Norge - Indre	371	21	10	30	5,58	0,394	17,3	2,60
Iesjavri	234-2279-L	Finnmark	LFH44113	LFM43412	Skog, moderat kalkrik, svært klar, grunn	L207	L-N-M201	Nord-Norge - Indre	391	68	14	41	7,74	0,396	7,0	1,78

1 Vann-Nett koder som ikke stemmer med faktiske målinger er markert med rødt og korrigerte koder som foreslås basert på målingene er markert med grønt. Kodene er forklart i tabell 3.4 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018).

2 Norsk type nr. iht klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018).

3 NGIG type er vanntyper som ble brukt ved interkalibreringen av klassegrenser for god økologisk tilstand i den nordiske interkalibreringsgruppen (NGIG). NGIG typene gjelder for hhv planteplankton, Tot-P, Tot-N og siktedyp (L-Nx), vannplanter (L-N-Mxxx). NGIG typer i kursiv er ikke eksakt lik den norske typen, men er den som kommer nærmest.

4 Mjøsa er klassifisert som kalkfattig for alle kvalitetselementer unntatt vannplanter, som er klassifisert iht moderat kalkrik type (se tekst i kap. 4.4).

3. Materiale og metoder

3.1 Prøvetaking og klassifisering av vannkjemi, planteplankton, vannplanter og småkreps

Feltarbeidet i de ni innsjøene ble gjennomført i perioden mars - oktober 2018. Tabell 4 viser tidspunkt for feltarbeidet for de ulike biologiske kvalitetselementene og for de fysiske-kjemiske støtteparameterne.

Planteplankton, krepsdyrplankton og vannkjemi ble prøvetatt månedlig i vekstsesongen dvs. seks ganger i Krøderen og Selbusjøen (mai-oktober), men kun fire ganger i Møsvatn og i de fire innsjøene i Nord-Norge (juni-september), samt tre ganger i Gjende (juli-september), pga kortere vekstsesong. I tillegg ble pelagiske prøver tatt fra isen på slutten av vinterstagnasjonen i mars i Gjende, Møsvatn og Krøderen, samt i april i de fire innsjøene i Nord-Norge. Vinterprøvene omfattet vannkjemi fra separate enkeltdyp og krepsdyrplankton, som ble tatt med 90 µm håv. I Mjøsa, der den pelagiske prøvetakingen finansieres gjennom et eget tiltaksrettet overvåkingsprogram, var prøvetakingsfrekvensen hver 14. dag for de pelagiske kvalitetselementene (planteplankton, krepsdyrplankton og vannkjemi) på hovedstasjonen Skreia.

Vannplanter og litorale småkreps ble ikke prøvetatt i Gjende, Mjøsa og Selbusjøen, da programmet for 2018 kun omfatter de pelagiske kvalitetselementene i disse tre innsjøene. Kartlegging av vannplanter i strandsonen ble heller ikke gjort i Møsvatn, da innsjøen er sterkt modifisert med vinternedtapping på 12,6 m og er en fjellsjø. I de øvrige innsjøene ble vannplantene undersøkt i perioden fra slutten av juli i Krøderen og i midten av august i alle de fire innsjøene i Nord-Norge (Tabell 4), både mht artssammensetning (15-20 stasjoner pr. innsjø) og nedre voksegrense (8 stasjoner pr. innsjø). For enkelte innsjøer foreligger det data fra færre stasjoner enn planlagt pga. generelt uegnet litoralsone med dominans av stein og blokk uten vannplanter eller svært langgrunne områder.

Litorale småkreps ble prøvetatt på 8-10 stasjoner pr. innsjø tre ganger i løpet av vekstsesongen i alle innsjøene, unntatt Gjende, Mjøsa og Selbusjøen, som bare ble prøvetatt for pelagiske kvalitetselementer i 2018 (se Tabell 4).

Feltarbeid, prøvebearbeiding² og klassifiseringsmetodikk ble utført etter standard metoder beskrevet i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018), og er beskrevet nærmere for hvert kvalitetselement i Lyrche Solheim m.fl. (2018). Dybdekart for alle innsjøene er gitt i Vedlegg A og geografiske koordinater for prøvetaking av de enkelte kvalitetselementene er gitt i Vedlegg B. Prøvetakingsdyp for vannkjemiske prøver er 0-10 m blandprøver fra epilimnion, samt fra dypere vannlag som angitt i Tabell 5.

² De taksonomiske bestemmelsene av småkreps (vannlopper og hoppekreps) er oppdatert iht. Bledzki og Rybak (2016).

Tabell 5. Prøvetakingsdyp (m) for enkeltprøver i innsjøene i ØKOSTOR i 2018.

Østlandet			Sørlandet	Midt-Norge	Nord-Norge			
Gjende	Krøderen	Mjøsa (Skreia)	Møsvatn	Selbusjøen	Altevatnet	Takvatnet	Stuorajávri	lešjávri
0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
5	5	5	5	5	5	5	5	5
20	20	20	20	20	20	20	20	20
50	50	50	50	50	50	50		31
100	100	100	60	100	89	65		
130	120	200		196				
		300						
		400						
		443						

I denne rapporten presenteres aggregerte data i form av årsgjennomsnitt og beregnede indekser (kapittel 4 og 5). Primærdata er gitt i vedleggene og vil rapporteres til Vannmiljøsystemet innen 30.09.2019.

Spesielt i årets rapport er at tre av innsjøene - Møsvatn, Selbusjøen og Altevatnet - er utpekt som sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) pga regulering for vannkraftproduksjon. Dette gir store vannstandsvariasjoner (se Tabell 2 i kap. 2). Vannforskriftens miljømål for SMVF er «*godt* økologisk potensial» og ikke *god* økologisk tilstand. *Godt* økologisk potensial er definert som den tilstand som oppnås etter at alle relevante tiltak er gjennomført, dvs. tiltak som ikke går ut over samfunnsnyttien av de fysiske inngrepene som er årsaken til at vannforekomsten er definert som SMVF. Det finnes ingen konkrete klassegrenser for kvalitetselementer som kan kvantifisere *godt* økologisk potensial for de biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementene som er undersøkt i ØKOSTOR-prosjektet. I dialog med Miljødirektoratet har vi derfor klassifisert disse innsjøene ut fra klassifiseringssystemet for økologisk tilstand. Dette vil synliggjøre effekter av reguleringen på økosystemet i de tre SMVF-sjøene, men kan ikke brukes til å si noe om de tilfredstillende *godt* økologisk potensial eller ikke. Med unntak av utsetting av fisk, er vi ikke kjent med om andre tiltak er gjennomført i disse SMVF-sjøene for å avbøte økologiske skader av reguleringen, og om innsjøene i så fall allerede har oppnådd miljømålet om *godt* økologisk potensial. Slik undersøkelser og vurderinger må eventuelt gjøres i et eget FoU-prosjekt.

3.2 Litorale bunndyr

Bunndyr i strandsonen ble kun prøvetatt i Stuorajávri (8 stasjoner, se vedlegg H3) i juni og september. Stuorajávri er moderat kalkrik og forsøringsindeksene for bunndyr er dermed ikke relevante. Det finnes ikke noe tilsvarende nasjonalt klassifiseringssystem mht. eutrofiering, men vi har gjort en vurdering av tilstand mht. påvirkninger generelt (generell degradering) basert på ASPT-indeksen, der vi har benyttet klassegrenser iht. det svenske klassifiseringssystemet (Tabell 6). I det svenske systemet, som ikke er interkalibrert, er det etablert klassegrenser for tre ulike økoregioner; Centralslätten (Illies økoregion 14), Fennoskandiske skölden (økoregion 22) og Boreala höglandet (økoregion 20). De nordlige delene av Norge er angitt å tilhøre Illies økoregion 20, og vi har derfor benyttet klassegrensene for Boreala höglandet ved klassifisering av Stuorajávri.

Antall individer på stasjon 1, 2, 7 og 8 tilfredstilte ikke kriteriene i klassifiseringsveilederen, og vi har derfor aggregert prøver fra hhv. stasjon 1 og 2 og fra stasjon 7 og 8 før beregning av bunndyrindeksene.

Tabell 6. Svensk klassifiseringssystem for generell degradering av innsjøer basert på litorale bunndyr.

Referanse- og klassegrenser for ASPT (Average Score Per Taxon) indeksen for tre ulike økoregioner (HVMFS 2013:19, elektronisk versjon oppdatert 2019-01-01).

Illies økoregion	Svensk økoregion	Referanse	SG/G	G/M	M/D	SD/D
14	Centralslätten	5,85	5,56	5,00	2,93	1,46
22	Fennoskandiske skölden	5,8	5,22	4,06	2,61	1,45
20	Boreala höglandet	5,6	3,36	2,52	1,68	0,84

3.3 Fisk

3.3.1 Innsamlingsmetodikk

Fisk som kvalitetselement ble i 2018 undersøkt i syv av ØKOSTOR-innsjøene i regi av FoU-prosjektet FIST (Fisk i store innsjøer). Dette var lešjávri, Stuorajávri (Finnmark), Takvatnet, Altevatnet (Troms), og Mjøsa, Krøderen, Møsvatn (Sør-Norge). Hensikten med FIST-prosjektet er å komme fram til kostnadseffektive metoder for overvåking av fisk i store innsjøer, og tilnærmingen vil derfor bli noe justert fra år til år.

For klassifisering på grunnlag av fisk under vannforskriften skal det foreligge data om artssammensetning i Fiske-samfunnet, mengden fisk, og bestandsstruktur for de viktigste fiskeartene. For registrering av artsinventar er det nødvendig med fangst i strandsona og langs bunnen på dypere vann. Mengden fisk registreres med hydroakustikk (ekkolodd) i de åpne vannmassene (pelagialen). Størrelses- og artssammensetning i pelagialen registreres ved fiske med trål (alternativt pelagiske garn; flytegarn). Fiskeundersøkelsene i 2018 ble derfor i alle innsjøene gjennomført ved hjelp av tre metoder: bunngarnfiske med nordiske oversiktsgarn (som består av 12 maskevidder 5-55 mm i paneler på 2,5 x 1,5 m), fiske med pelagisk partrål (unntatt i lešjávri, der det måtte brukes flytegarn), og hydroakustisk registrering av pelagisk fisk (med ekkolodd).

Innsatsen i bunngarnfisket var som følger: på fire stasjoner (seks stasjoner i Mjøsa) fordelt i ulike deler av innsjøen ble det satt seks oversiktsgarn enkeltvis spredt i litoralsona (0-15 m eller 0-20 m), og tre lenker á tre oversiktsgarn i tre soner ned til ca. 50 m. Det betyr 15 oversiktsgarn per stasjon, til sammen 60 garnnetter per innsjø (90 garnnetter i Mjøsa). Dette opplegget er basert på erfaringer gjort med bunngarnfiske med oversiktsgarn i FIST-prosjektet i 2016 og 2017 (Gjelland m.fl. 2017, 2018).

Erfaringene fra 2015, 2016 og 2017 tilsier at partrål er en godt egnet metode for å samle fisk av de aller fleste størrelsesgruppene som lever i det pelagiske habitatet (Sandlund m.fl. 2016, Gjelland m.fl. 2017, 2018). Størrelsesfordelingen er viktig informasjon for sammenligning med de hydroakustiske dataene. Det ble derfor bestemt at pelagisk partrål skulle være standard metode for prøvefiske i de åpne vannmassene. Ved forsøkene i 2018 ble den samme partrålen benyttet som beskrevet i Gjelland m.fl. (2018). Prosedyren for fiske med partrål er beskrevet i Sandlund m.fl. (2016).

3.3.2 Om fiskeindeksene

Tre indekser er tilgjengelige for klassifisering av de store innsjøene på grunnlag av kvalitetselement fisk. Dette er prosent bestandsnedgang (tabell 6-5 i klassifiseringsveilederen; Veileder 02:2018), NEFI-indeksen (avsnitt 6.3.2 i veileder) og WS-FBI-indeksen (avsnitt 6.3.3 i veileder). De to første er indekser for generell påvirkning, mens WS-FBI er en eutrofieringsindeks. For alle unntatt én av innsjøene som ble undersøkt i 2018 er kunnskap om fiskebestandene i de siste 20 år mangelfull. I tillegg er eldre data basert på annen metodikk og på et annet format, hvilket betyr at det bare var WS-FBI-indeksen som kunne anvendes. For lešjåvri foreligger det resultater fra et prøvefiske i 1997 (Nilsen 1998) som gjør det mulig å benytte NEFI-indeksen for denne innsjøen. I Mjøsa vil det være mulig å sammenligne dagens fiskesamfunn, basert på dominansforholdene mellom de seks vanligste fiskeartene, med tilsvarende data fra 1979 (Sandlund m.fl. 1985). Sammenligning av to datapunkter over en periode på nesten 40 år, og de store endringene vannmiljøet i Mjøsa har gjennomgått siden 1979 (da Mjøsa var kraftig eutrofiert; Lyche Solheim m.fl. 2019) gjør bruk av NEFI-indeksen lite relevant i forhold til tilstandsklassifisering.

WS-FBI-indeksen baserer seg på fordelingen av pelagisk fiskebiomasse i epi- og hypolimnion (dvs. over og under sprangsjiktet). Kvaliteten på de hydroakustiske registreringene i 2018 er god når det gjelder tetthet i form av antall fisk per areal. Biomassebetraktningene er imidlertid svært avhengige av formelen mellom ekkostyrke (TS) og lengde (L) i cm. I denne rapporten ble det brukt den samme formelen som for FIST 2017; $TS = 22,5(\log(L) - 68,6)$ (Gjelland m.fl. 2018). Videre brukte vi artsspesifikke funksjoner for å regne lengde om til vekt, basert på data fra fangstene i prosjektet. Avvik mellom reell lengde og lengde predikert fra TS kan gi store utslag i biomassebetraktningene. Vi antar at dette hovedsakelig vil være et skalerings spørsmål, slik at ratioen mellom epilimnetisk og hypolimnetisk biomasse vil være et sikrere mål enn biomasse per se. Denne ratioen er avgjørende for verdien til WS-FBI-indeksen. Sannsynligvis har verdiene av WS-FBI i disse innsjøene god pålitelighet, men verdien er også avhengig av en subjektiv vurdering av hvor overgangen mellom epi- og hypolimnion er. Nærmere vurderinger av disse usikkerhetene vil bli fulgt opp i FOU-prosjektet Fisk i store innsjøer.

Formlene for WS-FBI-indeksen er følgende:

$$WS_{FBI} = 7\widehat{BM}_{tot} + \frac{R_{hypo}}{\max(R_{hypo})}$$

$$\widehat{BM}_{tot} = \frac{\min(\log(BM_{tot})) + 1}{\log(BM_{tot}) + 1}$$

$$R_{hypo} = \frac{\log(BM_{hypo} + 1)}{\log(BM_{epi} + 1)}$$

BM_{epi} , BM_{hypo} og BM_{tot} er henholdsvis epilimnetisk, hypolimnetisk, og total biomassetetthet, alle i kg ha⁻¹. $\max(R_{hypo})$ og $\min(\log(BM_{tot}))$ er henholdsvis konstantene 5,53 og -0,0151. Denne formelen gav imidlertid negative WS-FBI-verdier for innsjøene med lavest tetthet, og dette gjør indeksen ikke tolkbar. Vi gjorde derfor en enkel modifikasjon av det midterste leddet av formel-settet ovenfor, slik at verdien av indeksen alltid blir positiv, men at verdien nær terskel-grenser endrer seg lite:

$$\widehat{BM}_{tot} = \frac{\min(\log(BM_{tot} + 1)) + 1}{\log(BM_{tot} + 1) + 1}$$

Denne modifikasjonen innebar endring av konstanten $\min(\log(BM_{tot}))$; vi adderte 1 til BM_{tot} før vi tok logaritmen, for å sikre en positiv verdi. Videre valgte vi å bruke biomasseverdiene fra Takvatnet som minste verdi, da den er vesentlig lavere enn minste verdi var ved utvikling av WS-FBI-indeksen. Ny verdi for konstanten $\min(\log(BM_{tot}+1))$ var 0.0519.

I denne rapporten presenterer vi kun WS-FBI beregnet etter den modifiserte formelen, mens indeksverdier beregnet etter begge formelvarianter blir rapportert i FIST-rapporten (Gjelland m.fl., under utarbeidelse).

NEFI-indeksen ('Norsk endringsindeks for fisk') baserer seg på dominansforholdene mellom fiskeartene i innsjøen, og kan anvendes for fiskesamfunn med flere enn tre arter dersom det foreligger sammenlignbare prøvafiskedata fra tidligere. Dominansforholdene beskrives slik: dominerende art >25 % av fangsten, vanlig art 1-25 % av fangsten, og sjelden art <1 % av fangsten (Veileder 02:2018).

3.4 Fremmede arter

Fire av de undersøkte innsjøene i 2018 har bestander av fremmede arter. I Selbusjøen, Møstvatn, Altevatnet og Takvatnet er det forekomster av én eller flere regionalt fremmede fiskearter³. I tillegg er pungreke (*Mysis relicta*) introdusert i Selbusjøen. Datagrunnlaget i 2018 er lite egnet for å fange opp effekter av fremmede arter (se kap. 4.5). I tilstandsklassifiseringen har vi derfor fulgt kap. 3.5.9 i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). I henhold til denne kan vannforekomster med påviste vannlevende fremmede høyrisikoarter oppført i Artsdatabankens rapport "Fremmede arter i Norge - med Norsk svarteliste 2012" ikke ha bedre enn god økologisk tilstand. Artsdatabanken har risikovurdert seks regionalt fremmede fiskearter i ferskvann (https://www.artsdatabanken.no/Pages/241515/Regionalt_fremmede_arter), og gitt tre av dem «svært høy risiko», mens en art er angitt med «høy risiko». Pungreke er også gitt «høy risiko». Disse artene bør derfor påvirke tilstandsklassifiseringen. Det er imidlertid flere av de regionalt fremmede artene som trolig kan ha betydelig økologisk risiko. I vår vurdering har vi også valgt å behandle trepigget stingsild som en høyrisikoart selv om denne så langt ikke er risikovurdert av Artsdatabanken.

Klassifiseringsveilederen presenterer ingen direkte prosedyre for hvordan tilstandsklassifiseringen skal gjennomføres for vannforekomster med fremmede arter. I vår vurdering har vi valgt å nedgradere tilstanden for det/de aktuelle kvalitetselementene med én tilstandsklasse (nEQR er satt som midtpunktet i klassen siden verdien ikke kan beregnes). Hvorvidt dette fører til en nedgradering av tilstanden for innsjøen samlet kommer an på tilstanden til de øvrige kvalitetselementene som er klassifisert. Uansett vil en slik prosedyre aldri gi bedre enn god tilstand for vannforekomsten.

Den økologiske effekten av en introdusert art er helt uavhengig av artens geografiske opprinnelse, og dagens kunnskap tyder på at i norske innsjøer har de regionalt fremmede artene lettere for å etablere seg og gi målbare økologiske effekter enn de nasjonalt fremmede artene. I vurderingen av introduserte arter i vannforskriften bør man derfor gjøre en konkret vurdering av hvilken effekt den introduserte arten kan ha hatt. I de fleste tilfelle er kunnskapene mangelfulle, og effektene bør vurderes i forhold til andre påvirkningsfaktorer. For eksempel vil en introdusert litoral art (ørekyt, stingsild) i en hardt regulert innsjø neppe bety så mye i tillegg til den negative effekten av

³ Artsdatabankens arbeid med fremmede fiskearter har i siste runde definert to grupper av fremmede arter: «nasjonalt fremmede» er arter som er innført fra områder utenfor Norges grenser, mens «regionalt fremmede» er arter som er flyttet mellom ulike vassdrag i Norge.

reguleringen. I en ellers nokså uberørt innsjø vil derimot en fremmed art kunne være den avgjørende påvirkningsfaktoren.

3.5 Hydromorfologiske kvalitetselementer

I årets rapport er de nye kvalitetselementene reguleringshøyde (RH) og forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (SD) brukt iht klassegrensene gitt i Klassifiseringsveilederen Tabell 6.19 (Veileder 02:2018). Resultatene for disse kvalitetselementene er gitt for hver enkelt innsjø i kap. 5, og er basert på reguleringshøyden som er angitt i Tabell 2, og siktedyp som er angitt i kap. 4.1 (Tabell 7). Kombinasjon av disse med de øvrige kvalitetselementene følger Figur 3.6 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018), som tilsier at tilstanden kun kan nedgraderes fra *svært god* til *god* dersom de hydromorfologiske kvalitetselementene er i dårligere enn *svært god* tilstand.

4. Resultater pr. kvalitetselement

4.1 Fysisk-kjemiske parametere

4.1.1 Datagrunnlag

Datagrunnlaget for klassifisering av økologisk tilstand for de fysisk-kjemiske parameterne er vist i Tabell 7, rådata er i vedlegg C. Datagrunnlaget er kun basert på prøver fra én stasjon pr. innsjø. Resultatene gjelder derfor kun for denne stasjonen, som ikke nødvendigvis er representativ for hele innsjøen. Representativiteten kan være tvilsom i innsjøer med flere bassenger, dersom disse har forskjellig produktivitet, oppholdstid og påvirkning (eks. Møsvatn, Krøderen, Mjøsa, Selbusjøen, Altevatnet, se kart med pelagisk stasjonsplassering i vedlegg B).

Tabell 7. Datagrunnlag for klassifisering av økologiske tilstand for de fysisk-kjemiske støtteparametere fra 2018: total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N), siktedyp, pH, ANC og labilt aluminium (L-Al). Rådata er vist i vedlegg C.

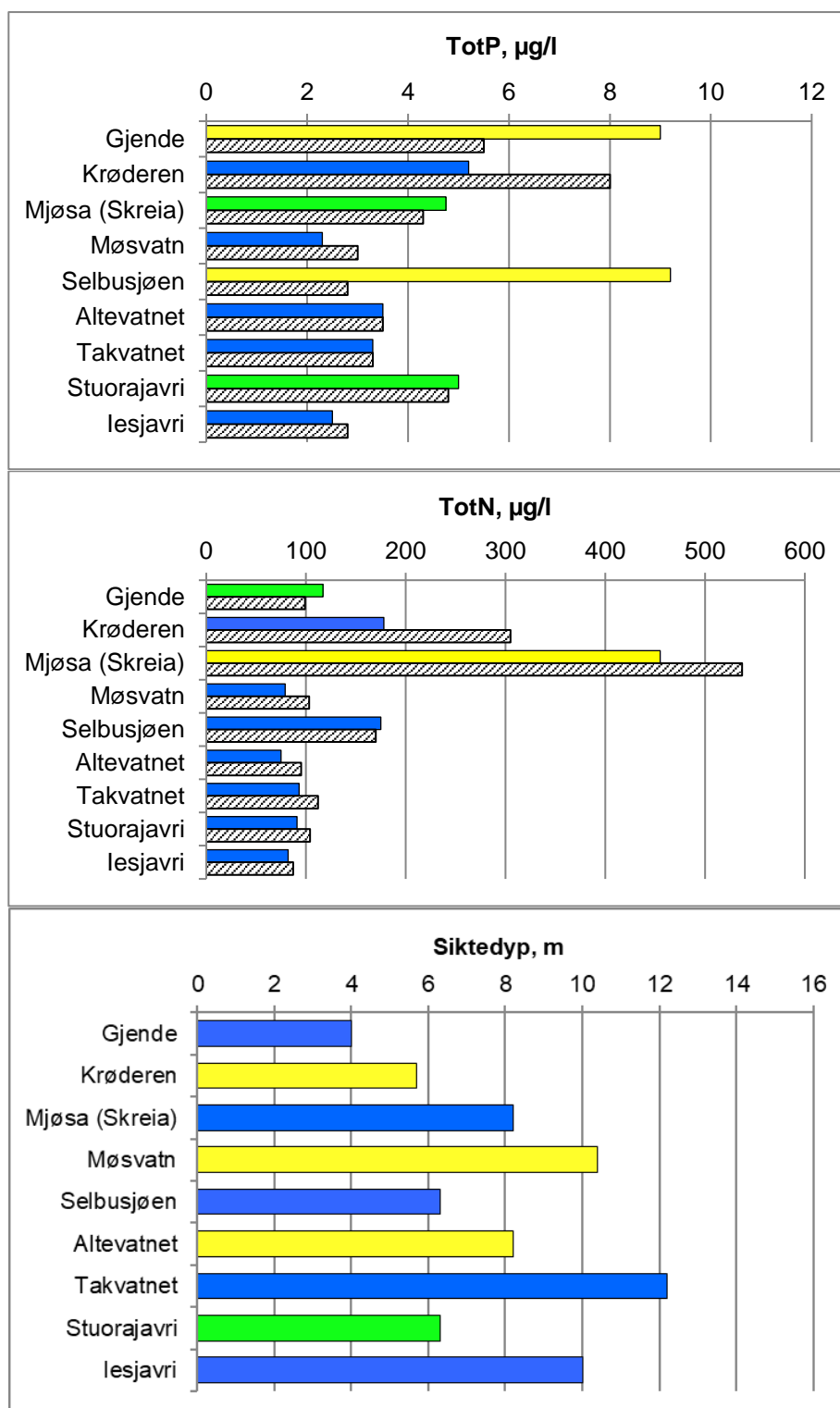
Innsjø	Statistisk uttrykk	Epilimnion						Hypolimnion				
		Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	Siktedyp, m	pH	ANC µekv/L	L-Al µg/L	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	pH	ANC µekv/L	L-Al µg/L
Østlandet												
	min	7	77	3,0	6,8	56	0	5	86	6,8	62	0
Gjende ¹	middel	21	117	4,0	6,9	68	0	9	99	6,8	77	0
	max	38	180	4,9	6,9	85	0	13	110	6,9	84	0
	min	4	140	4,0	6,9	92	0	5	280	6,7	109	3
Krøderen	middel	5	178	5,7	6,9	119	4,1	8	305	6,8	120	8,3
	max	9	210	6,5	7,1	139	7,0	17	350	6,9	132	11
	min	3	380	6,5	7,1	236	0	2	500	7,3	273	0
Mjøsa	middel	4,9	463	9	7,27	259	3,3	4	537	7,4	298	1,3
	max	8	585	13,5	7,38	276	9,5	6	570	7,4	319	4,0
Sørlandet												
	min	2	60	9,0	6,6	53	4,5	2	90	6,6	45	0
Møsvatn	middel	2	79	10,4	6,7	61	5,0	3	103	6,7	57	2,5
	max	3	99	12,0	6,8	75	6,5	3	120	6,7	75	4,0
Midt-Norge												
	min	4	130	5,5	7,1	143	5,0	2	160	7,1	166	4,0
Selbusjøen	middel	9,2 ²	175	6,3	7,2	204	7,0	3 ¹	170	7,2	200	5,2
	max	16 ²	230	7,8	7,3	230	9,5	3 ¹	200	7,2	222	6,0
Nord-Norge												
	min	3	61	7,5	7,4	295	0	3	82	7,4	310	0
Altevatnet	middel	3,5	75	8,2	7,4	311	1,6	3,5	95	7,4	322	0
	max	4	87	9,5	7,5	338	6,5	4	110	7,5	334	0
	min	2	78	10	7,6	450	0	2	96	7,5	447	0
Takvatnet	middel	3,3	93	12,2	7,6	483	2,0	3,3	112	7,5	487	0,3
	max	5	110	15,5	7,7	508	5,5	4	130	7,6	514	1,0
	min	3	75	5,5	7,5	349	0	4	77	7,3	349	0
Stuorajavri	middel	5	91	6,3	7,5	393	2,3	4,8	104	7,5	394	1,5
	max	7	120	7,5	7,6	432	4,5	6	130	7,6	451	3,0
	min	1	69	9,0	7,5	380	0	2	69	7,5	342	0
Iesjavri	middel	2,5	82	10,0	7,6	413	2,0	2,8	87	7,5	384	0,5
	max	3	90	11,0	7,6	439	3,5	4	100	7,5	407	2,0

¹Gjende: Tot-P verdien brukt i klassifisering er 9 µg/L, etter korrigering for bidraget fra brepartiklene (se kap. 3.3.3 i Lyche Solheim m.fl. 2018, samt Edmundson & Koening, 1986; Koening & Edmundson, 1991).

²Selbusjøen Tot-P i juli på 84 µg/L i epilimnion og 34 µg/L i hypolimnion er ekskludert pga mulig kontaminering av fettutstyr (rester av Virkon S??) (se vedlegg C).

4.1.2 Klassifisering av økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante parametere

Figur 3 viser middelverdier og tilstandsklasser for total fosfor, total nitrogen og siktedyp i 2018.



Figur 3. Tilstandsklassifisering av eutrofieringsparametere total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og siktedyp i innsjøene i ØKOSTOR 2018. Søylene viser gjennomsnittsverdier, og fargen indikerer tilstandsklassen (blått er svært god, grønn er god, gul er moderat, oransje er dårlig og rød er svært dårlig økologisk tilstand). Grå søyler er hypolimnion-data. Total fosfor-konsentrasjonen i Gjende er korrigert for bidraget fra brepartiklene (se kap. 3.3.3 i Lyrche Solheim m.fl. 2018, samt Edmundson & Koenings, 1986; Koenings & Edmundson, 1991).

Tilstandsklasse er basert på typespesifikke klassegrenser og vil derfor variere avhengig av vanntypen, selv om absoluttverdiene for hver parameter kan være like for forskjellige innsjøer. Derfor vil en Tot-P konsentrasjon på f.eks. 6 µg/l kunne gi *svært god*, *god* eller *moderat* tilstand for innsjøer som tilhører forskjellige vanntyper. Næringssaltkonsentrasjoner er også angitt for hypolimnion, men er ikke benyttet for klassifisering, da klassegrenser kun gjelder for epilimnion.

Total fosfor

Vi fant meget lave Tot-P konsentrasjoner i Møsvatn, Altevatnet, Takvatnet og lešjávri (2-3 µg/l), som alle kan karakteriseres som ultraoligotrofe. Krøderen, Mjøsa og Stuorajávri har en middelvei på 4-5 µg/l i epilimnion, som tilsvarer oligotrofe forhold på OECDs-skala (OECD 1982). Noe høyere fosforkonsentrasjon på 8-9 µg/l ble funnet i hypolimnion i Krøderen, samt i epilimnion i Selbusjøen, samt i Gjende. I Gjende var den målte fosforkonsentrasjonen i de øvre vannmassene (0-10 m) på 21 µg/l (Tabell 7), men mye av dette er mineralsk bundet fosfor i brepartiklene (apatitt), som ikke er biologisk tilgjengelig. Vi har derfor beregnet en «netto» fosforkonsentrasjon ved hjelp av en modell basert på data fra andre brepåvirkede innsjøer i Nord-Amerika (se kap. 3.3.3 i Lyche Solheim m.fl. 2018). Vi får da en ny middelvei på 9 µg/l, som er mer relevant for klassifisering av økologisk tilstand og derfor brukt i figur 3.

Klassifiseringen av Tot-P (Figur 3) gir *svært god* tilstand for Møsvatn og alle innsjøene i Nord-Norge, ved bruk av de typespesifikke klassegrensene for hver innsjø. For Krøderen og Mjøsa får vi *god* tilstand, mens Selbusjøen får *moderat* tilstand, pga relativt høye konsentrasjoner på 14 og 16 µg/l i hhv september og oktober (Vedlegg C). For Gjende gir den korrigerede Tot-P konsentrasjonen *moderat* tilstand. Mulige årsaker til den *moderate* tilstanden mht fosfor i Selbusjøen og Gjende drøftes nærmere i kap. 5.

Tabell 8. Middelveier av total fosfor (Tot-P), orto-fosfat (PO₄) og andel PO₄ av Tot-P i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2018. Tallene er basert på prøver fra øvre del av vannmassen (0-10m). For Gjende er Tot-P korrigert for bidraget fra brepartikler (se kap. 3.3.3 i Lyche-Solheim m.fl. 2018).

Innsjø	Tot-P	PO ₄	PO ₄ /Tot-P
Østlandet			
Gjende	9,0	8,7	0,97
Krøderen	5,2	0,9	0,17
Mjøsa	4,9	0,5	0,10
Sørlandet			
Møsvatn	2,3	0,5	0,22
Midt-Norge			
Selbusjøen	9,2	4,0	0,44
Nord-Norge			
Altevatnet	3,5	1,4	0,40
Takvatnet	3,3	1,0	0,30
Stuorajávri	5,0	1,4	0,28
lešjávri	2,5	0,5	0,20

Andelen orto-fosfat er vesentlig høyere i Gjende (0,97) enn i de andre innsjøene (0,1-0,4) (Tabell 8), trolig pga. lite biologisk opptak av fosfat som følge av lysbegrensning forårsaket av mye brepartikler pga den ekstremt varme sommeren 2018 (se vertikalprofiler av turbiditet i vedlegg C). Det kan dog ikke utelukkes en viss tilførsel fra antropogene kilder (se bakterie-data i vedlegg I). Tilsvarende resultater med høyere andel orto-fosfat av Tot-P i Gjende enn i andre store innsjøer ble også funnet i 2015, 2016 og 2017 (Lyche-Solheim m.fl. 2016, 2017 og 2018), men ikke så høy som i 2018.

Hypolimnion i Krøderen og Møsvatn har noe høyere fosforkonsentrasjon enn epilimnion (Figur 3), noe som sannsynligvis skyldes sedimentering av partikler fra epilimnion til hypolimnion. Ingen av innsjøene har oksygenvinn i dypvannet, så intern gjødsling av fosfat kan ikke være forklaringen. For Gjende og Selbusjøen er det betydelig høyere fosforkonsentrasjon i epilimnion enn i hypolimnion, noe som kan indikere antropogene tilførsler til de øvre vannmassene.

Total nitrogen

Resultatene for total nitrogen (Tot-N) (Figur 3) gir omtrent det samme bildet som total fosfor med lave konsentrasjoner og *svært god* tilstand for alle innsjøene unntatt Gjende, som får *god* tilstand og Mjøsa, som får *moderat* tilstand. Mjøsa har betydelig høyere Tot-N konsentrasjoner, noe som primært skyldes tilførsler fra jordbruksområdene rundt innsjøen (Lyche Solheim m.fl. 2019).

Tabell 9. N/P-forhold og uorganisk løst nitrogen (nitrat NO₃ og ammonium NH₄) i de store innsjøene i ØKOSTOR i 2018.

Tallene er basert på prøver fra øvre del av vannmassen (0-10m). Rådata finnes i vedlegg C.

Innsjø	Tot-N/Tot-P, minimum	NH ₄ +NO ₃ minimum, µg/l
Østlandet		
Gjende	5	47
Krøderen	18	52
Mjøsa	68	260
Sørlandet		
Møsvatn	20	20
Midt-Norge		
Selbusjøen	9	2
Nord-Norge		
Altevatnet	15	13
Takvatnet	18	19
Stuorajávri	13	2
lešjávri	28	9

Mulig nitrogenbegrensning av planteplankton ble vurdert ved å beregne forholdet mellom Tot-N og Tot-P, samt minimumskonsentrasjon av uorganiske løste nitrogenfraksjoner (nitrat og ammonium). Dersom vi finner Tot-N/Tot-P < 20 og NO₃+NH₄ < 10 µg/l, anses N-begrensning å være sannsynlig (Schindler m.fl. 2016). Resultatene i Tabell 9 viser at begge kriteriene var tilfredsstillt i Selbusjøen og Stuorajávri. Planteplanktonet i disse innsjøene antas derfor å være N-begrenset, og tilsier at Tot-N bør brukes i klassifiseringen av økologisk tilstand (se kap. 5). N-begrensning eller kombinert N og P begrensning av planteplanktonet vil også kunne forekomme i deler av vekstsesongen i de andre store innsjøene som var med i ØKOSTOR i 2018, bortsett fra i Mjøsa. For Krøderen og Gjende er N-begrensning likevel mindre sannsynlig, da summen av ammonium og nitrat var minimum ca. 50 µg/l. Vi konkluderer derfor med at Tot-N bør brukes i klassifiseringen av økologisk tilstand i Møsvatn, Selbusjøen og alle de fire innsjøene i Nord-Norge.

Siktedyp

Siktedypet bestemmes av konsentrasjonen av humus, uorganiske partikler og planteplankton. Siktedypet varierer fra 4 m i Gjende, som har mye brepartikler, til 12 m i Takvatnet, som er svært næringsfattig og har lite humus (5 mg Pt/l) og lite partikler (turbiditet på 0,2 FNU). Møsvatn og lešjávri har også høyt siktedyp på ca. 10 m, Mjøsa og Altevatnet har drøyt 8 m, mens Krøderen, Selbusjøen og Stuorajávri har ca. 5-6 m siktedyp.

Gjende ville fått dårlig tilstand for siktedyp, slik som i 2015 og 2016 (Lyche Solheim m.fl. 2017), pga brepartiklernes effekt på siktedypet, men har nå blitt klassifisert til *svært god* tilstand for siktedyp etter korrigering av referanseverdi og klassegrenser i forhold til turbiditet (se formel i kap. 3.3.3 i Lyche Solheim m.fl. 2018). Møsvatn og Altevatnet havner i *moderat* tilstand til tross for høyt siktedyp (hhv 10 og 8,2 m). Dette skyldes trolig primært overestimering av klassegrenser for svært klare innsjøer, og i liten grad antropogen eutrofiering. Krøderen blir også klassifisert som *moderat* mht siktedypet (5,7 m), men denne er ikke svært klar (15,5 mg Pt/l, Tabell 3), så klassifiseringen er mer pålitelig enn for Møsvatn og Altevatnet. Stuorajávri for *god* tilstand, mens de øvrige innsjøene får *svært god* tilstand for denne parameteren.

Samlet klassifisering av eutrofieringsrelaterte fysisk-kjemiske parametere

Den samlede klassifiseringen av de eutrofieringsrelevante parametere (Tabell 10) er basert på middelerverdi av total fosfor og siktedyp for Gjende, Krøderen og Mjøsa, da ingen av innsjøene tilfredstilte kriteriene for nitrogenbegrensning (Tabell 8). For de øvrige innsjøene er også Tot-N brukt i klassifiseringen, da nitrogen kan være helt eller delvis begrensende for planteplanktonet, se avsnittet om nitrogen ovenfor. Den samlede klassifiseringen av disse parametere gir *svært god* tilstand for de fleste innsjøene, unntatt Gjende og Krøderen som får *god* tilstand.

Dette indikerer en svak eutrofieringspåvirkning i Gjende og Krøderen. Kildene til denne påvirkningen er ikke klarlagt, men kan være relatert til mulige kloakklekkasjer, samt areal-avrenning, primært i Krøderen.

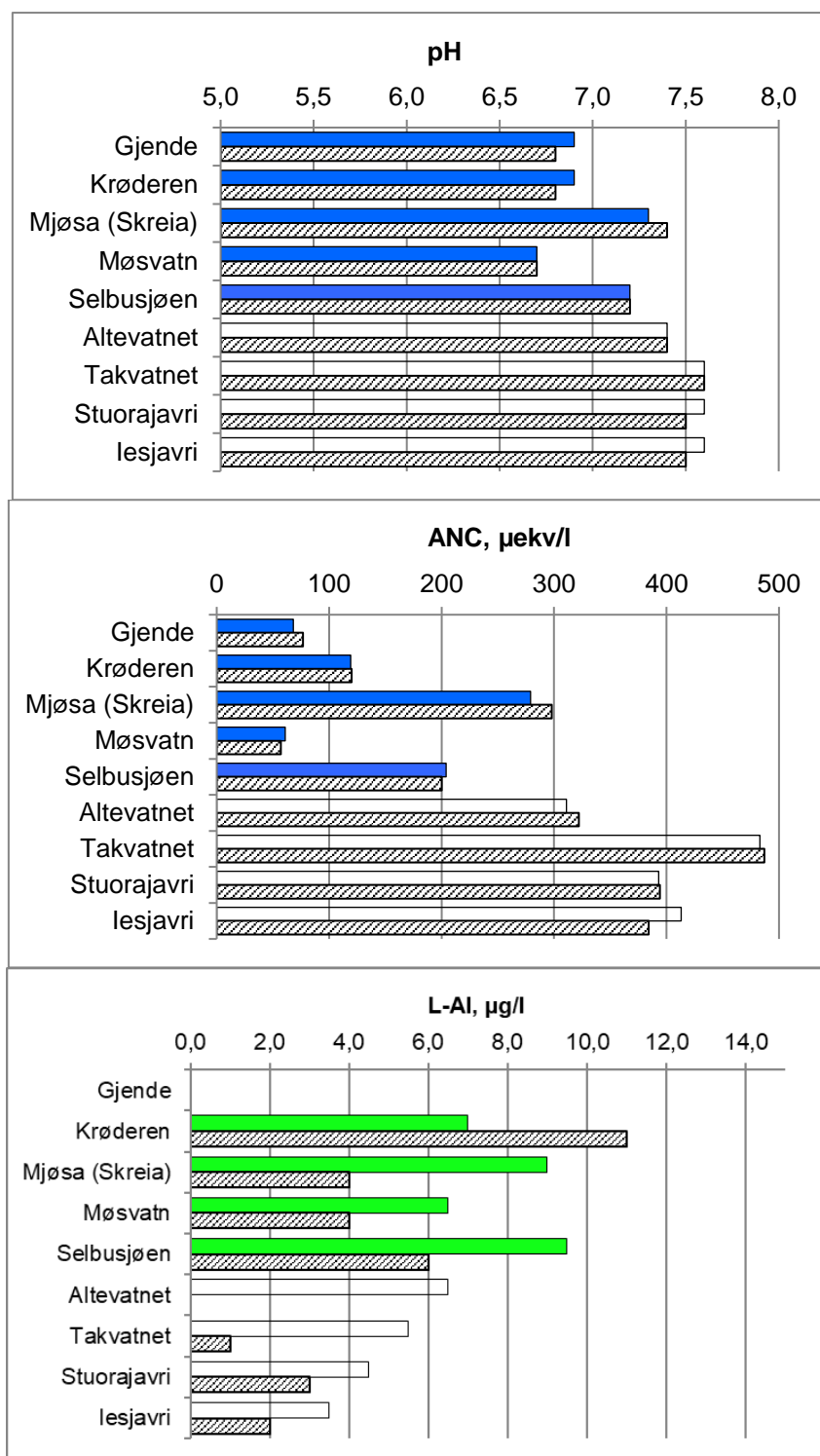
Tabell 10. Økologisk tilstand for eutrofieringsrelevante kjemiske parametere: i de store innsjøene som er med i ØKOSTOR i 2018.

Tallene viser normaliserte EQR verdier (nEQR) basert på gjennomsnitt for prøver fra øvre del av vannmassen (0-10m). Fargen viser tilstandsklassen der blått er svært god, grønt er god, gult er moderat, oransje er dårlig og rødt er svært dårlig.

Innsjønavn	nEQR eutrofi
Gjende	0,72
Krøderen	0,72
Mjøsa (Skreia)	0,86
Møsvatn	0,85
Selbusjøen	0,86
Altevatnet	0,84
Takvatnet	0,98
Stuorajávri	0,86
lešjávri	0,95

4.1.3 Klassifisering av økologisk tilstand for forsursrelevante parametere

Figur 4 viser årsverdier og klassifisering av økologisk tilstand for pH, ANC og L-Al i 2018.



Figur 4. Tilstandsklassifisering av forsursparametere pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og uorganisk aluminium (L-Al) for de store innsjøene som var med i ØKOSTOR i 2018. Søylen viser sesongmessig gjennomsnittsverdi for pH og ANC og maksimumsverdi for L-Al. Fargen indikerer tilstandsklasse, se forklaring i Figur 3. Hvite søyler gjelder moderat kalkrike innsjøer som ikke kan klassifiseres mht forsursparametere. Gråskraverte søyler er hypolimnion-data. Merk: typespesifikke klassegrenser.

Forsuringsparameterne er ikke relevante for moderat kalkrike innsjøer, men er likevel klassifisert for Mjøsa, som ligger så vidt over typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik og er typifisert som kalkfattige innsjøer i denne rapporten. Klassifiseringssystemet er ikke utviklet for hypolimnion, og resultatene fra hypolimnion er derfor ikke klassifisert. Alle innsjøene som kan klassifiseres mht forsuringsparameterne får *svært god* tilstand for både pH og ANC, og *god* tilstand for labilt aluminium (L-Al).

For pH og ANC er det små forskjeller mellom årsverdiene for epilimnion og hypolimnion, men for L-Al er det lavere konsentrasjoner i hypolimnion enn i epilimnion i de fleste innsjøene, bortsett fra i Krøderen, der det er omvendt (Figur 4). Forskjellene mellom konsentrasjonen i epi- versus hypolimnion er likevel små (ca. 2 µg/l) i de fleste innsjøene.

Samlet klassifisering av forsuringsparameterne (Tabell 11) basert på median av nEQR verdiene for de tre parameterne (pH, ANC og L-Al) gir *svært god* tilstand for alle innsjøene som kan klassifiseres mht forsuring. Møsvatn har lavest nEQR verdi (0,79), nær klassegrensen *svært god/god*, og har også lavest kalsium-konsentrasjon (1,2 mg/l) av alle innsjøene som var med i 2018-overvåkingen. Gjende har imidlertid omtrent samme kalsium-konsentrasjon (1,3 mg/l), men betydelig høyere nEQR (0,90) enn Møsvatn, noe som kan skyldes brepåvirkningen i Gjende, og at denne innsjøen ikke har noe labilt aluminium (maksimumsverdi = 0 µg/l) i 2018 (Figur 4 og Vedlegg C).

Tabell 11. Økologisk tilstand for forsursrelevante kjemiske parametere i de store innsjøene i ØKOSTOR i 2018.

Tallene viser normaliserte EQR verdier (nEQR) basert på gjennomsnitt for prøver fra øvre del av vannmassen (0-10m). Den samlede verdien er basert på median av de tre parameterne. Fargen viser tilstandsklassen der blått er svært god, grønt er god, gult er moderat, oransje er dårlig og rødt er svært dårlig. N.a. betyr ikke relevant, da innsjøene er moderat kalkrike

Innsjønavn	nEQR forsuring
Gjende	0,92
Krøderen	0,90
Mjøsa (Skreia)	0,90
Møsvatn	0,79
Selbusjøen	0,90
Altevatnet	n.a.
Takvatnet	n.a.
Stuorajávri	n.a.
lešjávri	n.a.

4.1.4 Vertikalprofiler av fysisk-kjemiske parametere: temperatur, oksygen, pH, ledningsevne og turbiditet

Vedlegg E viser vertikalprofiler målt med sonde av temperatur, oksygen, pH, ledningsevne og turbiditet både for hele vannsøylen og for øvre del fra 0-50 m. Det siste er gjort fordi variasjoner i sprangsjiktet er lettere å identifisere når kun de øverste 0-50 m vises. I tillegg til disse parameterne ble det også målt vertikalprofiler av klorofyll-fluorescens, som er inkludert i planteplankton kapitlet (kap. 4.2). Alle profilene er målt med den samme multisensorsonden pr innsjø, men to forskjellige multisensorsonder var i bruk, der den ene ble brukt på Østlandet og Midt-Norge, mens den andre ble brukt i Nord-Norge. For å sjekke oksygenmålingene mot lab-analyser har vi også målt oksygen i bunnvannet med Winkler-metoden (vedlegg D). Resultatene for de aktuelle parameterne for alle innsjøene oppsummeres nedenfor.

Temperatur:

Temperatur-utviklingen gjenspeiler de klimatiske forholdene i hver innsjø. Sommeren 2018 var ekstremt varm på Østlandet, som ga varmere overflatevann og skarpere sjiktning enn normalt i Mjøsa (Lyche Solheim m.fl. 2019) og trolig også i Krøderen, samt i Møsvatn. Termoklinen lå stort sett mellom 10 m og 20 m i de fleste Østlandssjøene gjennom sommeren (se nedre panel for hver innsjø i isopletdiagrammene i vedlegg E). Den høyeste maksimumstemperaturen ble målt til 21 grader i overflatevannet i Krøderen i juli og august. Til tross for spesielt stor bresmelting i 2018 fikk Gjende en maksimumstemperatur på 10 °C, som er tre grader høyere enn det som ble målt i 2015, 2016 og 2017. Selbusjøen hadde maksimumstemperatur på ca. 14 grader i juli/august, som er omtrent som i 2016 og 2017.

Innsjøene i Nord-Norge har svært forskjellig temperaturutvikling og sjiktningmønster som gjenspeiler innsjøenes maksimumsdyp og grad av vindeksponering: Takvatnet utviklet en grunn og ganske skarp termoklin i juli-august, mens Altevatnet hadde dårlig utviklet termoklin i en kort periode i august. Begge innsjøene nådde en maksimumstemperatur på ca. 13 °C. Stuurajávri og lešjávri, som begge er grunne innsjøer, hadde en tydelig termoklin i en kort periode i august med maksimumstemperatur på hhv 19 og 15 °C, og termoklinen nådde helt til bunnen av innsjøene på 20-25 m, der det ble målt ca 11 °C i september.

Oksygen:

Alle innsjøene har godt oksygenert vann fra overflate til bunnen hele vekstsesongen (minimum 80% metning). Mjøsa, Krøderen og Selbusjøen hadde overmetning av oksygen i epilimnion i juni-juli pga intens primærproduksjon, noe som igjen skyldes ekstremt gode lysforhold og varmere vann enn normalt.

Det var godt samsvar mellom oksygen analysert ved hjelp av Winkler-metoden i den dypeste prøven (vedlegg D) og det som ble målt med sonden (vedlegg E).

Turbiditet:

Det var også for turbiditet et generelt godt samsvar mellom sondemålingene og lab-resultatene. De fleste innsjøene hadde svært lav turbiditet (<0,5 FTU), ofte under deteksjonsgrensen for både sonden og lab-målingene. For Gjende ga brepartiklene en turbiditet på over 10 FNU i vannmassene fra 0-10 m på sensommeren, noe som gjenspeiler den store bresmeltingen utover sommeren og tidlig høst 2018. På senvinteren (april) var det svært lav turbiditet i Gjende (vedlegg D). De tidligere årene i ØKOSTOR-programmet (2015, 2016 og 2017) var maksimum-turbiditeten målt med sonde ca. 2 FNU.

Ledningsevne:

Ledningsevnen var høyest i Mjøsa, Takvatnet, Stuurajávri og lešjávri (4-5 mS/m), som har en relativt høy kalsiumkonsentrasjon, mens den var lavest i Gjende og Møsvatn (< 1,5 mS/m), som er kalkfattige rett over typegrensen svært kalkfattig/kalkfattig. Målingene gjort med sonde og i laboratoriet var i godt samsvar for alle innsjøene.

pH:

Sondemålingene viste godt samsvar med laboratoriemålingene. For øvrig gjenspeiler pH-verdiene forskjellen mellom innsjøenes kalsiumkonsentrasjon eller alkalitet med lave verdier i Møsvatn som er på grensen kalkfattig/svært kalkfattig, og høyest verdier i de mest kalkrike innsjøene (Mjøsa, og alle de fire innsjøene i Nord-Norge). pH i hypolimnion var noe lavere enn i epilimnion i Møsvatn og Krøderen på sensommeren, der pH i epi- og hypolimnion var hhv ca 6,5 og 6,0.

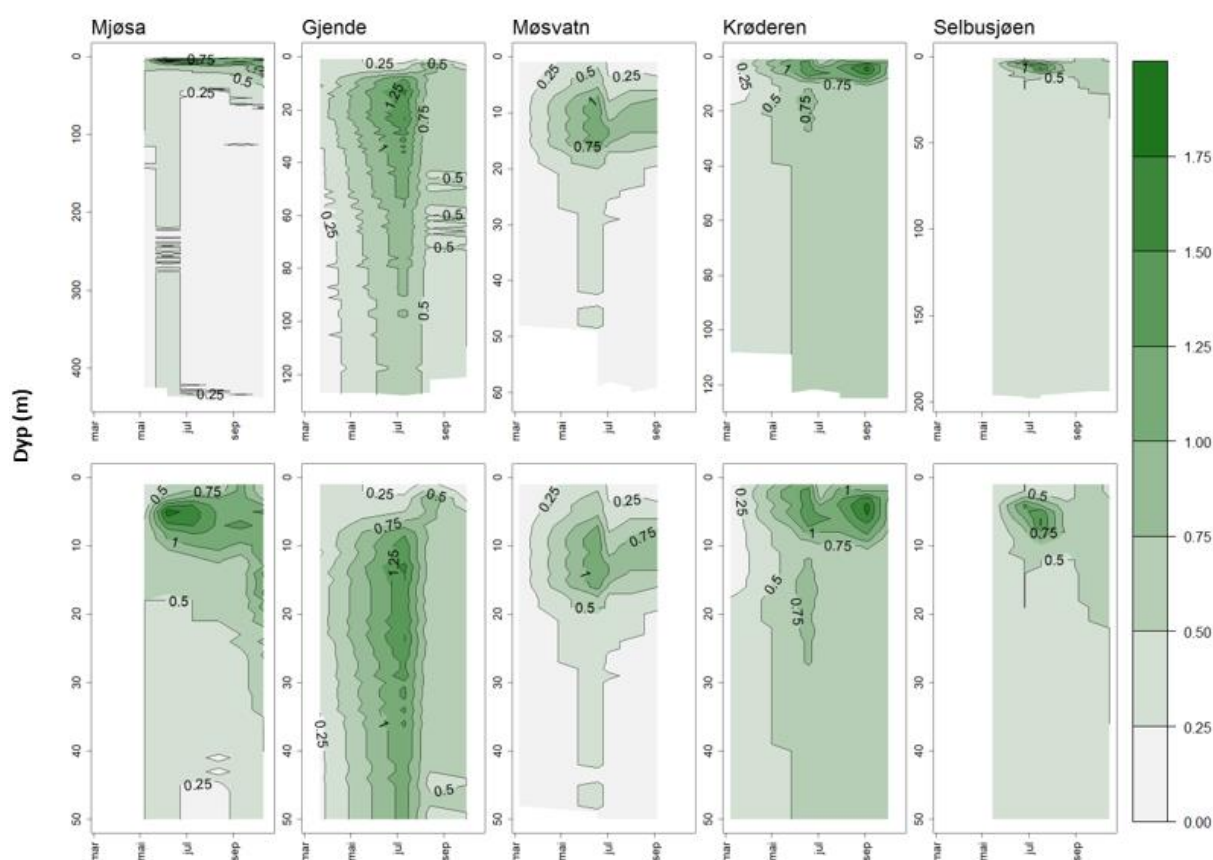
4.2 Planteplankton

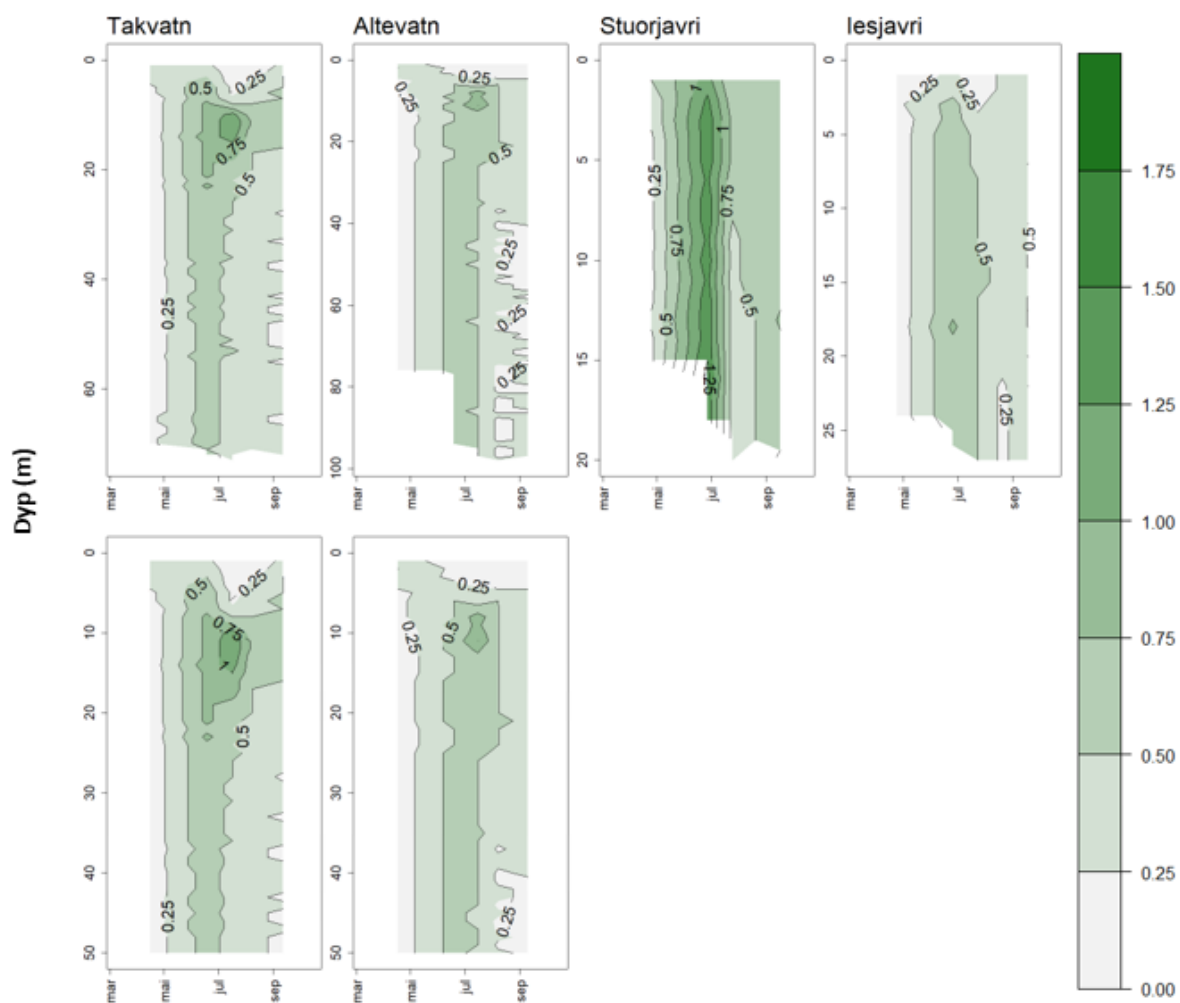
Datagrunnlaget er basert på månedlige prøver gjennom vekstsesongen fra én stasjon pr. innsjø. Resultatene gjelder derfor kun for denne stasjonen og er ikke nødvendigvis representativ for hele innsjøen, dersom andre deler av innsjøen har andre forhold mht påvirkninger og oppholdstid. Et eksempel er Mjøsa, der Furnesfjorden er noe mer produktiv enn hovedbassenget som inngår i ØKOSTOR-rapporten (Lyche Solheim m.fl. 2019). Et annet eksempel er Vansjø, som består av tre vannforekomster med svært forskjellige forhold (Storefjorden, Vanemfjorden og Grepperødfjorden) både mht vanntype, påvirkning og tilstand (Skarbøvik m.fl. 2019).

4.2.1 Vertikalprofiler av klorofyll fluorescens

Klorofyllfluorescens er et mål på klorofyll-a konsentrasjon *in situ*, men er ikke direkte overførbart til det som måles som klorofyll-a konsentrasjon basert på absorbans i et spektrofotometer i laboratoriet (se kap. 3.4 i Lyche Solheim m.fl. 2018).

Vertikalprofiler av klorofyllfluorescens gjennom hele vannsøylen er vist i Figur 5 for alle innsjøene. Profilene viser størst fluorescens i epilimnion i de fleste innsjøene i juni/juli. En noe mindre topp er også funnet i epilimnion i Krøderen i september. Ingen av innsjøene hadde fluorescens over 2 µg/l, og de to sterkt modifiserte innsjøene, Møsvatn og Altevatnet, samt lešjåvri hadde svært lav fluorescens (< 1 µg/l). I Gjende, Stuorajåvri og lešjåvri var fluorescensen fordelt i hele vannsøylen fra topp til bunn pga de sirkulerende vannmassene. De fleste innsjøene viser en svekning av fluorescensen mot overflaten, særlig i de mest lysintensive månedene juni/juli. Denne svekningen av fluorescensen skyldes lysinhibisjon i algecellene i de øvre vannmassene.





Figur 5. Vertikalprofiler av klorofyllfluorescens i innsjøene i ØKOSTOR 2018. Øvre paneler viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser kun de øverste 50 meterne.

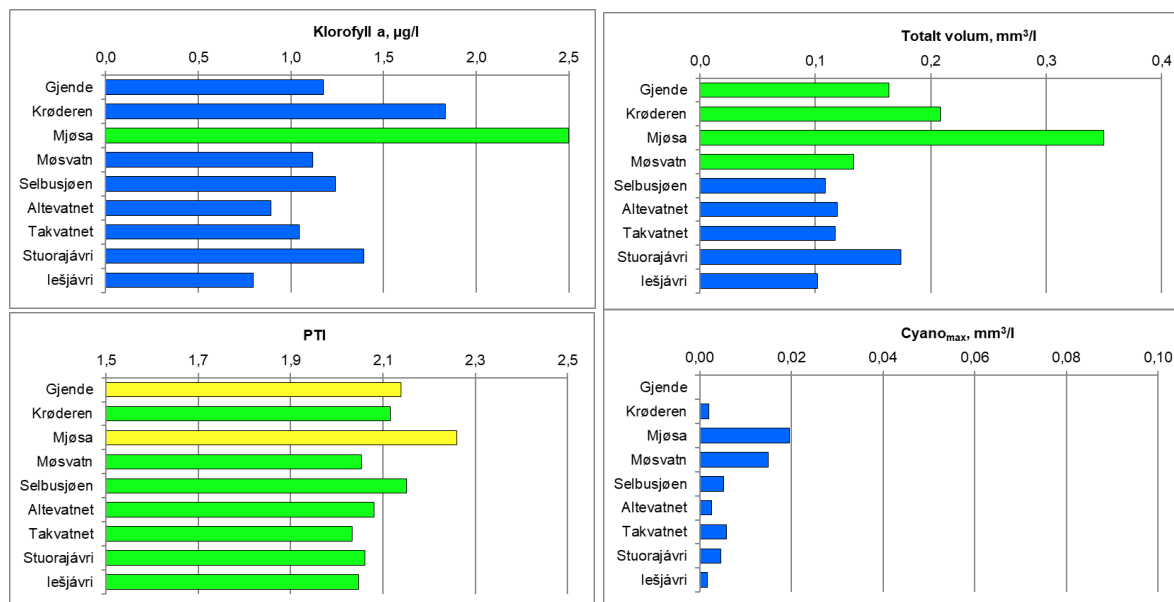
De stratifiserte innsjøene (Mjøsa, Krøderen og Selbusjøen) har som forventet vesentlig høyere fluorescens i epilimnion enn i hypolimnion, mens innsjøene med svakt eller kortvarig utviklet stratifisering (eks. Gjende og innsjøene i Nord-Norge) har en mer jevn fordeling av fluorescensen gjennom vannsøylen. Møsvatn og Takvatnet hadde tilsynelatende en topp i fluorescensen i metalimnion, men dette kan trolig skyldes kraftig lysinhibisjon i epilimnion pga stort siktedyp (10-12 m).

4.2.2 Klassifisering av økologisk tilstand for planteplankton

Gjennomsnittlige klorofyllverdier var lave i alle innsjøene og varierte fra 0,8 $\mu\text{g}/\text{l}$ i lešjávri til 2,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ i Mjøsa (Figur 6). Dette tilsvarer *svært god* tilstand i alle innsjøene unntatt Mjøsa som kom i tilstandsklasse *god*. Også for totalt biovolum ble det observert lave verdier med høyest gjennomsnittsverdi i Mjøsa og Krøderen med henholdsvis 0,35 og 0,21 mm^3/l . Lavest biovolum på 0,10 mm^3/l ble funnet i lešjávri. Selbusjøen og innsjøene i Nord-Norge fikk *svært god* tilstand for denne parameteren, mens innsjøene i Sør-Norge havnet i *god* tilstand (Figur 6).

Gullalger, kiselalger og svelgflagellater dominerte planteplanktonet i de fleste innsjøene, men med betydelige andeler fureflagellater og grønnalger i noen av innsjøene (Figur 7). Denne sammensetningen av planteplanktongrupper er typisk for oligotrofe og svakt mesotrofe innsjøer. I

Gjende og Mjøsa var kiselalgene dominante, men også i innsjøene i Nord-Norge utgjorde de betydelige andeler, med typiske planktoniske slekter som *Aulacoseira*, *Asterionella*, *Cyclotella* og *Tabellaria*. I Gjende er planteplanktonet trolig lysbegrenset pga. lyssvekningen fra brepartiklene og sirkulerende vannmasser fra topp til bunn mesteparten av vekstsesongen. I Mjøsa var ikke kiselalgene like dominerende først i sesongen som i Gjende, men dominerte på ettersommeren og høsten. I de andre innsjøene var det gullalgene som dominerte planteplanktonet, men med periodevis store andeler svelgflagellater, særlig i Krøderen.

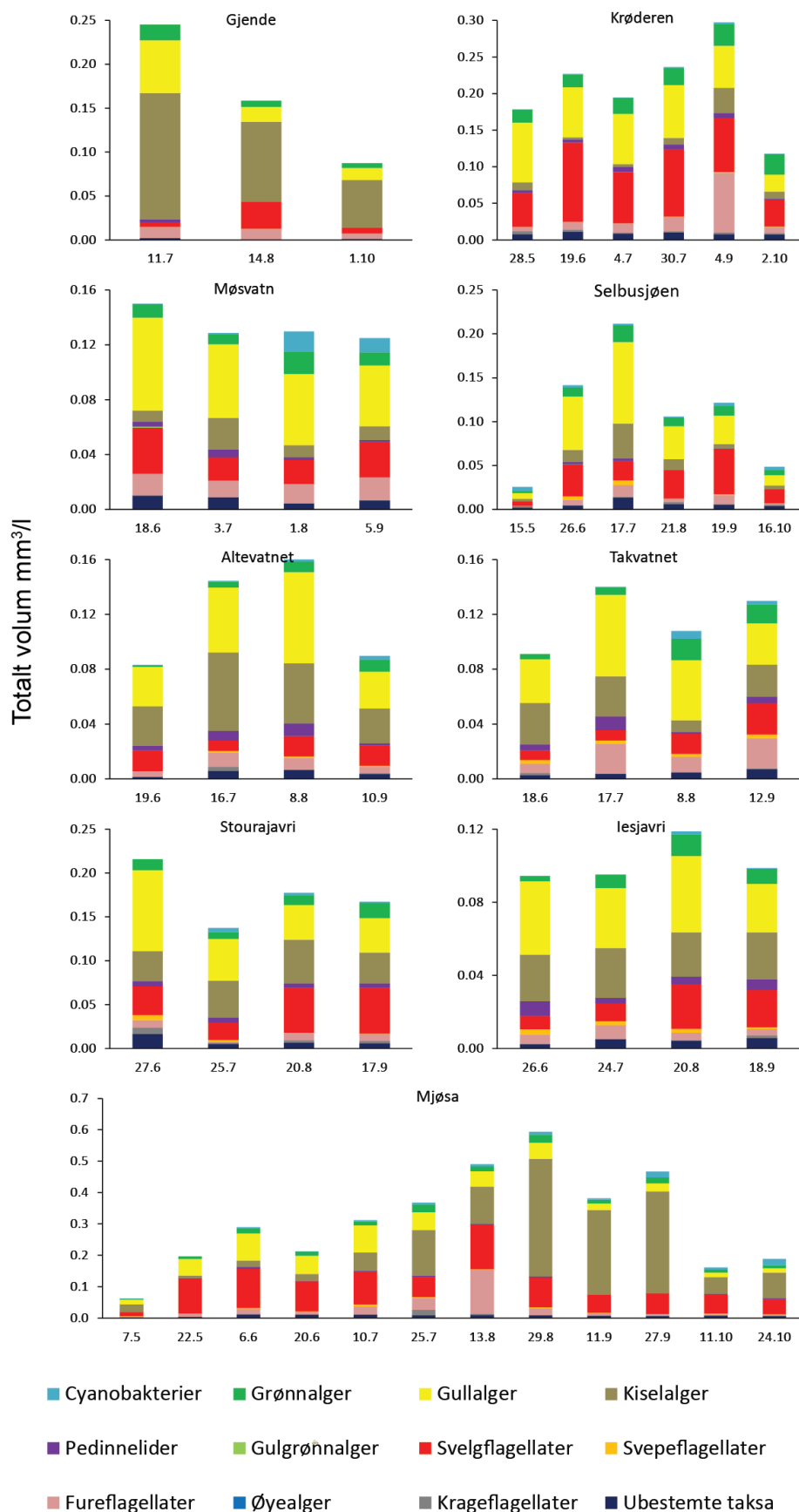


Figur 6. Økologisk tilstandsklassifisering av klorofyll a ($\mu\text{g/l}$), totalt biovolum ($\text{mm}^3/\text{l} \approx \text{mg/l}$), trofisk indeks (PTI) og maks biomasse av cyanobakterier ($\text{Cyano}_{\text{max}}$, $\text{mm}^3/\text{l} \approx \text{mg/l}$). Tilstanden er basert på typespesifikke grenseverdier iht vanntyper vist i Tabell 3 og klassegrenser fra klassifiseringsveilederen. Søylene viser gjennomsnittsverdier for hver innsjø, bortsett fra $\text{Cyano}_{\text{max}}$, som viser maksimumsverdien. Økologisk tilstandsklasse er angitt med farge (se Figur 3).

PTI indeksen for artssammensetning ga god tilstand for alle innsjøene unntatt i Gjende og Mjøsa som fikk tilstandsklasse moderat, noe som skyldes dominans av storvokste kiselalger som kan indikere en svak eutrofieringspåvirkning.

Cyanobakterier forekom i ubetydelige mengder i alle innsjøene (Figurene 6 og 7) selv om maksimumsbio Massen var noe høyere i Mjøsa og Møsvatn enn i de andre innsjøene. I Møsvatn var det cyanobakterien *Merismopedia tenuissima* som hadde betydelig forekomst i de to siste prøvene. Denne arten observeres i alle typer vann, men er ofte mer dominerende i oligotrofe innsjøer. Mer informasjon om den taksonomiske sammensetningen av planteplankton er gitt i vedlegg F. Alle innsjøene fikk svært god tilstand for denne parameteren med nEQR verdier på 0,98-1,00.

Samlet klassifisering av den økologiske tilstanden for planteplankton er gitt i Tabell 12 og viser at de fire innsjøene på Østlandet var i god tilstand, mens Selbusjøen og de fire innsjøene i Nord-Norge var i svært god tilstand. For Gjende ble god tilstand også funnet i 2015, 2016 og 2017, men nEQR verdien var lavere i 2018 (0,66) enn i de foregående tre årene (0,73-0,76). Selbusjøen ble også undersøkt i 2016 og 2017 og var også da i svært god tilstand mht planteplankton. Mjøsa har vært overvåket lenge og har de senere årene vippet mellom god og moderat tilstand (Lyche Solheim m.fl. 2019).



Figur 7. Kvantitativ fordeling av planteplanktonklasser oppgitt som totalt volum mm^3/l ($\approx \text{mg/l}$) gjennom vekstsesongen 2018 i alle innsjøene i ØKOSTOR 2018.

Tabell 12. Samlet klassifisering av tilstand for planteplankton angitt som normaliserte EQR verdier (nEQR) for epilimnion (0-10m) i de store innsjøene i ØKOSTOR i 2018.

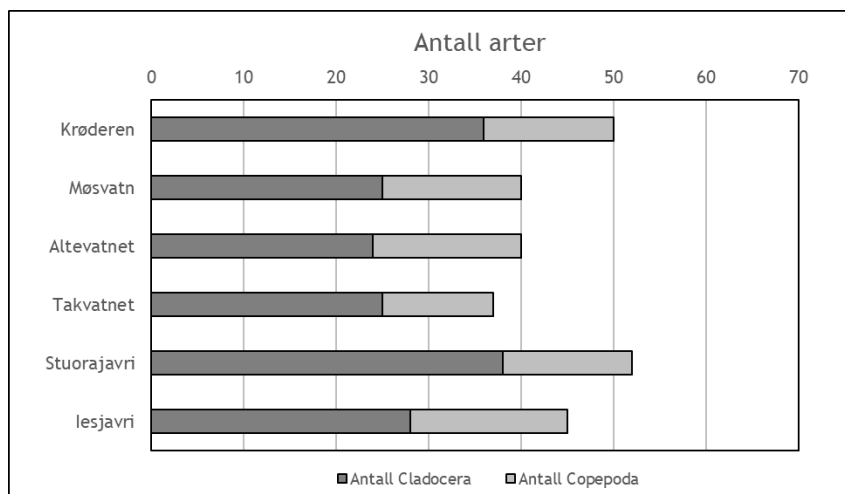
Tilstanden er basert på kombinasjon av nEQR for klorofyll a, totalt volum, PTI og Cyano_{max} iht klassifiseringsveilederens figur 4.1, s.48. Blå er svært god og grønn er god tilstand.

Innsjønavn	Norsk Type nr.	nEQR
Gjende	L311	0,66
Krøderen	L105b	0,79
Mjøsa	L105b	0,64
Møsvatnet	L304	0,73
Selbusjøen	L105b	0,86
Altevatnet	L207	0,85
Takvatnet	L207	0,87
Stuorajávri	L207	0,81
lešjávri	L207	0,87

4.3 Småkreps og bunndyr

4.3.1 Artsantall og artssammensetning av småkreps

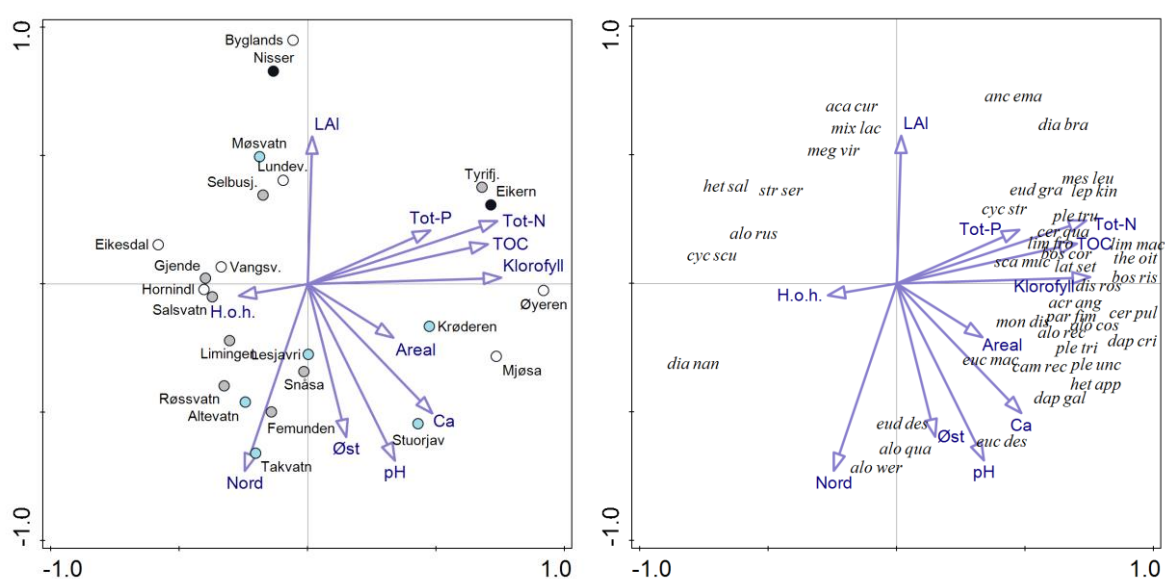
Artsrikdom av småkreps (planktoniske og litorale vannlopper og hoppekreps) varierte fra 37 arter (25 arter vannlopper og 12 arter hoppekreps) i Takvatnet til 53 arter (38 arter vannlopper og 14 arter hoppekreps) i Stuorajávri (Figur 8). Fra Gjende, Selbusjøen og Mjøsa er det kun tatt pelagiske prøver, og artsantallet er derfor ikke sammenlignbart med de andre innsjøene (Vedlegg H1).



Figur 8. Artsantall av krepsdyrplankton (vannlopper Cladocera og hoppekreps Copepoda) i de undersøkte innsjøene i 2018 basert på både pelagiske og litorale prøver. Gjende, Selbusjøen og Mjøsa er ikke tatt med i figuren da det her bare er tatt pelagiske prøver.

Det er interessant at Stuorajávri, som ligger 371 m o.h. i Finnmark, har en større diversitet enn Krøderen, som ligger under marin grense på Østlandet. I sistnevnte innsjø ble det funnet 50 arter (25 arter vannlopper og 12 arter hoppekreps). Dette skyldes bl.a. biogeografiske forhold, samt høyere kalsium-konsentrasjon (Tabell 3) og stor habitatvariasjon i Stuorajávri (se mer informasjon om arter i vedlegg H1).

Figur 9 viser resultatet av en PCA-analyse der datagrunnlaget er artsinventaret (tilstede/ ikke tilstede) av småkrepser i til sammen 23 innsjøer som har blitt prøvetatt etter samme program (ØKOSTOR). I tillegg til årets innsjøer er innsjøene som ble undersøkt i 2015 (Eikeren og Nisser), i 2016 (Snåsavatnet, Femunden, Røssvatnet, Salsvatnet, Limingen, Selbusjøen, Gjende og Tyrifjorden) og 2017 (Byglandsfjord, Lundevatnet, Hornindalsvatnet, Eikesdalsvatnet, Vangsvatnet, Mjøsa og Øyeren) inkludert i analysen. Innsjøer som ligger nær hverandre i PCA-plottet, har flere arter til felles enn innsjøer som ligger langt fra hverandre. 1.-aksen forklarte 22,5 % av totalvariasjonen i materialet, mens 2.-aksen bidro med ytterligere 9.9 %. TOC (total organisk karbon), Tot-N total nitrogen og klorofyll var korrelert med 1.-aksen. Fordelingen av innsjøene viser at de mest næringsfattige innsjøene ligger i den venstre delen av 1.-aksen (f.eks. Eikesdalsvatnet, Hornindalsvatnet, Salsvatnet), mens de mest næringsrike innsjøene (f.eks. Mjøsa, Øyeren, Eikeren og Tyrifjorden) er plassert i motsatt ende av denne aksen. Krøderen, som ble undersøkt i 2018, finner vi også til høyre langs 1.-aksen, men ikke så langt ut som de fire forannevnte.



Figur 9. PCA-plot som illustrerer likheter og forskjeller i sammensetningen av småkrepssamfunnene i innsjøene fra ØKOSTOR der det tatt både pelagiske og litorale prøver. Figuren er basert på tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse av hver enkelt art. Venstre figur: lokalitetsplott. Svarte sirkler 2015 (Eikeren og Nisser), grå sirkler 2016 (Snåsavatn, Femunden, Røssvatn, Salsvatnet, Limingen, Gjende, Selbusjøen og Tyrifjorden), hvite sirkler 2017 (Hornindalsvatnet, Eikesdalsvatnet, Vangsvatnet, Lundevatnet, Mjøsa og Øyeren), lysblå sirkler 2018 (Møsvatn, Iešjávri, Altevatnet, Takvatnet, Stuurajávri, Krøderen). Høyre figur: Artsplott. Miljøvariablene h.o.h., breddegrad, lengdegrad, areal, labilt aluminium, pH, klorofyll a, total nitrogen, kalsium, total organisk karbon og total fosfor er lagt til passivt (dvs. at de ikke påvirker ordinasjonen) for å anskueliggjøre mulige forklaringsvariabler.

Ser vi på innsjøene i Sør-Norge isolert, representerer 1.-aksen også en øst-vest gradient, mens 2.-aksen skiller mellom innsjøene i sør og nord med de tre innsjøene i sør, Nisser, Byglandsfjorden og Lundevatnet, i øvre del av aksene. Som vi kunne forvente finner vi også Møsvatn her. Vannene i fra Nord-Norge (Takvatnet, Stuurajávri, Iešjávri og Altevatnet) finner vi i motsatt ende, med de to førstnevnte lengst ut på aksene. Langs 1.-aksen er Altevatnet assosiert med de næringsfattige mens Stuurajávri har flere fellestrekk med de mer næringsrike vannene. 2.-aksen er også korrelert med pH, som bidrar til å skille innsjøene med svært lav alkalitet (øverst) fra de med moderat alkalitet (nederst).

Kort oppsummert kan vi si at resultatet primært er bestemt av produktivitet etterfulgt av geografi. Vektorene for pH og innsjøareal går i en diagonal retning, med de store, nær nøytrale innsjøene til høyre og nederst, og de mindre og mer sure innsjøene oppe til venstre i figuren.

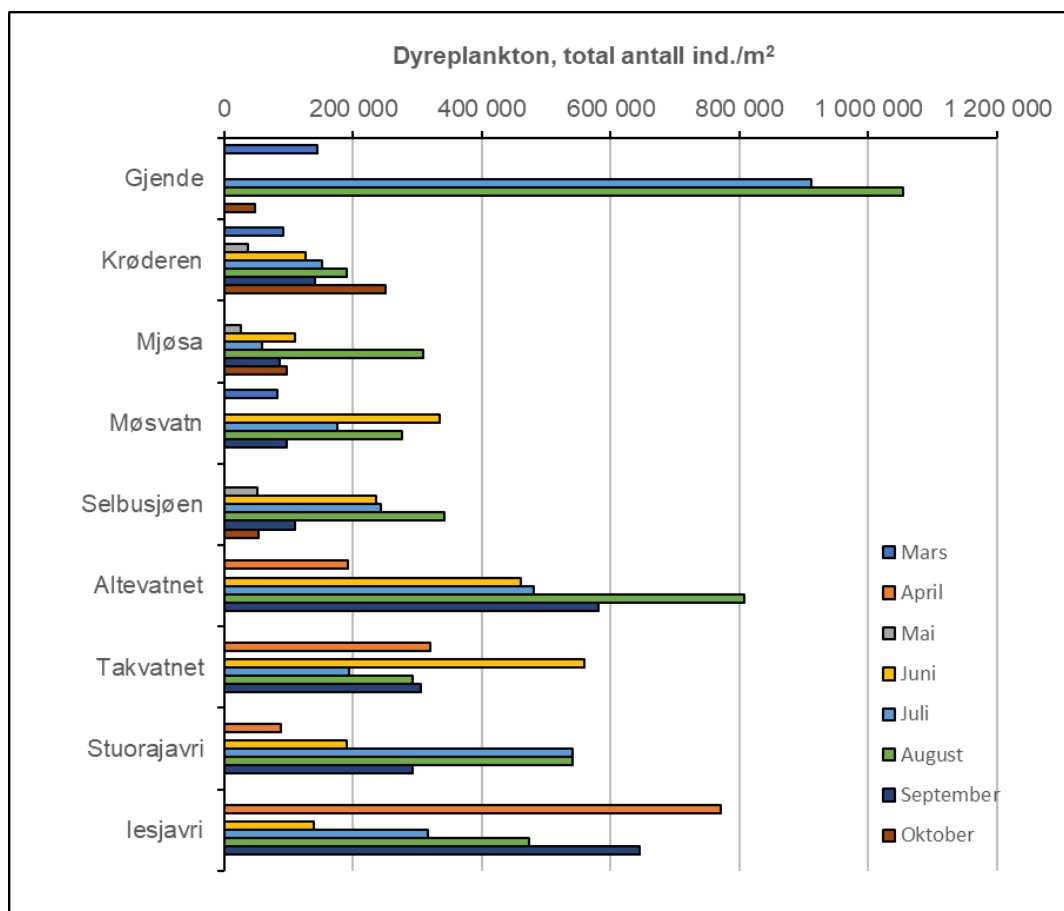
Artsplottet viser at arter som er begünstiget av høyt næringssaltinnhold og høy fiskepredasjon er assosiert med innsjøene på Østlandet. Et godt eksempel er børstesnabelkreps *Bosmina longirostris* som var vanlig i disse innsjøene, og som manglet i de øvrige. Det samme var tilfelle for børsthaleprikkdagnie *Ceriodaphnia pulchella*. I Krøderen fant vi begge arter mens sistnevnte ble funnet i Stuorajávri. Arter som polarnebbkreps *Alona werestschagini* og nordhops *Eudiaptomus graciloides* er assosiert med lokalitetene i Nord-Norge. Spasmekreps *Heterocope saliens* blir mer sjelden mot nord og var vanlig i vannene i øvre del av 2.aksen, blant annet Møsvatn. Stuorajávri var det av vannene i Nord-Norge med en fauna som hadde flest fellestrekk med de mer næringsrike vannene i sør. Bolerkreps *Latona setifera*, hjelmdagnie *Daphnia cristata*, stripenebbkreps *Alona costata*, enøyekreps *Monospilus dispar* og sommerhops *Mesocyclops leuckarti* er eksempler på arter som ble funnet i Stuorajávri og som ofte er assosiert med mer næringsrike lokaliteter.

4.3.2 Krepsdyrplanktonet: tetthet og artssammensetning

Siden krepsdyrplanktonprøvene i innsjøene er tatt med planktonhåv, egner de seg ikke for kvantitative beregninger av tetthet (antall per volum- eller arealenhet). Antall dyr i prøvene gir likevel et grovt estimat på tettheten av krepsdyrplankton i innsjøene. Tettheten varierte i løpet av sesongen, og i de fleste sjøene var det flest dyr i juli/august (Figur 10). I lešjávri var tettheten av dyr størst i april under isen, med dominans av calanoide nauplier og copepoditter samt cyclopoide nauplier. I Møsvatn og Takvatnet var tettheten størst i juni og i Krøderen var det flest dyr i oktober. Tettheten varierer også mellom innsjøene. Gjennomsnittlig var det færrest dyr i Mjøsa og flest i Gjende (faktor fem i forskjell), men også i Altevatnet, lešjávri, Takvatnet og Stuorajávri var det forholdsvis mange dyr. Unge stadier (nauplier og copepoditter) av hoppekrepsen vingehops *Cyclops scutifer* er årsak til den høye tettheten i Gjende. Denne arten var også til stede i høye tettheter i Gjende i 2015, 2016 og 2017.

Fordelingen av krepsdyrplankton i forskjellige hovedgrupper er vist i Figur 11. Generelt er fordelingen i prøver tatt med 90 µm håv fra hhv 0-10 m og 0-50 m, ganske lik, og forskjellig fra prøver tatt med den store håven (maskevidde 500 µm). Generelt er små arter/taksa, f.eks. vannlappeslekten *Bosmina* og cyclopoide hoppekreps (i hovedsak nauplier og små copepoditter), underrepresentert/helt fraværende i den store håven fordi små dyr passerer gjennom maskene. Det er kun store individer av de små artene som kan bli fanget opp i den store håven. Tettheten av store arter (>1mm), som f.eks. glassrovkreps *Leptodora kindti* og langhalekreps *Bythotrephes longimanus*, underestimeres derimot ved bruk av den lille håven. Dette skyldes både at disse artene forekommer i lave tettheter og at de er hurtigsvømmende (dvs. at de vanskeligere fanges opp i et vanlig håvtrekk). I trekkene med mysishåven var det i hovedsak gelekreps *Holopedium gibberum* og dagnier som dominerte. Unntak er Mjøsa der istidsrelikten flammekreps *Limnocalanus macrurus* utgjorde 40% av individene, mens resten bestod nesten utelukkende av dagnier. De største artene funnet i de pelagiske prøvene, pungreke *Mysis relicta*, firetornet istidskreps *Pallasiola quadrispinosa*, trollistidskreps *Gammaracanthus lacustris* ble bare funnet i 500 µm prøvene i Mjøsa. I Selbusjøen ble pungreke funnet både i mysishåven og i 90 µm prøvene.

Med unntak av Krøderen utgjorde gruppen «andre hoppekreps» >60% av individene basert på 90 µm trekkene (0-50 m). Dette skyldtes primært at gruppen «andre hoppekreps» består av store mengder nauplier og små copepoditter. I Krøderen utgjorde gelekreps, dagnier og bosminider tilsammen >60% av individene. Dagnier alene utgjorde 30% av individene, noe som er en langt større andel enn i noen av de øvrige innsjøene som har vært undersøkt i forbindelse med ØKOSTOR-programmet.

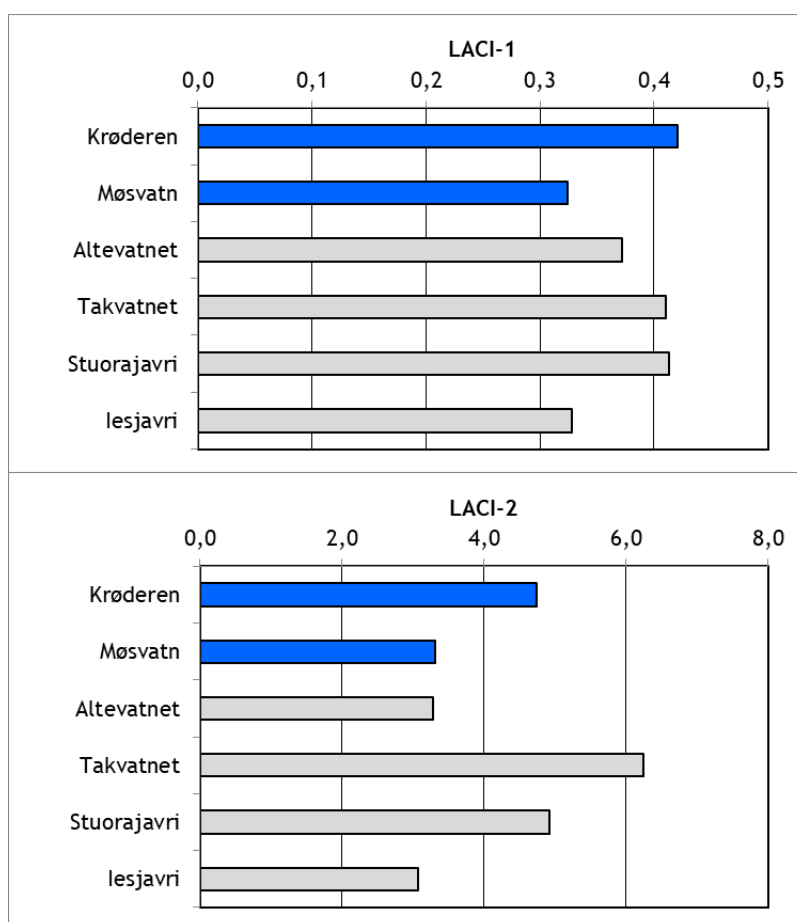


Figur 10. Tettheten av krepsdyrplankton i prøvene tatt med 90 μ m h v fra 0-50 m dyp. Dette er ikke et eksakt mål for tettheten av krepsdyrplankton i innsjøene, men gir likevel et inntrykk av variasjon i mengden dyr innen og mellom sjøer.

Også Stuoraj vri hadde en større andel dafnier enn det som har vært registrert tidligere; 13% og 15% i trekkene fra respektive 10 og 50 meters dyp. Dafniene spiller en viktig rolle i innsjø-økosystemet; de er viktig fiskeføde og har også en nøkkelrolle som algefiltratorer, og bidrar således til innsjøens selvrensende evne. Innsjøene i denne undersøkelse er alle relativt næringsfattige, hvilket betyr at det er lite sannsynlig at det oppstår problemer med eutrofiering og derav følgende algeoppblomstringer. Dafnienes økologiske rolle som «rensaneanlegg» er viktigere i mer næringsrike innsjøer.

Gelekreps ble fanget i alle håvtrekkene, men aldri i store tettheter (<10%). Bosminidene dominerte i enkelte prøver, og i begge trekkene fra Møsvatn utgjorde snabelkreps >20% av individene.

Bare Krøderen og Møsvatn på Østlandet er regnet som forsuringsfølsomme basert på vanntypen. Siden disse er kalkfattige og klare, er tilstanden bestemt av LACI-2 som gir *svært god* økologisk tilstand for begge innsjøer (Figur 12). Indeksen LACI-1, som angir andel forsuringsfølsomme arter, varierte mellom 0,32 og 0,42. Både Krøderen og Møsvatn får *svært god* tilstand basert på LACI-1. Alle innsjøene i Nord-Norge (Altevatnet, Takvatnet, Stuorajávri, Iešjavri) er moderat kalkrike og dermed ikke regnet som forsuringsfølsomme. I overensstemmelse med dette har disse innsjøene høye verdier for både LACI-1 og LACI-2. Vi vurderer at småkrepsfaunaen ikke er påvirket av forsurening i de to forsuringsfølsomme innsjøene Krøderen og Møsvatn.

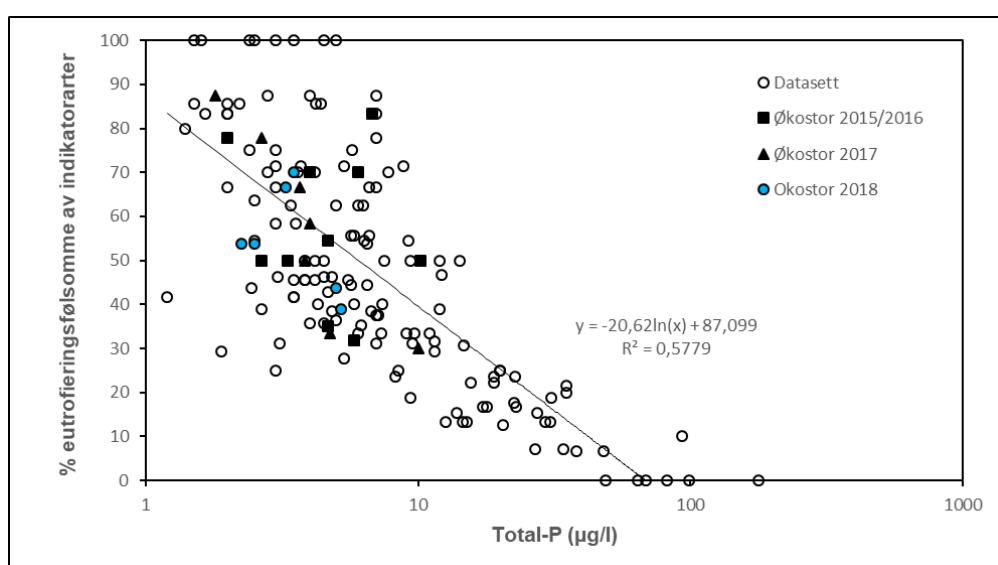


Figur 12. Økologisk tilstand for småkreps (litorale prøver) mht forsurening i ØKOSTOR-innsjøer undersøkt i 2018. Øverst: LACI-1 (Lake Acidification Crustacean Index 1), nederst: LACI-2 (Lake Acidification Crustacean Index 2). Fargen som angir tilstandsklassen (se figurtekst til Figur 3) er fastsatt med basis i typespesifikke klassegrenser presentert i Tabell 3.

For begge indeksene var det liten variasjon mellom stasjoner i samme innsjø. LACI-2 ga *svært god* økologiske tilstand for alle stasjoner i både Krøderen og Møsvatn (vedlegg H). LACI-1 indikerte imidlertid noe dårligere tilstand, og ved bruk av denne indeksen ville alle stasjonene i Krøderen fått *god* tilstand (vedlegg H). For Møsvatn var det én stasjon der LACI-1 tilsa *god* tilstand mens resten av stasjonen hadde indeksverdier tilsvarende *svært god* tilstand. For de øvrige innsjøene ga begge indekser høye verdier for alle stasjoner, men disse er ikke klassifisert fordi de er moderat kalkrike (vedlegg H).

Forholdet mellom andel eutrofieringsfølsomme arter av småkreps og konsentrasjonen av Tot-P for innsjøene i ØKOSTOR er vist i Figur 13. Figuren inkluderer innsjøer undersøkt mht både pelagiske og litorale småkreps i 2015, 2016, 2017 og 2018. Totalt syv av artene i materialet fra 2018 betraktes som eutrofieringsfølsomme (gelékreps, snabelkreps, spissfotkreps *Ophryoxus gracilis*, stripedvergkreps

Alonella excisa, klarvannskreps *Alonopsis elongata*, vingehops, robusthops *Acanthocyclops robustus*). Altevatnet og Takvatnet hadde høyest andel eutrofieringsfølsomme arter (hhv. 70 og 67 % av antall indikatorarter) og Krøderen og Stuorajávri hadde lavest andel (hhv. 39 og 44 % av antall indikatorarter). I materialet fra 2018 er 13 av artene betraktet som eutrofieringstolerante (svevekreps *Diaphanosoma brachyurum*, krystallkreps *Sida crystallina*, børsthaleprikkdafnie, hjelmdafnie *Daphnia cristata*, børstesabelkreps, brunstripenebbkreps *Alona rectangula*, gebisskreps *Pleuroxus truncatus*, glassrovkreps, sørhops *Eudiaptomus*, langhalehops *Eucyclops macrurus*, grønnhops *Megacyclops viridis*, sommerhops og sylfidehops *Thermocyclops oithonoides*). Andel tolerante arter var høyest i Krøderen og lavest i Altevatnet (hhv. 61 og 30 % av antall indikatorarter). Krøderen og Stuorajávri, som hadde høyest andel av eutrofieringstolerante og lavest andel eutrofieringsfølsomme arter, er de to av innsjøene med høyest Tot-P konsentrasjon på hhv. 5,2 og 5,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ (i epilimnion). Basert på Tot-P konsentrasjonene kan alle innsjøene karakteriseres som oligotrofe, noe som avspeiles i andel eutrofieringsfølsomme arter.



Figur 13. Eutrofieringsfølsomme småkreps som andel av indikatorarter (eutrofieringsfølsomme + eutrofierings-tolerante vannlopper og hoppekreps) fra et større antall innsjøer i Norge som funksjon av total fosfor konsentrasjon (åpen ring, her kalt «datasett»). Merk: x-aksen med logaritmisk skala. Innsjøene fra ØKOSTOR er vist med svart firkant (2015 og 2016), svart trekant (2017) og blå sirkel (2018) og inngår ikke i regresjonen. Alle ØKOSTOR innsjøer (2015-2018) med data fra både pelagiske og litorale krepsdyr er inkludert i analysen.

4.3.4 Artsantall og artssammensetning av bunndyr

Det ble totalt registrert 40 taksa av bunndyr i litoral prøver fra Stuorajávri i 2018. De mest artsrike gruppene var vårfluer (Trichoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera), såkalte EPT-taksa, som totalt utgjorde 24 taksa⁴. Antall EPT-taksa varierte fra null til 10 i enkeltprøver, og fem til 13 dersom en slår sammen prøvene fra vår og høst, noe som må betraktes som lavt. Med hensyn til mengder av bunndyr var det fjærmygg (Chironomidae) som dominerte i de fleste innsjøene. Det ble ikke funnet noen fremmede arter, eller arter på rødlisten. Høstprøvene ga mer enn en dobling i antall dyr. Det ble også registrert flere taksa om høsten, men enkelte av taksaene ble kun funnet om våren. Det ble funnet ett eksemplar av guløyet aftendøgnflue (*Proclotron bifidum*) som tidligere ikke er funnet nord for Rana (Nordland). Dette er en relativt småvokst art som er enkel å overse og som har få tidligere registreringer. Den geografiske avstanden fra Ranaelva og til Stuorajávri er imidlertid

⁴ Fjærmygg (Chironomidae), fåbørstemark (Oligochaetae) og rundmark (Nematoda) ble ikke bestemt til art.

ganske stor. Individet er sendt til DNA strekkoding. Det ble også funnet børstekjevedøgnflue (*Arthroplea congener*), en art med relativt få registreringer i Finnmark.

På høsten ble det funnet marflo (*Gammarus* sp.) i lave tettheter på seks av stasjonene. Marflo er relativt kalkrevende og samtidig følsom for en rekke påvirkninger, slik som forsurening, eutrofiering, vassdragsreguleringer. Arten er dessuten et viktig næringsdyr for fisk i mange høyereliggende og nordlige innsjøer. Forekomst av marflo i Stuorajávri er en indikasjon på *svært god* økologisk tilstand (se 4.3.5 nedenfor).

Av de undersøkte områdene i innsjøen er det få som er godt egnet for steinfluer. For vårfluer i innsjøer, vil man med standardiserte sparkeprøver generelt få et fåtall individer i hver prøve. Med ett års innsamling vil den totale diversiteten av bunndyr i innsjøen høyst sannsynlig være underestimert, og dette bidrar til usikkerhet i tilstandsvurderinger basert på beregnede indekser. For å få et bedre inntrykk av diversiteten på kort sikt bør man supplere med større innsats og helst Malaise-feller i områder nær innsjøen. I 2010 ble det gjennomført en større undersøkelse av diversiteten til vannlevende insekter i Finnmark, hovedsakelig av tovinger, men også av taksa som inngår i indeksene som benyttes i klassifiseringen. Undersøkelsen resulterte i en rekke nye funn for Finnmark (Ekrem mfl. 2012), men insektfaunaen i Stuorajávri var ikke inkludert her.

4.3.5 Vurdering av økologisk tilstand basert på bunndyr

Stuorajávri er moderat kalkrik og humøs. Det er ikke utviklet noen klassegrenser for denne innsjøtypen, men dataene som er samlet inn kan bidra til arbeidet med å videreutvikle klassifiseringssystemet.

Ved bruk av klassegrensene for kalkfattige, klare innsjøer får Stuorajávri samlet sett en *god* økologisk tilstand mht. forsurening (nEQR = 0,74). Innsjøen er imidlertid moderat kalkrik og anses derfor ikke som forsurningsfølsom. Forsurningsindeksene ga likevel dels lave verdier med relativt store variasjoner mellom de åtte stasjonene (vedlegg H3). De lave indeksverdiene indikerer at forholdene for bunndyr i Stuorajávri ikke er helt gunstige, men dette skyldes sannsynligvis andre forhold enn forsurening. Blant fiskeartene registrert i Stuorajávri er flere effektive predatorer av invertebrater, slik som trepigget stingsild, ørekyte, abbor og bunnsik (se kap. 4.6). Enkelte sparkeprøver inneholdt opptil 15 fisk, og det er grunn til å tro at lave tettheter av bunndyr på enkelte stasjoner kan skyldes et høyt predasjonstrykk. Variasjon i substrat kan også være en medvirkende årsak til variasjoner i tetthet og artssammensetning. Substratet på de åtte bunndyrstasjonene varierte fra blokkstein og stein til grus og mudder. På alle stasjonene var substratet preget av begroing, med et algelag som delvis lå på toppen og delvis var blandet med finsubstratet. Flere steder i og rundt innsjøen observerte vi store steiner med myr rundt, og ved stasjon 3 fant vi store blokksteiner med vannfylte, meterstore hull mellom. På slikt substrat er den benyttede innsamlingsmetoden ofte lite egnet, men likevel fant vi forholdsvis høye tettheter og høyere diversitet her, både vår og høst. Det kan skyldes både mindre finmateriale (og lavere predasjonstrykk) enn på mange av de øvrige stasjonene.

Samlet klassifisering iht. ASPT-indeksen for påvirkninger generelt viste *svært god* tilstand (nEQR = 1,00; Tabell 13). Tilstanden var *svært god* på alle stasjoner (Vedlegg H3). Vi har lite erfaring med å bruke ASPT-indeksen for innsjøer i Norge, og det er derfor usikkert om klassegrensene, som er hentet fra det svenske klassifiseringssystemet, er egnet for norske forhold. Siden Stuorajávri er moderat kalkrik og humøs, kan det være at klassegrensene for Fennoskandiske skölden (økoregion 22) er bedre egnet enn de benyttede klassegrensene for Boreala högländet (økoregion 20). Førstnevnte økoregion har noe strengere klassegrenser, men samlet tilstand for Stuorajávri blir uforandret, dvs. *svært god*

(nEQR = 1,0). Enkelte stasjoner ville imidlertid fått *god* tilstand dersom vi benyttet de strengere klassegrensene for økoregion 22.

Tabell 13. Økologisk tilstand for litorale bunndyr mht. generell degradering for de store innsjøene undersøkt i ØKOSTOR i 2018.

Klassifiseringen er gjort på grunnlag av ASPT indeksen basert på det svenske klassifiseringssystemet (se. Tabell 6). SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød) tilstand.

Norsk type	Innsjø	ASPT	EQR	nEQR
L207	Stuorajávri	5,925	1,06	1,00

Stuorajávri drenerer et større område av Finnmarksvidda nord for innsjøen. Utløpselva renner ut i Kautokeinoelva som utgjør øvre del av Alta-Kautokeinovassdraget. I nedbørfeltet ligger nedlagte Bidjovagge gruver hvor det i perioder mellom 1968 og 1991 er utvunnet kobber og gull i dagbrudd. I forbindelse med nedleggelsen og saneringen av anlegget ble det målt 0,4 - 2 µg kobber per liter i 1992-1993 i et punkt som ligger nedenfor alle tilførselene fra området. Det ble konkludert med at avrenningen ikke har noen konsekvens for vannkvaliteten i vassdraget nedenfor (Iversen & Efraimsen 1995).

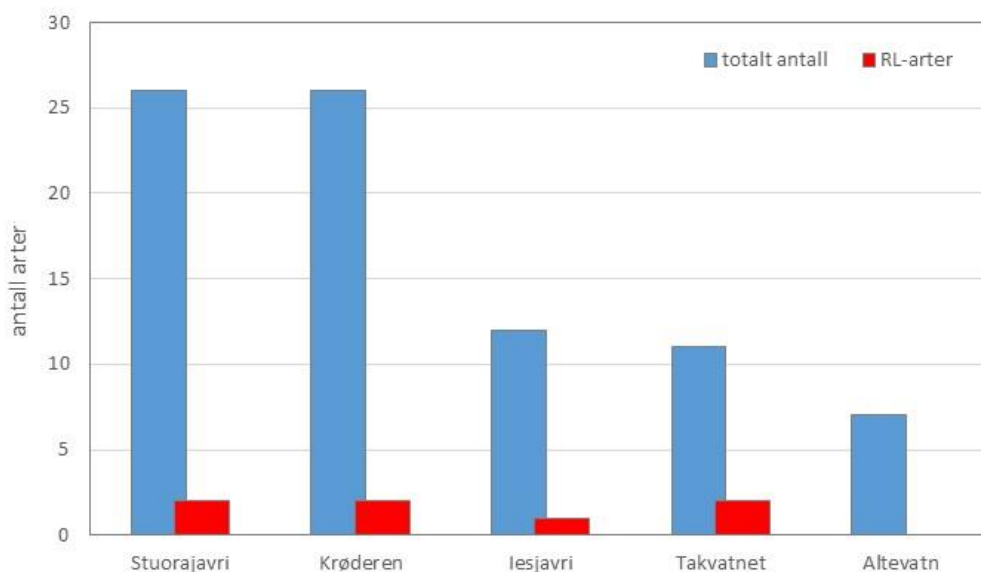
4.4 Vannplanter

I 2018 ble det foretatt vannplanteundersøkelser i Stuorajávri og lešjávri i Finnmark, Takvatnet og Altevatnet i Troms, samt Krøderen i Buskerud. Krøderen er en kalkfattig klar innsjø, Stuorajávri er moderat kalkrik og klar, mens de øvrige er moderat kalkrike og svært klare. Krøderen og Altevatnet er regulerte innsjøer, og Altevatnet er sterkt modifisert.

4.4.1 Artsantall og artssammensetning

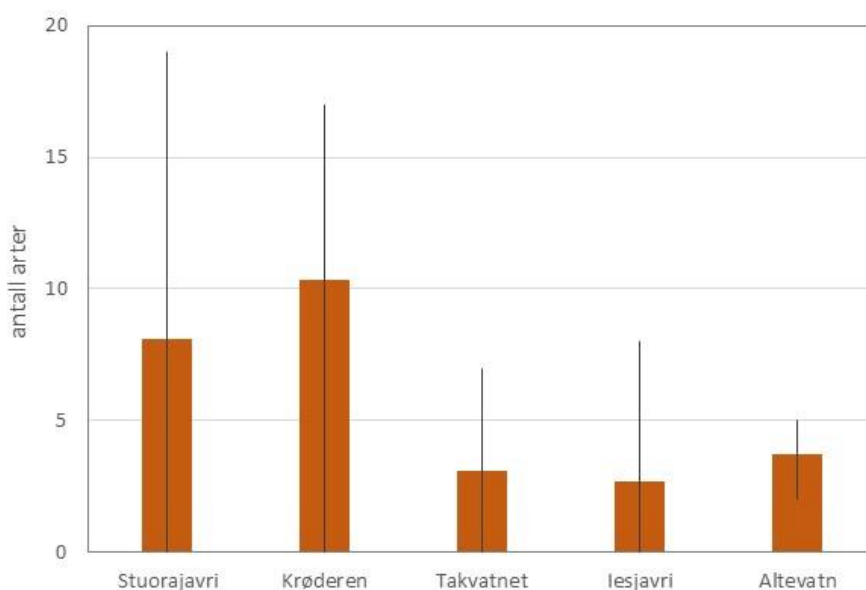
Antall arter varierte mye fra innsjø til innsjø. Høyest antall, 26 arter, ble registrert i Krøderen og i Stuorajávri. Takvatnet og lešjávri hadde hhv. 12 og 10 arter, mens det i svært regulerte Altevatnet bare ble registrert 6 arter (Figur 14 og vedlegg G). Artsantallet i Krøderen er omtrent tilsvarende det som tidligere er registrert i andre store innsjøer på Østlandet. Det høye artsantallet i Stuorajávri skyldes sannsynligvis en kombinasjon av gunstig berggrunn, som gir moderat kalkrike vannmasser, og innslag av sørøstlige arter. Innsjøen ligger i fjellbjørkeskogen og har forholdsvis store myrområder i nedbørfeltet. Den har derfor et høyere innhold av organisk materiale enn øvrige innsjøer i regionen. Dette, samt gunstig lokalklima er nok også viktig for forekomst og utvikling av vannvegetasjon. lešjávri ligger like over fjellbjørkeskogen og har lite myrområder i nedbørfeltet, og har derfor et klart lavere innhold av organisk materiale. Også Takvatnet har lavt organisk innhold. Både lešjávri og Takvatnet er mer erosjonsutsatt enn Stuorajávri. Reguleringen av Altevatnet er klart begrensende for artsantallet, noe som vises klart i Gjeddebukta, en noe avsnørt bukt av Altevatnet som opprettholder et vannspeil når vannstanden i selve innsjøen senkes. I denne bukta ble det registrert dobbelt så mange arter som i selve innsjøen.

Totalt 5 rødlistearter ble registrert i 2018; *Crassula aquatica*, *Callitriche hermaphroditica*, *Myriophyllum verticillatum*, *Nitella flexilis* og *Tolypella canadensis*. Ingen fremmede arter ble registrert.



Figur 14. Totalt antall vannplantearter og rødlistearter registrert i de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2018.

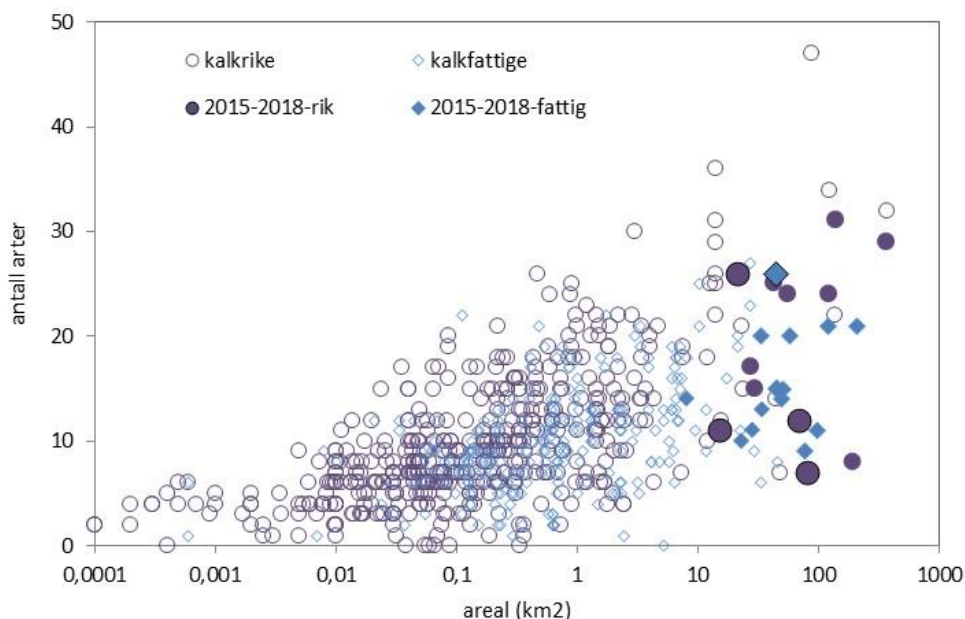
Artsantallet varierte mye fra lokalitet til lokalitet i de fleste innsjøene (Figur 15), og størst var variasjonene i Stuorajávri. Dette viser stor habitatvariasjon, som spenner fra beskyttede bukter med tilsig fra rikere berggrunn og myrområder til mer erosjonsutsatte områder, med grovere substrat. Også Krøderen hadde stor habitatvariasjon. Det er mindre variasjon i artsantall mellom lokalitetene i de øvrige innsjøene, særlig i Altevatnet.



Figur 15. Midlere artsantall og total variasjon i artsantall mellom lokalitetene i hver innsjø.

Krøderen har en vegetasjonssammensetning typisk for kalkfattige innsjøer, med dominans av kortskuddsartene *Isoetes lacustris*, *I. echinospora*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*, samt langskuddsartene *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Juncus bulbosus*. Forekomst av *Crassula aquatica* antyder lokalt noe rikere områder (se artslistene i vedlegg G).

Artssammensetningen i Stuorajávri, lešjávri og Takvatnet er typisk for moderat kalkrike innsjøer; f.eks. *Callitriche hermaphroditica*, *Potamogeton praelongus*, *Stuckenia filiformis* og *Tolypella canadensis*. Andre kalkkrevende arter som bare er registrert i Stuorajávri er *Myriophyllum sibiricum*, *M. verticillatum* og *Ranunculus confervoides*. *M. verticillatum* er en sørøstlig art som har hovedutbredelse på Østlandet, men som også forekommer i Finnmark. Den er tidligere registrert i Pasvik. Stuorajávri er den eneste av de store innsjøene i nord som har store bestander av *Isøetes lacustris*. Vannvegetasjonen i Altevatnet er svært utarmet pga. reguleringen, men vegetasjonen registrert i Gjedde-bukta, som ikke er like mye preget av reguleringen som øvrige lokaliteter i innsjøen, har et noe mer kalkfattig preg enn de øvrige moderat kalkrike innsjøene i nord.



Figur 16. Sammenheng mellom antall arter og innsjøareal for hhv. kalkfattige (typene L-N-M001, L-N-M002, L-N-M101 og L-N-M102) og kalkrike (typene L-N-M201, L-N-M202, L-N-M301 og L-N-M302). Fylte lilla sirkler er moderat kalkrike innsjøer og fylte blå firkanter er svært kalkfattige-kalkfattige innsjøer i ØKOSTOR prosjektet. Innsjøene undersøkt i 2018; Stuorajávri, lešjávri, Takvatnet, Altevatnet og Krøderen er spesielt uthevet med større symboler. Åpne sirkler: data fra NIVAs database.

I relativt upåvirkete innsjøer er artsantall og artssammensetning avhengig av flere faktorer, hvor alkalinitet og innsjøareal er blant de viktigste. Generelt øker antall arter med innsjøarealet (Figur 16), noe som henger sammen med økende antall habitater, dvs. en stor innsjø kan gi rom for flere arter med ulike økologiske preferanser (Rørslett 1991, Mjelde 1997). I tillegg er det generelt flere arter som trives best i mer kalkrike forekomster, dvs. benytter HCO_3 som karbonkilde (Mjelde 1997). Krøderen, den eneste kalkfattige innsjøen som ble undersøkt i 2018, har imidlertid et artsantall omtrent som i de moderat kalkrike innsjøene. I motsetning til flere av de kalkfattige innsjøene i Sør-Norge, er Krøderen ikke preget av forsuring, har en svært moderat regulerings høyde og fremstår som en av de mest artsrike kalkfattige innsjøene i Norge. Stuorajávri er blant Norges mest artsrike innsjøer, og sammen med Vaggatem i Pasvik, den mest artsrike innsjøen som er registrert i Nord-Norge.

4.4.2 Klassifisering av økologisk tilstand mht eutrofiering

Artssammensetning

Antall arter av vannplanter (karplanter og kransalger) varierer langs trofigradienten. Diversiteten er størst i svakt mesotroft vann mens antallet deretter synker jevnt med økende eutrofiering (Mjelde 1997). Nedgangen skyldes først og fremst en redusert lys (pga. økt planteplanktonbiomasse). Arter som er tolerante overfor eutrofiering har ulike strategier; f.eks. vokser på grunt vann, flyteblad på vannoverflaten eller en langstrakt vekstform slik at de fort kommer til overflaten (mindre følsom for dårlig lys), eller generelt lavere krav til lys enn andre planter.

Basert på Tlc-indeksen kan økologisk tilstand for vannplanter mht eutrofiering karakteriseres som *god* i Krøderen og *svært god* i de øvrige innsjøene (Tabell 14).

Tabell 14. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til eutrofiering (Tlc-indeks) angitt som nEQR for hver innsjø som ble undersøkt for vannplanter i ØKOSTOR i 2018. Fargen indikerer tilstandsklassen, der blå er svært god og grønn er god

NGIG type	Norsk type	Innsjø	Tlc	nEQR
L-N-M101	L105b	Krøderen	65,4	0,70
L-N-M201	L207	Altevatnet	100	1,00
L-N-M201	L207	Takvatnet	90,9	1,00
L-N-M201	L207	Stuorajávri	76,9	1,00
L-N-M201	L207	lešjávri	91,7	1,00

Nedre voksegrense

Vegetasjonens utbredelse mot dypet er som regel bestemt av lysforholdene, som ofte er uttrykt ved siktedypet. Det er imidlertid ikke noen enkel sammenheng mellom siktedyp og lysintensiteten ved siktedypet. I litteraturen oppgis det at 1-15 % av overflatelyset er igjen ved siktedypet. Nedre dybdegrense for *Isoetes lacustris* er tidligere funnet å samsvare med et gjennomsnittlig relativt lysnivå på 6-10 % av innkommende PAR (fotosynteseaktiv stråling) (Rørslett & Brettum 1989).

I de fleste store og næringsfattige innsjøene i Norge (noe mindre vanlig i Nord-Norge) vil kortskuddsarten *Isoetes lacustris* danne bestander på noe dypere vann og være dominerende ved vegetasjonens nedre grense. Arten ble bare registrert og dannet bestander i Stuorajávri og Krøderen i 2018. I de øvrige innsjøene ble den ikke registrert.

Nedre voksegrense for bestander av *Isoetes lacustris* i Krøderen og Stuorajávri var hhv. 3,4 og 3 m dyp (Tabell 15). I de fleste innsjøene ble det registrert enkeltindivider av andre arter dypere enn *Isoetes*-bestandene. Arter og livsformgrupper har ulike krav til lys (se f.eks. Middelboe og Markager 1997), og ofte går kransalgene og vannmosene dypere enn karplantene. Bestander av *Isoetes lacustris* er i Skandinavia ikke registrert dypere enn ca. 7 m dyp (Rørslett og Brettum 1989, Lydersen m.fl. 2001).

Det var generelt en god sammenheng mellom nedre voksegrense og siktedypet. Variasjoner kan skyldes avvikende samsvar mellom siktedyp og lysintensitet, eventuelt andre faktorer som hydrostatisk trykk, substrat- og sedimenteringsforhold eller temperatur (se referanser i Rørslett og Johansen 1994).

Tabell 15. Nedre voksegrense (m) for vannplanter i de store innsjøene i ØKOSTOR 2018.

Dybder for nedre grense er korrigert til medianvannstand i Krøderen og Altevatnet

Innsjø	siktedyp (m)	midlere nedre grense <i>Isoetes lacustris</i> -bestander	absolutt nedre grense (enkeltpanter)	art ved absolutt nedre grense
Krøderen	5,7	3,4	4,9	<i>Isoetes lacustris</i>
Altevatnet	8,2	-	9,3	<i>Nitella opaca</i>
Takvatnet*	12,2	-	11,1	<i>Nitella opaca/Tolypella canadensis</i>
Stuorajävri*	6,3	3	5	<i>Callitriche hermaphroditica</i> + andre elodeider
lešjävri*	10,0	-	9,9	<i>Nitella opaca/Tolypella canadensis</i>

*: vannstandsdata foreligger ikke. Nedre grenser er gitt i forhold til vannstand på observasjonstidspunktet.

4.4.3 Klassifisering av økologisk tilstand mht vannstandsregulering

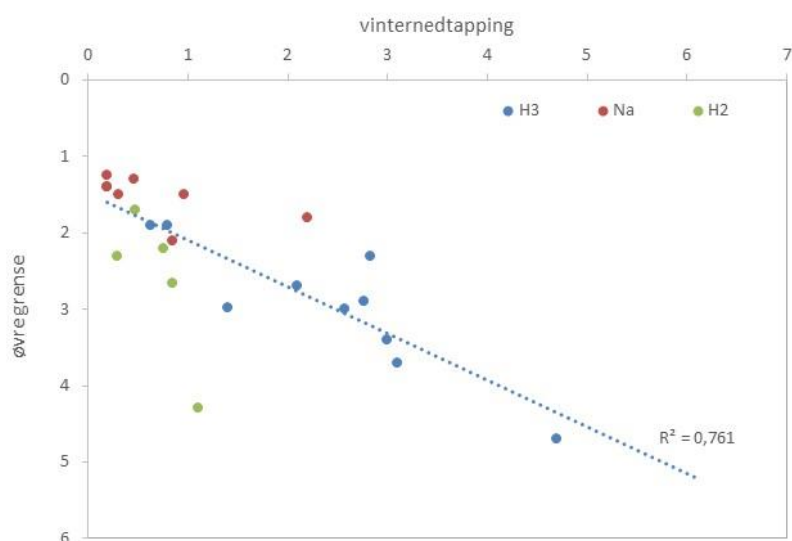
Wlc-indeksen er utviklet for vannkraftmagasiner. Tradisjonelt sett ble disse innsjøene tappet kraftig ned på sein vinteren/våren (vinternedtapping), og hadde en høy stabil vannstand utover sommeren og høsten. Litoralsonen og vannvegetasjonen påvirkes negativt av en slik regulering, bl.a. gjennom innfrysing, iserosjon og tørrlegging, slik at vannvegetasjonen utarmes eller forsvinner helt (bl.a. Hellsten 2001). I de senere år er manøvreringen av flere vannkraftmagasiner endret til mer bruk av korttidsreguleringer gjennom sesongen (effektkjøring) og større endringer fra år til år (Bakken m.fl. 2016), noe som kan føre til økt belastning på litoralsonen. Dette er det foreløpig ikke tatt hensyn til i Wlc-indeksen. Andre typer reguleringer og manøvrering påvirker vannvegetasjonen på andre måter, f.eks. vil en innsjø som er regulert for drikkevannsformål ha korttidsreguleringer gjennom hele året, men vannstandssvingningene vil være betraktelig mindre enn i vannkraftmagasiner. Her vil man kunne få økt utbredelse av enkelte arter, mens andre reduseres.

Wlc indeksen har klassegrenser for nesten alle tilstandsklasser. Datamaterialet er imidlertid for mangelfullt til å kunne sette referanseverdier og klassegrense mellom *dårlig* og *svært dårlig* tilstand. Det er foreslått forskjellige klassegrenser for kalkfattige (<4 mg Ca/l) og kalkrike (>4 mg Ca/l) innsjøer (se kap. 3.6, samt Veileder 02:2018). Effekter av vannstandsregulering er bare aktuelt å vurdere for regulerte innsjøer med vinternedtapping.

Tabell 16. Økologisk tilstand for vannplanter i forhold til vannstands-regulering angitt som indeksverdi (Wlc) for hver innsjø undersøkt for vannplanter i ØKOSTOR i 2018. Fargen indikerer tilstandsklassen: Blå er svært god, grønn er god og gul er moderat, oransje er dårlig og rød er svært dårlig.

NGIG type	Norsk type	Innsjø	Wlc	nEQR*
L-N-M101	L105b	Krøderen	0	0,9
L-N-M201	L207	Altevatnet	-71,4	0,1
L-N-M201	L207	Takvatnet*	-	
L-N-M201	L207	Stuorajävri*	-	
L-M-N201	L207	lešjävri*	-	

* referanseverdi mangler for alle typer, nEQR er derfor satt manuelt (midtpunkt i klassen). Wlc-indeksen regnes ikke ut for uregulerte innsjøer.



Figur 17. Sammenhengen mellom øvre grense for bestander av *Isoetes lacustris* og vinternedtapping i norske innsjøer. Både regulerte innsjøer og naturlige innsjøer er inkludert. H3 betyr regulert for vannkraft med vinternedtapping, H2 betyr annen type regulering, Na betyr naturlig (uregulert eller svært liten regulering). Regresjonslinje for H3-innsjøer er inkludert.

Basert på Wlc-indeksen viser vannvegetasjonen i Krøderen *svært god* tilstand, mens tilstanden i Altevatnet er vurdert som *svært dårlig* (Tabell 16). Gjeddebukta i Altevatnet er avgrenset av en liten terskel som gjør at vannstanden ikke senkes like mye som i selve Altevatnet. Her ble arter som er mer sensitive overfor vannstandsregulering registrert. Dersom Gjeddebukta inkluderes i vurderingen, blir tilstanden *moderat*.

Flere av artene som forekommer i moderat kalkrike innsjøer var ikke inkludert ved utarbeidelse av WI-indeksen, noe som kan bidra til for lav indeksverdi.

Bestander av *Isoetes lacustris* ble registrert på flere lokaliteter i Krøderen og Stuorajávri. Det er en klar sammenheng mellom vannstandsregulering (illustrert ved vinternedtapping) og øvre grense for bestander av *Isoetes lacustris* (Figur 17). Økende reguleringshøyde vil skyve øvre bestandsgrense mot dypere vann, mens lysforholdene begrenser hvor dypt bestandene kan gå.

4.4.4 Klassifisering av økologisk tilstand mht forsuring

Alkalinitet er regnet som viktig for artssammensetning av vannplanter pga. de ulike artenes og livsformgruppens krav til karbonkilde. De store og flerårige isoetidene, f.eks. *Isoetes* spp., har CO₂-opptak fra sedimentet mens mange nymphaeider bruker CO₂ fra lufta. De fleste elodeidene trenger bikarbonat (HCO₃) fra vannmassene, og er derfor følsomme for forsuring, da forsuringen gir mangel på bikarbonat. I forsuret vann reduseres også konsentrasjonen av oppløst CO₂ og vannplantene blir svært avhengige av sedimentet som karbonkilde i og med at diffusjon av CO₂ fra luft inn i stillestående vann er svært liten (Roelofs 1983). På grunn av karbon-preferansene er mange isoetider og nymphaeider, samt elodeider som er CO₂-brukere, bl.a. *Juncus bulbosus*, mest tolerante overfor forsuring.

Klassegrenser for økologisk tilstand i forhold til forsuringseffekter på vannplanter er gitt ved Sic-indeksen. Effekter av forsuring er bare aktuelt å vurdere for svært kalkfattige (L-N-M001 og L-N-M002) og kalkfattige (L-N-M101 og L-N-M102) innsjøtyper.

Basert på SIc-indeksen kan økologisk tilstand i forhold til forsurende karakteriseres som *svært god* i Krøderen (Tabell 17). Økologisk tilstand for moderat kalkrike innsjøer er ikke vurdert.

Tabell 17. Økologisk tilstand for vannplanter mht. forsurende for de store innsjøene undersøkt i ØKOSTOR i 2018 basert på foreløpig forsuringindeks (SIc). Blå farge: svært god tilstand. Grå farge: Økologisk tilstand for moderat kalkrike innsjøer er ikke vurdert.

NGIG type	Norsk type	Innsjø	SIc*	nEQR**
L-N-M101	L105b	Krøderen	0	0,9
L-N-M201	L207	Altevatnet	-	
L-N-M201	L207	Takvatnet	-	
L-N-M201	L207	Stuorajávri	-	
L-M-N201	L207	lešjávri	-	

*: SIc-indeksen regnes ikke ut for moderat kalkrike og kalkrike innsjøer

4.5 Fisk

Her gis et sammendrag av resultatene fra undersøkelsene av fisk i FoU-prosjektet «Fisk i store innsjøer» (FIST). Fiskeresultatene blir rapportert i sin helhet i en egen rapport (Gjelland m.fl., under arbeid). En oversikt over registrerte fiskearter i innsjøene er gitt i Tabell 18. Total beregnet biomasse av fisk i de åpne vannmassene, total fiskebiomasse i kg per hektar i hhv. epilimnion og hypolimnion samt antall fisk per art fanget i prøvafisket er presentert i Tabell 19. Økologisk tilstand basert på fiskeindeksen WS-FBI, samt NEFI-indeksen for lešjávri, er presentert i Tabell 20. Datakvalitet og pålitelighet i klassifiseringen er gitt en kort vurdering for hver innsjø.

Det er viktig å påpeke at WS-FBI-indeksen påvirkes mye av hvordan grensen mellom epilimnion og hypolimnion defineres. De alternativene vi har vurdert er på den ene side to ganger siktedyp (basert på tilnærming av produksjonsdyp), på den annen side basert på endringer i vanntemperatur med dyp. I Tabell 20 har vi brukt 2 x siktedyp (Vedlegg C), justert noe mht vertikal vanntemperaturprofil (Vedlegg E), og avrundet til nærmeste 5-meter dybdeintervall. Det er behov for en evaluering av hvordan WS-FBI-indeksen fungerer og en nærmere utredning av hvordan grensen mellom epi- og hypolimnion skal defineres. I denne rapporten er tallgrunnlaget for fiskebiomasse i epi- og hypolimnion, som brukes for å beregne WS-FBI-verdier, basert på en modell for forholdet mellom TS (målstyrke) og fiskestørrelse. Dette vil bli nærmere diskutert i rapporten fra FIST-prosjektet i 2018 (Gjelland m.fl. under arbeid).

4.5.1 Registrerte fiskearter og total fiskebiomasse

Tre av de sju innsjøene som ble undersøkt i 2018 har en artsfattig fiskefauna (3-5 arter) dominert av laksefisk (familien Salmonidae). Tre innsjøer har middels artsrik fiskefauna (7-8 arter), mens Mjøsa etter norske forhold har en svært artsrik fauna (20 arter) der arter fra abbor- (Percidae), karpe- (Cyprinidae) og loddefamilien (Osmeridae) også har stor betydning (Tabell 18).

Krøderen

Krøderen er en dyp innsjø (maks. dyp 130 m), men med relativt store grunne områder, da nesten 50 % av innsjøarealet er grunnere enn 20 m. Innsjøen er regulert 2,6 m. Det er registrert sju fiskearter i innsjøen, hvorav gjedde ble introdusert på 1990-tallet (Brabrand 2007). I trålfangsten var det en total dominans av sik (98 %). Prøvefisket med bunngarn fanget seks av de sju fiskeartene. Karuss manglet i

fangstene, men denne arten holder gjerne til i grunne og avskjermete deler av slike store innsjøer og vil vanligvis ikke bli registrert ved et enkelt prøvofiske. I bunngarna ble det også fanget noen edelkreps. Fangstene var dominert av abbor (77 %) og sik (18 %). Det ble bare fanget én ørret (0,2 %), mens denne arten før gjedda ble introdusert gjerne utgjorde 1-2 % av fangsten (Brabrand 2007). Prøvofisket i 2006 skjedde med en annen garnserie enn det som ble brukt i 2018, men i begge tilfelle var fangsten av ørret (CPUE) nær null. Ved prøvofisket i 2006 ble det ikke fanget røye, noe som trolig skyldes at det ikke ble fisket på dypt vann. Artssammensetningen i fangstene på grunt vann i 2006 og 2018 var relativt like, selv om det ble fanget flere gjedder i 2006 (Brabrand 2007). Dette har trolig sammenheng med plassering av prøvofiskestasjonene. Fangstene i prøvofiske med bunngarn før gjedde ble introdusert i innsjøen (1971, 1978 og 1989) og etter introduksjonen (2006 og 2018) gir grunnlag for å beregne både NEFI-indeksen og %bestandsnedgang. NEFI beregnet på grunnlag av dominansforhold mellom ørret, sik og abbor før og etter gjeddas etablering indikerer en moderat endring (NEFI=0,8). For indeksen %bestandsnedgang viser fangst per innsats (CPUE) en nedgang for både ørret, sik og abbor etter at gjedda etablerte seg i Krøderen. Nedgangen er på henholdsvis 98, 58 og 43 %, dvs. en samlet gjennomsnittlig nedgang for de tre artene på 66 %, hvilket indikerer en betydelig endring av fiske-samfunnet. Dette vil bli nærmere diskutert i rapporten fra FIST-prosjektet i 2018 (Gjelland m.fl. under arbeid).

Mjøsa

Mjøsa er Norges største innsjø, og har en av de mest artsrike fiskefaunaene, med 20 arter. Mjøsa er dyp, 453 m, og er regulert 3,61 m. Bare vel 20 % av innsjøarealet er grunnere enn 20 m. I prøvofisket i 2018 ble det fanget 14 fiskearter, 13 i bunngarnfisket og fem i trålfisket. Elvenioye var den eneste arten som bare ble fanget i trålen. Denne arten fanges ikke i garn. I bunngarnfangstene dominerte hork (37 %) og abbor (26 %). Deretter kom krøkle (15 %), sik (9 %) og lagesild (6 %). I trålfangsten var krøkle helt dominerende, med nær 99 % av antall fisk.

Det er ikke utført prøvofiske i Mjøsa siden 1978-80 (Sandlund m.fl. 1985). Data fra dette prøvofisket gjør det imidlertid mulig å foreta en sammenligning av bunngarnfangster utført i 1979 og 2018 med lignende garnutstyr på samme dyp (0-50 m) og på de samme stasjonene til samme tid på året. I Furnesfjorden hadde andelen hork økt kraftig sammenlignet med 1979, fra 10 til 45 %. Andelen abbor var stabil på 25 % i begge årene, mens mort og krøkle var mindre vanlig i fangstene i 2018. I Ringsakerfjorden hadde andelen abbor økt fra 5 til 27 %, mens mort hadde gått tilbake fra 11 % til mindre enn 2 %. Det var også flere lagesild i bunngarnfangstene i denne delen av Mjøsa i 2018. For de andre artene var det mindre endringer. En vurdering av endringene i fiske-samfunnet i Mjøsa basert på bunngarnfangstene i Furnes- og Ringsakerfjorden i 1979 og 2018 viser små endringer i dominansforholdene mellom de seks vanligste fiskeartene i bunngarnfangstene. Det er imidlertid ikke grunnlag for å anvende NEFI-indeksen for tilstandsklassifisering, da det kun foreligger to datapunkter med nesten 40 års mellomrom, og vi samtidig mangler referansedata. Prøvofisket, så vel som informasjon fra fiskere ved Mjøsa, tyder på endringer i enkelte fiskearters atferd i løpet av de siste tiårene. For eksempel går lagesilda på sin vandring mot gyte plassene i Lågen om høsten nå dypere i vannet enn tidligere. Det tradisjonelle lagesildfisket skjedde med landnot, et redskap som fanger fisk i de øverste 8-10 m av vannmassene. I dag skjer dette fisket med flytegarn som senkes ned til ca. 20 m dyp, da fisken ikke lenger befinner seg i de øverste vannlagene. Dette har trolig sammenheng med at temperaturen i overflatevannet i innsjøen har økt de siste tiårene.

Møsvatn

Møsvatn er en middels dyp innsjø (maks dyp 68,5 m), med ca. 60 % av innsjøarealet grunnere enn 20 m. Innsjøen er regulert 18,5 m. Det finnes tre fiskearter i innsjøen: ørret, røye og ørekyt. Ørekyt er introdusert. Røye utgjorde 41 %, ørekyt 40 % og ørret 19 % av bunngarnfangstene. Forholdet mellom røye og ørret var altså 68 % røye og 32 % ørret. I trålfangsten var det 63 % røye og 37 % ørret. Ved et

prøvefiske i 1997-98 ble det fanget 60 % røye og 40 % ørret (Brabrand & Saltveit 2002). I 1997-98 ble det brukt flytegarv som fanget et lite antall fisk; flest ørret. I løpet av vel 20 år har det tilsynelatende skjedd svært små endringer i fiske-samfunnet i Møsvatn.

Altevatnet

Altevatnet har et største dyp på 111 m og er regulert 16,2 m. En stor andel av innsjøen (ca. 73 %) er grunnere enn 20 m. Det finnes seks fiskearter: ørret, røye, lake, gjedde, abbor og ørekyt. Ørekyt er introdusert i innsjøen, muligens omkring 2000, men tidspunktet er usikkert (Kanstad Hansen 2010). Bestanden av gjedde og abbor er kraftig redusert på grunn av reguleringa, og disse forekommer trolig bare i de grunne områdene øst i innsjøen (Svenning 1981). De ble ikke fanget i prøvefisket i 2018. Sammenlignet med prøvefisket i 2009 på de fem vestligste garnstasjonene synes det å være svært små endringer i artsfordelingen i bunngarnfangstene, med en nedgang i andelen lake, en økning i andelen røye og ørret, og stabil andel ørekyt (Kanstad Hansen 2010). Fiske-samfunnet i Altevatnet synes dermed å være i en relativt stabil tilstand, men er åpenbart sterkt påvirket av den kraftige reguleringen, blant annet ved at abbor og gjedde nesten er borte fra innsjøens hoved-basseng.

Tabell 18. Forekomst av fiskearter i de sju innsjøene som ble undersøkt i 2018.

X betyr at arten ble fanget i vårt prøvefiske i 2018. (x) betyr at arten forekommer, men ikke ble fanget ved vårt prøvefiske i 2018. XI og (xi) betyr at arten er introdusert, og henholdsvis fanget (XI) og ikke fanget (xi) i vårt prøvefiske. - betyr at arten er tidligere registrert, men at den ikke lenger finnes i innsjøen

Familie	Fiskeart	lešjávri	Stuorájávri	Takvatnet	Altevatnet	Møsvatn	Mjøsa	Krøderen
Niøyefamilien	Elveniøye						X	
Laksefamilien	Aure	X	X	X	X	X	X	X
	Røye	X	x	XI	X	X		X
	Sik		X				X	X
	Lagesild						X	
	Harr	X					X	
Loddefamilien	Krøkle						X	
Karpefamilien	Mort						X	
	Gullbust						x	
	Vederbuk						X	
	Ørekyt	X	X		XI	XI	X	X
	Karuss						x	x
	Laue						x	
	Brasme						x	
Gjeddefamilien	Gjedde	X	X		x		X	xi
Torskefamilien	Lake	X	X		X		X	
Stingsildfamilien	Trepigget stingsild	X		XI				
	Nipigget stingsild	X					x	
Ulkefamilien	Steinsmett						X	
	Hornulke						x	
Abborfamilien	Abbor		X		x		X	X
	Hork						X	
Sum antall arter		8	7	3	6	3	20	7

Tabell 19. Fangster ved prøvefisket og beregnet total biomasse av fisk i de åpne vannmassene i sju innsjøer undersøkt i 2018.

Total biomasse (tonn) i de åpne vannmasser (epilimnion + hypolimnion) og biomasse (kg/ha) i hhv. epilimnion og hypolimnion er beregnet fra hydroakustiske registreringer (grå rader). Tabellen viser også antall fisk av ulike arter fanget i bunngarn og pelagisk partrål.

Innsjø/ Fangstmetode	Total biomasse, tonn	Biomasse, kg/ha		Antall fisk																	Sum
		Epilimnion	Hypolimnion	Aure	Røye	Sik	Lagesild	Har	Krøkle	Mort	Vederbuk	Ørekyt	Lake	Gjedde	Steinsmett	3-p. stingsild	9-p. stingsild	Abbor	Hork	Elvenløye	
Krøderen	78,6	5,13	12,8																		
Bunngarn				1	11	113												487			632
Trål						241								1				5			247
Mjøsa	504	4,99	8,64																		
Bunngarn				2		140	90	2	227	54	3	7	22	2	4			402	566		1521
Trål				2		19	199		14740											13	14973
Møsvatn	23,0	2,34	0,56																		
Bunngarn				70	148																363
Trål				26	45																71
Altevatnet	1,54	0,14	0,05																		
Bunngarn				8	306																352
Flytegarn					21																21
Trål					3																3
Takvatnet	0,19	0,08	0,05																		
Bunngarn				52	33													106			191
Trål																					0
Stuorajávri	3,14	0,92	0,58																		
Bunngarn				3		136														183	339
Trål						308															308
lešjávri	1,33	0,17	0,02																		
Bunngarn				13	113			20												76	230
Flytegarn				1	9																10

Takvatnet

Takvatnet er en moderat stor og uregulert innsjø (15,2 km²) med et største dyp på ca. 80 m. Fiskebestanden består av tre arter: ørret, røye og trepigget stingsild. Både røye og trepigget stingsild er introdusert, henholdsvis i 1930 og i 1950 (Svenning 1989). Hvis vi tar hensyn til at to av tre arter i Takvatnet ble introdusert for mindre enn 100 år siden, og at disse artene er dominerende eller vanlige i Fiske-samfunnet, vil fiskebestanden måtte klassifiseres som 'sterkt endret'. I tillegg kommer at den opprinnelige ørretbestanden, en storvokst ørret kalt «gulbuk» lokalt, kan være delvis erstattet med avkom fra utsatt ørret fra Tunhovdstammen (Svenning 1989, Rune Knudsen, pers. med.). Ved bunngrarfisket i regi av FIST-prosjektet i 2018 ble det fanget 31 røye (37 %) og 53 ørret (63 %), dersom vi ikke tar hensyn til stingsild, som utgjorde vel 50% av fangstene. Det ble ikke fanget fisk på tre tråltrekk, og de pelagiske fisketetthetene observert med ekkolodd er også de laveste vi har observert til nå gjennom FIST-prosjektet. Det årlige prøvofisket til UiT Norges arktiske universitet har også gitt svært lite fangster i pelagialen (Professor Per-Arne Amundsen, pers. med.).

UiT Norges arktiske universitet har siden 1984 i samarbeid med lokale organisasjoner drevet et omfattende utfiskings- og forskningsprogram. Dette har endret Fiske-samfunnet radikalt, fra total dominans av røye i strandnære bunngrarfangster før 1985 til 40-50 % ørret i slike fangster etter 2004 (Knudsen m.fl. 2008). Denne forskningen har vist at det er mulig å få til varige tilstandsendringer i noen typer fiske-samfunn ved å sette inn riktige tiltak (Persson m.fl. 2007). Det er imidlertid ingen praktisk gjennomførbare tiltak som kan gjenskape en referansetilstand med bare ørret i denne innsjøen. Dominansforholdet mellom ørret og røye i vårt prøvofiske i Takvatnet er omtrent det samme som for vel ti år siden.

Stuorajávri

Stuorajávri er en grunn uregulert innsjø (maks. dyp 30 m). Fiskefaunaen er dominert av abbor og sik. Abbor utgjorde 54 % og sik 29 % av bunngrarfangstene, mens 100 % av trålfangstene var sik. Det er tre økologisk og genetisk ulike former av sik i Stuorajávri (Præbel m.fl. 2013). Fiskebestanden i denne innsjøen har tidligere vært grundig undersøkt, spesielt i forbindelse med et forsøk på utfisking av sikbestanden med sikte på å skape en fiskekvalitet som kunne utnyttes kommersielt (Amundsen & Kristoffersen 1990, Riseth m.fl. 2010). Dette forsøket ble ikke fulgt opp med vedvarende fiske på sikbestanden, som derfor har returnert til den strukturen og kvaliteten (sterk parasittering) den hadde før forsøket (Amundsen m.fl. 2002). Det ser imidlertid ut til at artssammensetningen i bunngrarfangstene har endret seg mye. Dessverre har ikke tidligere prøvofiske i Stuorajávri fokusert på artssammensetning og dominansforhold i fangstene. Vi har derfor ikke data til å beregne NEFI-indeksen. Data fra prøvofiske i noen enkeltår siden 1981 viser imidlertid følgende forhold mellom de to mest tallrike artene, abbor og sik. I 1981 var det 88 % sik og 4 % abbor; i 1984 40 % sik og 41 % abbor; i 2009 62 % sik og 32 % abbor, mens det ved prøvofisket i FIST-prosjektet i 2018 var 29 % sik og 54 % abbor i bunngrarfangstene. Dette tyder på at abbor har gått fra å være 'vanlig' til 'dominerende' i bunngrarfangstene. En slik tendens, dvs. at abbor har blitt mer vanlig eller dominerende i fiske-samfunnene i løpet av de siste tiårene, er observert i mange andre norske innsjøer, men data fra slike tidsserier er ennå ikke systematisert. Vi hadde høye trålfangster i Stuorajávri (307 sik fordelt på to trålkast). De høye trålfangstene rimer noe dårlig med relativt lave tettheter observert med ekkoloddet. Ved ekkoloddkjøring på Stuorajávri var det imidlertid fullmåne og klarvær. Vi har observasjoner fra bunnmontert ekkolodd som viser at sik gjerne trekker helt opp til overflaten under slike forhold i grunne innsjøer, og det er derfor grunn til å tro at biomassen i Stuorajávri er underestimert.

lešjávri

lešjávri er en relativt grunn uregulert innsjø (maks. dyp 41 m) med en godt utviklet strandlinje. Fordi innsjøen er vanskelig tilgjengelig, ble trålfiske erstattet av pelagiske oversiktsgarn («flytegarn») for

innsamling av fisk i de åpne vannmassene. lešjávri har en moderat artsrik fiskefauna med sju arter. Røye er antallsmessig dominerende art og utgjorde 49 % av bunngarnfangstene. Ørekyt, harr og ørret utgjorde hhv. 33 %, 9 % og 6 %. Fangstene i de pelagiske garna var små, kun ni røye og én ørret. Det foreligger en rapport fra et tidligere prøvefiske i lešjávri (Nilsen 1998), der data er presentert på et relativt overordnet nivå. Det er likevel mulig å sammenligne artsdominans i fangstene mellom undersøkelsene 1997 og 2018 (Gjelland m.fl. under utarbeidelse). Dette viser som forventet at det ikke har skjedd noen endringer av betydning med fiskebestanden i lešjávri, og det er rimelig å anta at fiskebestanden i innsjøen er i tilnærmet referansetilstand (Tabell 20). Det er ingen kjente påvirkningsfaktorer bortsett fra et lett til moderat fiske.

4.5.2 Økologisk tilstand

På grunnlag av det eksisterende datagrunnlaget er kun WS-FBI-indeksen benyttet i tilstandsklassifisering av fiskebestandene i fem av de syv innsjøene som ble undersøkt i 2018 (Tabell 20). I lešjávri og Krøderen kunne vi også beregne NEFI-indeksen, mens Krøderen i tillegg er klassifisert vha. fiskeindeksen %bestandsnedgang. WS-FBI påvirkes av hvordan vi definerer grensen mellom epi- og hypolimnion (se Lyche-Solheim m.fl. 2018). Denne indeksen viser tilstand i forhold til eutrofiering som påvirkningstype, og det er derfor som ventet at Møsvatn, og de fire innsjøene i Nord-Norge får *svært god* tilstand. Det er noe mer overraskende at Krøderen og Mjøsa også får *svært god* tilstand, selv om nEQR-verdien for disse innsjøene ligger nærmere grensen mellom *svært god* og *god* tilstand enn for de andre innsjøene. Det er imidlertid en tydelig forskjell på biomassen av fisk i de åpne vannmassene i disse innsjøene (Tabell 19). Altevatnet, Takvatnet og lešjávri har ekstremt lave biomasser av fisk (< 0,2 kg/ha), Møsvatn og Stuorajávri har noe høyere, men fremdeles lave biomasser (<3 kg/ha), mens Mjøsa og Krøderen har en fiskebiomasse på hhv. 13 og 18 kg/ha. De relativt høye verdiene for Mjøsa og Krøderen skyldes trolig at produktiviteten er høyere. Mjøsa har dessuten en mer artsrik fiskefauna som også kan bidra til høy biomasse. Biomassen av pelagisk fisk i Stuorajávri er underestimert, pga. de spesielle værforholdene ved ekkoloddregistreringene (se kap. 4.5.1).

I Krøderen Møsvatn, Altevatnet og Takvatnet er det forekomst av regionalt introduserte fiskearter. NEFI indeksen indikerer en relativt svak endring fra forventet referansetilstand for Fiske-samfunnet. For Krøderen vurderes imidlertid indeksen %bestandsnedgang å være bedre egnet for å fange opp endringer i Fiske-samfunnet, da kravene til datagrunnlag er tilfredsstilt (se tabell 6.3 i Veileder 02:2018). Denne indeksen gir *dårlig* tilstand for fisk i Krøderen.

I de tre øvrige innsjøene med forekomst av regionalt fremmede fiskearter er datagrunnlaget ikke tilstrekkelig til å sammenligne Fiske-samfunnet før og etter introduksjonene direkte. I henhold til Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018) skal vannforekomster med påviste vannlevende høyrisikoarter (se kap. 3.4) ikke ha bedre enn *god* tilstand. Vi har derfor nedgradert tilstanden for fisk i Møsvatn, Altevatnet og Takvatnet fra *svært god* til *god* (Tabell 20). Det mangler imidlertid en konkret vurdering av hvilken effekt den/de introduserte artene kan ha hatt. Tilstandsklassifiseringen for fisk i disse innsjøene er derfor usikker.

Tabell 20. Økologiske tilstand for fisk i store innsjøer undersøkt i 2018.

Klassifiseringen er gjort på grunnlag av WS-FBI (modifisert formel for å unngå negative verdier ved lav tetthet; se kap. 3.3.2), NEFI (kun for Krøderen og lešjávri) og %bestandsnedgang (kun for Krøderen). Ut over dette er det ikke datagrunnlag for å beregne noen av de øvrige fiske-indeksene. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød) tilstand.

Innsjø	Grense epi- / hypol. (m) ¹	WS-FBI ²			NEFI			%bestandsnedgang			Samlet tilstand fisk Tilstandsklasse
		Verdi	EQR	nEQR	Verdi	EQR	nEQR	Verdi	EQR	nEQR	
Krøderen	15	2,27	0,78	0,86	0,80	0,80	0,60	66,1	0,36	0,36	D
Mjøsa	20	2,29	0,79	0,86							SG
Møsvatn	20	3,19	1,10	1,00							G ³
Altevatnet	20	6,41	2,21	1,00							G ³
Takvatnet	15	6,77	2,34	1,00							G ³
Stuorajávri	10	3,98	1,37	1,00							SG
lešjávri	20	6,39	2,20	1,00	1,00	1,00	1,00				SG

¹se innledende avsnitt i kap. 4.5 i Lyche-Solheim m.fl. (2018).

² basert på modifisert WS-FBI formel (se kap. 3.3.2).

³ Nedgradert én tilstandsklasse pga forekomst av vannlevende høyrisikoarter (se kap. 3.4).

5. Tilstandsvurdering pr. innsjø

5.1 Innledning inkl. usikkerhetsvurdering

I dette kapitlet presenteres tilstandsvurderingen enkeltvis for hver innsjø. De hvite radene i tabellene indikerer at det enten ikke er tatt prøver, ikke har vært datagrunnlag for beregning av den aktuelle indeksen, eller at indeksen er ekskludert i den endelige klassifiseringen pga. høy usikkerhet eller manglende relevans (se Lyche Solheim m.fl. 2018, Tabell 10).

For hver innsjø er det gjort en usikkerhetsvurdering knyttet til samlet klassifisering basert på følgende forhold:

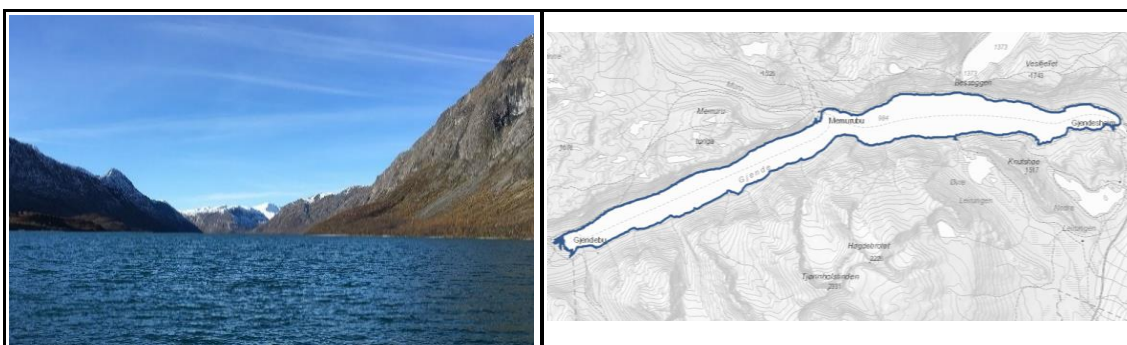
1. Typologi-problemer:
 - a) Innsjøer som tilhører en vanntype det ikke foreligger klassifiseringssystem for, og der det ikke finnes noen relevante nærstående vanntyper, antas å ha høy usikkerhet.
 - b) Vannforekomster på grensen mellom to eller flere vanntyper antas å ha en mer usikker klassifisering enn vannforekomster langt fra typegrenser.
2. Inkonsistent resultat for kvalitetselementer eller enkeltindekser/parametere innen samme påvirkningstype gir økt usikkerhet. Inkonsistente resultater kan skyldes f.eks. avvikende enkeltmålinger, «tilfeldig» fravær av indikatorarter som normalt burde vært tilstede, eller lite representative data (f.eks. uegnet habitat) og kan gi utslag i form av:
 - a) Stor forskjell i tilstand mellom indekser for samme påvirkning innen et kvalitetselement, eks. bunndyrindekser for forsurening.
 - b) Stor forskjell i tilstand mellom kvalitetselementer som er følsomme for samme påvirkningstype (men klassifiseringen kan likevel ha lav usikkerhet hvis den er basert på minst 3 års data og forskjellen er konsistent mellom år).
3. Klassifisering basert på ett års data og/eller få kvalitetselementer eller der tilstanden varierer mye mellom år ($>0,05$ nEQR-enheter), er mer usikker enn klassifisering basert på flere års data eller/og der tilstanden varierer lite mellom år.

Andre forhold som gir økt usikkerhet:

- For vannforekomster som er på eller nær en klassegrense vil selve tilstandsklassen være usikker (men ikke nEQR verdien, som kan vise tallverdier som tilsvarer klassegrensene).
- Tilstedeværelse av andre påvirkninger enn dem som kan tilstands-vurderes med det nåværende klassifiseringssystemet (f.eks. forbygninger i strandsonen eller partikkel-påvirkning, som gir høy turbiditet og også kan gi nedslamming av strandsonen).
- Uklarheter om målestasjonene er representative for hele innsjøen. Eksempler på innsjøer med forskjeller i økologisk tilstand mellom forskjellige målestasjoner er Mjøsa og Vansjø (Lyche Solheim m.fl. 2019 og Skarbøvik m.fl. 2019).

De tre hovedpunktene ovenfor brukes til å vurdere usikkerheten til den samlede tilstandsklassifiseringen i tre nivåer; lav, middels og høy usikkerhet. Klassifiseringen er vurdert å ha høy usikkerhet dersom alle de tre forholdene gjelder, middels usikkerhet dersom forhold beskrevet under pkt. 2 og 3 gjelder, og lav dersom ingen av forholdene foreligger. Klassifiseringen vil også kunne vurderes å ha lav usikkerhet om den er basert på kun ett år med data, dersom ingen av de andre forholdene som er gitt ovenfor er aktuelle.

5.2 Gjende



Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)	
Vannforekomst-ID	002-147-L	Areal nedbørfelt (km ²)	376	Innsjø	8
Fylke(r)	Oppland	Innsjøareal (km ²)	15,6	Bre	11
Kommune(r)	Lom, Vågå	Maks-dyp (m)	149	Skog	2
Økoregion	Østlandet	Middeldyp (m)	66	Dyrket mark	0
Høyde over havet (m)	984	Volum (mill. m ³)	1030	Myr	1
Kalsium (mg/L)	1,3	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	496	Snau fjell	76
Farge (mg Pt/L)	2,0	Teoretisk oppholdstid (år)	2,08	Urban	0
Typekode	L307 (L304)	Reguleringshøyde (m)	-		
Vanntype-beskrivelse	Bresjø, fjell, kalkfattig, svært klar, dyp				

*<http://nevina.nve.no/>

Gjende ligger i Jotunheimen nasjonalpark og er en av Norges mest kjente fjellsjøer. Tusenvis av turister besøker området hvert år, og det går rutebåt på innsjøen om sommeren. Gjende er en typisk brepåvirket fjellsjø med lang og smal bassengform og en karakteristisk blågrønn farge pga brepartiklene. Innsjøen er kalkfattig og så å si uten humus (Tabell 3). Gjende tilhører vannregion Glomma og vannområdet Mjøsa. Utløpselven Sjoa er en tilløpselv til Gudbrandsdalslågen.

Tidligere undersøkelser i Gjende er ikke systematisert, men det finnes noe informasjon om kransalger (Økland & Økland 1996), samt generell informasjon om at det skal være godt fiske i Gjende, primært i utløpet (Gjende-osen) pga store mengder av den såkalte Gjende-flua (<https://sjodalen.no/artikler/fiskerne-ved-gjende>), som er en knottart med larver som er attraktive for ørreten. Universitetet i Oslo har også i en årrekke målt dybdeprofiler av generelle fysisk-kjemiske parametere i Gjende i forbindelse med ekskursionsjoner for limnologi-studenter, men disse dataene er ikke tilgjengelige.

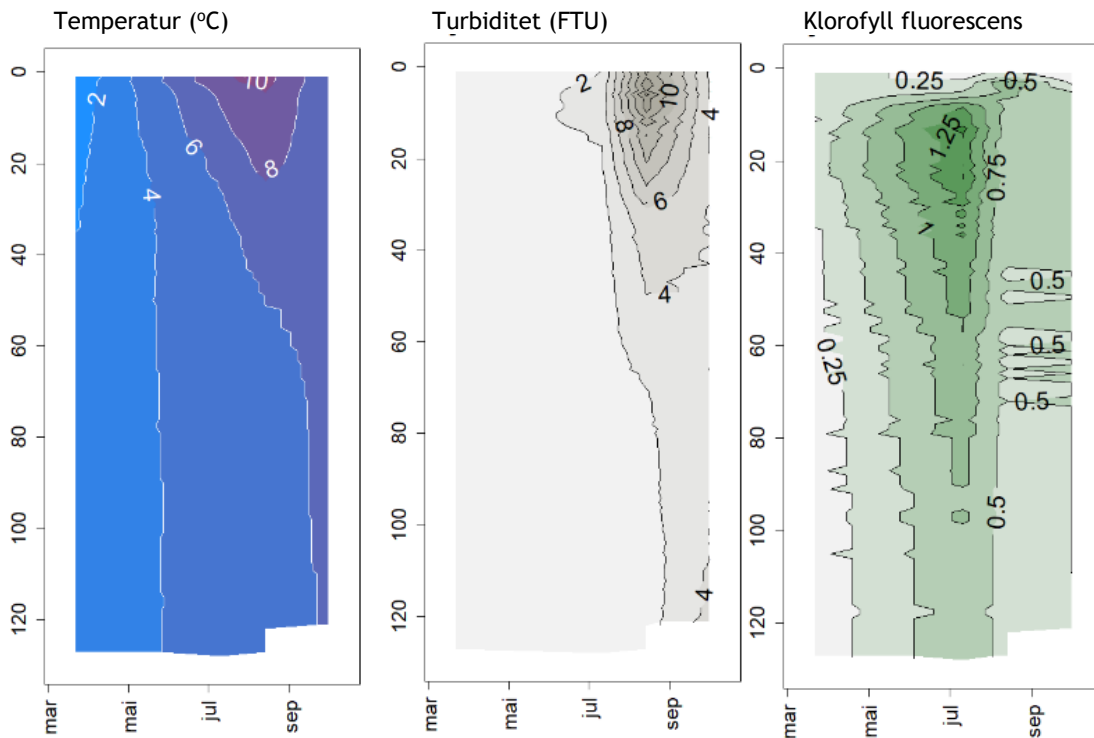
Det finnes ikke noe klassifiseringssystem for bresjøer (type L311) pga for lite data. Vi har derfor valgt å klassifisere alle kvalitetselementene iht klassegrensene for vanntype L304, tidl. 23 (kalkfattig, svært klar fjellsjø). Total-fosfor-konsentrasjonen er også korrigert for bidraget fra brepartiklene før klassifiseringen er gjort. Dette gir en klassifisering som er mer relevant for den biologiske relevante delen av fosforet.

Gjende ble i 2018 undersøkt kun for de pelagiske kvalitetselementene, dvs. vannkjemi, planteplankton og krepsdyrplankton i perioden juli-september, samt vannkjemi og krepsdyrplankton på sen vinteren (mars). Tilstandsvurderingen er begrenset til vannkjemi og

planteplankton, da det ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for krepsdyrplankton (kun i kombinasjon med litorale krepsdyr).

Vertikalprofilene av temperatur, klorofyll og turbiditet i Gjende 2018 (Figur 18) gjenspeiler den ekstremt varme (og tørre) sommeren, som ga svært stor bre-smelting. De høye lufttemperaturene ga en betydelig termisk sjiktning fra juni til september til tross for stor tilførsel av kaldt brevann. Maksimumstemperaturen i overflatelaget var på 10°C i august, som er tre grader høyere enn i 2017 (Lyche Solheim m.fl. 2018). Turbiditeten var også svært høy i overflatelaget på sensommeren med verdier over 10 FNU, som er 4-5 ganger høyere enn i 2017.

Siktedypet var noe lavere enn i 2017, men forskjellen var ikke så stor som for turbiditeten (vedlegg C). Gjennomsnittlig siktedyp var på 4,0 m i 2018 mot 5,5 m i 2017, og brepartiklenes spredning av lyset gir da en eufotisk sone ned til ca. 17 m. Observasjoner fra 1970 (Økland og Økland 1996) viser at det vokser kransalger på 10 m dyp, men det er ingen vannplanter på grunnere vann, trolig pga bølgeslag, bratt, steinete strandsone og iserosjon. Klassegrensene for siktedyp er nå korrigert for bidraget fra brepartikler til lysvekningen, og tilstanden for siktedyp blir da *svært god*.



Figur 18. Vertikalprofiler av temperatur (°C, venstre), turbiditet (FNU, midten) og klorofyll fluorescens (µg/l, høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Gjende 2018.

Fosforkonsentrasjonen (Tot-P) i Gjende var høy (21 µg/l) i 0-10 m sjiktet, trolig pga breslammet, selv om kloakkpåvirkning ikke helt kan utelukkes ettersom det ble påvist en del koliforme bakterier på 20 m dyp i august 2018 (Vedlegg I). Det ble ikke tatt prøver for analyse av tarmbakterier i 2017, men i 2016 ble det også påvist noe tarmbakterier på dypere vann i september. Da alle turisthyttene i området har moderne kloakkanlegg for spredt avløp, er likevel kloakkforurensning lite sannsynlig. Fosforkonsentrasjonen er nå korrigert for bidraget fra brepartiklene iht metodikk beskrevet i kap. 3.3.3 i Lyche Solheim m.fl. 2018. Den biologisk relevante Tot-P-konsentrasjonen blir da ca. 9 µg/l, som gir *moderat* tilstand (Tabell 21), og er

identisk med fosfat-konsentrasjonen på 8,7 µg/l i 0-10 m sjiktet (4,1 µg/l i dypere vannlag). I mars 2018 var fosfat-konsentrasjonen under deteksjonsgrensen på 1 µg/l. Tilstandsklassifiseringen for de fysisk-kjemiske eutrofieringsparameterne har økt sikkerhet etter korrigeringen for bidraget fra brepartiklene til både siktedyp og total fosfor.

De vannkjemiske forsuringsparameterne ga *svært god* tilstand med en pH-verdi på 6,9, ANC-verdi på 68 µekv/l og labilt aluminium ble ikke påvist (maksimumsverdien var null).

Planteplanktonet, som var totalt dominert av storvokste kiselalger (Figur 7), var ujevnt fordelt i vannsøylen med høyest biomasse i sprangsjiktet fra 15-25 m i juli (Figur 18). Sedimentasjonen bremses opp i sprangsjiktet og kan forklare hvorfor kiselalgene hadde størst biomasse der. Biomassen i overflatelaget (0-10 m) var omtrent den samme som i de tidligere årene. Gjende har vært overvåket i dette programmet (2015-2017), men artssammensetningen hadde noe mer næringskrevende arter i 2018 enn tidligere, noe som ga *moderat* tilstand for PTI-indeksen og en betydelig lavere nEQR-verdi for planteplanktonet totalt sett (0,66 i 2018 mot 0,73-0,76 tidligere). Det er sannsynlig at høyere temperatur sommeren 2018 også kan ha bidratt til å øke innslaget av slike arter. Den svært høye turbiditeten på sensommeren 2018 tilsier at planteplanktonet primært var begrenset av lys og ikke av næringsalter på den tiden.

Tettheten av krepsdyrplankton var svært høy (1 mill./m²) med dominans av hoppekreps i håvtrekkene fra 0-50 m dyp. Store dafnier hadde lav andel i disse håvtrekkene, men dominerte i 500 µm håvtrekkene fra hele vannsøylen, noe som tyder på at dafniene primært finnes under 50 m dyp. Tilsvarende resultater ble funnet i 2015, 2016 og 2017. Da dafnier er mer utsatt for fiskepredasjon enn hoppekreps, kan denne dybdefordelingen skyldes unnvikelse fra fisk eller også UV-stråling i de øvre vannlagene. Betydningen av næringsalter («bottom-up»-kontroll) versus fiskepredasjon («top-down»-kontroll) for de biologiske interaksjonene i Gjende er vanskelig å vurdere, da vi ikke har tilgang på fiskedata fra innsjøen. Lav algebiomasse tyder likevel på at innsjøens pelagiske økosystem primært er styrt av tilgang på føde («bottom-up»-kontroll). Breparktlene, som gir lysbegrensning av planteplanktonproduksjonen, kombinert med kaldt vann (selv om det var varmere vann i 2018 enn i de tidligere årene), kan også være styrende faktorer for økosystemet og svekke betydningen av trofiske interaksjoner.

Samlet indikerer resultatene *god* økologisk tilstand for Gjende, med planteplankton som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 21). Det er imidlertid høy usikkerhet knyttet til klassifiseringen, da klassegrensene for planteplankton i vanntype L304 ikke er tilpasset brepåvirkningen, og vi mangler data for de andre biologiske kvalitetselementene.

Flere data fra andre bresjøer er nødvendig for å utvikle et klassifiseringssystem for denne vanntypen før Gjendes økologiske tilstand kan klassifiseres med større grad av sikkerhet. Sammenligning med tilsvarende data fra 2015, 2016 og 2017 er oppsummert i kap. 5.11.


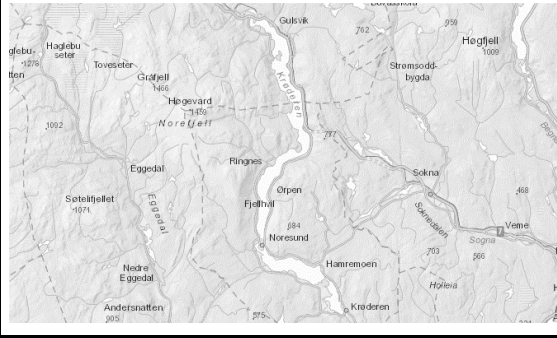
Konklusjon: Gjende synes å ha god økologisk tilstand i 2018 ut fra planteplankton og fysisk-kjemiske eutrofieringsparametere og tilfredsstillende dermed miljømålet iht vannforskriften for disse kvalitetselementene. Klassifiseringen anses å ha høy usikkerhet fordi innsjøen tilhører en vanntype som foreløpig mangler klassegrenser for planteplankton, men kan likevel klassifiseres fordi resultatene for de fysisk-kjemiske eutrofieringsparameterne har blitt tilpasset brepåvirkningen. Det tas forbehold om at andre kvalitetselementer kunne ha endret resultatet. I tillegg er det uklart om den pelagiske stasjonen er representativ for hele innsjøen, og om alle påvirkninger er fanget opp.

Tabell 21. GJENDE

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller mangler klassegrensener for den aktuelle vanntypen, eller har for usikre data til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,17	SG	0,68	0,86
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,16	G	0,96	0,73
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,14	M	0,81	0,52
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		G		0,66
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,66
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	9	M	0,22	0,44
Total nitrogen, µg/l	117	SG	1,07	1,00
Siktedyp, m	4	SG	1,55	1,00
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,72
pH	6,9	SG	0,98	0,90
ANC, µekv/l	68	SG	0,95	0,93
LAl, µg/l	0	SG	1,00	1,00
Totalvurdering forsuringsparametere		SG		0,92
Hydromorfologiske kvalitetselementer				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	0	SG		
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0	SG		
Totalvurdering hydromorfologiske parametere		SG		
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,66

5.3 Krøderen

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Vannforekomst-ID	012-521-L	Areal nedbørfelt (km ²)	5092	Sjø	7
Fylke(r)	Buskerud	Innsjøareal (km ²)	44,0	Bre	1
Kommune(r)	Flå, Krødsherad	Maks-dyp (m)	130	Skog	41
Økoregion	Østlandet	Middeldyp (m)	32	Dyrket mark	2
Høyde over havet (m)	133	Volum (mill. m ³)	1340	Myr	7
Kalsium (mg/L)	2,1	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	3702	Snaufjell	39
Farge (mg Pt/L)	15,5	Teoretisk oppholdstid (år)	0,36	Urban	0
Typekode	L105b	Reguleringshøyde (m)	2,6		
Vanntype-beskrivelse	Lavland, kalkfattig, klar, dyp				

*<http://nevina.nve.no/>

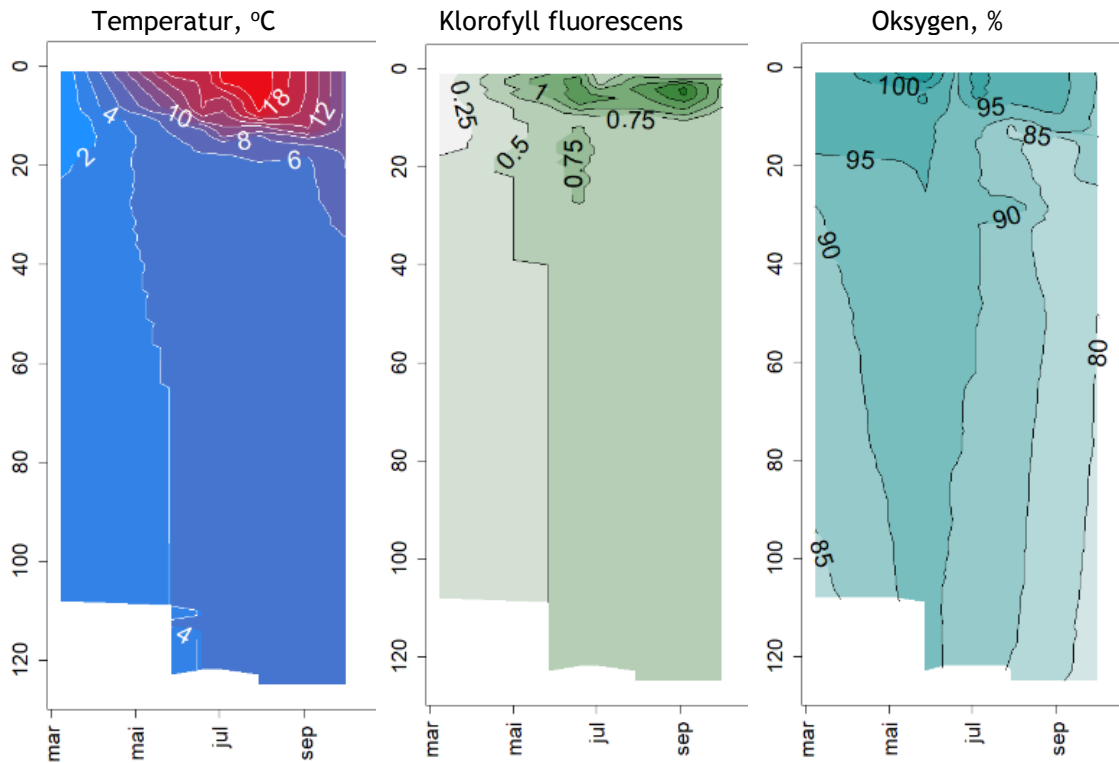
Krøderen, eller Krøderfjorden som den også kalles, starter ved Hallingdalselvas munning og er en lang og smal innsjø i Drammensvassdraget i vannregion Vestviken. Nedbørfeltet er dominert av skog og fjell, mens andelen dyrket mark er svært liten (2 %). Krøderen ligger under marin grense, men geologien er preget av til dels sure bergarter som gir liten bufferevne mot forsuring og en kalkfattig vanntype. Humusnivået er lavt med en farge på 16 mg Pt/l. Oppholdstiden er relativt kort (ca. 4 mnd.). Innsjøen er regulert, primært for flomdemningsformål, med en reguleringshøyde på 2,6 m og vinter-nedtapping på 2,1 m. Langs store deler av østsiden av innsjøen går vei og jernbane. Renseanlegg på Noresund (1200 pe) og Krøderen (1500 pe) fungerer ikke tilfredsstillende (<https://vann-nett.no/portal>). Innsjøen har syv fiskearter.

Innsjøen tilhører vanntype L105b, NGIG type L-N2b, L-N-M101 og L-N-BF1 for kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer. Alle kvalitetselementene er klassifisert ut fra denne vanntypen.

I Krøderen er det gjennomført flere fiskeundersøkelser (siste gang i 2006) men for øvrig er datagrunnlaget begrenset til et fåtall prøver av dyreplankton (Persson m.fl. 2013).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Krøderen i 2018: Planteplankton og vannkjemi, vannplanter, småkrep (planktoniske og litorale) og fisk. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene.

Vertikalprofilen av temperatur (Figur 19) viser en ganske skarp termoklin fra 6-10 m dyp og en maksimumstemperatur på ca. 21°C, målt i juli og august. Krøderen hadde overmetning av oksygen i epilimnion i juni-juli pga. intens primærproduksjon, som skyldes gode lysforhold og varmere vann enn normalt.



Figur 19. Vertikalprofiler av temperatur (venstre) og klorofyll fluorescens ($\mu\text{g/l}$, midten) og oksygen-metning (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Krøderen fra mars til oktober 2018.

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne gir *god* tilstand med en samlet nEQR på 0,72. Fosforkonsentrasjonen var lav ($5,2 \mu\text{g/l}$), det samme gjelder nitrogenkonsentrasjonen ($178 \mu\text{g/l}$), mens siktedypet var 5,7 m. Dette gir *god* tilstand for fosfor, *svært god* tilstand for nitrogen og *moderat* tilstand for siktedyp, men svært nær grensen til *god* (nEQR 0,59).

De vannkjemiske forsuringsparameterne gir *svært god* tilstand med en samlet nEQR på 0,90. Konsentrasjonen av labilt aluminium var lav gjennom hele sesongen (maks verdi: $7 \mu\text{g/l}$).

Reguleringshøyde og forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp, indikerer at den hydromorfologiske tilstanden er *god* (nEQR 0,70).

Planteplanktonet bærer preg av de oligotrofe forholdene med lav biomasse (klorofyll på ca. $1,8 \mu\text{g/l}$ og biovolum på $0,21 \text{ mg/l}$) og total dominans av gullalger, som er mikсотrofe og kan skaffe seg mer fosfor ved å beite på bakterier. Periodevis var det store andeler av svelgflagellater i Krøderen. Samlet gir planteplanktonet *god* tilstand, nær klassegrensen til *svært god*, (nEQR 0,79) for Krøderen.

Småkrepsfaunen er relativt artsrik med totalt 50 arter registrert i 2018, og Krøderen har mange arter til felles med Tyrifjorden og Eikeren, to nærliggende store innsjøer på Østlandet. Småkrepsfaunaen i litoralsonen hadde en høy andel forsuringsfølsomme arter og viste ingen tegn på forsuringskader. Andelen eutrofieringsfølsomme arter var moderat lav, men likevel innenfor det som er typisk for næringsfattige innsjøer. På grunn av manglende kunnskap om referansetilstanden kan vi foreløpig ikke bruke denne parameteren til å tilstandsklassifisere Krøderen mht. eutrofiering. Polarneppkreps (*Alona werestschagini*), som de senere årene synes å ha utvidet sitt utbredelsesområde, ble funnet i Krøderen i 2018, som dermed er den sørligste

funnlokalitet av denne nordøstlige arten. Krepsdyrplanktonet hadde lav tetthet og viste dominans av cyclopoide hoppekreps og dafnier. Artssammensetningen indikerer at krepsdyrplanktonet i Krøderen i liten grad er regulert av predasjon fra fisk.

Antall arter av vannplanter i Krøderen er ganske høyt, og på samme nivå som tidligere registrert i andre store innsjøer på Østlandet. Det var stor grad av variasjon i vannplantesamfunnet mellom stasjoner, hvilket gjenspeiler stor habitatvariasjon. Artssammensetningen er typisk for kalkfattige innsjøer, men enkelte områder av Krøderen er noe rikere. Eutrofieringsindeksen gir *god* tilstand og antyder en liten effekt av næringsalttilførsler, mens både forsuringsindeksen og reguleringsindeksen indikerer *svært god* tilstand.

Fiskeundersøkelsene viste at biomassen av fisk i de åpne vannmasser var moderat høy (18 kg/ha). Kombinert med at ungfisk dominerte de pelagiske fangstene indikerer dette at innsjøen er relativt produktiv. Abbor dominerte i bunngarnfangstene (87 % av fangsten), mens sik utgjorde 98 % av trålfangstene. Eutrofieringsindeksen for fisk ga *svært god* tilstand. Gjedde ble introdusert til Krøderen på 1990-tallet, og både NEFI og %bestandsnedgang indikerer endringer i Fiske-samfunnet der sistnevnte indeks gir *dårlig* tilstand.

Samlet klassifisering gir *dårlig* økologisk tilstand med fisk som utslagsgivende kvalitetselement (nEQR 0,36) (Tabell 22). De øvrige biologiske kvalitetselementene samt fysisk-kjemiske støtteparametere gir enten *svært god* eller *god* tilstand. De hydromorfologiske støtteparametere indikerer også at tilstanden er *god*, mens reguleringsindeksen for vannplanter gir *svært god* tilstand.


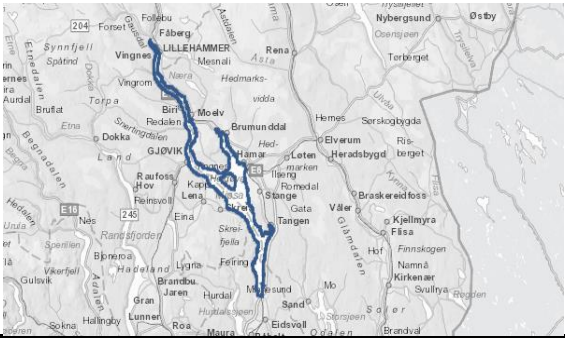
Konklusjon: *Krøderen synes å ha dårlig økologisk tilstand i 2018 som følge av negative effekter av introduksjon av gjedde (regionalt fremmed art) på Fiske-samfunnet, og tilfredsstillende derfor ikke miljømålet iht vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha høy usikkerhet fordi datagrunnlaget er begrenset til ett år, tilstanden varierer mellom kvalitetselementer og data på bunndyr mangler.*

Tabell 22. KRØDEREN.

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,83	SG	0,71	0,83
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,21	G	0,97	0,77
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,12	G	0,90	0,77
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		G		0,79
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	65,40	G	0,92	0,70
Vannplanter forsøringsindeks: Slc	0,00	SG	0,82	0,92
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc	0,00	SG		0,90
Totalvurdering vannplanter		G		0,70
Småkreps forsøringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,42	SG	1,29	1,00
Småkreps forsøringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	4,74	SG	2,27	1,00
Totalvurdering småkreps		SG		1,00
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	0,80	M	0,80	0,60
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	2,27	SG	0,78	0,86
Fisk, %bestandsnedgang (generell)	66,1	D	0,36	0,36
Totalvurdering fisk		D		0,36
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		D		0,36
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	5,2	SG	0,58	0,85
Total nitrogen, µg/l	178	SG	0,98	0,99
Siktedyp, m	5,67	M	0,79	0,59
Totalvurdering eutrofieringsparametere		G		0,72
pH	6,9	SG	0,99	1,00
ANC, µekv/l	119,2	SG	0,95	0,98
LAl, µg/l	7	G	0,36	0,73
Totalvurdering forsøringsparametere		SG		0,90
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	2,6	G	0,19	0,65
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,23	G	0,44	0,75
Totalvurdering hydromorfologiske kvalitetselementer		G		0,70
Totalvurdering for vannforekomsten		D		0,36

5.4 Mjøsa

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Vannforekomst-ID	002-118-1-L	Areal nedbørfelt (km ²)	16568	Innsjø	6
Fylke(r)	Akershus , Hedmark , Oppland	Innsjøareal (km ²)	366,0	Bre	2
Kommune(r)	Eidsvoll , Hamar , Ringsaker , Stange , Lillehammer , Gjøvik , Østre Toten	Maks-dyp (m)	453	Skog	36
Økoregion	Østlandet	Middeldyp (m)	155	Dyrket mark	6
Høyde over havet (m)	123	Volum (mill. m ³)	56244	Myr	5
Kalsium (mg/L)	5,5	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	11316	Snaufjell	39
Farge (mg Pt/L)	11,2	Teoretisk oppholdstid (år)	4,89	Urban	0,5
Typekode	L105b	Reguleringshøyde (m)	3,61		
Vanntype-beskrivelse	Lavland, kalkfattig, klar, dyp				

*<http://nevina.nve.no/>

Mjøsa er Norges største innsjø. Den er et eget vannområde (Mjøsa) og tilhører vannregion Glomma. Gudbrandsdalslågen er største tilløpselv, som drenerer store arealer dominert av skog og fjellområder, mens lokale tilløpselver rundt innsjøen har større andel dyrket mark i nedbørfeltet. Mange byer og tettsteder ligger ved Mjøsa. Innsjøen er naturlig kalkfattig, men har i dag et noe forhøyet kalsiumnivå over typegrensen kalkfattig, moderat kalkrik trolig som følge av gjødsling av dyrket mark.

Økosystemtjenester fra Mjøsa er av stor betydning for mange brukerinteresser, inkludert drikkevannsforsyning til ca. 100 000 personer i innsjøens umiddelbare nærhet, samt 150 000 personer nedstrøms, dvs. ca. 5% av Norges befolkning. Innsjøen og tilløpselvene brukes også til vanning av store landbruksarealer og som vannkilde for flere industribedrifter. Bading og båtliv er viktige rekreasjonsaktiviteter for mange tusen mennesker i sommerhalvåret. Sportsfiske etter mjøsørret og lagesild er også av stor betydning. Det finnes også en rekke andre fiskearter i Mjøsa som utnyttes i varierende grad. Årlig fiskeavkastning er anslått til ca. 4-7 kg/ha.

Mjøsa var overbelastet med næringsalter på 1970-tallet, noe som forårsaket uønskede oppblomstringer av giftige cyanobakterier. Etter en massiv innsats for begrenning av utslipp av næringsalter (Mjøsaksjonen) i alle relevante sektorer (kommunalt avløp, spredt avløp, landbruk og industri) ble innsjøen gradvis restituert utover på 1980-tallet.

Klimaendringer med varmere vann, mer nedbør og dermed noe større avrenning av næringsalter har de senere år (særlig etter 2010) gitt noe økt algevekst igjen. Det er derfor viktig å følge med på denne utviklingen ved videreføring av overvåkingen som har pågått årlig

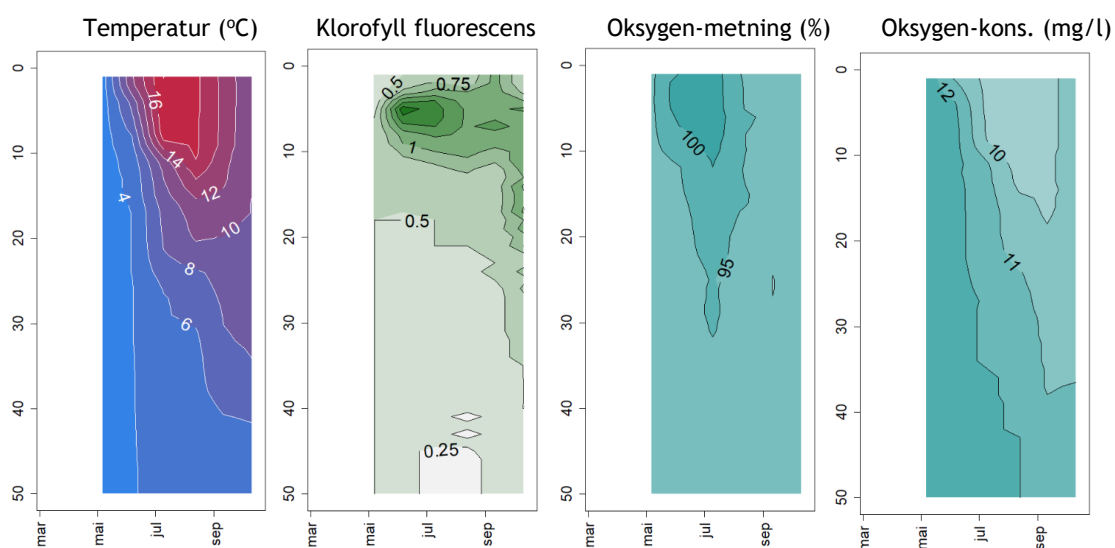
siden 1972, og som har gitt grunnlag for trendvurderinger av næringsalter, planteplankton og krepsdyrplankton (Lyche Solheim m.fl. 2019).

Andre påvirkninger omfatter bl.a. hydromorfologiske inngrep, inkludert regulering av vannstanden med en regulerings høyde på 3,5 m og en vinternedtapping på 3 m, samt større forbygninger i strandsonen i forbindelse med nyere utbygging av vei og jernbane på østsiden av Mjøsa.

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Mjøsa i 2018: Planteplankton, krepsdyrplankton, fisk, samt fysisk-kjemiske støtteparametere. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene, unntatt krepsdyrplankton, som det ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for. Selv om kalsium-konsentrasjonen er noe over typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik har vi valgt å benytte klassegrensene for kalkfattige, klare, dype innsjøer for planteplankton og vannkjemi (se begrunnelse i Kap. 2.3).

Resultatene som vises for de pelagiske kvalitetselementene er kun basert på målinger gjort på hovedstasjonen Skreia, som er ved dypeste punkt i innsjøen. Resultater for andre målestasjoner er vist i Lyche Solheim m.fl. (2019).

Vertikalprofiler av temperaturutviklingen (Figur 20) viser en tydelig utviklet termoklin i dybdesjiktet 10-30 m og en maksimumstemperatur på ca. 17 °C i epilimnion i juli-august, som er 2 grader høyere enn i 2017. Disse temperaturforholdene skyldes den varme og tørre sommeren 2018.



Figur 20. Vertikalprofiler av temperatur, klorofyll fluorescens og oksygen i vannsøylen 0-50 m, målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Mjøsa fra mai til oktober 2018. Profiler fra hele vannsøylen er vist i vedlegg E.

Fluorescensen viste en tydelig topp i epilimnion på forsommeren, og var over dobbelt så høy som i 2017, da den viste stort sett lave verdier med et maksimum i epilimnion på sensommeren (Lyche Solheim m.fl. 2018). Den høye fluorescensen resulterte i en overmetning av oksygen i epilimnion på forsommeren, men oksygenkonsentrasjonen sank til under 10 mg/l på sensommeren, pga den relativt høye temperaturen i overflatevannet (Figur 20). Denne relativt lave oksygenkonsentrasjonen kan ha bidratt til redusert fisketetthet i epilimnion på sensommeren og uvanlig mye dyreplankton i tilsvarende periode (Lyche Solheim m.fl. 2019).

Fosforkonsentrasjonen i epilimnion hadde en middelværdi på 4,8 µg/l i perioden mai-oktober, som tilsvarer *god* tilstand med en nEQR-verdi på 0,74, mens tilsvarende verdi i hypolimnion var kun 4,3 µg/l. Siktedypet varierte fra 6,5-13,5 m med en middelværdi på 8,2 m (9,0 m dersom mai-prøvene inkluderes), noe som tilsvarer *svært god* tilstand. Nitrogenkonsentrasjonen (Tot-N) hadde middelværdi på 455 µg/l, som tilsvarer *moderat* tilstand, men nitrogen er ikke brukt i klassifiseringen da planteplanktonet er fosforbegrenset. De vannkjemiske eutroferingsparametrene (Tot-P og siktedyp) samlet gir *svært god* tilstand.

Planteplanktonet hadde omtrent samme biomasse som i de senere år, men noe høyere enn i 2017. Størst biomasse ble registrert i slutten av august (totalt biovolum på 0,59 mm³/l) med dominans av store kiselalger, samt mindre innslag av andre algeklasser. Det var svært lite cyanobakterier. Den totale økologiske tilstanden var *god*, men nEQR-verdien (0,64) var den laveste siden 2014 og relativt nær klassegrensen *god/moderat*. Biodiversiteten av planteplankton var høyere i Mjøsa med 171 registrerte taksa enn i noen av de andre innsjøene i ØKOSTOR 2018. Årsaken til den høye biodiversiteten er nok den relativt høye kalsiumkonsentrasjonen som gir mulighet for bikarbonatkrevende arter. Langtidsutviklingen av planteplanktonet (Lyche Solheim m.fl. 2019) viser at planteplanktonbiomassen er mer enn halvert siden eutrofieringsperioden på 1970-tallet, og at også artssammensetningen har endret seg i oligotrof retning. Men også etter årtusenskiftet har det vært enkelte år med økte algemengder, særlig koblet til flomepisoder, som gir økt tilførsel av næringsalter, og i varme år, og år med lav biomasse av store vannlopper.

Krepsdyrplanktonet på hovedstasjonen i Mjøsa i 2018 hadde lav tetthet sammenlignet med de andre innsjøene i ØKOSTOR 2018 (Kap. 4.3.2), men middelbiomassen i 2018 var likevel nesten dobbelt så høy som gjennomsnittet de siste 10 årene (Lyche Solheim m.fl. 2019). Krepsdyrplanktonet var dominert av store calanoide hoppekreps gjennom mesteparten av sesongen, bortsett fra i august, da vannloppen *Daphnia galeata* var dominerende. Dybdefordelingen var også spesiell i 2018, med relativt høy tetthet i epilimnion, noe som kan ha sammenheng med høyere temperatur i de øvre vannlagene enn de fleste tidligere årene det finnes data for. Beitetrykket på planteplanktonet kan derfor ha vært større i 2018 enn på mange år (for mer detaljer, se Lyche Solheim m.fl. 2019).

Fisk ble undersøkt i Mjøsa i 2018 med bunn garn, trål og ekkolodd. 20 arter ble registrert. De fire mest dominerende artene var hork, abbor, krøkle og sik i bunn garn-fangstene, mens krøkle var totalt dominerende i trålfiskefangstene (se Tabell 19 i Kap. 4.5.1). Pelagisk fiskebiomasse var ca. 13,6 kg/ha, noe lavere enn i Krøderen, men mye større enn i de andre ØKOSTOR-sjøene som ble prøvfisket i 2018. Pga manglende sammenligningsgrunnlag var det ikke mulig å beregne andre fiskeindekser enn eutrofieringsindeksen (WS-FBI), og denne viste *svært god* tilstand i 2018.

Samlet klassifisering gir *god* økologisk tilstand med planteplankton som utslagsgivende kvalitetselement (nEQR 0,64) (Tabell 23). Dette samsvarer med resultatene for eutrofieringsindeksen for vannplanter, mens de fysiske-kjemiske støtteparametrene for eutrofiering viste *svært god* tilstand. De hydromorfologiske støtteparametrene indikerer også at tilstanden er *god*, men dette gjenspeiles ikke i noen av de relevante biologiske indeksene.

Konklusjon: Mjøsa (hovedstasjon Skreia) synes å ha god økologisk tilstand i 2018 og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha lav usikkerhet mht eutrofieringseffekter fordi resultatet er i tråd med tidligere data fra de siste to tiårene og i tråd med fiskeindeksen for eutrofiering. Usikkerheten mht effekter av hydromorfologiske endringer anses derimot som høy, da vi kun har ett års data for fisk, mangler data for bunndyr, og vannplanteindeksen for regulering er usikker, som forklart i ØKOSTOR-rapporten fra 2017 overvåkingen (Lyche Solheim m.fl. 2018).


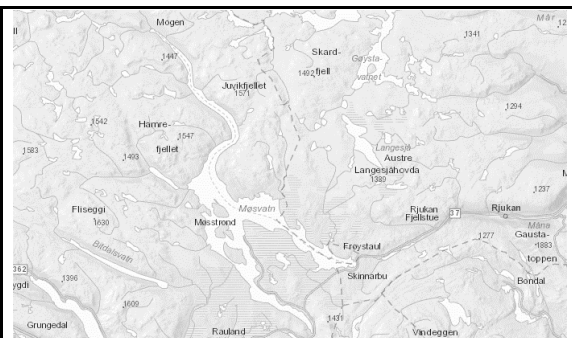
Tabell 23. MJØSA

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. Kvalitetselementer som ikke er undersøkt eller ikke er relevante for klassifiseringen av økologisk tilstand i 2017 er angitt med n.a.

SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	2,5	G	0,52	0,72
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,35	G	0,93	0,65
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,26	M	0,83	0,599
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,02	SG	1,00	0,98
Totalvurdering planteplankton		G		0,64
Fisk				
WS-FBI	2,29	SG	0,79	0,86
Totalvurdering fisk		SG		0,86
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,64
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	4,8	G	0,63	0,74
Total nitrogen, µg/l	455	M	0,38	0,54
Siktedyp, m	8,2	SG	1,00	0,99
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,86
pH	7,30	SG	1,04	1,00
ANC, µekv/l	279	SG	2,23	1,00
LAL, µg/l	9,0	G	0,28	0,69
Totalvurdering forsuringsparametere		SG		0,90
Hydromorfologiske kvalitetselementer				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	3,6	G	0,14	0,62
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,22	G	0,46	0,77
Totalvurdering hydromorfologiske parametere		G		0,69
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,64

5.5 Møsvatn

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Vannforekomst-ID	016-3-L	Areal nedbørfelt (km ²)	1503	Sjø	13
Fylke(r)	Telemark	Innsjøareal (km ²)	78,0	Bre	0
Kommune(r)	Vinje, Tinn	Maks-dyp (m)	69	Skog	8
Økoregion	Sørlandet	Middeldyp (m)	20	Dyrket mark	0
Høyde over havet (m)	919	Volum (mill. m ³)	1573	Myr	8
Kalsium (mg/L)	1,2	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	1565	Snaufjell	69
Farge (mg Pt/L)	4,8	Teoretisk oppholdstid (år)	1,01	Urban	0
Typekode	L304	Reguleringshøyde (m)	18,5		
Vanntype-beskrivelse	Fjell, kalkfattig, svært klar, dyp				

*<http://nevina.nve.no/>

Møsvatn (vannforekomst-ID: 016-3-L), som ligger i Skiensvassdraget i vannregion Vestviken, er Skandinavias største fjellsjø og Norges tredje største reguleringsmagasin. Nedbørfeltet er dominert av fjell, mens andelen dyrket mark er ubetydelig. Geologien er preget av sure bergarter (granitter) som gir liten bufferevne mot forsurening og en kalkfattig vanntype. Humusnivået er svært lavt med en farge på ca. 5 mg Pt/l. Møsvatn er dyp, men store deler av innsjøarealet er grunnere enn 20 m. Møsvatn er oppdemmet av Møsvassdammen og Torvehovdammen og er hovedmagasin for Frøystul kraftverk. Før reguleringen besto Møsvatn av tre separate innsjøer. Møsvatn har en reguleringshøyde på 18,5 m og med 12,6 m vintervedtapping. På grunn av reguleringen blir det liggende mye is på land langs innsjøen, og dette bidrar til det kalde klimaet. Innsjøen er en viktig ferdselsåre for fastboende og turister, og trafikkeres av rutebåt om sommeren. Innsjøen har bestander av ørret og røye, i tillegg til ørekyt som er introdusert.

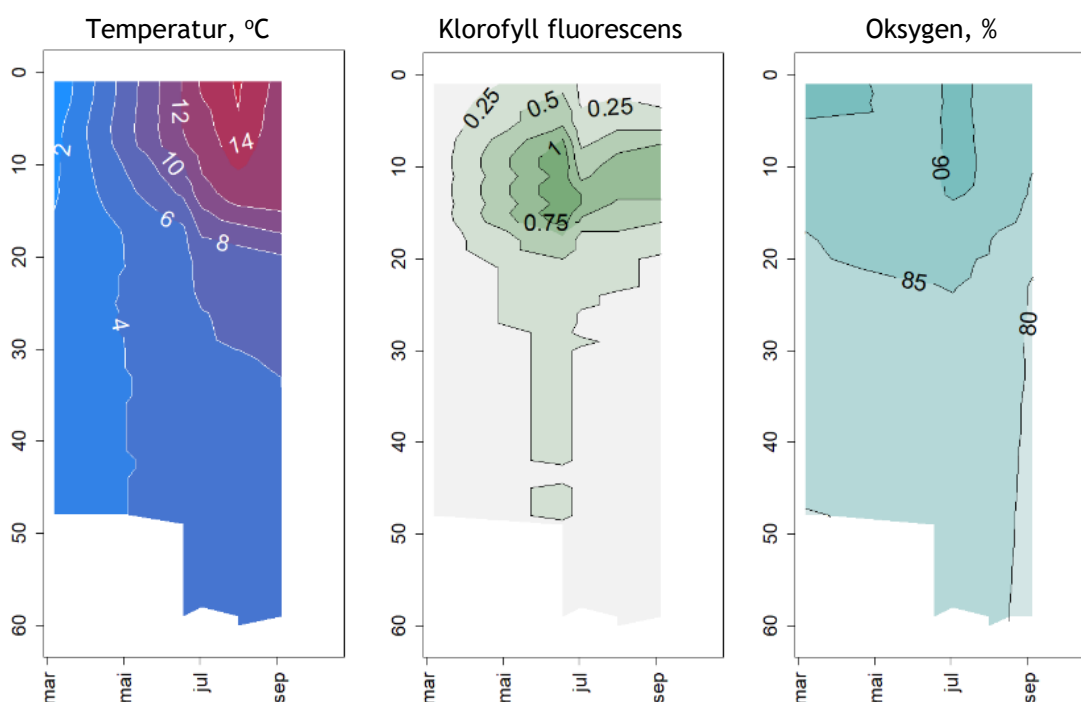
Da Møsvatn er sterkt modifisert, er dens miljømål *godt* økologisk potensial, og ikke *god* økologisk tilstand. Dette er beskrevet som «forhold som gir et fungerende akvatisk økosystem» (Vann-Nett), men er ikke nærmere konkretisert. Det finnes ikke klassegrenser for økologisk potensial i dagens klassifiseringssystem. Økologisk potensial er derfor som regel definert ut fra hvilke tiltak som kan gjennomføres uten at det går utover samfunnsnyttene av reguleringen, se for øvrig kap. 5.1. Resultatene nedenfor kan derfor ikke oversettes til økologisk potensial, men kan si noe om effekter av reguleringen og evt. andre påvirkninger på økosystemet.

Innsjøen tilhører vanntype L304, NGIG type L-N7, L-N-M101 og L-N-BF1 for kalkfattige, klare, fjellsjøer. Alle kvalitetselementene er klassifisert ut fra denne vanntypen.

Fra Møsvatn finnes enkelte eldre (før 2002) undersøkelser av plankton og fisk, mens litoralsonen er ikke undersøkt tidligere (Persson m.fl. 2013).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Møsvatn i 2018: Planteplankton og vannkjemi, småkreps (planktoniske og litorale) og fisk. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene.

Den varme sommeren ga varmere overflatevann og skarpere sjiktning enn normalt, med en termoklin som varierte omkring 15 m i juli - september (Figur 21). Maksimumstemperatur på ca. 16°C ble målt i august. Høye oksygenkonsentrasjoner (>80 % metning) ble målt gjennom hele vannsøylen i hele vekstsезongen.



Figur 21. Vertikalprofiler av temperatur (venstre), klorofyll fluorescens ($\mu\text{g/l}$) (midten) og oksygen-metning (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Møsvatn fra mars til september 2018.

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne gir *svært god* tilstand med en samlet nEQR på 0,85. Fosforkonsentrasjonen er svært lav (2,3 $\mu\text{g/l}$), og typisk for ultraoligotrofe innsjøer. Nitrogenkonsentrasjonen var også svært lav (79 $\mu\text{g/l}$). Begge nærings saltene indikerer derfor *svært god* tilstand. Siktedypet (10,4 m) var noe lavere enn hva som kan forventes for kalkfattige svært klare innsjøer, noe som trolig skyldes for strenge klassegrenser ved bruk av modellen for humuskorrigerings i svært klare innsjøer. Denne metodiske usikkerheten gir *moderat* tilstand for siktedyp.

De vannkjemiske forsuringsparameterne gir *god* tilstand med en samlet nEQR på 0,74. Innholdet av labilt aluminium var likevel lavt gjennom hele sesongen (maks verdi: 6,5 $\mu\text{g/l}$).

Begge de hydromorfologiske støtteparameterne, reguleringshøyde og forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp, indikerer at tilstanden mht. regulering er *svært dårlig*. Disse støtteparameterne kan imidlertid kun nedgradere tilstanden til *god* (nEQR 0,70) i en samlet tilstandsklassifisering.

Planteplanktonet er typisk for ultraoligotrofe innsjøer med lav biomasse (klorofyll på ca. 1,1 µg/l og biovolum på 0,14 mg/l) og dominans av gullalger, som er mikсотrofe og kan skaffe seg mer fosfor ved å beite på bakterier. I høstprøvene ble cyanobakterien *Merismopedia tenuissima*, vanlig forekommende i næringsfattige innsjøer, observert. Samlet gir planteplanktonet *god* tilstand (nEQR 0,73) for Møsvatn.

Småkrepsfaunaen er artsrik (40 arter) med tanke på at Møsvatn er regulert og ligger >900 m o.h. Andelen forsuringfølsomme arter i litoralsonen var høy, og Møsvatn viser ingen tegn på forsuringsskader. Andelen eutrofieringsfølsomme arter var høy og typisk for næringsfattige innsjøer, men med manglende kunnskap om referansetilstand kan vi foreløpig ikke bruke denne parameteren til å tilstandsklassifisere Møsvatn mht. eutrofiering.

Krepsdyrplanktonet var preget av lave tettheter med dominans av cyclopoide hoppekreps og små vannlopper som *Bosmina longispina*. Dafnier er registrert, men kun i svært lave tettheter. Dafnier regnes som forsuringfølsomme, men lave konsentrasjoner av kalsium og andre ioner samt store tettheter av planktonspisende fisk vil også bidra til lave tettheter av dafnier. Artssammensetningen i krepsdyrplanktonet indikerer høy predasjon fra fisk. Den lave tettheten og biomassen av store dafnier kan også skyldes lav næringstilgang (lite planteplankton).

Fiskeundersøkelsene viste at biomassen av fisk i de åpne vannmasser var relativt lav (2,9 kg/ha), og gjenspeiler innsjøens lave produktivitet. Røye og ørekyt dominerte i bunnarnfangstene (hver med ca 40 % av fangsten), mens ørret utgjorde 19 %. Siden forrige fiskeundersøkelse (1997-98) har det tilsynelatende skjedd små endringer i Fiske-samfunnet i Møsvatn, men datagrunnlaget er for dårlig til at det kan gjennomføres en tilstandsklassifisering basert på bunnarnfangstene. Eutrofieringsindeksen for fisk ga *svært god* tilstand, men tilstanden for fisk er nedgradert til *god* (nEQR 0,7) pga. forekomst av ørekyt som er en regionalt fremmed art. Tilstandsklassifiseringen av fisk vurderes likevel som usikker (se kap. 3.4).

Samlet klassifisering gir *god* økologisk tilstand (nEQR 0,70) med fisk og hydromorfologiske støtteparametere som utslagsgivende (Tabell 24). Begge de hydromorfologiske parameterne indikerer at tilstanden er *svært dårlig*, men dette gjenspeiles ikke i noen av de benyttede biologiske indeksene. Vannplanter ville sannsynligvis gitt en vesentlig dårligere tilstand for Møsvatn dersom undersøkelse av disse hadde inngått i overvåkingen.


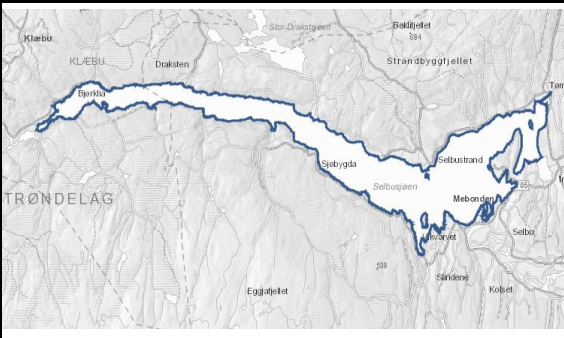
Konklusjon: Møsvatn synes å ha *god* økologisk tilstand i 2018 og tilfredsstiller derfor miljømålet iht vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha høy usikkerhet fordi datagrunnlaget for de mest relevante biologiske kvalitetselementene mht. dominerende påvirkning enten er for *dårlig* (fisk) eller mangler helt (vannplanter). Tilstandsklassifiseringen kan imidlertid ikke relateres til innsjøens miljømål, som er *godt* økologisk potensial. Ifølge Vann-nett har innsjøen moderat økologisk potensial, og tilfredsstiller dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Tabell 24. MØSVATN.

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,12	SG	0,78	0,88
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,13	SG	0,98	0,79
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,05	G	0,88	0,62
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,02	SG	1,00	0,98
Totalvurdering planteplankton		G		0,73
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc				
Vannplanter forsuringsindeks: Slc				
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc				
Totalvurdering vannplanter				
Småkreps forsuringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,32	SG	1,00	1,00
Småkreps forsuringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	3,32	SG	1,59	1,00
Totalvurdering småkreps		SG		1,00
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	3,19	SG	1,10	1,00
Fisk, %bestandsnedgang (generell)				
Totalvurdering fisk, justert (regionalt fremmed art)		G		0,70
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,70
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	2,3	SG	0,89	0,96
Total nitrogen, µg/l	79	SG	1,59	1,00
Siktedyp, m	10,4	M	0,74	0,58
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,85
pH	6,7	SG	0,96	0,82
ANC, µekv/l	61	SG	0,85	0,81
LAl, µg/l	6,5	G	0,38	0,74
Totalvurdering forsuringsparametere		G		0,79
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	18,5	SD	0,03	0,13
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,89	SD	0,11	0,18
Totalvurdering hydromorfologiske kvalitetselementer		SD		0,15
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,70

5.6 Selbusjøen

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%) [‡]	
Vannforekomst-ID	123-892-1-L	Areal nedbørfelt (km ²)	2876	Sjø	8
Fylke(r)	Sør-Trøndelag	Innsjøareal (km ²)	57,0	Bre	0
Kommune(r)	Klæbu , Selbu	Maks-dyp (m)	206	Skog	33
Økoregion	Midt-Norge	Middeldyp (m)	70	Dyrket mark	2
Høyde over havet (m)	161	Volum (mill. m ³)	4034	Myr	13
Kalsium (mg/L)	3,4	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	2817	Snaufjell	37
Farge (mg Pt/L)	19,9	Teoretisk oppholdstid (år)	1,43	Urban	0
Typekode	L105b	Reguleringshøyde (m)	6,3		
Vanntype-beskrivelse	Lavland, kalkfattig, klar, dyp				

*<http://nevina.nve.no/>

Selbusjøen (vannforekomst-ID: 123-892-1-L) er den største innsjøen i Sør-Trøndelag. Innsjøen har vært regulert helt siden 1919, og har nå en vannstand som varierer mellom 161,3 og 155 m.o.h., med en vinternedtapping på 4,7 m. Nedbørfeltet er dominert av skog og fjell, mens andelen dyrket mark er liten (2 %). Områdene rundt den østlige delen av sjøen er tettest befolket, mens vestover er det bare spredt bebyggelse. Det er en del jordbruksvirksomhet i den sør-østlige delen. Selbusjøen er en del av Nea-Nidelvassdraget som tilhører vannregion Trøndelag.

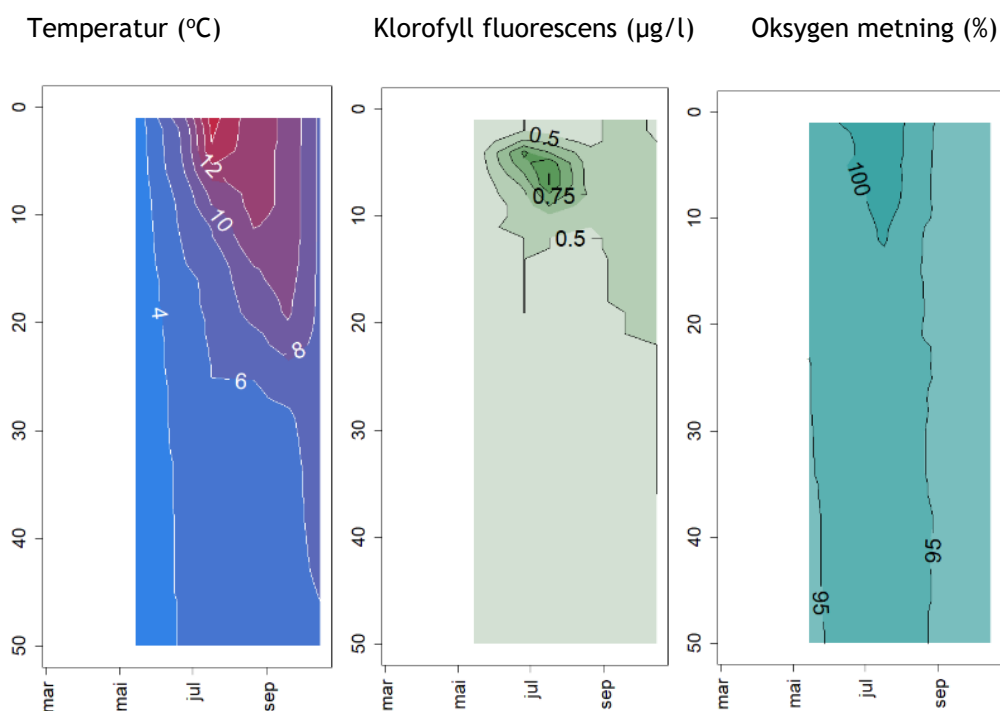
Da Selbusjøen er sterkt modifisert, er dens miljømål *godt* økologisk potensial, og ikke *god* økologisk tilstand. Dette er beskrevet som «forhold som gir et fungerende akvatisk økosystem» (<https://vann-nett.no/portal>), men er ikke nærmere konkretisert. Det finnes ikke klassegrenser for økologisk potensial i dagens klassifiseringssystem. Økologisk potensial er derfor som regel definert ut fra hvilke tiltak som kan gjennomføres uten at det går utover samfunnsnyttene av reguleringen, se for øvrig kap. 5.1. Resultatene nedenfor kan derfor ikke oversettes til økologisk potensial, men kan si noe om effekter av reguleringen og evt. andre påvirkninger på økosystemet.

Innsjøen tilhører vanntype 6, NGIG type L-N2b og L-N-M101 for kalkfattige, klare, dype lavlandssjøer. Alle kvalitetselementene er klassifisert ut fra denne vanntypen.

Selbusjøen er undersøkt årlig siden 2016 som en del av ØKOSTOR-programmet, men kun i 2016 ble det gjennomført en full undersøkelse av alle aktuelle kvalitetselementer. Innsjøen har fra vært gjenstand for flere omfattende undersøkelser siden tidlig på 1970-tallet, men vannplanter har ikke vært undersøkt tidligere (Persson m.fl. 2013).

Selbusjøen er i 2018 undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton og krepsdyrplankton. Tilstandsvurderingen er basert på klassifiseringssystemet for økologisk tilstand for fysisk-kjemiske støtteparametere og planteplankton.

Den termiske sjikningen var relativt velutviklet i Selbusjøen fra midten av juli til starten av september med en ganske skarp termoklin mellom 10 og 20 m dyp (Figur 22 med detaljer i Vedlegg E). Maksimumstemperaturen var 14°C i epilimnion i juli/august, omtrent som i 2016 og 2017. Selbusjøen hadde overmetning av oksygen i epilimnion i juni-juli pga. intens primærproduksjon, som skyldes gode lysforhold og varmere vann enn normalt.



Figur 22. Vertikalprofiler av temperatur (venstre), klorofyll fluorescens (midten) og oksygen metning (høyre) i 0-50 m sjiktet målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Selbusjøen fra mai til oktober 2018.

De vannkjemiske forsuringsparameterne gir *svært god* tilstand med en samlet nEQR på 0,90. Innholdet av labilt aluminium var lavt gjennom hele sesongen (maks verdi: 9,5 µg/l).

Fosforkonsentrasjonen var relativt høy i 2018 (9,2 µg/l) sammenlignet med tidligere år, noe som skyldtes høye konsentrasjoner i september og oktober (14-16 µg/l) (Vedlegg C). I hypolimnion var konsentrasjonen vesentlig lavere (3 µg/l). Siktedypet (5,5-7,8 m med en middelvei på 6,3 m) er typisk for klare innsjøer med moderat humusinnhold (20 mg Pt/l), og indikerte *svært god* tilstand i 2018 (Figur 3), som i 2016, mot *moderat* tilstand i 2017.

Planteplanktonbiomassen målt som klorofyll a lå under referanseverdien for innsjøtypen med middelvei på 1,1 µg/l. Maksimum, målt som fluorescens, ble funnet på 5-7 m dyp i juli (Figur 22). Sesongutviklingen av fluorescensen målt med sonde bekreftes av mikroskopi-resultatene av de kvantitative prøvene fra epilimnion (Figur 7). Planteplanktonsamfunnet var relativt artsrikt med en artssammensetning som er dominert av gullalger som er mikrotrofe og kan klare seg i så næringsfattig miljø ved å beite på fosforrike bakterier. Det er også innslag av mange

andre algegrupper som er vanlige i næringsfattige innsjøer, tilsvarende det som ble funnet i de fleste andre innsjøene i ØKOSTOR 2018.

Krepsdyrplanktonet var dominert av cyclopoide hoppekreps. Andelen store vannlopper var moderat høy (52 %), mot moderat i 2016 (43 %) og lav i 2017 (19 %). Tettheten av dafnier i dyp grunnere enn 50 m var lav i alle år, noe som muligens kan skyldes predasjon fra røye, men kan også skyldes lav produktivitet i pelagialen. Tidligere undersøkelser i Selbusjøen viser dessuten at introduksjon av pungreke, *Mysis relicta*, som også ble funnet i perioden 2016-2018, har redusert mengden av krepsdyrplankton, og spesielt mengden av vannlopper som *Bosmina* og *Daphnia* (Langeland m.fl. 1991).

Undersøkelsen i 2016, som også omfattet litorale krepsdyr, viste at småkrepsfaunaen i Selbusjøen er relativt artsrik (45 arter; pelagiske + litorale) (se Lyche-Solheim m.fl. 2017). Videre indikerte disse resultatene at forsurening ikke er noe problem i Selbusjøen, men at det var lokale effekter av nærings salttilførsler. Det siste ble også bekreftet av resultatene fra vannplanteundersøkelsene i 2016 (Lyche-Solheim m.fl. 2017). Vannplantene i Selbusjøen indikerte videre at reguleringen i Selbusjøen har hatt begrenset effekt på vannplantesamfunnet.

Fiske-samfunnet i Selbusjøen, som ble undersøkt i 2016, var sterkt preget og påvirket av fremmede arter: pungreke ble satt ut i 1973, ørekyt ble første gang observert i 1974 og gjedde i 2004. Røye har gått tilbake med mer enn 90 % siden 1980-tallet, som en følge av nedbeiting av krepsdyrplanktonet etter introduksjon av pungreke. Ørreten ser ut til å ha gått tilbake med ca. 70 % siden begynnelsen av 2000-tallet. Introduserte arter anses å være hovedårsak til nedgangen over de siste 30-40 åra og forklarer fiskebestandens dårlige tilstand, selv om også langtidseffekter av reguleringen kan ha betydning. Samtidig har tettheten av lake, en bunnlevende fiskeart, økt. Mer informasjon om fisk er tilgjengelig i Vann-nett, i Gjelland m.fl. under arbeid og Arnekleiv m.fl. 2017.

Resultatene fra 2018, tilsvarende som i 2017, indikerer at Selbusjøen har *god* økologisk tilstand (Tabell 25) mot *dårlig* tilstand i 2016 (Lyche-Solheim m.fl. 2017). Forskjellene mellom år skyldes at tilstandsklassifiseringen i 2017 og 2018 kun er basert på et fåtall kvalitetselementer (planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere samt hydromorfologiske støtteparametere i 2018), mens den i 2016 var basert også på vannplanter, småkreps og fisk. Det var fisk som er utslagsgivende for resultatet i 2016. De andre undersøkte kvalitetselementene var enten i *god* eller *svært god* tilstand. I 2018 var det hydromorfologiske støtteparametere som var utslagsgivende kvalitetselement (med nEQR=0,49), men siden både planteplankton og vannkjemiske støtteparametere ga *svært god* tilstand i 2018, kan samlet tilstand for Selbusjøen ikke settes til dårligere enn *god* (med nEQR 0,70); se kap. 3.5.5 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). I tillegg til de hydromorfologiske støtteparameterne indikerte også Tot-P *moderat* tilstand i 2018, mot *svært god* i 2016 og 2017.

Konklusjon: Selbusjøen synes å ha god økologisk tilstand i 2018 ut fra planteplankton, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere, og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften mht disse kvalitetselementene. Fiskeundersøkelsene i 2016 indikerte imidlertid dårlig økologisk tilstand pga negativ effekt av introduserte arter på fisk. Klassifiseringen i 2018 for de utvalgte kvalitetselementene anses å ha middels usikkerhet fordi tilstanden er konsistent med resultater fra 2016 og 2017 for planteplankton og forsuringsparameterne, mens tilstanden for siktedyp og fosfor varierer noe mellom år. Innsjøens tilstand mht fisk kan ikke vurderes for 2018, men har neppe endret seg mye fra den dårlige tilstanden i 2016. Tilstandsklassifiseringen kan imidlertid ikke relateres til innsjøens miljømål, som er godt økologisk potensial. Ifølge Vann-nett har innsjøen moderat økologisk potensial, og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Tabell 25. SELBUSJØEN

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,24	SG	1,05	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,11	SG	1,00	0,99
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,15	G	0,88	0,73
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,01	SG	1,00	0,99
Totalvurdering planteplankton		SG		0,86
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		SG		0,86
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	9,2	M	0,33	0,59
Total nitrogen, µg/l	175	SG	1,00	1,00
Siktedyp, m	6,3	SG	1,01	1,00
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,86
pH	7,2	SG	1,03	1,00
ANC, µekv/l	203,8	SG	1,35	1,00
LAl, µg/l	9,5	G	0,26	0,69
Totalvurdering forsuringsparametere		SG		0,90
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	6,3	M	0,08	0,49
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,50	M	0,20	0,48
Totalvurdering hydromorfologiske kvalitetselementer		M		0,49
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,70

5.7 Altevatnet



Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Vannforekomst-ID	196-2396-L	Areal nedbørfelt (km ²)	1249	Sjø	12
Fylke(r)	Troms	Innsjøareal (km ²)	80,0	Bre	0
Kommune(r)	Bardu	Maks-dyp (m)	99	Skog	16
Økoregion	Nord-Norge, indre	Middeldyp (m)	28	Dyrket mark	0
Høyde over havet (m)	489	Volum (mill. m ³)	1184	Myr	4
Kalsium (mg/L)	5,4	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	1064	Snaufjell	61
Farge (mg Pt/L)	6,0	Teoretisk oppholdstid (år)	1,11	Urban	0
Typekode	L207	Reguleringshøyde (m)	16,2		
Vanntype-beskrivelse	Skog, moderat kalkrik, svært klar, dyp				

*<http://nevina.nve.no/>

Altevatnet er Norges 13. største innsjø og ligger nær svenskegrensen, men kun en svært liten del av nedbørfeltet strekker seg inn i Sverige. Altevatnet er utspring for Barduelva, som renner ut i vest. Innsjøen er sterkt modifisert fordi den er regulert som magasin for Innset, Straumsmo og Bardufoss kraftverk. Reguleringshøyden er 16,2 m, men vinter-nedtappingen er drøyt halvparten av denne (8,7 m). Nedbørfeltet er dominert av snaufjell, samt noe skog.

Da Altevatnet er sterkt modifisert, er dens miljømål *godt* økologisk potensial (GØP), og ikke *god* økologisk tilstand. Sesongmessig tappevariasjon er et nødvendig tiltak for å bedre tilstanden for ørret-bestanden og oppnå GØP (Vann-Nett), men vil gå vesentlig ut over bruken av innsjøen som vannkraft-magasin (Vann-Nett). Det finnes ikke klassegrenser for økologisk potensial i dagens klassifiseringssystem. Økologisk potensial er derfor som regel definert ut fra hvilke tiltak som kan gjennomføres uten at det går utover samfunnsnyttene av reguleringen, se for øvrig kap. 5.1. Resultatene nedenfor kan derfor ikke oversettes til økologisk potensial, men kan si noe om effekter av reguleringen og evt. andre påvirkninger på økosystemet.

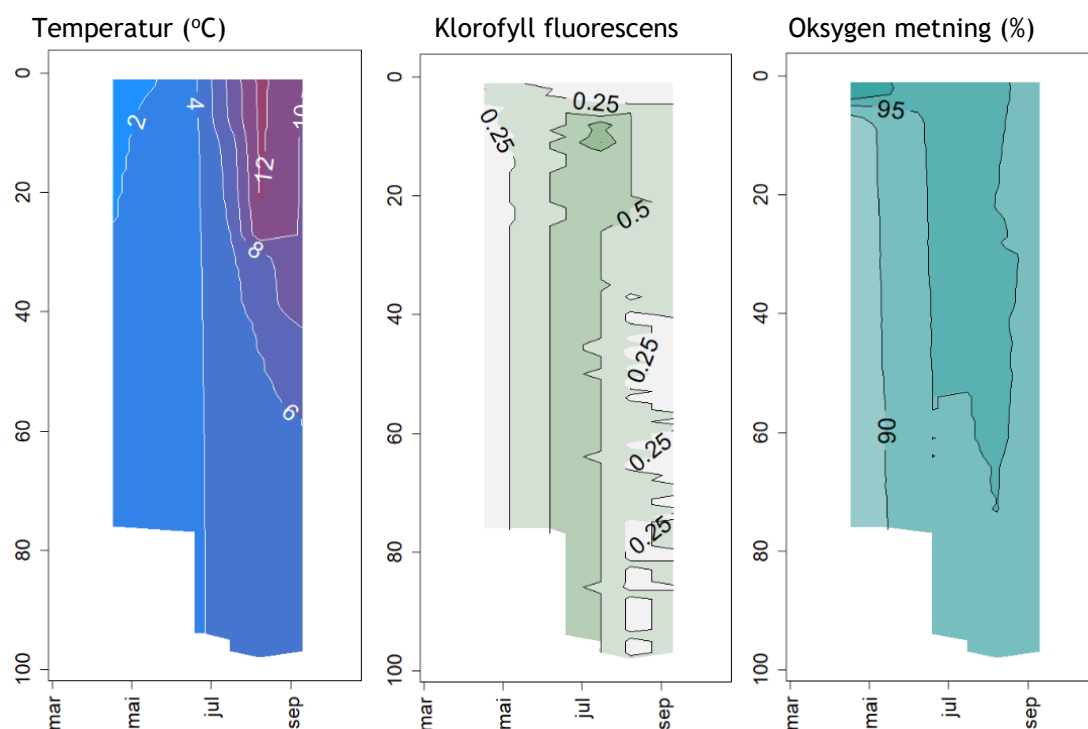
Innsjøen tilhører vanntype L-207 (L-N-M201) for moderat kalkrike, klare, dype skogssjøer. Vannplanter er klassifisert ut fra denne vanntypen, mens planteplankton og vannkjemi er klassifisert ut fra en kalkfattig skogssjø (NGIG-L-N5), da det ikke finnes klassegrenser for moderat kalkrike skogssjøer. Beliggenheten i indre Troms med et nedbørfelt totalt dominert av snaufjell tilsier at NGIG L-N5 er en mer representativ vanntype for naturtilstanden for planteplankton og vannkjemi enn vanntypen for moderat kalkrike lavlandssjøer (NGIG L-N1).

Altevatnet ble i 2018 undersøkt for fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, krepsdyrplankton, litorale småkreps, vannplanter og fisk.

Den termiske sjiktningen var kortvarig fra midten av juli til starten av september med en ganske skarp termoklin på ca. 30 m dyp (Figur 23). Maksimumstemperaturen var 12°C i epilimnion i begynnelsen av august. Oksygen-metningen var 90-100% gjennom hele vannsøylen, og høyest i juli/august da alge-fluorescensen var høyest.

Konsentrasjonene av næringsalter var svært lave med hhv 3-4 µg/l Tot-P og 75 µg/l Tot-N, noe som indikerer mulig nitrogenbegrensning på sensommeren (se Kap 4.1.2 for mer detaljer). Tot-N hadde en EQR verdi på 2,0, som indikerer ekstremt små tilførsler fra nedbørfeltet. Tot-P viste også *svært god* tilstand, men EQR-verdien var < 1,0. Dette kan enten skyldes bruk av klassegrensene for kalkfattige (i stedet for klassegrensene for moderat kalkrike) innsjøtyper. Siktedyptet på 8,2 m er ikke spesielt høyt i denne svært klare innsjøen (Figur 3), og indikerte *moderat* økologisk tilstand (nEQR 0,59), dog nær grensen til *god*. Dette skyldes verken uorganiske partikler, da turbiditeten var svært lav (< 1 FNU) eller planteplankton (se neste avsnitt), men kan nok heller tilskrives usikkerhet i modellen som er brukt til estimering av klassegrenser for svært klare innsjøer. Samlet nEQR for de fysisk-kjemiske eutrofieringsparameterne ble likevel *svært god* (nEQR 0,84).

Planteplanktonbiomassen målt som klorofyll a lå under referanseverdien for innsjøtypen med middelverdi på 0,9 µg/l (EQR = 1,5). Maksimum fluorescens ble funnet på ca. 10 m dyp i juli (Figur 23), mens maksimum biovolum ble funnet i begynnelsen av august (Figur 7). Planteplanktonsamfunnet var dominert av kiselalger og gullalger. Sistnevnte er mikсотrofe og kan klare seg i så næringsfattig miljø ved å beite på fosforrike bakterier. Det er også innslag av mange andre algegrupper som er vanlige i næringsfattige innsjøer.



Figur 23. Vertikalprofiler av temperatur (°C, venstre), fluorescens (midten) og oksygen (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Altevatnet fra april (målinger fra is) til september 2018. Merk at dybden var mindre i april pga vinternedtapping enn fra juni-september da vannstanden hadde økt pga snøsmelting og mindre tapping.

Artsdiversiteten av småkreps var relativt lav sammenlignet med de andre innsjøene (24 arter vannlopper og 16 arter hoppekreps). Spesielt var tettheten og diversiteten av vannlopper på de litorale stasjonene lav, noe som kan ha sammenheng med de store vannstandsvariasjonene. Tettheten av krepssdyrplanktonet var relativt høy, med maksimum i august. Krepssdyrplanktonet var dominert av calanoide og cyclopoide hoppekreps. Andelen store vannlopper var svært lav i de øvre vannmassene, noe som muligens kan skyldes lav produktivitet i pelagialen. Altevatnet er moderat kalkrikt, og forsuringsindeksene for småkreps er dermed ikke relevante.

Vannplantesamfunnet var svært artsfattig (6 arter) og reguleringsindeksen ga *svært dårlig* tilstand, noe som skyldes den store vinter-nedtappingen på > 8 m. Vannvegetasjonen i Altevatnet er derfor svært utarmet, noe som underbygges av at dobbelt så mange arter og bedre tilstand (*moderat*) ble funnet i Gjeddebukta, en noe avsnørt bukt av Altevatnet som opprettholder et vannspeil når vannstanden i selve innsjøen senkes.

Fiske-samfunnet består av seks fiskearter: ørret, røye, lake, gjedde, abbor og ørekyt. Ørekyt er introdusert i innsjøen. Bestanden av gjedde og abbor er kraftig redusert på grunn av reguleringen og forekommer trolig bare i de grunne områdene øst i innsjøen (Gjeddebukta). Disse artene ble ikke fanget i prøvefisket i 2018. Sammenlignet med prøvefisket i 2009 var det svært små endringer i artsfordelingen i bunngarnfangstene, med en nedgang i andelen lake, en økning i andelen røye og ørret, og stabil andel ørekyt (Kanstad Hansen 2010). Fiske-samfunnet i Altevatnet synes dermed å være i en relativt stabil tilstand, men er åpenbart sterkt påvirket av den kraftige reguleringen, blant annet ved at abbor og gjedde nesten er borte fra innsjøens hovedbasseng. Biomassen av fisk i de åpne vannmasser var dessuten svært lav (<0,2 kg/ha). Eutrofieringsindeksen for fisk ga, som ventet, *svært god* tilstand, men tilstanden for fisk er nedgradert til *god* (nEQR 0,7) pga. forekomst av ørekyt som er en regionalt fremmed art. Tilstandsklassifiseringen av fisk vurderes likevel som usikker (se kap. 3.4).



Resultatene fra 2018 indikerer at Altevatnet har *svært dårlig* økologisk tilstand (Tabell 26). Det var vannplanter som er utslagsgivende for resultatet, som også støttes av klassifiseringen av de hydromorfologiske kvalitetselementene. Planteplankton og vannkjemiske støtteparametere var i *svært god* tilstand, bortsett fra siktedypet, som er klassifisert som *moderat*, trolig pga for strenge klassegrenser.

Konklusjon: Altevatnet synes å ha *svært dårlig* økologisk tilstand som følge av negative effekter av reguleringen på vannplanter, og tilfredsstillende derfor ikke miljømålet iht vannforskriften mht disse kvalitetselementene. Fiske-undersøkelsene indikerte også negative effekter av reguleringen. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi tilstanden er konsistent for vannplanter og støttes av de hydromorfologiske støtteparametere, men er kun basert på ett års data. Tilstandsklassifiseringen kan imidlertid ikke relateres til innsjøens miljømål, som er godt økologisk potensial. Ifølge Vann-nett har innsjøen *dårlig* økologisk potensial, og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Tabell 26. Altevatnet
Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. Kvalitetselementer som ikke er undersøkt eller ikke er relevante for klassifiseringen av økologisk tilstand i 2017 er angitt med n.a.
 SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,89	SG	1,46	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,12	SG	1,00	0,96
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,08	G	0,87	0,71
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		SG		0,85
Vannplanter				
Vannplanter, trofisk indeks (Tlc)	100,00	SG	1,15	1,00
Vannplanter, forsuringsindeks (Slc)				
Vannplanter, vannstand indeks (Wlc)	-71,40	SD		0,10
Totalvurdering vannplanter		SD		0,10
Småkreps				
Småkreps forsuringsindeks: LACI-1 (kun sv lav/lav-alk)	0,372			
Småkreps forsuringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	3,284			
Totalvurdering småkreps				
Fisk				
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	6,42	SG	2,21	1,00
Fisk, %bestandsnedgang (generell)				
Totalvurdering fisk, justert (regionalt fremmede arter)		G		0,70
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		SD		0,10
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	3,5	SG	0,86	0,93
Total nitrogen, µg/l	75,0	SG	2,00	1,00
Siktedyp, m	8,2	M	0,71	0,59
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,84
pH	7,4			
ANC, µekv/l	311			
LAL, µg/l	6,5			
Totalvurdering forsuringsparametere				
Hydromorfologiske kvalitetselementer				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	16,2	SD	0,03	0,15
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,99	SD	0,10	0,16
Totalvurdering hydromorfologiske parametere		SD		0,16
Totalvurdering for vannforekomsten		SD		0,10

5.8 Takvatnet

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Vannforekomst-ID	196-2404-L	Areal nedbørfelt (km ²)	59	Sjø	27
Fylke(r)	Troms	Innsjøareal (km ²)	15,0	Bre	0
Kommune(r)	Målselv, Balsfjord	Maks-dyp (m)	75	Skog	42
Økoregion	Nord-Norge, indre	Middeldyp (m)	25	Dyrket mark	2
Høyde over havet (m)	215	Volum (mill. m ³)	375	Myr	4
Kalsium (mg/L)	8,7	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	40,6	Snaufjell	18
Farge (mg Pt/L)	5,3	Teoretisk oppholdstid (år)	9,24	Urban	0
Typekode	L207	Reguleringshøyde (m)	0		
Vanntype-beskrivelse	Skog, moderat kalkrik, svært klar, dyp				

*<http://nevina.nve.no/>

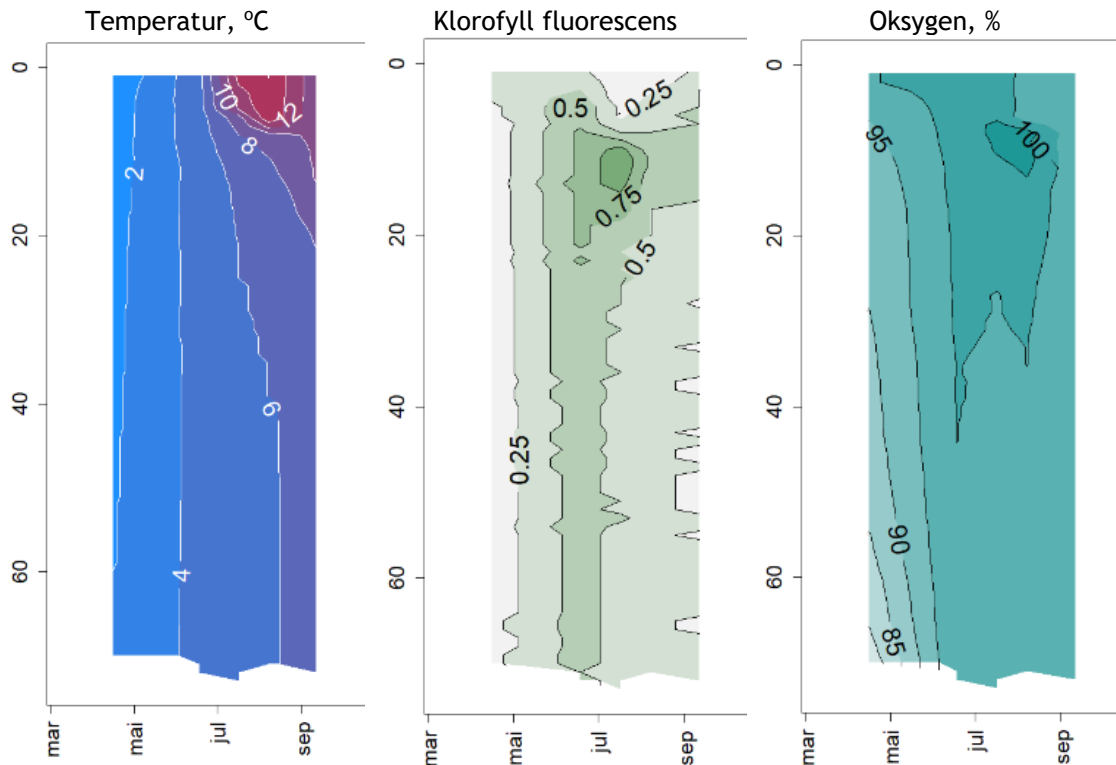
Takvatnet (vannforekomst-ID: 196-2404-L) er en relativt liten innsjø sammenlignet med andre innsjøer som inngår i ØKOSTOR-programmet. Innsjøen ligger i et sidevassdrag til Målselvvassdraget i vannregion Troms. Takvatnet har et lite nedbørfelt, dominert av vann, skog og fjell, mens andelen dyrket mark er svært liten (2 %). Oppholdstiden er lang (ca. 9 år). Humusnivået er svært lavt med en farge på ca. 5 mg Pt/l. Veier og jordbruk ved vannet påvirker tilstanden i liten grad, og det ingen andre kjente påvirkninger til innsjøen. Innsjøen har en bestand av ørret, i tillegg til trepigget stingsild som er introdusert.

Innsjøen tilhører vanntype L207 og NGIG type L-N-M201 for moderat kalkrike, klare, skogssjøer. Vannplanter er klassifisert ut fra denne vanntypen, mens planteplankton og vannkjemi er klassifisert ut fra en kalkfattig skogssjø (NGIG-L-N5), da det ikke finnes klassegrenser for moderat kalkrike skogssjøer. Beliggenheten i indre Troms med et nedbørfelt totalt dominert av vann, skog og snaufjell tilsier at NGIG L-N5 er en mer representativ vanntype for naturtilstanden for planteplankton og vannkjemi enn vanntypen for moderat kalkrike lavlandssjøer (NGIG L-N1).

Fra Takvatnet finnes limnisk data fra et stort antall undersøkelser og forskningsprosjekter gjennomført av universitetet i Tromsø (nå Norges Arktiske universitet) og andre i perioden 1984-d.d., men kun et fåtall av disse tilfredsstiller kravene til økologiske tilstandsklassifisering (Persson m.fl. 2013).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Takvatnet i 2018: Planteplankton og vannkjemi, vannplanter, småkreps (planktoniske og litorale) og fisk. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene med unntak av småkreps.

Temperaturprofilen viser at Takvatnet utviklet en grunn og ganske skarp termoklin i juli-august med en maksimumstemperatur på ca. 13°C (Figur 24). Høye oksygenkonsentrasjoner (>80 % metning) ble målt gjennom hele vannsøylen i hele vekstsesongen.



Figur 24. Vertikalprofiler av temperatur (venstre) og klorofyll fluorescens (μg/l, midten) og oksygen-metning (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Takvatnet fra april til september 2018.

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne gir *svært god* tilstand med en samlet nEQR på 0,98. Fosforkonsentrasjonen var lav (3,3 μg/l), og gjenspeiler de næringsfattige forholdene. Nitrogenkonsentrasjonen var også svært lav (93 μg/l), mens siktedypet var høyt (12 m). Dette gir *svært god* tilstand for alle de tre vannkjemiske eutrofieringsparameterne.

Takvatnet er uregulert, og begge de hydromorfologiske støtteparameterne (reguleringshøyde og forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp) gir derfor *svært god* tilstand.

Planteplanktonet bærer preg av de næringsfattige forholdene med lav biomasse (klorofyll på ca. 1 μg/l og biovolum på 0,12 mg/l) og dominans av gullalger, som er miksotrofe og kan skaffe seg mer fosfor ved å beite på bakterier. Samlet gir planteplanktonet *svært god* tilstand (nEQR 0,87) for Takvatnet.

Krepsdyrfaunaen i Takvatnet var artsfattig med kun 37 arter registrert i 2018. Som forventet for en næringsfattig innsjø er andelen eutrofieringsfølsomme arter høy. På grunn av manglende kunnskap om referansetilstanden for denne parameteren kan vi foreløpig ikke bruke denne

parameteren til å tilstandsklassifisere Takvatnet mht. eutrofiering. Takvatnet er moderat kalkrikt, og forsuringindeksene for småkreps er dermed ikke relevante.

Dyreplanktonet var også preget av de næringsfattige forholdene, med lave tettheter og total dominans av hoppekreps. Dafnier finnes i lave tettheter i planktonet. Artssammensetningen tyder på at predasjon fra fisk kan være en betydelig strukturerende faktor for krepsdyrsamfunnet. Takvatnet har da også en god bestand av trepigget stingsild, som er en effektiv planktonspiser. De lave tetthetene av dyreplankton sammen med lave planteplanktonbiomassen indikerer likevel at næringskjeden primært er styrt av begrenset fødetilgang («bottom-up» kontroll).

Vannplantefloraen i Takvatnet er artsfattig og med en artssammensetning som er typisk for moderat kalkrike innsjøer. Eutrofieringsindeksen gir *svært god* tilstand, mens de øvrige indeksene basert på vannplanter ikke er aktuelle for Takvatnet.

Fiskeundersøkelsene viste at biomassen av fisk i de åpne vannmasser er svært lav (0,13 kg/ha), noe som gjenspeiler de næringsfattige forholdene i innsjøen. Trepigget stingsild dominerte i bunngarnfangstene, fulgt av ørret og røye. To av artene er introdusert, og Fiske-samfunnet må derfor betraktes som sterkt endret. Datagrunnlaget er imidlertid for dårlig til at det kan gjennomføres en tilstandsklassifisering basert på bunngarnfangstene. Eutrofieringsindeksen for fisk ga *svært god* tilstand, men tilstanden for fisk er nedgradert til *god* (nEQR 0,7) pga. forekomst av trepigget stingsild og røye som er regionalt fremmede arter. Tilstandsklassifiseringen av fisk vurderes likevel som usikker (se kap. 3.4).

Samlet klassifisering gir *god* økologisk tilstand (nEQR 0,70) med fisk som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 27).


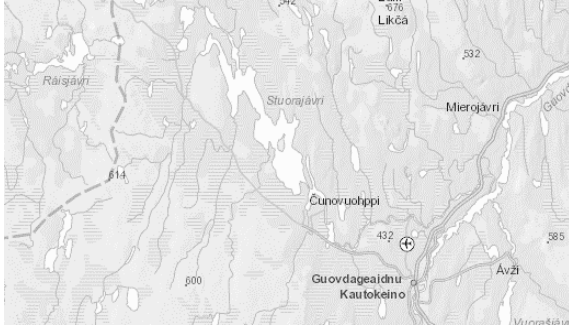
Konklusjon: *Takvatnet synes å ha god økologisk tilstand i 2018 og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi datagrunnlaget er begrenset til ett år, eller er for dårlig (fisk), men samtidig gir alle kvalitetselementene enten god eller svært god tilstand.*

Tabell 27. TAKVATNET.

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,05	SG	1,24	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,12	SG	1,00	0,97
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,03	G	0,89	0,76
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,01	SG	1,00	0,99
Totalvurdering planteplankton		SG		0,87
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	90,90	SG	1,10	1,00
Vannplanter forsøringsindeks: Slc				
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc				
Totalvurdering vannplanter		SG		1,00
Småkreps forsøringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,410	n.a.		
Småkreps forsøringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	6,241	n.a.		
Totalvurdering småkreps		n.a.		
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	6,77	SG	2,34	1,00
Fisk, %bestandsnedgang (generell)				
Totalvurdering fisk, justert (regionalt fremmede arter)		G		0,70
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		G		0,70
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	3,3	SG	0,91	0,95
Total nitrogen, µg/l	93,0	SG	1,61	1,00
Siktedyp, m	12,2	SG	0,99	0,98
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,98
pH	7,60	n.a.		
ANC, µekv/l	483	n.a.		
LAl, µg/l	5,5	n.a.		
Totalvurdering forsøringsparametere		n.a.		
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	0	SG		1,0
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,00	SG		1,0
Totalvurdering hydromorfologiske kvalitetselementer		SG		1,0
Totalvurdering for vannforekomsten		G		0,70

5.9 Stuorajávri

					
Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Vannforekomst-ID	212-2181-L	Areal nedbørfelt (km ²)	1088	Sjø	7
Fylke(r)	Finnmark	Innsjøareal (km ²)	21,0	Bre	0
Kommune(r)	Kautokeino	Maks-dyp (m)	30	Skog	15
Økoregion	Nord-Norge, indre	Middeldyp (m)	10	Dyrket mark	0
Høyde over havet (m)	371	Volum (mill. m ³)	210	Myr	10
Kalsium (mg/L)	5,6	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	657	Snufjell	62
Farge (mg Pt/L)	17,3	Teoretisk oppholdstid (år)	0,32	Urban	0
Typekode	L207	Reguleringshøyde (m)	0		
Vanntype-beskrivelse	Skog, moderat kalkrik, klar, grunn				

*<http://nevina.nve.no/>

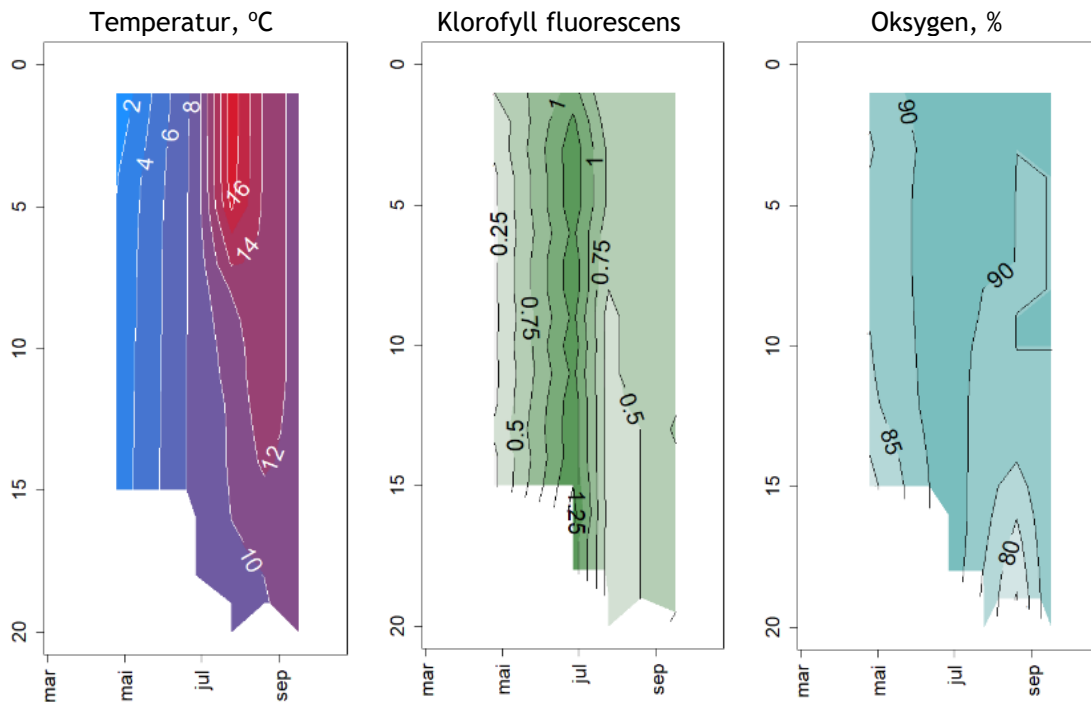
Stuorajávri (vannforekomst-ID: 212-2181-L) er blant de dypere innsjøene på Finnmarksvidda med ett maks dyp på 30 meter, men store deler av innsjøen består av grunnområder. Innsjøen ligger i øvre del av Alta-Kautokeinovassdraget i vannregion Finnmark og drenerer store deler av Finnmarksvidda. Nedbørfeltet er dominert av fjell, og dessuten noe myr og skog, men ikke noe dyrket mark. Humusnivået er moderat høyt med en farge på ca. 17 mg Pt/l. Avrenning av tungmetaller fra nedlagte Bidjovagge gruver antas ikke å ha noen effekt på vannkvaliteten, og det er ingen andre kjente påvirkninger til innsjøen. Innsjøen er regulert en meter, men kraftverket nedstrøms er nedlagt. Fiske-samfunnet er relativt artsrikt med syv arter, og inkluderer både laksefisk og karpefisk.

Innsjøen tilhører vanntype L207 og NGIG type L-N-M201 for moderat kalkrike, klare, skogssjøer. Vannplanter er klassifisert ut fra denne vanntypen, mens planteplankton og vannkjemi er klassifisert ut fra en kalkfattig skogssjø (NGIG-L-N5), da det ikke finnes klassegrenser for moderat kalkrike skogssjøer. Beliggenheten i indre Troms med et nedbørfelt totalt dominert av snufjell tilsier at NGIG L-N5 er en mer representativ vanntype for naturtilstanden for planteplankton og vannkjemi enn vanntypen for moderat kalkrike lavlandssjøer (NGIG L-N1).

Stuorajávri har tidligere vært gjenstand for omfattende fiskeundersøkelser på 1980- og 1990-tallet, spesielt i forbindelse med et forsøk på kommersiell utnyttelse av sikbestanden, samt for bruk av innsjøen til fiske i forbindelse med forslag om etablering av verneområder (se kap. 4.5). For øvrig er det begrenset med tidligere undersøkelser av innsjøen.

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i Stuorajávri i 2018: Planteplankton og vannkjemi, vannplanter, småkreps (planktoniske og litorale), litorale bunndyr og fisk. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene med unntak av småkreps.

Temperaturprofilen viser at Stuorajávri hadde en tydelig termoklin i en kort periode i august med en maksimumstemperatur på ca. 19°C (Figur 25). Høye oksygenkonsentrasjoner (>80 % metning) ble målt gjennom hele vannsøylen i hele vekstsesongen.



Figur 25. Vertikalprofiler av temperatur (venstre) og klorofyll fluorescens ($\mu\text{g/l}$, midten) og oksygen-metning (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Stuorajávri fra april til september 2018.

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne gir *svært god* tilstand med en samlet nEQR på 0,86. Fosforkonsentrasjonen var lav (5 $\mu\text{g/l}$), og gjenspeiler de næringsfattige forholdene. Nitrogenkonsentrasjonen var imidlertid svært lav (91 $\mu\text{g/l}$), og målingene av fosfor og nitrogen tilsier at planteplanktonet er nitrogenbegrenset. Siktedypet varierte omkring 6 m, omtrent som forventet for klare innsjøer med moderat innhold av humus. Dette gir *svært god* tilstand for nitrogen og *god* tilstand for fosfor og siktedyp.

Stuorajávri er i praksis uregulert, og begge de hydromorfologiske støtteparameterne (reguleringshøyde og forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp) gir derfor *svært god* tilstand.

Planteplanktonet bærer preg av de næringsfattige forholdene med lav biomasse (klorofyll på ca. 1,4 $\mu\text{g/l}$ og biovolum på 0,18 mg/l) og dominans av gullalger, som er miksotrofe og kan skaffe seg mer fosfor ved å beite på bakterier. Klorofyllkonsentrasjonen, målt som fluorescens, var jevnt fordelt i hele vannsøylen fra topp til bunn pga. de sirkulerende vannmassene. Samlet gir planteplanktonet *svært god* tilstand (nEQR 0,81) for Stuorajávri.

Krepsdyrfaunaen i Stuorajávri er artsrik med totalt 52 arter registrert i 2018. Faunaen har en del fellestrekk med de mer næringsrike innsjøene i Sør-Norge. Andelen eutrofieringsfølsomme arter var moderat lav, men likevel innenfor det som er typisk for næringsfattige innsjøer. På grunn av manglende kunnskap om referansetilstanden kan vi foreløpig ikke bruke denne

parameteren til å tilstandsklassifisere Stuorajávri mht. eutrofiering. Stuorajávri er moderat kalkrik og forsuringindeksene for småkreps er dermed ikke relevante.

Tettheten av dyreplankton var relativt høy, spesielt i juli og august, og med dominans av cyclopoide hoppekreps og små vannlopper. Tettheten av dafnier var ganske stor men helt dominert av en relativt liten art, *Daphnia cristata*, og små individer (Geir Dahl-Hansen, pers. med.). Artssammensetningen og størrelsesfordelingen indikerer at krepsdyrplanktonet er strukturert av predasjon fra fisk. Stuorajávri har da også en god bestand av sik, som er en effektiv planktonspiser.

Bunndyrfaunaen er artsfattig, og både sammensetningen og mengder av litorale bunndyr bærer preg av næringsfattige forhold og på enkelte stasjoner synes substratet å være lite egnet for viktige indikatortaksa av bunndyr. På høsten ble det imidlertid registrert lave tettheter av marflo (*Gammarus* sp.) på et flertall av stasjonen, noe som indikerer lave konsentrasjoner av næringsalter og andre miljøpåvirkninger som forsuring og vannstandsregulering. Det svenske klassifiseringssystemet for innsjøer basert på ASPT-indeksen (klassegrenser for Illies økoregion 20; Boreala höglandet) indikerer at tilstanden mht. eutrofiering er *svært god* for bunndyr. Vi har imidlertid begrenset erfaring med bruk av dette klassifiseringssystemet.

Vannplantefloraen i Stuorajávri er artsrik, og sammen med Vaggatem i Pasvik den mest artsrike innsjøen som er registrert i Nord-Norge. Artssammensetningen er typisk for moderat kalkrike innsjøer, med flere kalkkrevende arter, og innsjøen har store bestander av *Isoetes lacustris*. Eutrofieringsindeksen gir *svært god* tilstand, mens de øvrige indeksene basert på vannplanter ikke er aktuelle for i Stuorajávri.

Fiskeundersøkelsene viste at biomassen av fisk i de åpne vannmasser var lav (1,5 kg/ha), men denne er sannsynligvis underestimert pga. de spesielle værforholdene ved ekkoloddregistreringene (se kap. 4.5.1). Antagelsen om at Stuorajávri er vesentlig mer produktiv enn hva våre ekkoloddundersøkelser tilsier, underbygges av de gode fangstene av sik i trålen og at det tidligere er gjennomført uttynningsfiske i innsjøen som har fanget vesentlig større mengder sik enn totalestimatet presentert i denne rapporten. Fiskefaunaen er dominert av abbor (bunngarnfangstene) og sik (trålfangstene). Det er tre økologisk og genetisk ulike former av sik i Stuorajávri. Sammenlignet med tidligere undersøkelser (se kap. 4.5) har artssammensetningen i bunngarnfangstene endret seg betydelig, og abbor har blitt mer vanlig. En slik endring er observert i mange norske innsjøer, men data fra slike tidsserier er ennå ikke systematisert og det er derfor for tidlig å konkludere med hva som er årsaken til denne trenden. Datagrunnlaget er imidlertid for dårlig til at det kan gjennomføres en tilstandsklassifisering basert på bunngarnfangstene. Eutrofieringsindeksen for fisk ga *svært god* tilstand.

Samlet klassifisering gir *svært god* økologisk tilstand (nEQR 0,81) med planteplankton som utslagsgivende kvalitetselement (Tabell 28). Dette støttes av de fysisk-kjemiske støtteparameterne for eutrofiering.

Konklusjon: Stuorajávri synes å ha *svært god* økologisk tilstand i 2018 og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi tilstanden er nær klassegrensen *svært god/god* og datagrunnlaget er begrenset til ett år. For fisk er dessuten kunnskap om referansetilstand for dårlig. På den annen side gir alle kvalitetselementene *svært god* tilstand.

Tabell 28. STUORAJÁVRI.

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	1,39	SG	0,93	0,96
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,17	SG	0,98	0,80
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,06	G	0,88	0,73
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	0,99
Totalvurdering planteplankton		SG		0,81
Vannplanter eutrofieringsindeks: Tlc	76,90	SG	1,02	1,00
Vannplanter forsøringsindeks: Slc				
Vannplanter reguleringsindeks: Wlc				
Totalvurdering vannplanter		SG		1,00
Småkreps forsøringsindeks: LACI-1 (kun svært lav alk)	0,41	n.a.		
Småkreps forsøringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	4,93	n.a.		
Bunndyr eutrofieringsindeks: ASPT	5,925	SG	1,06	1,00
Totalvurdering invertebrater		SG		1,00
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)				
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	3,98	SG	1,37	1,00
Fisk, %bestandsnedgang (generell)				
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		SG		0,81
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	5,0	G	0,60	0,80
Total nitrogen, µg/l	91,0	SG	1,65	1,00
Siktedyp, m	6,3	G	0,93	0,78
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,86
pH	7,60	n.a.		
ANC, µekv/l	393	n.a.		
LAL, µg/l	4,5	n.a.		
Totalvurdering forsøringsparametere		n.a.		
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	0	SG		1,0
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,00	SG		1,0
Totalvurdering hydromorfologiske kvalitetselementer		SG		1,0
Totalvurdering for vannforekomsten		SG		0,81

5.10 Iešjávri

Beliggenhet og vanntype		Morfometri og hydrologi*		Arealfordeling (%)*	
Vannforekomst-ID	234-2279-L	Areal nedbørfelt (km ²)	422	Sjø	36
Fylke(r)	Finnmark	Innsjøareal (km ²)	68,0	Bre	0
Kommune(r)	Kautokeino, Alta, Karasjok	Maks-dyp (m)	41	Skog	3
Økoregion	Nord-Norge, indre	Middeldyp (m) (estimert)	14	Dyrket mark	0
Høyde over havet (m)	391	Volum (mill. m ³) (estimert)	952	Myr	5
Kalsium (mg/L)	7,7	Midlere årlig avløp (mill. m ³)	192	Snaufjell	56
Farge (mg Pt/L)	7,0	Teoretisk oppholdstid (år)	4,96	Urban	0
Typekode	L207	Reguleringshøyde (m)	0		
Vanntype-beskrivelse	Skog, moderat kalkrik, svært klar, grunn				

*<http://nevina.nve.no/>

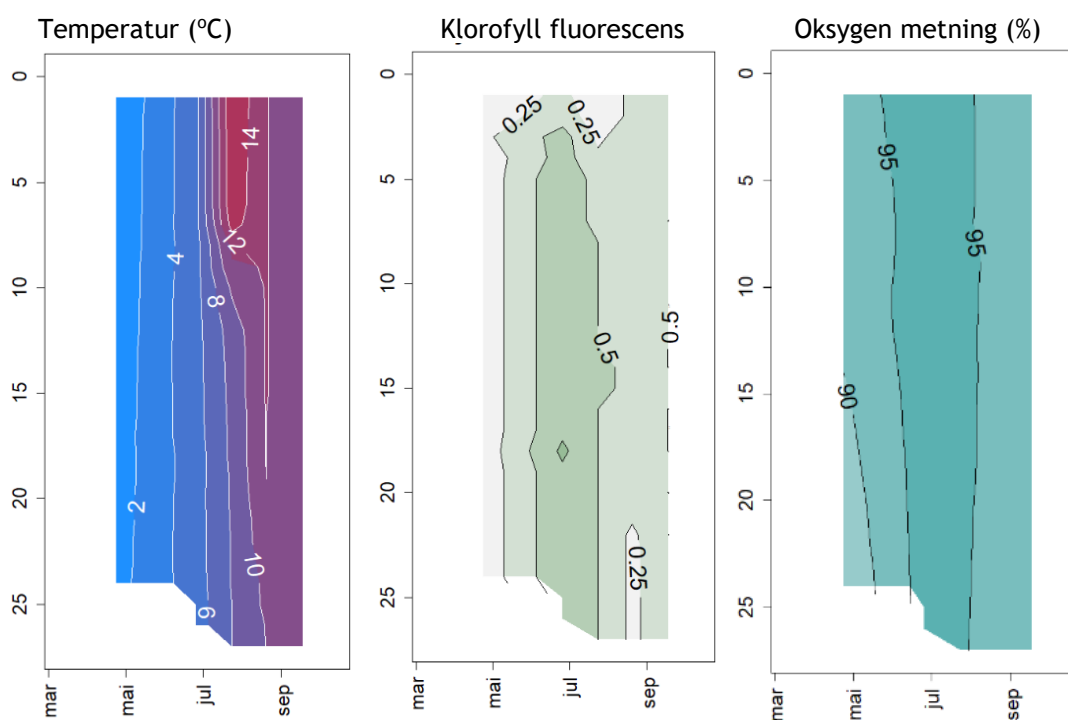
Iešjávri er Finnmarks største innsjø og den 15. største innsjøen i Norge. Innsjøen er en del av Tanavassdraget, er uregulert og har utløp mot sørøst til Iešjohka. Nedbørfeltet er dominert av snaufjell, samt litt skog og myr, men har ikke noe dyrket mark eller urbane områder. Innsjøen er grunnere enn de fleste andre store innsjøene som overvåkes i ØKOSTOR, men likevel blant de dypere innsjøene på Finnmarksvidda.

Innsjøen tilhører vanntype L-207 (L-N-M201) for moderat kalkrike, klare, dype skogssjøer. Vannplanter er klassifisert ut fra denne vanntypen, mens planteplankton og vannkjemi er klassifisert ut fra en kalkfattig skogssjø (NGIG-L-N5), da det ikke finnes klassegrenser for moderat kalkrike skogssjøer. Beliggenheten midt på Finnmarksvidda med et nedbørfelt totalt dominert av snaufjell tilsier at NGIG L-N5 er en mer representativ vanntype for naturtilstanden for planteplankton og vannkjemi enn vanntypen for moderat kalkrike lavlandssjøer (NGIG L-N1).

Følgende kvalitetselementer ble undersøkt i 2018: Planteplankton og vannkjemi, vannplanter, småkreps (planktoniske og litorale) og fisk. Klassifiseringen av økologisk tilstand er basert på alle disse kvalitetselementene med unntak av småkreps, fordi det kun finnes indekser for forsurening, som ikke er relevant i moderat kalkrike innsjøer.

Innsjøen var termisk stratifisert kun i en kort periode i juli og hadde da en maksimums-temperatur på ca. 15 °C (Figur 26). På sen vinteren hadde hele vannmassen kun 2 °C og ingen invers temperatursjiktning. Dette skyldes trolig at innsjøen er relativt grunn og vindeksponert i forhold til arealet, slik at hele vannmassen kjøles ned på høsten før isen legger seg.

Oksygenforholdene var gode med 90-100% metning fra topp til bunn (Figur 26).



Figur 26. Vertikalprofiler av temperatur (°C, venstre), fluorescens (midten) og oksygen (høyre) målt på den pelagiske stasjonen over dyreste punkt i lešjávri fra april (målinger fra is) til september 2018.

Tot-P og Tot-N viste svært lave konsentrasjoner, og siktedypet var på 10 m, noe som ga *svært god* tilstand for alle de vannkjemiske eutrofieringsparameterne. Både fosfor og nitrogen antas å være begrensende faktorer for planteplanktonet i lešjávri (se Kap. 4.2 for begrunnelse).

Klorofyll-fluorescensen var lav (< 1 µg/l) og jevnt fordelt i hele vannmassen med maksimum i juni/juli (Figur 26). Planteplankton-biomassen var svært lav med middelverdier på 0,8 µg/l klorofyll a og et biovolum på 0,1 mg/l (Tabell 29). De dominerende gruppene var gullalger, kiselalger og svelgflagellater med mindre andeler grønnalger og fureflagellater.

Krepsdyrfaunaen var moderat artsrik med totalt 45 arter (28 vannlopper og 17 hoppekreps) registrert i 2018. Krepsdyrplanktonet var dominert av unge stadier av hoppekreps og hadde størst tetthet i april under isen, men også relativt stor tetthet i september, også sammenlignet med de andre innsjøene i ØKOSTOR 2018 (Figur 10). Det ble også funnet en del vannlopper, inkludert lave tettheter av dafnier. Småkrepsfaunaen viser ingen tegn på eutrofiering (Figur 12), men den lave andelen av dafnier og andre store vannlopper kan tyde på noe fiskepredasjon. lešjávri er moderat kalkrik og forsuringssindeksene for småkreps er dermed ikke relevante.

Vannplantesamfunnet var relativt artsfattig med 10 arter, noe som kan ha sammenheng med lite organisk substrat i strandsonen pga av bølge-eksponering. Artssammensetningen er typisk for moderat kalkrike innsjøer. Trofi-indeksen viste *svært god* tilstand. Nedre voksegrense var på 10 m som er det samme som siktedypet. De andre indeksene for vannplanter var ikke relevante, da innsjøen verken er regulert eller utsatt for forsuring.

Fiskebiomassen i lešjávri var svært lav både totalt og per hektar (Tabell 19) og var dominert av røye og ørekyt, samt noe ørret og harr. Totalt ble 8 arter funnet ved prøvefisket i august 2018. De samme artene ble funnet i en tidligere undersøkelse (Nilsen 1998). Da det ikke er noen kjente påvirkningsfaktorer i lešjávri, er det rimelig å anta at fiskebestanden i innsjøen er i tilnærmet referansetilstand, og fiskeindeksen NEFI indikerer, som forventet, *svært god* tilstand. Eutrofieringsindeksen WS-FBI gir også *svært god* tilstand.

De vannkjemiske og biologiske forholdene tilsier at næringskjeden i lešjávri primært er styrt av begrenset fødetilgang («bottom-up»-kontroll) og i mindre grad av predasjon («top-down» kontroll), selv om røyebestanden kan utøve en viss kontroll med krepsdyrplanktonet.

Resultatene fra 2018 indikerer at lešjávri har *svært god* økologisk tilstand (Tabell 29). Planteplanktonet var utslagsgivende for resultatet, som også støttes av klassifiseringen av de andre undersøkte kvalitetselementene, inklusiv de vannkjemiske og hydromorfologiske støtteparameterne.

Konklusjon: *lešjávri synes å ha svært god økologisk tilstand ut fra alle de undersøkte kvalitetselementene og tilfredsstillende derfor miljømålet iht vannforskriften mht disse kvalitetselementene. Klassifiseringen anses å ha middels usikkerhet fordi tilstanden er konsistent for alle kvalitetselementene, men er kun basert på ett års data.*

Tabell 29. lešjávri

Økologisk tilstand angitt for hvert kvalitetselement og parameter som absoluttverdi, tilstandsklasse, EQR verdi og normalisert EQR verdi, og samlet for hele vannforekomsten nederst i tabellen. Den samlede vurderingen er basert på det verste styrer prinsippet. Indekser og parametere uten farge angir manglende data, parametere som ikke er relevante eller som mangler klassegrenser for den aktuelle vanntypen, eller data som er for usikre til å inkluderes i totalvurderingen. Kvalitetselementer som ikke er undersøkt eller ikke er relevante for klassifiseringen av økologisk tilstand i 2017 er angitt med n.a.

SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = Svært dårlig (rød).

Kvalitetselement	Verdi	Klasse	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer				
Planteplankton				
Planteplankton: Klorofyll-a, µg/l	0,80	SG	1,64	1,00
Planteplankton: Totalt volum, mm ³ /l	0,10	SG	1,00	1,00
Planteplankton: Trofisk indeks, PTI	2,05	G	0,89	0,75
Planteplankton: Cyano _{max} , mm ³ /l	0,00	SG	1,00	1,00
Totalvurdering planteplankton		SG		0,87
Vannplanter				
Vannplanter, trofisk indeks (Tlc)	91,70	SG	1,10	1,00
Vannplanter, forsuringsindeks (Slc)				
Vannplanter, vannstand indeks (Wlc)				
Totalvurdering vannplanter		SG		1,00
Småkreps				
Småkreps forsuringsindeks: LACI-1 (kun sv lav/lav-alk)	0,33			
Småkreps forsuringsindeks: LACI-2 (kun lav-alk)	3,07			
Totalvurdering småkreps				
Fisk				
Fisk, NEFI: endring fiskesamfunn (generell)	1,00	SG	1,00	1,00
Fisk, WS-FBI: pelagisk fiskeindeks (eutrofiering)	6,39	SG	2,20	1,00
Fisk, %bestandsnedgang (generell)				
Totalvurdering fisk		SG		1,00
Totalvurdering biologiske kvalitetselementer		SG		0,87
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer				
Total fosfor, µg/l	2,5	SG	1,20	1,00
Total nitrogen, µg/l	82,0	SG	1,83	1,00
Siktedyp, m	10,0	SG	0,93	0,84
Totalvurdering eutrofieringsparametere		SG		0,92
pH	7,60			
ANC, µekv/l	413			
LAL, µg/l	3,5			
Totalvurdering forsuringsparametere				
Hydromorfologiske kvalitetselementer				
Reguleringshøyde, m (RH = HRV-LRV)	0,0	SG		1,0
Forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp (RH/2SD)	0,00	SG		1,0
Totalvurdering hydromorfologiske parametere		SG		1,0
Totalvurdering for vannforekomsten		SG		0,87

5.11 Økologisk tilstand alle innsjøer inkl. usikkerhetsvurderinger

Oversikten over økologisk tilstand i alle innsjøene, samt tilstandsklasse for hvert kvalitetselement pr. innsjø er vist i Tabell 30. Resultatene viser at alle innsjøene som ble overvåket i 2018 er i *god* eller *svært god* økologisk tilstand ut fra de kvalitetselementene som er lagt til grunn, unntatt Krøderen og Selbusjøen som er i *dårlig* tilstand pga effekt av fremmede arter på fisk (for Selbusjøen er dette basert på fiskeundersøkelsen i 2016) og Altevatnet som er i *svært dårlig* tilstand pga effekt av vannstandsregulering på vannplanter.

Planteplankton er det utslagsgivende kvalitetselementet i fire av ni innsjøer, mens vannplanter og fisk er utslagsgivende i hhv to (Krøderen og Altevatnet) og tre innsjøer (Møsvatn, Selbusjøen og Takvatnet).

Usikkerheten i tilstandsvurderingen anses som lav for Mjøsa, middels for fem av innsjøene, og høy for tre av innsjøene (Gjende, Krøderen og Møsvatn). Begrunnelsen for usikkerheten er nærmere angitt i de enkelte innsjøkapitlene ovenfor, samt kort oppsummert for hver innsjø i det følgende.

For de tre sterkt modifiserte innsjøene (Møsvatn, Selbusjøen og Altevatnet) må resultatene ikke tolkes som økologisk potensial, men som et uttrykk for økosystemets respons på de relevante påvirkningene.

Gjende er en bresjø som vi ikke har klassifiseringssystem for, men vha modeller basert på data fra bresjøer i Alaska har både total fosfor og siktedyp blitt korrigert for bidraget fra brepartiklene (Edmundson & Koenings, 1986; Koenings & Edmundson, 1991), slik at resultatene blir mindre usikre. Vi får da *god* tilstand for de vannkjemiske eutrofieringsparameterne, som også er i tråd med tilstanden for planteplankton, som er klassifisert ut fra klassegrensene for kalkfattige, klare, fjellsjøer. Resultatene for forsuringindeksen for småkreps og for de vannkjemiske forsuringparameterne viser at forsuring ikke er noen signifikant påvirkning i Gjende. Resultatet for bunndyr fra 2015 er utelatt fra klassifiseringen pga høy usikkerhet (naturlig uegnet substrat). Vi har nå fire års data med tilfredsstillende konsistens for kvalitetselementer som er relatert til samme påvirkning (*god* mht eutrofiering og *svært god* mht forsuring). Resultatet anses likevel å ha høy usikkerhet fordi flere kvalitetselementer mangler (vannplanter og fisk), og fordi klassegrensene for planteplankton i bresjøer ikke er utviklet. I tillegg er det fortsatt uavklart om de relativt høye fosforkonsentrasjonene og andelen av ortofosfat skyldes kloakkutslipp eller fosfor fra brepartiklene. Nye bakterieprøver tatt i Gjende sommeren 2018 ga dessverre ikke noen entydig konklusjon.

Krøderen har *god* tilstand for planteplankton, vannplanter, vannkjemiske eutrofieringsparametere og hydromorfologiske støtteparametere og *svært god* tilstand for forsuringindikatoren for småkreps og for de vannkjemiske forsuringparameterne. Tilstanden for fisk tilsier også *svært god* tilstand for eutrofieringsindikatoren, mens %bestandsnedgang gir *dårlig* tilstand pga. negative effekter av en regionalt fremmed art (gjedde). Totalvurderingen tilsier dermed *dårlig* økologisk tilstand, men resultatet anses likevel å ha høy usikkerhet fordi

vi kun har ett års data, vi mangler data for bunndyr og alle andre kvalitetselementer enn fisk gir *svært god* eller *god* tilstand.

Mjøsa har *god* tilstand for planteplankton og for hydromorfologiske støtteparametere i 2018, samt for eutrofieringsindeksen for vannplanter i 2017. De andre undersøkte kvalitetselementene indikerer *svært god* tilstand i 2018, men reguleringsindeksen for vannplanter ga *moderat* tilstand i 2017. Vi har imidlertid ikke inkludert denne indeksen i klassifiseringen fordi klassegrensene er veldig forskjellige for moderat kalkrike og kalkfattige innsjøer, og Mjøsa er nær typegrensen. Bruk av klassegrensene for kalkfattige innsjøer ville ha gitt *svært god* tilstand. Den relativt store vinter-nedtappingen av Mjøsa (3 m), samt de omfattende forbygningene langs strandsonen kan godt innebære en signifikant påvirkning på vannplantene, men klassifiseringssystemet for reguleringsindeksen må drøftes nærmere før den kan brukes med sikkerhet i Mjøsa og andre innsjøer som er nær typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik. Fiske-samfunnet indikerer *svært god* tilstand mht effekter av eutrofiering, men andre fiske-indeksener kunne ikke beregnes pga manglende data om referansetilstanden for fisk i Mjøsa. Totalresultatet er angitt med middels usikkerhet fordi vi mangler data om bunndyr, samt ut fra usikkerheten omkring vannplanteindeksen for regulering, samt de manglende fiskeindeksene. Tilstanden for de pelagiske kvalitetselementene er klassifisert med liten usikkerhet, da de stemmer godt overens med de lange tidsseriene som finnes for disse (Lyche Solheim m.fl. 2019).

Møsvatn har *god* eller *svært god* tilstand for alle de undersøkte kvalitetselementene, bortsett fra de hydromorfologiske kvalitetselementene som gir *svært dårlig* tilstand pga den store reguleringshøyden (18,5 m). Totalresultatet blir *god* tilstand, men anses som svært usikkert fordi vi mangler data om andre fiskeindeksener enn eutrofieringsindeksen, samt data om vannplanter som kan fange opp evt. effekter av reguleringen. Det er sannsynlig at slike data ville gitt *svært dårlig* tilstand også for Møsvatn (jvf Altevattnet som har sammenlignbar reguleringshøyde). Tilstandsklassifiseringen kan imidlertid ikke relateres til innsjøens miljømål, som iht vannforskriften skal være *godt* økologisk potensial, men dette er ikke bekreftet i Vann-nett. Ifølge Vann-nett har innsjøen *moderat* økologisk potensial, og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Selbusjøen har *svært god* tilstand for de pelagiske kvalitetselementene som er de eneste som ble overvåket i 2018, bortsett fra de hydromorfologiske støtteparametere som ga *moderat* tilstand. Det er de hydromorfologiske støtteparametere som er utslagsgivende for totalresultatet i 2018 (nedgraderer tilstanden fra *svært god* til *god*). Ved overvåkingen i 2016, der også vannplanter, småkrepser og fisk ble undersøkt fikk innsjøen *dårlig* tilstand pga fisk, som er negativt påvirket av utsetting av fremmede arter på 1970-tallet, samt trolig også pga langtidseffekter av reguleringen. Klassifiseringen i 2018 anses å ha middels usikkerhet fordi tilstanden er konsistent med resultater fra 2016 og 2017 for planteplankton og forsuringsparametere, men har betydelig dårligere tilstand i 2018 for Tot-P (*moderat* i 2018 mot *svært god* i 2016 og 2017). Vurdering av resultatene for de tre årene samlet gir *dårlig* tilstand pga fisk. Tilstandsklassifiseringen kan imidlertid ikke relateres til innsjøens miljømål, som er *godt* økologisk potensial. Ifølge Vann-nett har innsjøen *moderat* økologisk potensial og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Altevattnet har *svært god* tilstand for alle de eutrofieringsfølsomme kvalitetselementene (planteplankton, Tlc for vannplanter, WS-FBI for fisk, næringsssalter og siktedyp), men har *svært dårlig* tilstand både for reguleringsindeksen for vannplanter og for de hydromorfologiske kvalitetselementene. Dette skyldes den store reguleringshøyden på 16 m. Totalresultatet blir

dermed *svært dårlig* tilstand, men anses som middels usikkert fordi vi mangler data om bunndyr og andre fiske-indeksers enn eutrofieringsindeksen, og har kun ett års data for de undersøkte kvalitetselementene. Tilstandsklassifiseringen kan imidlertid ikke relateres til innsjøens miljømål, som iht vannforskriften skal være *godt* økologisk potensial, men dette er ikke bekreftet i Vann-nett. Ifølge Vann-nett har innsjøen *dårlig* økologisk potensial, og tilfredsstillende dermed ikke miljømålet for SMVF-sjøer i vannforskriften.

Takvatnet har *svært god* tilstand for alle de undersøkte kvalitetselementene (planteplankton, vannplanter, fisk og vannkjemiske eutrofieringsparametere). Tilstanden degraderes likevel til *god* pga forekomst av regionalt fremmede fiskearter. Småkreps og vannkjemiske forsuringsparametere er også undersøkt, men ikke klassifisert, da innsjøen er moderat kalkrik og dermed ikke følsom for forsurening. Totalresultatet anses som middels usikkert, da alle kvalitetselementene gir *svært god* tilstand, men vi mangler data om bunndyr og andre fiskeindeksers enn eutrofieringsindeksen, samt at vi kun har ett års data.

Stuorajávri har *svært god* tilstand for alle de undersøkte kvalitetselementene (planteplankton, vannplanter, bunndyr, fisk, vannkjemiske eutrofieringsparametere og hydromorfologiske kvalitetselementer). Det er planteplankton som har den laveste nEQR-verdien (0,81), som er nær klassegrensen *svært god/god*. Kvalitetselementer og indekser som indikerer forsurening er også undersøkt, men ikke klassifisert, da innsjøen er moderat kalkrik og dermed ikke følsom for forsurening. Totalresultatet anses som middels usikkert, da alle kvalitetselementene gir *svært god* tilstand, men vi mangler data om andre fiskeindeksers enn eutrofieringsindeksen, samt at vi kun har ett års data.

lešjávri har *svært god* tilstand for alle de undersøkte kvalitetselementene (planteplankton, vannplanter, fisk, vannkjemiske eutrofieringsparametere og hydromorfologiske kvalitetselementer). Kvalitetselementer og indekser som indikerer forsurening er også undersøkt, men ikke klassifisert, da innsjøen er moderat kalkrik og dermed ikke følsom for forsurening. Totalresultatet anses som middels usikkert, da alle kvalitetselementene gir *svært god* tilstand, men vi mangler data om bunndyr, samt at vi kun har ett års data.

Tabell 30. Samlet økologisk tilstand for alle de store innsjøene i basisovervåkingen i ØKOSTOR i 2018.

Tallene angir normalisert EQR verdi. Kvalitets-elementet som er avgjørende for klassifiseringen av den enkelte innsjø er uthevet med fet skrift. Farger angir tilstandsklassen: SG = Svært god (blå), G = God (grønn), M = Moderat (gul), D = Dårlig (oransje), SD = svært dårlig (rød). Usikkerhetsnivåene er forklart i teksten under tabellen, der 2 er middels og 3 er høy. Kvalitets-elementer som ikke er undersøkt eller ikke er relevante for den aktuelle vanntyper er markert med n.a. Hvite celler med tall indikerer resultater som er for usikre til å inkluderes i den helhetlige klassifiseringen. For Gjende er tilstanden for de vannkjemiske eutrofieringsparameterne korrigert for bidraget fra brepartikler. ¹ Tilstand for fisk er justert ned i Møsvatn, Altevattnet og Takvatnet pga. introduserte fiskearter.

Innsjø	Vannforekomst-ID	Norsk type nr.	Typebeskrivelse	år	Planteplankton	Vannplanter	Småkreps	Bunn-dyr	Fisk ¹	Vannkjemieutrof	Vannkjemiforsuring	Hydro-morfologi	Totalt	Usikkerhet
Østlandet														
Gjende	002-147-L	L311, tidl. 23	Fjell (bresjø), kalkfattig, svært klar, dyp	2015	0,76	n.a.	n.a.	0,39	n.a.	0,74	0,90		0,74	3
				2016	0,74	n.a.	1,00	n.a.	n.a.	0,81	0,87		0,74	3
				2017	0,73	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,75	0,93		0,73	3
				2018	0,66	n.a.	n.a.	n.a.	0,72	0,92	1,00	0,66	3	
				alle	0,74	n.a.	1,00	0,39	n.a.	0,76	0,91	1,00	0,74	3
Krøderen	012-521-L	L105b	Lavland, kalkfattig, klar, dyp	2018	0,79	0,70	1,00	n.a.	0,36	0,72	0,90	0,70	0,36	3
Mjøsa	002-118-1-L	L105b	Lavland, kalkfattig, klar, dyp (moderat kalkrik for vannplanter)	2016	0,71	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,81	n.a.	n.a.	0,71	2
				2017	0,71	0,70	1,00	n.a.	n.a.	0,83	1,00	n.a.	0,70	2
				2018	0,64	n.a.	n.a.	n.a.	0,86	0,87	0,90	0,69	0,64	2
				alle	0,69	0,70	1,00	n.a.	0,86	0,84	0,95	0,69	0,69	1
Sørlandet														
Møsvatn	016-3-L	L304	Fjell, kalkfattig, svært klar, dyp (SMVF)	2018	0,73	n.a.	1,00	n.a.	0,70	0,85	0,79	0,15	0,70	3
Midt-Norge														
Selbusjøen	123-892-1-L	L105b	Lavland, kalkfattig, klar, dyp (SMVF)	2016	0,88	0,75	1,00	n.a.	0,27	0,96	1,00		0,27	2
				2017	0,90	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,70	1,00		0,70	2
				2018	0,86	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,86	0,90	0,49	0,70	2
				alle	0,88	0,75	1,00	n.a.	0,27	0,84	0,97	0,49	0,27	2
Nord-Norge														
Altevattnet	196-2396-L	L207	Skog, moderat kalkrik, svært klar, dyp (SMVF)	2018	0,85	0,10	n.a.	n.a.	0,70	0,84	n.a.	0,16	0,10	2
Takvatnet	196-2404-L	L207	Skog, moderat kalkrik, svært klar, dyp	2018	0,87	1,00	n.a.	n.a.	0,70	0,98	n.a.	1,00	0,70	2
Stuorajavri	212-2181-L	L207	Skog, moderat kalkrik, klar, grunn	2018	0,81	1,00	n.a.	1,00	1,00	0,86	n.a.	1,00	0,81	2
lesjavri	234-2279-L	L207	Skog, moderat kalkrik, svært klar, grunn	2018	0,87	1,00	n.a.	n.a.	1,00	0,92	n.a.	1,00	0,87	2

6. Referanser

- Alric, B., Jenny, J.-P., Berthon, V., Arnaud, F., Pignol, C., Reyss, J.-L., Sabatier, P. og Perga, M.-E. 2013. Local forcings affect lake zooplankton vulnerability and response to climate warming. - Ecology 94 (12): 2767-2780.
- Amundsen, P.-A. 1988. Effects of an intensive fishing programme on age structure, growth and parasite infection of stunted whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) in Stuorajávri, northern Norway. - Finnish Fish. Res. 9: 425-434.
- Amundsen, P.-A. & Kristoffersen, R. 1990. Infection of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) by *Triaenophorus crassus* Forel (Cestoda: Pseudophyllidea): a case study in parasite control. - Can. J. Zool. 68: 1187-1192.
- Amundsen, P.-A., Kristoffersen, R., Knudsen, R. & Klemetsen, A. 2002. Long-term effects of a stock depletion programme: the rise and fall of a rehabilitated whitefish population. - Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 57: 577–588.
- Arnekleiv, J.V., Hesthagen, T., Sjursen, A.D., Sandlund, O.T., Rønning, L., Berger, H.M og Museth, J. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Selbusjøen og Nea med sideelver i 2016. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2017-2: 1-86.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J. & Koksvik J.I. 2004. Økologisk tilstandsrapport for Snåsavatnet år 2000 med vekt på plankton, mysis og fisk. - NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2004, 1:1-49.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2006. Tiltaksrettet fiskebiologisk undersøkelse i Selbusjøen og Nea 2001-2005. - NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2006, 2: 1- 83.
- Bakken, T. H., Forseth, T. og Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. - NINA Temahefte 62. 205 s.
- Bledzki, L.A. & Rybak, J.I. 2016. Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe: Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida) Key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analysis. Springer.
- Brabrand, Å. & Saltveit, S. J. 2002. Fiskeribiologiske etterundersøkelser i Møsvatn i forbindelse med fornyet konsesjon. - Rapp. Lab. Ferskvøkol. Innlandsfiske, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, 210, 22s.
- Brabrand, Å. 2007. Fiskeribiologiske undersøkelser i Krøderen. - Rapp. Lab. Ferskvøkol Innlandsfiske, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, 250, 39 s.
- Brett, M.T., Benjamin, M.M., 2008. A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. - Freshw. Biol. 53:194-211.
- Cardoso, A.C., Solimini, A., Premazzi, G., Carvalho, L., Lyche Solheim, A. and Rekolainen, S., 2007. Phosphorus reference concentrations in European lakes. - Hydrobiologia 584: 3-12.
- Edmundson, J.A., Koenings, J.P., 1986. The effects of glacial silt on primary production through altered light regimes and phosphorus levels in Alaska lakes. FRED Report 68, Alaska Department of Fish and Game, Division of Fisheries Rehabilitation, Enhancement and Development (FRED): 25 s.

- Ekrem, T., Roth, S., Andersen, T., Stur, E., Søli, G. & Halvorsen, G.A. 2012. Insects inhabiting freshwater and humid habitats in Finnmark, northern Norway. *Norwegian Journal of Entomology* 59, 91-107.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (Official Journal L 327, 22/12/2000 p. 1-72), (https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0004.02/DOC_1ogformat=PDF).
- Gjelland, K.Ø., Sandlund, O.T., Andersen, O., Bremset, G., Bækkelie, K.A.E., Davidsen, J.G., Eloranta, A., Pettersen, O., Rønning, L., Rustadbakken, A., Saksgård, L., Saksgård, R. & Sjørnsen, A.D. 2017. Metodeutvikling: overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2016. NINA Rapport 1573. Norsk institutt for naturforskning.
- Gjelland, K.Ø., Sandlund, O.T., Postler, C., Bækkelie, K.A., Eloranta, A., Pettersen, O., Solberg, I. & Saksgård, R. 2018. Overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2017. NINA Rapport 1644. Norsk institutt for naturforskning.
- Hellsten, S. 2001. Effects of lake water level regulation on aquatic macrophytes stands and options to predict these impacts under different conditions. *Acta Botanica Fennica* 171: 47 pp.
- Hindar, A., og Larssen, T. 2005. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. - NIVA-rapport 5030: 38 s.
- Hobæk, A. og Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified regions of South Norway. SNSF-prosjektet IR 75/80, 132 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i norske vande. Christiania, Nationaltrykkeriet.
- Iversen, E. R. og Efraimsen, H., 1995. Norsulfid AS, avd. Bidjovagge Gruber. Undersøkelse i forbindelse med nedleggelse av driften. NIVA-rapport nr. 3267-1995. 35 s.
- Jensen, T.C., Dimante-Deimantovica, I., Schartau, A.K. og Walseng, B. 2013. Cladocerans respond to differences in trophic state in deeper nutrient poor lakes from Southern Norway. - *Hydrobiologia* 715: 101-112. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-012-1413-5>.
- Kanstad Hansen, Ø. 2010. Utviklingen av fiskebestandene i Altevatnet i perioden 2002-2009. Bedre fiske i regulerte vassdrag i Troms. - Rapport 01-2010, 21 s.
- Karabin, A. 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria+Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. - *Ekol. Pol.*, 33, 4: 567-616.
- Knudsen, R., Amundsen, P.-A., Kristoffersen, R., Primicerio, R., Dalsbø, L. & Evjen, J. 2008. Takvatnprosjektet - vellykket kultiverings- og forskningssamarbeid. S. 14-21 i: *Ferskvannsfisk*. - Ottar nr 373 (5:2008).
- Koenings, J.P., Edmundson, J.A. 1991. Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: Effects of yellow color and turbidity. - *Limnol. Oceanogr.* 36: 91-105.
- Korosi, J.B., Kurek, J. og Smol, J.P. 2013. A review on utilizing *Bosmina* size structure archived in lake sediments to infer historic shifts in predation regimes. - *Journal of Plankton Research* 35 (2): 444-460.
- Langeland, A. 1981. Decreased zooplankton density in two Norwegian lakes caused by predation of recently introduced *Mysis relicta*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21: 926-937.

- Langeland, A., Koksvik, J.I. og Nydal, J. 1986. Regulerings og utsettinger av *Mysis relicta* i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. - K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1986, 2: 1-72.
- Langeland, A., Koksvik, J.I. og Nydal, J. 1991. Impact of the introduction of *Mysis relicta* on the zooplankton and fish populations in a Norwegian lake. - American Fisheries Society Symposium 9: 98-114.
- Lyche A. 1990. Cluster Analysis of plankton community structure in 21 lakes along a gradient of trophy. - Verh. int. Ver. Limnol. 24: 586-591
- Lyche Solheim, A. 1995. Impact of pelagic food web structure on carbon and phosphorus turnover in lakes with special emphasis on the role of large grazers. Dr. philos. avhandling, Biologisk institutt, Universitet i Oslo.
- Lyche Solheim, A., Phillips, G., Drakare, S., Free, G., Järvinen, M., Skjelbred, B., Tierney, D., Trodd, W. 2014. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Northern Lake Phytoplankton ecological assessment methods. 01/2014; Report EUR 26503 EN, doi:10.2788/70684. Publisher: Luxembourg: Publications Office of the European Union, Editor: Sandra Poikane, ISBN 978-92-79-35455-7.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2018. ØKOSTOR 2017: Økosystemovervåking av store innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2016. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 1086/2018, NIVA-rapport 7287: 193 s.
- Lyche Solheim, A., Thrane, J.E., Skjelbred, B., Økelsrud, A., Håll, J., Røst Kile, M., 2019. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2018. NIVA-rapport 7373-2019: 139 s.
- Lydersen, E., Andersen, T., Brettum, P., Bækken, T., Lien, L., Lindstrøm, E-A., Mjelde, M., Oredalen, T.J., Lyche Solheim, A., Rørslett, B. 2001. Limnologiske undersøkelser i Breisjøen og Store Gryta, 1998/1999. Bakgrunnsrapport Thermosprosjektet. NIVA-rapport lnr. 4307.
- Middelboe, A.L. og Markager, S. 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes.- Freshwater Biology 37: 553-568.
- Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. - NIVA-rapport lnr. 3755-97.
- Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. - Hydrobiologia 704: 141-151.
- Nilsen, P. 1998. Fiskeribiologisk undersøkelse i lešjávri. Rapport R-1998-04, Finnmarksforskning (ISBN 82-7571-078-2).
- OECD, 1982. Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Paris: Organisation of Economic Co-operation and Development (OECD).
- Persson, J., Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Sandlund, O.T., Walseng, B., 2013. Store innsjøer i Norge: Kan eksisterende data brukes til klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand iht vannforskriften? - NIVA rapport 6605-2013: 47 s.

- Persson, L., Amundsen, P.-A., De Roos, A.M., Klemetsen, A., Knudsen, R. & Primicerio, R. 2007. Culling prey promotes predator recovery - alternative states in a whole-lake experiment. - *Science* 316: 1743-1746.
- Præbel, K., Gjelland, K.Ø., Salonen, E. & Amundsen, P.-A. 2013. Ecological speciation in postglacial European whitefish: Rapid adaptive radiations into the littoral, pelagic and profundal lake habitats. - *Ecol. Evol.* 3: 4970-4986. doi: 10.1002/ece3.867
- Riseth, J.Å., Solbakken, J.I., Kitti, H. 2010. Naturbruk i Kautokeino. Fastboendes bruk av utmarka i Kautokeino kommune og konsekvenser ved etablering av naturvernområder. Kap. 6. Bruk av de foreslåtte verneområdene: kap. 6.4. Stuorajávri. Utredningsoppdrag for Fylkesmannen i Finnmark, Miljøvernnavdelingen. ISSN-0809-6090. Sámi allaskuvla (Samisk høgskole). 180 s.
- Roelofs, J.G.M. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observations. - *Aquatic Botany* 17: 139-155.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. - *Aquatic Botany* 39: 173-193.
- Rørslett, B., Brettum, P. 1989. The genus *Isoetes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. - *Aquatic Botany* 35: 223-261.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. 1994. Dynamic response of the submerged macrophyte, *Isoetes lacustris*, to alternating light levels under field conditions - *Aquatic Botany* 51 (1995) 223-242.
- Sandlund, O.T. (red.), Brabrand, Å., Gjelland, K.Ø., Høitomt, L.E., Linløkken, A.N., Olstad, K., Pettersen, O. og Rustadbakken, A. 2016. Overvåking av fiskebestander i store innsjøer. Metodeutprøving og anbefalinger. - NINA Rapport 1274, 64 s. + vedlegg
- Sandlund, O.T., Næsje, T.F., Klyve, L. & Lindem, T. 1985. The vertical distribution of fish species in Lake Mjøsa, Norway, as shown by gill net catches and echo sounder. - *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 62: 136-149.
- Schartau, A.K., Fjellheim, A., Garmo, Ø., Halvorsen, G.A., Hesthagen, T., Saksgård, R., Skancke, L.B., Walseng, B., 2016. Effekter av langtransporterte forurensinger - overvåking av innsjøer 2012-2014. Forsuringstilstand og trender. - Miljødirektoratet rapport M-503 | 2016, 182 s.
- Schindler, D., Carpenter, S.R., Chapra, S.C., Hecky, R.E., Orihel, D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. - *Environ. Sci. Technol.* 2016, 50: 8923-8929.
- Skarbøvik, E., Haande, S., Bechmann, M., Skjelbred, B., 2019. Vannovervåking i Morsa 2018. Innsjøer, elver og bekker, november 2017 - oktober 2018. NIBIO-rapport 5/30-2019: 61 s.
- Straile, D. og Geller, W. 1998: Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. - *Advances in Limnology.* 53: 255-274.
- Svenning, M.-A. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i Altevatnet 1981. - Rapport Fiskerikonsulentene i Troms, 67 sider.
- Svenning, M.-A. 1989. Fiskehistoria om Takvatnet. s. 8-15 i: Røya i Takvatnet. - *Ottar* nr 176 (3:1989).
- Terborgh, J.W. 2015. Toward a trophic theory of species diversity. *PNAS* 112: 11415-11422.
- Vannforskriften 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Revidert 2010. Miljøverndepartementet. <http://www.lovdata.no/cgi-wift/1dles?doc=/sf/sf/sf-20061215-1446.html>

Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstand i vann - Veileder for vannovervåking iht kravene i vannforskriften. Direktoratetsgrupper Vanndirektivet: 119 s.

Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem iht vannforskriften. Revidert 2018.

Walseng, B. og Schartau, A.K.L. 2001. Crustacean communities in Canada and Norway: comparison of species along a pH gradient. - *Water Air Soil Pollut.* 130: 1319-1324.

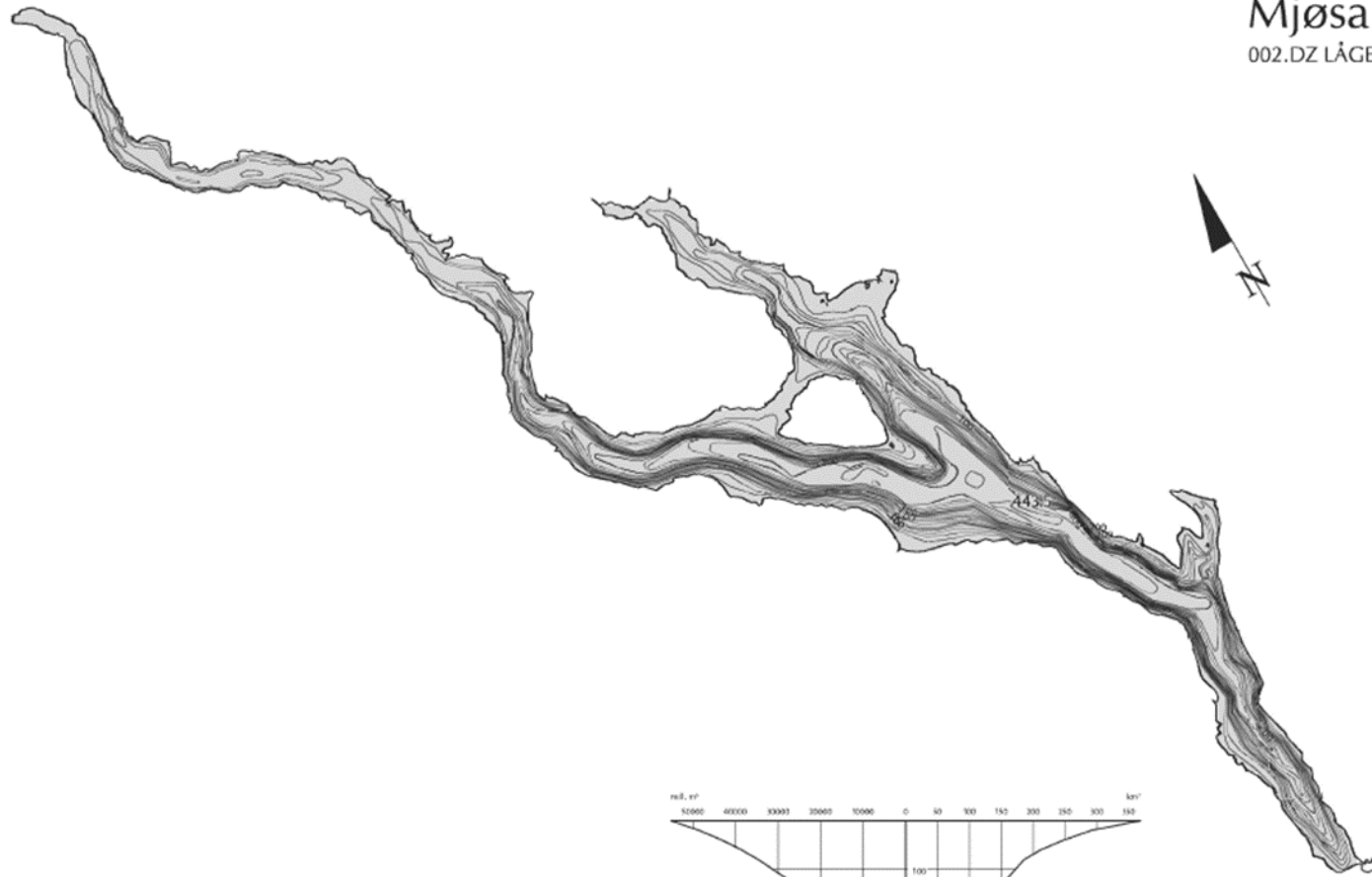
Wold, O., Mjelde, M. og Høitomt, T. 2014. Temarapport naturmiljø. Vegetasjon og flora. Reguleringsplan for E6 Kåterud - Arnkvern. Parsell: E6 Kåterud - Arnkvern. Rv25 Åker - Disen. Hamar og Stange kommuner. Statens vegvesen. 110 s + vedlegg.

Økland, J. og Økland, K.A. 1996. Vann og vassdrag. 2. Økologi. *Vett og Viten AS*: 309 s.

Mjøsa

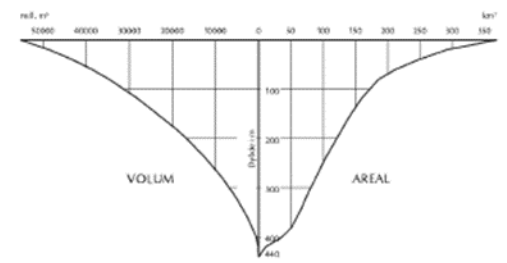


Mjøsa
002.DZ LÅGEN



0 10 km
Målestokk: 1:250000
(Kartformat A3)

Vannstand fra N250-kart: 123 moh.
Oppmålt i 1900
Ekvidistanse 20 m

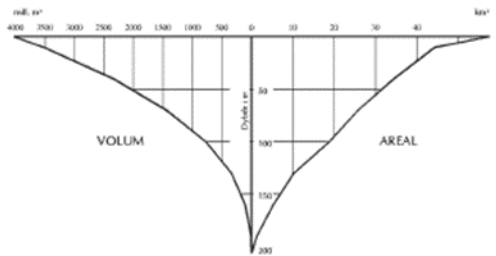
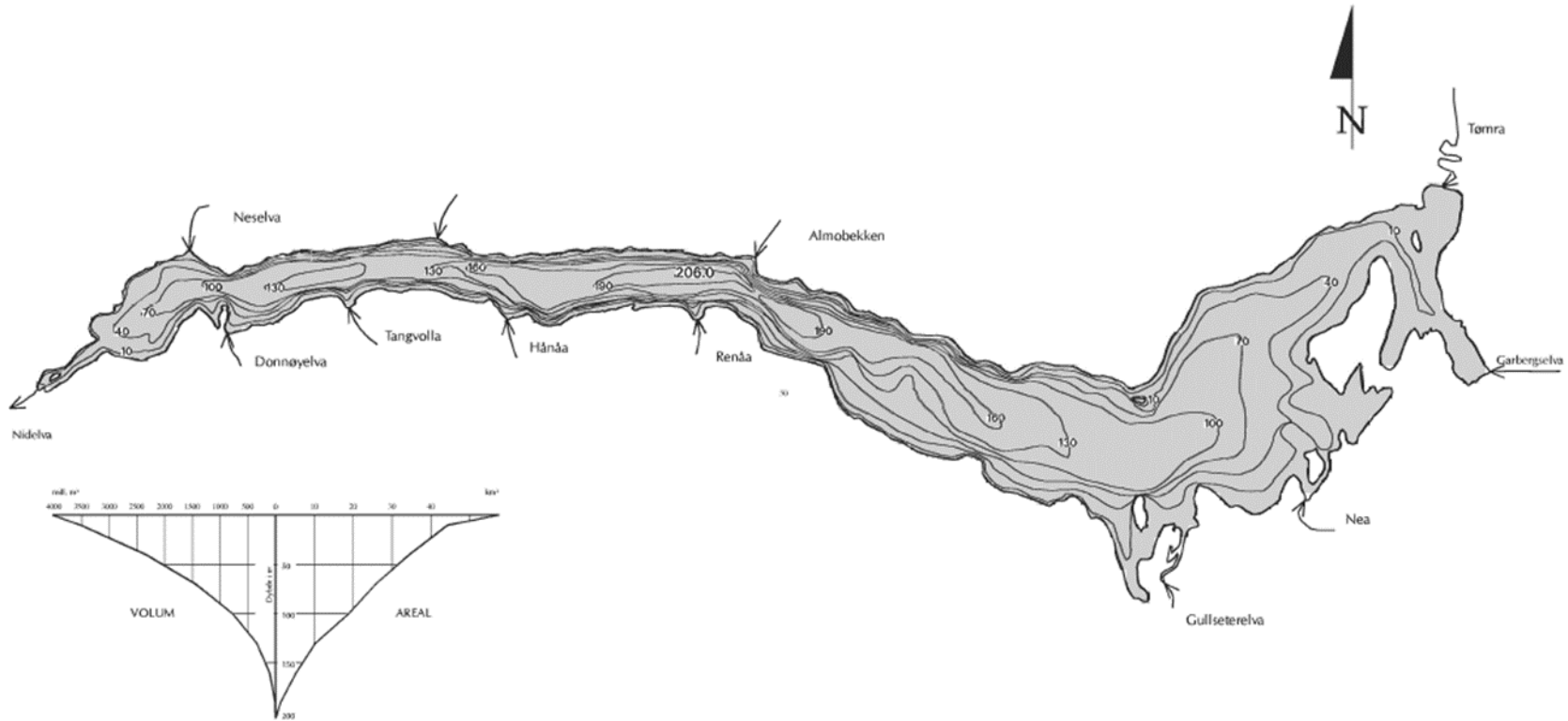


NVE-IG 2003.2001 118

Selbusjøen



Selbusjøen 123.Z NIDELVASSDRAGET

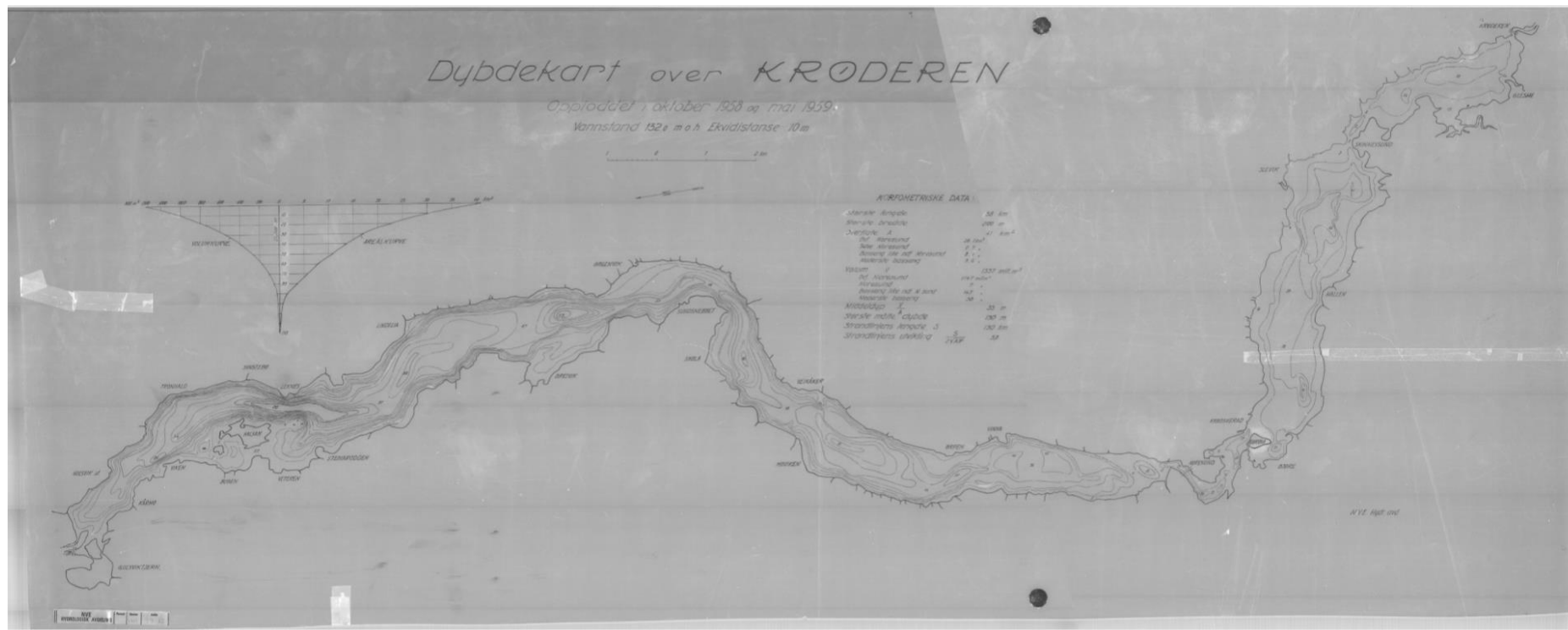


Målestokk: 1:82000
(Kartformat A3)

Vannstand ved opplodding: 161 m.o.h.
Oppmålt i 1960
Ekvidistanse 30 m

NVE484 1105.1997 #0

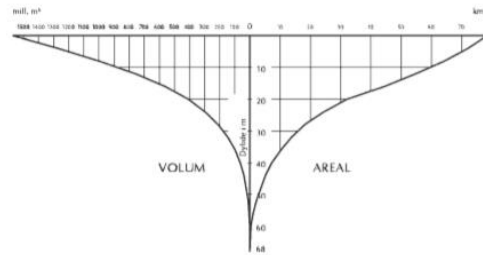
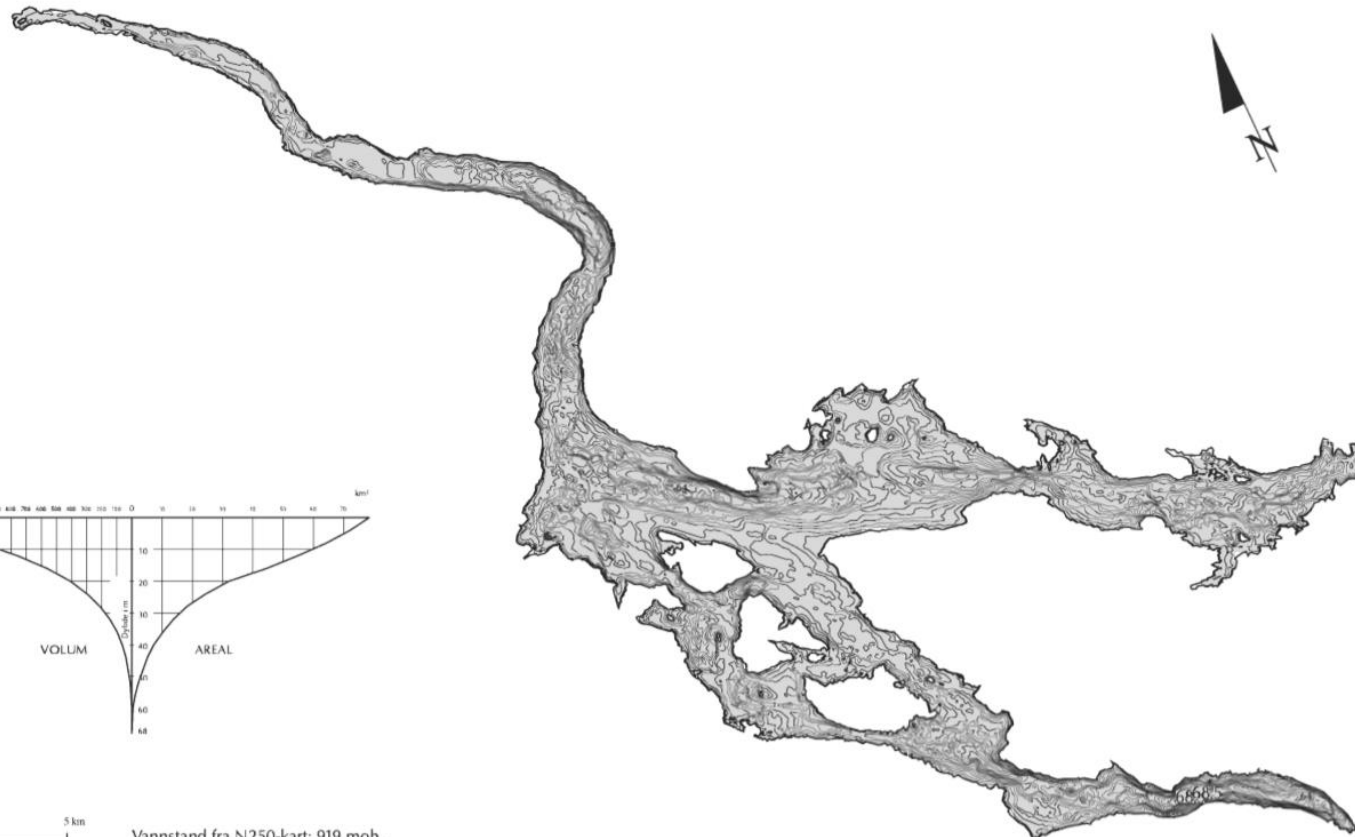
Krøderen



Møsvatn



Møsvatn
016.Z SKIENSVASSDRAGET

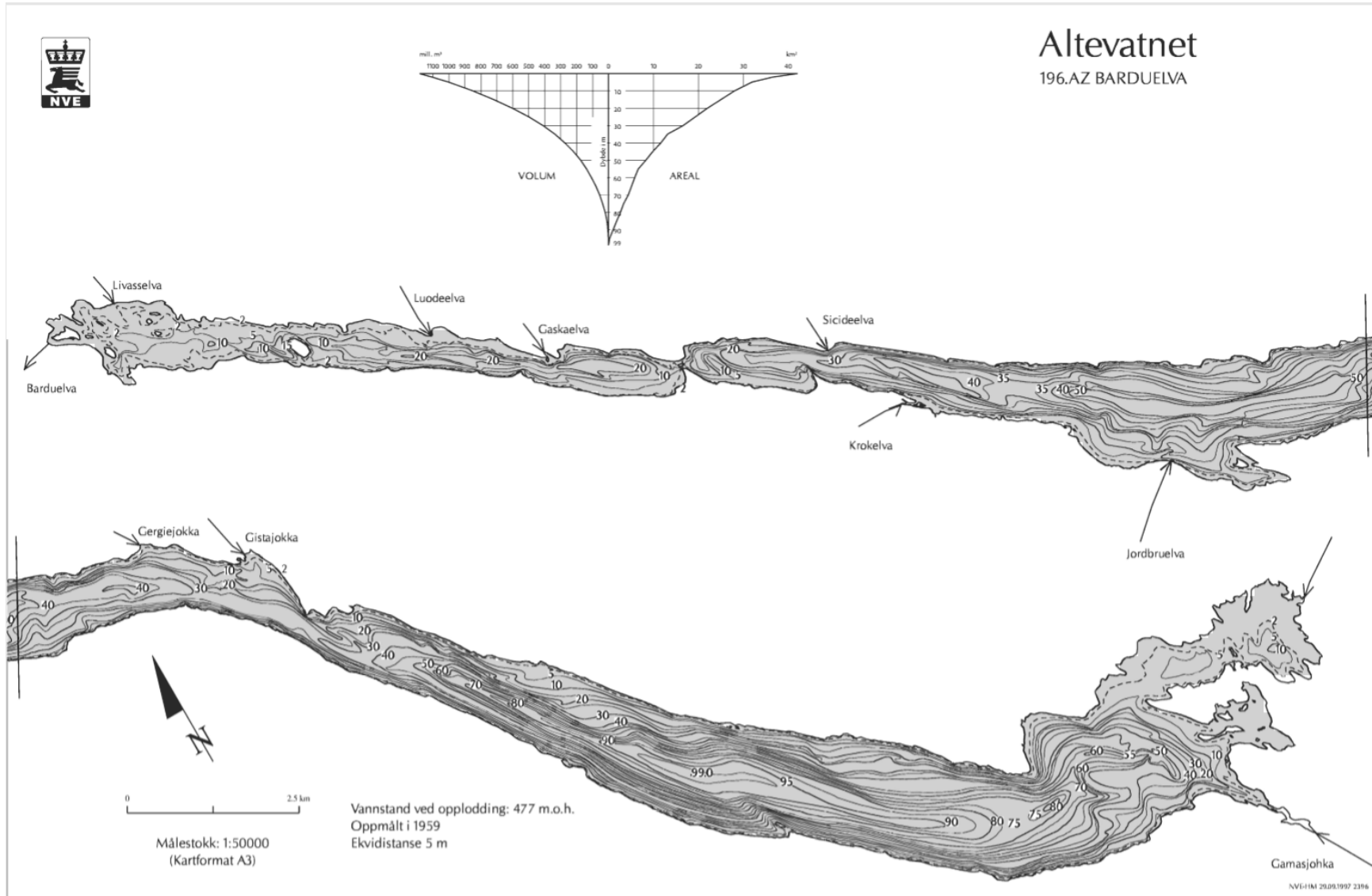


Målestokk: 1:100000
(Kartformat A3)

Vannstand fra N250-kart: 919 moh.
Oppmålt i 2001
Ekvidistanse 4 m

NVE-HG 99.10.2001.3

Altevatnet



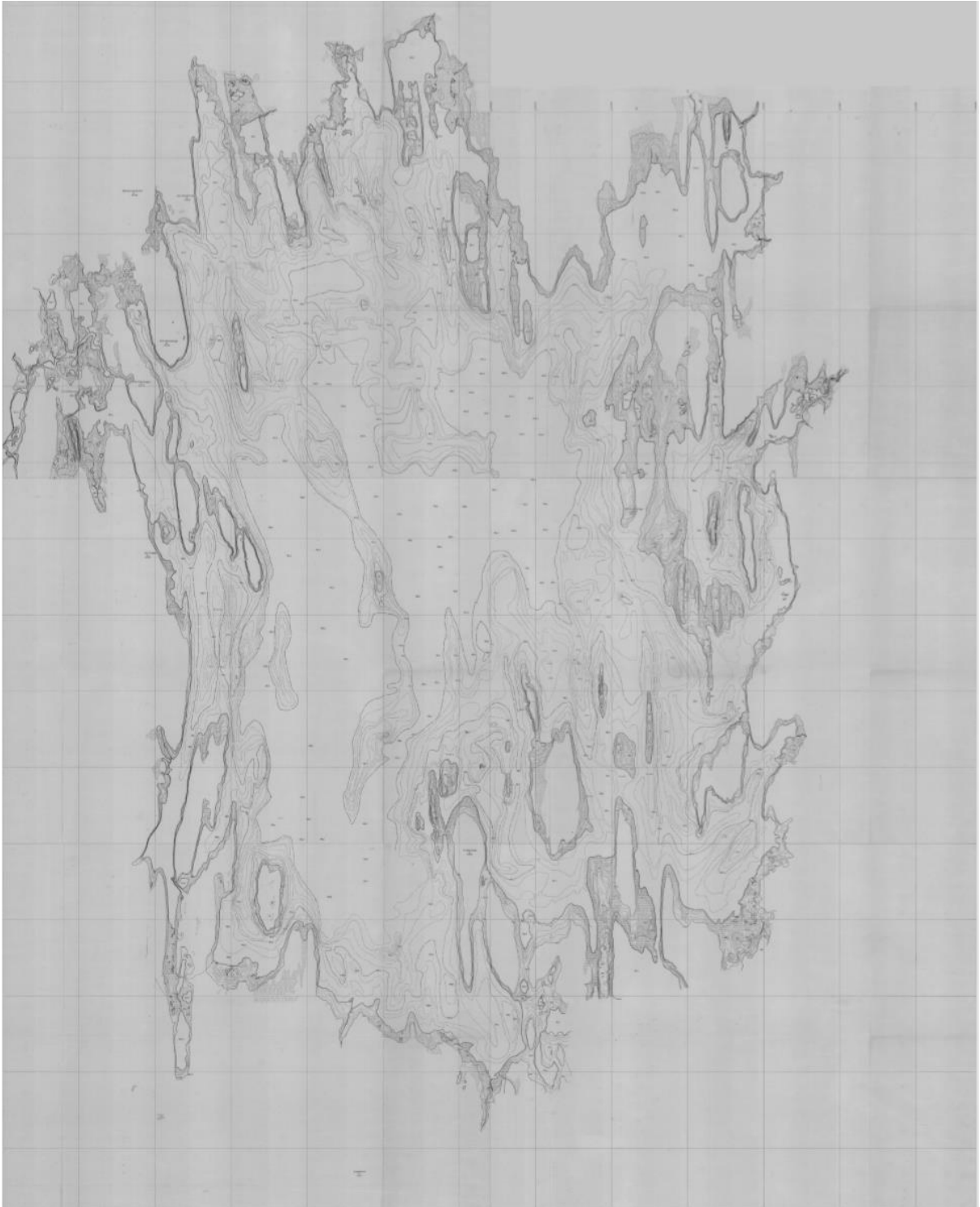
Takvatnet



Stuorajávri



Iešjávri



Vedlegg B. Oversikt over målestasjoner (tabeller med koordinater og kart)

Pelagisk stasjon			
Innsjø	Dyp	Breddegrad	Lengdegrad
Gjende	130	61,49295	8,69588
Krøderen	120	60,34677	9,63353
Mjøsa	443	60,6413889	11,1108056
Møsvatn	59	59,77094	8,19227
Selbusjøen	196	63,26038	10,81015
Altevatnet	89	68,53823	19,49220
Takvatnet	70	69,10653	19,11768
Stuorajávri	20	69,11055	22,83862
lešjávri	31	69,66238	24,20438

Vannplanter								
Krøderen			Iesjavri			Sturoajavri		
Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad
VP-1	60,387	9,5884	VP-1	69,7116	24,1238	VP-1	69,1942	22,7226
VP-2	60,3568	9,6142	VP-2	69,7144	24,1725	VP-2	69,1759	22,7231
VP-3	60,3434	9,6137	VP-3	69,7067	24,2138	VP-3	69,1505	22,7413
VP-4	60,3403	9,6453	VP-4	69,6943	24,2492	VP-4	69,1616	22,7614
VP-5	60,3246	9,6667	VP-5	69,695	24,2821	VP-5	69,1742	22,7758
VP-6	60,3024	9,6492	VP-6	69,6748	24,2616	VP-6	69,1447	22,78
VP-7	60,2835	9,6903	VP-7	69,6732	24,2846	VP-7	69,1427	22,8276
VP-8	60,278	9,6712	VP-8	69,6596	24,277	VP-8	69,1335	22,8543
VP-9	60,2687	9,657	VP-9	69,6569	24,3182	VP-9	69,11	22,8533
VP-10	60,2499	9,6452	VP-10	69,6419	24,2686	VP-10	69,0929	22,8514
VP-11	60,2503	9,6179	VP-11	69,6411	24,243	VP-11	69,0865	22,8363
VP-12	60,2257	9,6067	VP-12	69,6382	24,3188	VP-12	69,1068	22,7991
VP-13	60,2221	9,6225	VP-13	69,6193	24,301	VP-13	69,1154	22,814
VP-14	60,1856	9,619	VP-14	69,6191	24,2432	VP-14	69,1235	22,8174
VP-15	60,1607	9,6251	VP-15	69,6025	24,2305	VP-15	69,1275	22,7707
VP-16	60,1575	9,6434	VP-16	69,6187	24,1392			
VP-17	60,168	9,691	VP-17	69,6355	24,1184			
VP-18	60,164	9,7287	VP-18	69,6568	24,1166			
VP-19	60,1347	9,7485	VP-19	69,6709	24,1221			
VP-20	60,1221	9,7774	VP-20	69,6983	24,1136			

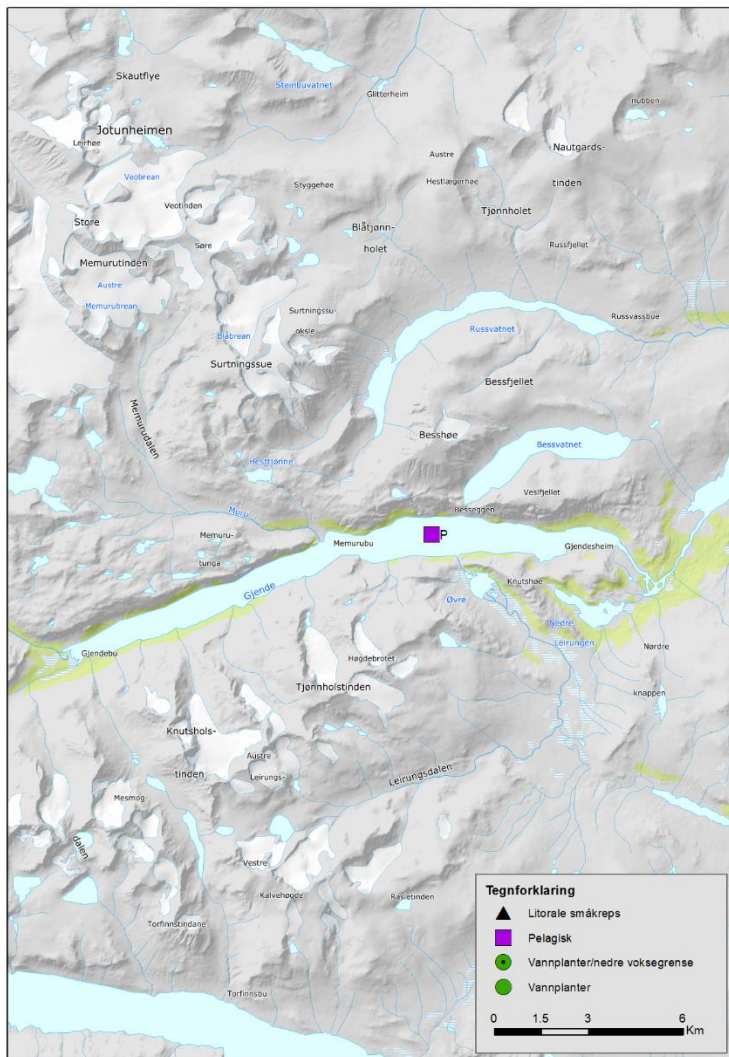
Vannplanter					
Takvatnet			Altevatnet		
Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad
VP-1	69,1368	19,0552	VP-1	68,6603	18,9034
VP-2	69,1278	19,0435	VP-2	68,6604	18,9214
VP-3	69,1215	19,0862	VP-3	68,6667	18,9877
VP-4	69,117	19,0753	VP-4	68,6682	19,0201
VP-5	69,1198	19,1271	VP-6	68,645	19,0832
VP-6	69,1119	19,1521	VP-7	68,6308	19,149
VP-7	69,0916	19,1583	VP-9	68,5874	19,257
VP-8	69,0865	19,1387	VP-11	68,5221	19,602
VP-9	69,0949	19,113	VP-12	68,4972	19,6811
VP-10	69,1051	19,0892	VP-14	68,4956	19,7283
VP-11	69,11	19,0418	VP-15	68,4946	19,7335
VP-12	69,1154	19,0393	VP-16	68,518	19,788
VP-13	69,1145	19,0248			
VP-14	69,1212	19,0004			
VP-15	69,1258	19,004			

Celler markert i grått indikerer at nedre voksegrense er kartlagt i tillegg til litoralundersøkelser

Litorale småkreps								
Krøderen			Møsvatn			Altevatnet		
Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad
LK-1A	60,12197057	9,771512217	LK-1A	59,7505935	8,2511472	LK-1A	68,494368	19,695290
LK-1B	60,12208057	9,769589274	LK-1B	59,7506823	8,2511941	LK-1B	68,494368	19,695290
LK-2A	60,16414844	9,733454694	LK-2A	59,7828359	8,1631699	LK-2A	68,515868	19,745681
LK-2B	60,16380256	9,734293843	LK-2B	59,7826694	8,1636539	LK-2B	68,515868	19,745681
LK-3A	60,21393007	9,630749615	LK-3A	59,8167940	8,3051107	LK-3A	68,519542	19,599873
LK-3B	60,2138173	9,629917359	LK-3B	59,8167625	8,3051052	LK-3B	68,519542	19,599873
LK-4A	60,32489508	9,669120381	LK-4A	59,8491675	8,2087291	LK-4A	68,596200	19,367082
LK-4B	60,32524989	9,668204186	LK-4B	59,8491801	8,2086851	LK-4B	68,596200	19,367082
LK-5A	60,37232704	9,631596108	LK-5A	59,8701610	8,1070750	LK-5A	68,643331	19,083467
LK-5B	60,37254545	9,630983808	LK-5B	59,8701943	8,1071984	LK-5B	68,643331	19,083467
LK-6A	60,36936451	9,608421309	LK-6A	59,9599807	8,0168316	LK-6A	68,662071	18,937811
LK-6B	60,36924272	9,607566869	LK-6B	59,9601700	8,0173946	LK-6B	68,662071	18,937811
LK-7A	60,24929366	9,616688519	LK-7A	59,9229495	8,0505103	LK-7A	68,653562	18,982851
LK-7B	60,24984906	9,61696994	LK-7B	59,9229552	8,0505328	LK-7B	68,653562	18,982851
LK-8A	60,33845066	9,617917213	LK-8A	59,8787825	7,9880608	LK-8A	68,589182	19,237672
LK-8B	60,33896175	9,618071792	LK-8B	59,8789496	7,9885114	LK-8B	68,589182	19,237672
LK-9A	60,29974956	9,648233762	LK-9A	59,8539784	8,0294529	LK-9A	68,572103	19,398813
LK-9B	60,29928154	9,648459697	LK-9B	59,8538880	8,0294334	LK-9B	68,572103	19,398813
LK-10A	60,15663608	9,643198304	LK-10A	59,8063525	8,0926704	LK-10A	68,538695	19,456454
LK-10B	60,15651778	9,643520246	LK-10B	59,8058591	8,0926931	LK-10B	68,538695	19,456454
Litorale småkreps								
Takvatnet			Stuorjavri			Iesjavri		
Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad
LK-1A	69,092527	19,157126	LK-1A	69,086485	22,844074	LK-1A	69,59968333	24,22328333
LK-1B	69,092527	19,157126	LK-1B	69,086485	22,844074	LK-1B	69,59910000	24,22638333
LK-2A	69,120490	19,127078	LK-2A	69,110820	22,854622	LK-2A	69,61866667	24,30595000
LK-2B	69,120490	19,127078	LK-2B	69,110820	22,854622	LK-2B	69,61868333	24,30518333
LK-3A	69,122106	19,084833	LK-3A	69,142822	22,830299	LK-3A	69,65546667	24,32431667
LK-3B	69,122106	19,084833	LK-3B	69,142822	22,830299	LK-3B	69,65455000	24,32298333
LK-4A	69,137212	19,055015	LK-4A	69,174770	22,775394	LK-4A	69,67643333	24,26523333
LK-4B	69,137212	19,055015	LK-4B	69,174770	22,775394	LK-4B	69,67593333	24,26763333
LK-5A	69,130054	19,006634	LK-5A	69,193300	22,725502	LK-5A	69,69281667	24,29421667
LK-5B	69,130054	19,006634	LK-5B	69,193300	22,725502	LK-5B	69,69198333	24,29493333
LK-6A	69,121836	19,002000	LK-6A	69,157281	22,726383	LK-6A	69,69461667	24,24670000
LK-6B	69,121836	19,002000	LK-6B	69,157281	22,726383	LK-6B	69,69576667	24,24876667
LK-7A	69,107113	19,044996	LK-7A	69,138661	22,777065	LK-7A	69,71513333	24,16941667
LK-7B	69,107113	19,044996	LK-7B	69,138661	22,777065	LK-7B	69,71523333	24,17061667
LK-8A	69,094463	19,113126	LK-8A	69,099385	22,788274	LK-8A	69,69725000	24,11056667
LK-8B	69,094463	19,113126	LK-8B	69,099385	22,788274	LK-8B	69,69923333	24,11120000
						LK-9A	69,66160000	24,10828333
						LK-9B	69,66305000	24,10800000
						LK-10A	69,61301667	24,12976667
						LK-10B	69,61241667	24,13018333

Det er tatt to småkrepsprøver på hver stasjon (A og B), disse er tatt forholdsvis tett slik at de fleste A og B prøvene er angitt med samme koordinat. I kartene er stasjonene illustrert med ett punkt.

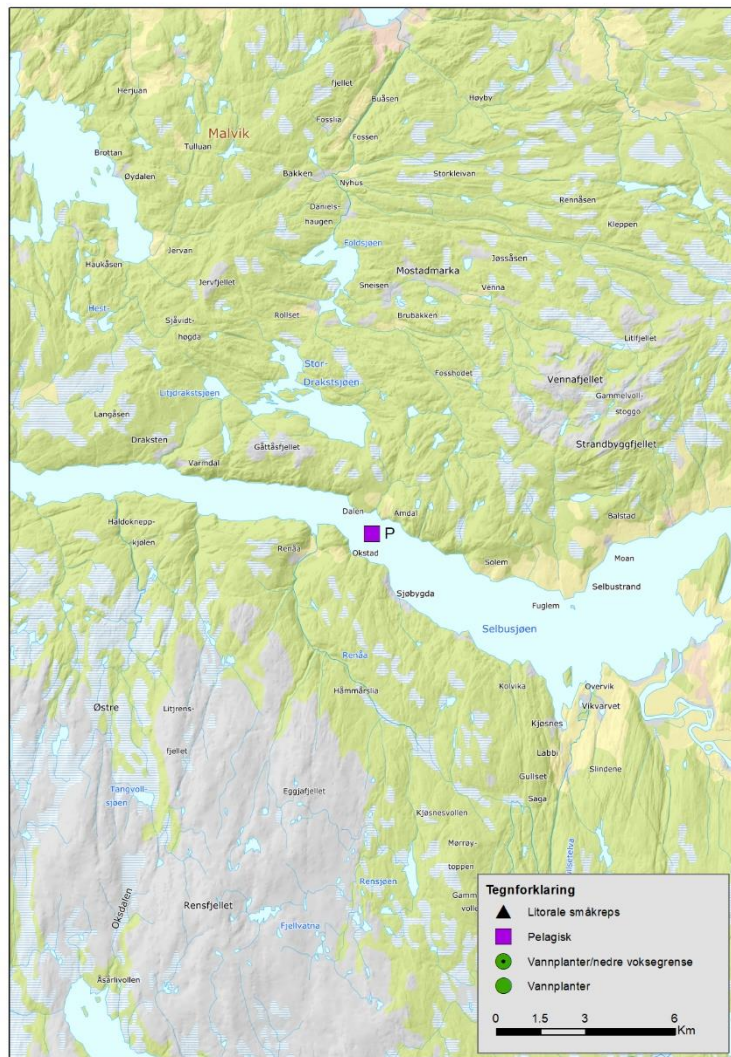
Gjende



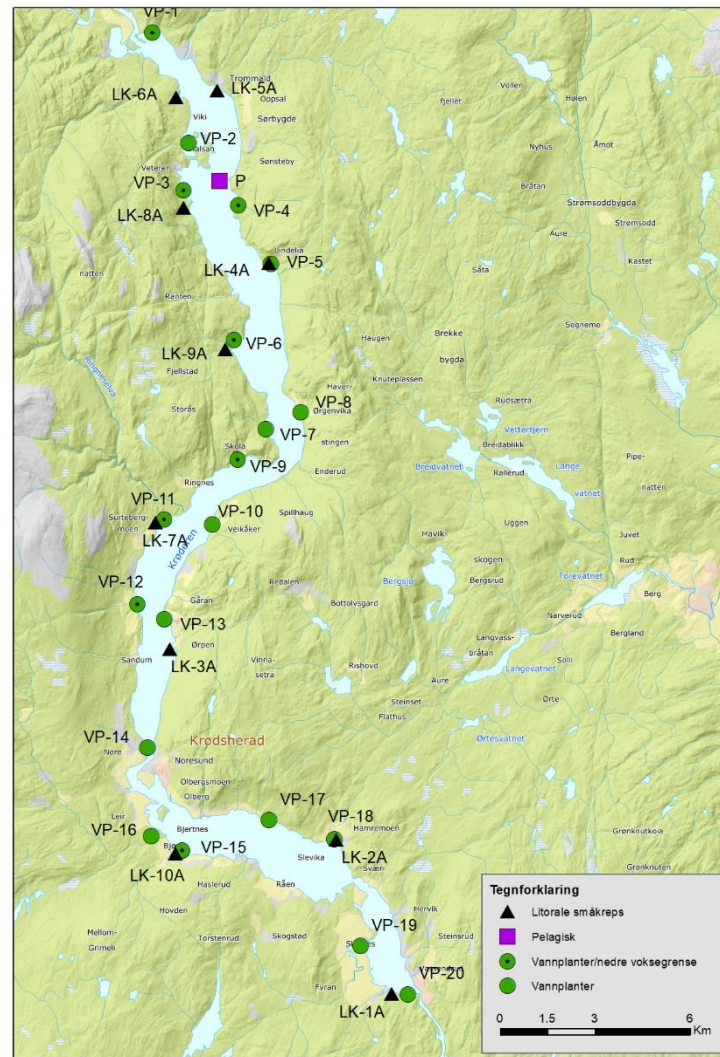
Mjøsa



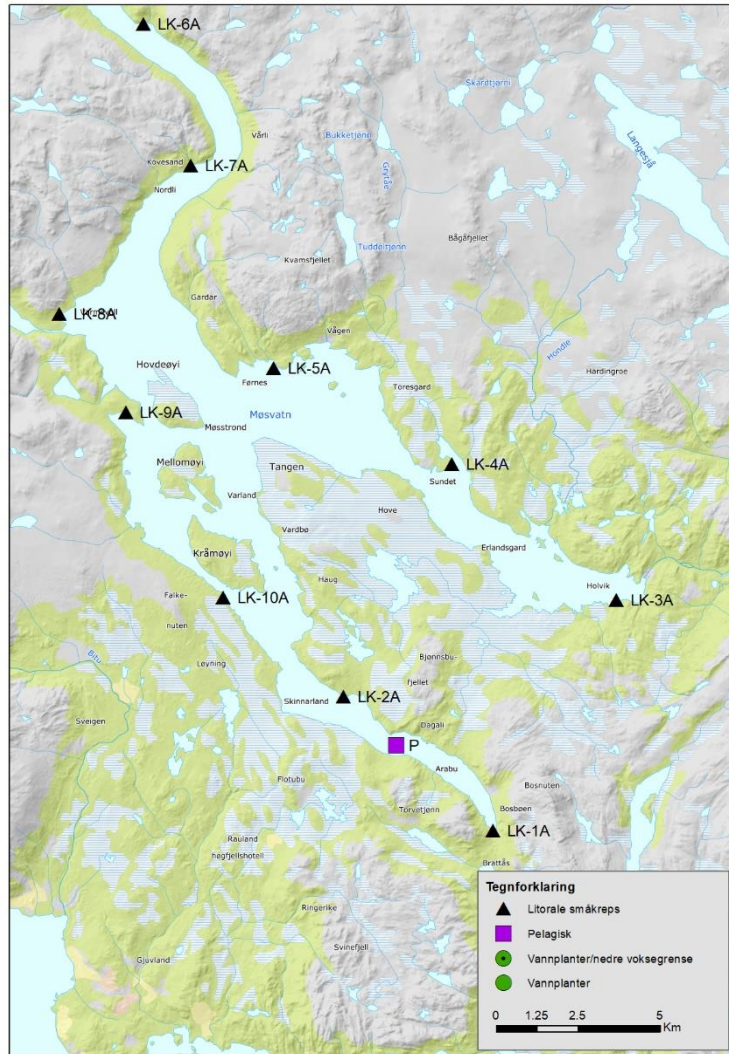
Selbusjøen



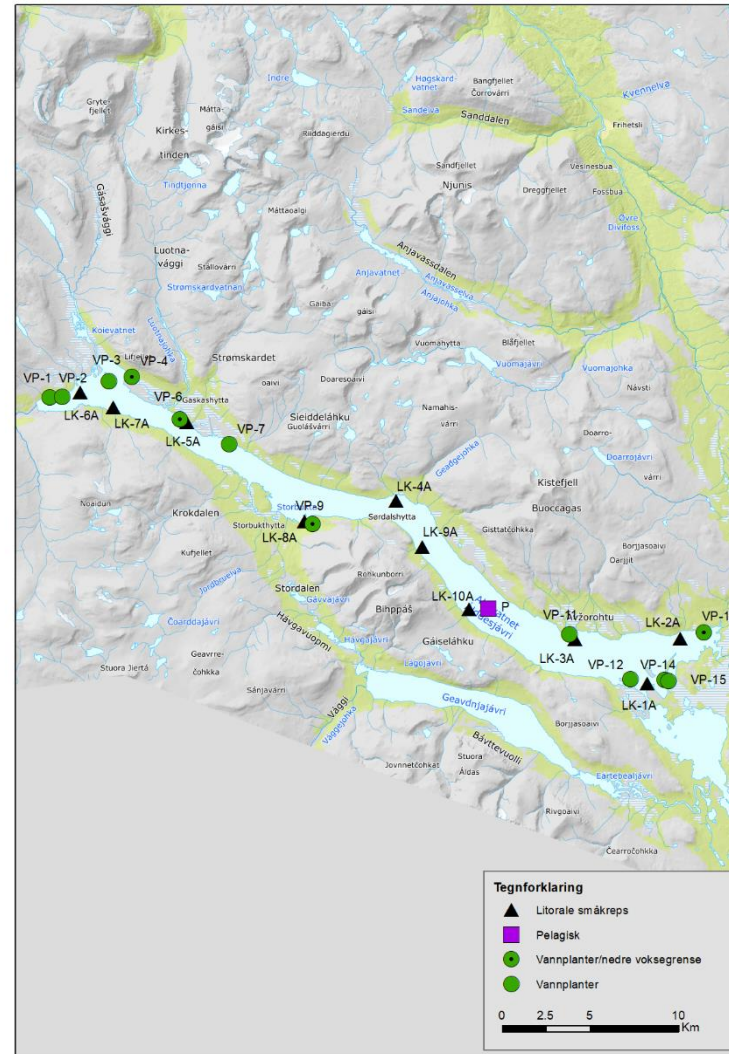
Krøderen



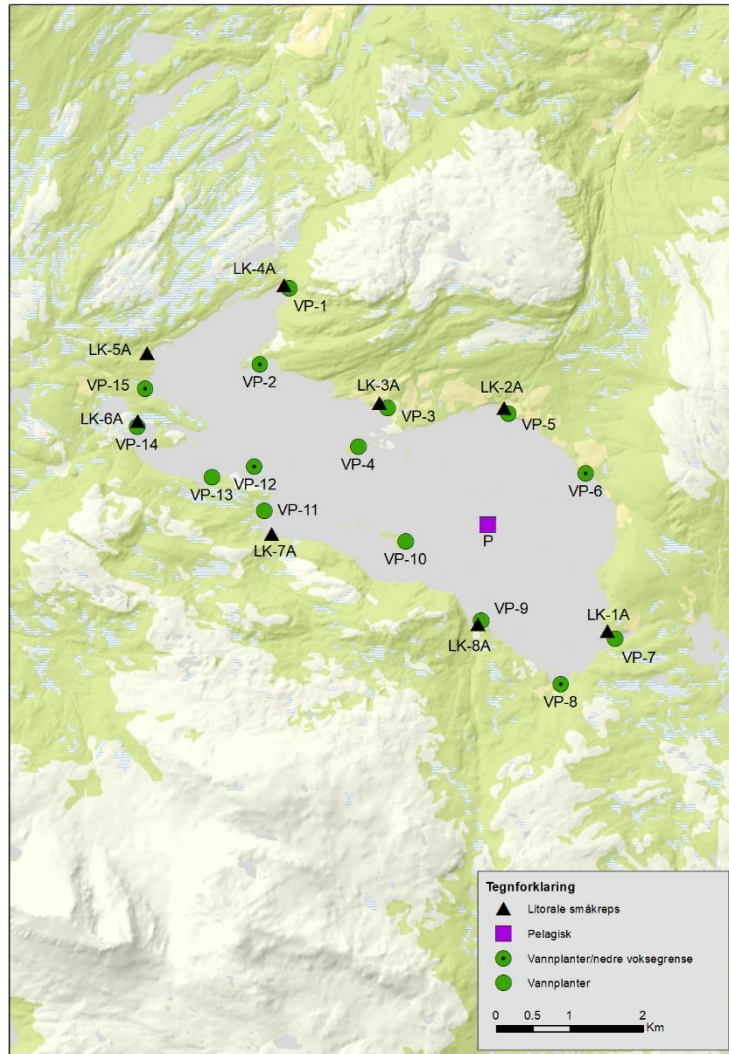
Møsvatn



Altevatnet



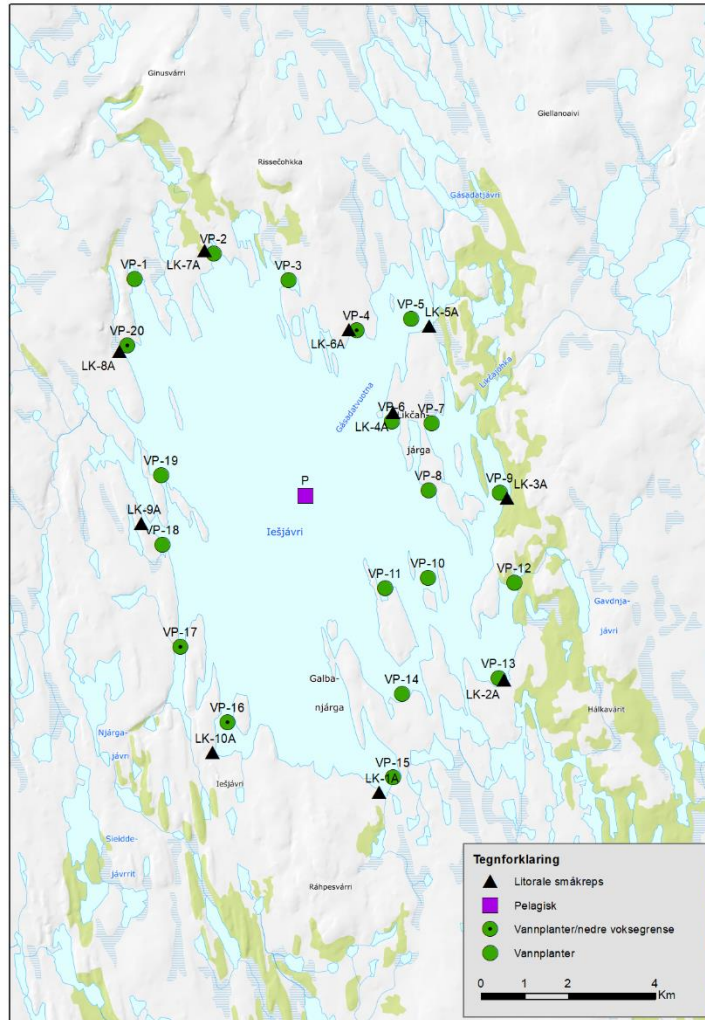
Takvatnet



Stuorajávri



Iešjávri



Vedlegg C. Vannkjemiske data fra blandprøver, samt siktedyp

Gjende		Epilimnion 0-10m					
parameter	enhet	11.07.2018	14.08.2018	01.10.2018	min	middel	maks
Al	µg/l	47,4	287	86,6	47,4	140	287
Al/IL	µg/l	< 5	8	< 5	2,5	4,33	8
Al/L	µg/l	0	-1	0	-1	-0,33	0
Al/R	µg/l	< 5	7	< 5	2,5	4	7
Alk	mmol/l	0,094	0,093	0,094	0,093	0,094	0,094
ANC	µEkv/L	56	62	85	56	68	85
Ca	mg/L	0,92	0,9	1,42	0,9	1,08	1,42
Cl	mg/L	0,22	0,15	0,16	0,15	0,18	0,22
Farge	mg Pt/l	<2	4	2	1	2,3	4
K	mg/L	0,18	0,17	0,14	0,14	0,16	0,18
Klf-A	µg/l	1,1	1,5	0,92	0,92	1,17	1,5
Konduktivitet	mS/m	1,1	1,05	1,09	1,05	1,08	1,1
Mg	mg/L	0,21	0,24	0,27	0,21	0,24	0,27
Na	mg/L	0,38	0,36	0,35	0,35	0,36	0,38
NH ₄ -N	µg/l	54	24	4	4	27	54
NO ₃ -N	µg/l	36	26	43	26	35	43
pH		6,87	6,88	6,8	6,8	6,9	6,88
PO ₄ -P	µg/l	5	16	5	5	8,67	16
SO ₄	mg/L	0,92	0,78	0,93	0,78	0,88	0,93
TOC	mg/l	0,65	0,52	0,45	0,45	0,54	0,65
TOT-N	µg/l	180	93	77	77	117	180
TOT-P	µg/l	38	19	7	7	21,3	38
Turbiditet	FNU	1,6	7,3	2,8	1,6	3,9	7,3
Siktedyp	m			3	3	3	3
Gjende		Hypolimnion 20-125m					
parameter	enhet	11.07.2018	14.08.2018	01.10.2018	min	middel	maks
Al	µg/l	26,9	129	89,8	26,9	81,9	129
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Alk	mmol/l	0,097	0,095	0,094	0,094	0,095	0,097
ANC	µEkv/L	62	84	84	61,851	77	84,011
Ca	mg/L	1,03	1,29	1,4	1,03	1,24	1,4
Cl	mg/L	0,27	0,16	0,17	0,16	0,2	0,27
Farge	mg Pt/l	<2	3	2	1	2	3
K	mg/L	0,16	0,16	0,14	0,14	0,15	0,16
Konduktivitet	mS/m	1,16	1,12	1,09	1,09	1,12	1,16
Mg	mg/L	0,24	0,29	0,27	0,24	0,27	0,29
Na	mg/L	0,42	0,38	0,36	0,36	0,39	0,42
NH ₄ -N	µg/l	<2	7	8	1	5,33	8
NO ₃ -N	µg/l	45	42	44	42	44	45
pH		6,86	6,86	6,75	6,75	6,82	6,86
PO ₄ -P	µg/l	5	3	5	3	4,33	5
SO ₄	mg/L	1	0,84	0,93	0,84	0,92	1
TOC	mg/l	0,44	0,91	0,43	0,43	0,59	0,91
TOT-N	µg/l	110	100	86	86	99	110
TOT-P	µg/l	13	5	8	5	8,67	13
Turbiditet	FNU	0,83	2,5	2,9	0,83	2,08	2,9

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maxverdi

Mjøsa, Skreia		Epilimnion 0-10 m											min	middel	maks	
parameter	enhet	07.05.2018	22.05.2018	06.06.2018	15.06.2018	10.07.2018	25.07.2018	13.08.2018	29.08.2018	11.09.2018	27.09.2018	11.10.2018				24.10.2018
Al/IL	µg/l	< 5		< 5		< 5		< 5		< 5		< 5		<5	<5	<5
Al/L	µg/l	1		9		4		0		4		2		0	3,3	9
Al/R	µg/l	6		14		9		< 5		9		7		6	9	14
Alk	mmol/l	0,276		0,246		0,242		0,293		0,242		0,247		0,242	0,258	0,293
ANC	µEkv/L	288		262		248		318				254		248	274	318
Ca	mg/L	6,15		5,44		5,31		6,25				5,86		5,31	5,80	6,25
Cl	mg/L	1,51		1,3		1,35		1,29				1,64		1,29	1,42	1,64
Farge	mg Pt/l	10		13		10		12		9		10		9	10,7	13
K	mg/L	0,66		0,66		0,62		0,67				0,65		0,62	0,65	0,67
Klf-A	µg/l	0,54	<0,31	2,1	1,3	2,3	3,5	2,5	4	2,4	3,3	1,9	2	0,16	2,08	4
Konduktivitet	mS/m	4,5		4,21		3,86		4,19		4,03		4,19		3,86	4,16	4,5
Mg	mg/L	0,77		0,7		0,68		0,79				0,74		0,68	0,74	0,79
Na	mg/L	1,26		1,14		1,06		1,18				1,13		1,06	1,15	1,26
NH ₄	µg/l	<2	16	13	16	14	22	15	10		30	4	25	1	14,7	25
NO ₃	µg/l	390	410	300	330	270	290	270	250		310	380	340	250	322	410
pH		7,26		7,31		7,31		7,42		7,34		7,42		7,26	7,34	7,42
PO ₄	µg/l P	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1*	<1	<1	<1
Si	mg/l	1,17		1,25		1,14		1		0,95		0,94		0,94	1,08	1,25
SO ₄	mg/L	4		3,63		3,7		3,45				4,39		3,45	3,83	4,39
TOC	mg/l	1,8	1,9	2,3	1,9	1,9	1,9	1,8	1,9	1,91	2,2	1,7	1,9	1,7	1,93	2,3
TOT-N	µg/l	540	570	410	640	380	410	390	420	410	420	410	460	380	455	640
TOT-P	µg/l	8	4	6	3	5	6	4	5	4	5	3	4	3	4,75	8
Turbiditet	FNU	<0,3		1		0,55		0,48		0,45		0,52		0,15	0,53	1
Siktedyp	m	12	13,5	6,5	8,6	7	7,5	8,5	8	8,7	8,5	8,9	10	6,5	9	13,5

* Fosfat analysert på ufiltrert vann.

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maxverdi

Mjøsa, Skreia		Hypolimnion 20-443 m						min	middel	maks
parameter	enhet	07.05.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	11.10.2018			
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	4	2	0	2	0	0	1,33	4
Al/R	µg/l	5	9	7	5	7	5	5	6,33	9
Alk	mmol/l	0,269	0,269	0,282	0,265	0,258	0,263	0,258	0,27	0,282
ANC	µEkv/L	298	294	304	319		273	273	298	319
Ca	mg/L	6,39	6,4	6,87	6,63		6,59	6,39	6,58	6,87
Cl	mg/L	1,55	1,57	1,71	1,5		1,91	1,5	1,65	1,91
Farge	mg Pt/l	10	11	11	14	10	11	10	11,17	14
K	mg/L	0,67	0,69	0,67	0,74		0,69	0,67	0,69	0,74
Konduktivitet	mS/m	4,57	4,76	4,7	4,58	4,53	4,71	4,53	4,64	4,76
Mg	mg/L	0,77	0,76	0,79	0,83		0,8	0,76	0,79	0,83
Na	mg/L	1,28	1,27	1,24	1,26		1,24	1,24	1,26	1,28
NH ₄	µg/l	< 2	< 2	< 2	< 2		< 2	< 2	< 2	< 2
NO ₃	µg/l	410	430	470	410		520	410	448	520
pH		7,28	7,44	7,37	7,28	7,31	7,43	7,28	7,35	7,44
PO ₄	µg/l P	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	0,5	0,58	1
Si	mg/l	1,18	1,21	1,23	1,2	1,11	1,19	1,11	1,19	1,23
SO ₄	mg/L	4,02	4,12	4,47	3,93		4,93	3,93	4,29	4,93
TOC	mg/l	1,8	2,1	1,9	1,9	2,19	1,9	1,8	1,97	2,19
TOT-N	µg/l	500	550	570	540	520	540	500	537	570
TOT-P	µg/l	6	2	5	4	5	4	2	4,33	6
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maxverdi

Selbusjøen		Epilimnion 0-10m						min	middel	maks
parameter	enhet	15.05.2018	26.06.2018	17.07.2018	21.08.2018	19.09.2018	16.10.2018			
Al	µg/l	39,8	33,9	39,9	36	33,7	41	33,7	37,38	41
Al/IL	µg/l	6	<5	<5	6	10	8	2,5	5,83	10
Al/L	µg/l	5	7	6	7	6	6	5	6,17	7
Al/R	µg/l	11	12	11	13	16	14	11	12,83	16
Alk	mmol/l	0,206	0,199	0,208	0,21	0,201	0,202	0,199	0,20	0,21
ANC	µEkv/L	207	143	230	194	227	222	143	204	230
Ca	mg/L	3,55	2,33	4,01	3,13	3,8	4,06	2,33	3,48	4,06
Cl	mg/L	1,52	1,52	1,97	1,48	1,39	2,3	1,39	1,70	2,3
Farge	mg Pt/l	19	18	19	24	20	21	18	20,17	24
K	mg/L	0,38	0,38	0,69	0,41	0,41	0,55	0,38	0,47	0,69
Klf-A	µg/l	<0,31	1,3	1,8	1,2	1,5	0,39	0,16	1,06	1,8
Konduktivitet	mS/m	3,05	2,85	3,52	3,02	2,89	3,1	2,85	3,07	3,52
Mg	mg/L	0,49	0,48	0,56	0,53	0,53	0,57	0,48	0,53	0,57
Na	mg/L	1,19	1,14	1,42	1,22	1,17	1,39	1,14	1,26	1,42
NH ₄ -N	µg/l	<2	4	<2	4	<2	57	1	11,33	57
NO ₃ -N	µg/l	63	62	<2	44	32	83	1	47,50	83
pH		7,2	7,24	7,13	7,27	7,27	7,16	7,13	7,21	7,27
PO ₄ -P	µg/l	2	1	74	2	8	7	1	15,7	74
SO ₄	mg/L	1,19	1,18	1,93	1,17	1,23	1,52	1,17	1,37	1,93
TOC	mg/l	2,2	2,1	2,5	2,5	2,9	3	2,1	2,53	3
TOT-N	µg/l	190	140	230	130	130	230	130	175	230
TOT-P	µg/l	4	6	84	6	14	16	4	21,7	84
Turbiditet	FNU	0,37	0,63	0,44	0,57	0,38	0,58	0,37	0,50	0,63
Siktedyp	m	7,8	6,5	6,5	5,75	5,5	6	5,5	6,3	7,8
Selbusjøen		Hypolimnion 20-196m						min	middel	maks
parameter	enhet	15.05.2018	26.06.2018	17.07.2018	21.08.2018	19.09.2018				
Al	µg/l	40,4	31,5	37,1	32,7	32,4		31,5	34,8	40,4
Al/IL	µg/l	9	<5	<5	<5	10		2,5	5,3	10
Al/L	µg/l	4	6	6	6	4		4	5,2	6
Al/R	µg/l	13	11	11	11	14		11	12	14
Alk	mmol/l	0,206	0,201	0,204	0,2	0,198		0,198	0,202	0,206
ANC	µEkv/L	196	166	222	202	215		166	200	222
Ca	mg/L	3,41	2,84	4,01	3,35	3,73		2,84	3,47	4,01
Cl	mg/L	1,61	1,6	1,86	1,55	1,57		1,55	1,64	1,86
Farge	mg Pt/l	19	18	19	23	18		18	19,4	23
K	mg/L	0,37	0,38	0,38	0,4	0,38		0,37	0,38	0,4
Konduktivitet	mS/m	2,98	2,95	3,01	2,95	2,89		2,89	2,96	3,01
Mg	mg/L	0,5	0,5	0,54	0,54	0,52		0,5	0,52	0,54
Na	mg/L	1,19	1,16	1,24	1,23	1,19		1,16	1,202	1,24
NH ₄ -N	µg/l	<2	<2	<2	<2	3		1	1,4	3
NO ₃ -N	µg/l	73	76	80	69	80		69	76	80
pH		7,19	7,19	7,14	7,16	7,14		7,14	7,16	7,19
PO ₄ -P	µg/l	1	<1	1	<1	1		0,5	0,8	1
SO ₄	mg/L	1,23	1,26	1,35	1,17	1,21		1,17	1,244	1,35
TOC	mg/l	2,2	2,2	2,2	2,3	2,5		2,2	2,28	2,5
TOTN	µg/l	200	160	160	170	160		160	170	200
TOTP	µg/l	3	3	34	3	2		2	9	34
Turbiditet	FNU	0,43	0,32	<0,3	0,37	<0,3		0,15	0,28	0,43

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maxverdi

Krøderen		Epilimnion 0-10m						min	middel	maks
parameter	enhet	28.05.2018	19.06.2018	04.07.2018	30.07.2018	04.09.2018	02.10.2018			
Al	µg/l	55,9	29,5	32	14,9	28,6	56,1	14,9	36,2	56,1
Al/IL	µg/l	12	<5	6	<5	6	21	2,5	8,33	21
Al/L	µg/l	7	2	6	0	5	2	0	3,67	7
Al/R	µg/l	19	7	12	<5	11	23	7	14,4	23
Alk	mmol/l	0,126	0,14	0,132	0,137	0,125	0,128	0,125	0,131	0,14
ANC	µEkv/L	101	92	139	116	134	134	92	119	139
Ca	mg/L	1,63	1,58	2,47	2,05	2,42	2,7	1,58	2,14	2,7
Cl	mg/L	0,88	0,86	1,01	0,91	0,94	1,32	0,86	0,99	1,32
Farge	mg Pt/l	21	12	13	7	17	23	7	15,5	23
K	mg/L	0,37	0,34	0,35	0,37	0,35	0,36	0,34	0,36	0,37
Klf-A	µg/l	1,5	2	1,7	2,4	2,1	1,3	1,3	1,83	2,4
Konduktivitet	mS/m	1,82	1,82	1,94	1,99	2,02	2,09	1,82	1,95	2,09
Mg	mg/L	0,27	0,25	0,34	0,33	0,32	0,34	0,25	0,31	0,34
Na	mg/L	0,9	0,84	0,92	0,86	0,92	1	0,84	0,91	1
NH ₄ -N	µg/l	11	15	13	23	11	17	11	15	23
NO ₃ -N	µg/l	54	44	55	44	41	91	41	55	91
pH		6,93	6,87	6,91	7,08	6,95	6,89	6,87	6,94	7,08
PO ₄ -P	µg/l	2	<1	<1	1	<1	1	0,5	0,92	2
SO ₄	mg/L	1,08	1,22	1,37	1,53	1,59	1,82	1,08	1,435	1,82
TOC	mg/l	2,7	1,9	2,1	1,4	2,31	3,3	1,4	2,29	3,3
TOT-N	µg/l	210	140	190	160	160	210	140	178	210
TOT-P	µg/l	5	4	4	4	9	5	4	5,2	9
Turbiditet	FNU	0,59	0,72	0,61	0,67	0,49	0,62	0,49	0,62	0,72
Siktedyp	m	5,5	6	6	6,5	6	4	4	5,7	6,5
Krøderen		Hypolimnion 20-120m						min	middel	maks
parameter	enhet	28.05.2018	19.06.2018	04.07.2018	30.07.2018	04.09.2018	02.10.2018			
Al	µg/l	81,6	75,5	73,9	72	66,5	64,6	64,6	72,4	81,6
Al/IL	µg/l	21	15	18	18	21	28	15	20,2	28
Al/L	µg/l	8	10	11	10	8	3	3	8,3	11
Al/R	µg/l	29	25	29	28	29	31	25	29	31
Alk	mmol/l	0,122	0,131	0,125	0,124	0,118	0,115	0,115	0,123	0,131
ANC	µEkv/L	109	111	127	118	132	125	109	120	132
Ca	mg/L	1,98	2,03	2,38	2,2	2,47	2,65	1,98	2,29	2,65
Cl	mg/L	1,57	1,47	1,48	1,63	1,47	1,73	1,47	1,56	1,73
Farge	mg Pt/l	28	27	27	25	31	26	25	27,3	31
K	mg/L	0,46	0,45	0,42	0,46	0,44	0,43	0,42	0,44	0,46
Konduktivitet	mS/m	2,34	2,25	2,25	2,27	2,23	2,21	2,21	2,26	2,34
Mg	mg/L	0,34	0,34	0,36	0,38	0,36	0,36	0,34	0,36	0,38
Na	mg/L	1,29	1,16	1,14	1,2	1,16	1,16	1,14	1,19	1,29
NH ₄ -N	µg/l	7	13	9	57	<2	<2	1	14,67	57
NO ₃ -N	µg/l	150	130	140	170	160	200	130	158	200
O ₂	mg/l						9,64	9,64	9,64	9,64
pH		6,75	6,86	6,82	6,81	6,67	6,71	6,67	6,77	6,86
PO ₄ -P	µg/l	2	1	2	2	2	1	1	1,67	2
SO ₄	mg/L	1,46	1,4	1,45	1,39	1,44	1,67	1,39	1,47	1,67
TOC	mg/l	3,8	3,6	3,5	3,6	3,39	3,4	3,39	3,55	3,8
TOTN	µg/l	350	300	300	300	300	280	280	305	350
TOTP	µg/l	17	5	6	7	5	7	5	7,8	17
Turbiditet	FNU	0,69	0,71	0,5	0,47	0,38	<0,3	0,15	0,48	0,71

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maxverdi

Møsvatn		Epilimnion 0 - 10m				min	middel	maks
parameter	enhet	18.06.2018	03.07.2018	01.08.2018	05.09.2018			
Al	µg/l	26,6	19,8	18,4	17,4	17,4	20,6	26,6
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	3	3	4	0	2,5	4
Al/R	µg/l	7	9	7	7	7	7,5	9
Alk	mmol/l	0,083	0,082	0,086	0,082	0,082	0,083	0,086
ANC	µEkv/L	53	61	54	75	53	61	75
Ca	mg/L	1,05	1,21	1,05	1,47	1,05	1,195	1,47
Cl	mg/L	0,48	0,48	0,45	0,48	0,45	0,47	0,48
Farge	mg Pt/l	5	5	4	5	4	4,75	5
K	mg/L	0,12	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,12
KlfA	µg/l	1,1	0,57	1,6	1,2	0,57	1,12	1,6
Konduktivitet	mS/m	1,17	1,15	1,22	1,18	1,15	1,18	1,22
Mg	mg/L	0,12	0,13	0,11	0,12	0,11	0,12	0,13
Na	mg/L	0,53	0,52	0,55	0,56	0,52	0,54	0,56
NH ₄ -N	µg/l	6	5	<2	7	1	4,75	7
NO ₃ -N	µg/l	31	28	19	16	16	23,5	31
pH		6,72	6,77	6,65	6,79	6,65	6,73	6,79
PO ₄ -P	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
SO ₄	mg/L	0,92	0,97	0,97	1	0,92	0,965	1
TOC	mg/l	1	1	0,99	1,12	0,99	1,03	1,12
TOT-N	µg/l	79	99	60	77	60	79	99
TOT-P	µg/l	2	2	3	2	2	2,25	3
Turbiditet	FNU	0,41	0,3	0,68	0,37	0,3	0,44	0,68
Siktedyp	m	9	12	10	10,5	9	10,4	12
Møsvatn		Hypolimnion 20 - 60m				min	middel	maks
parameter	enhet	18.06.2018	03.07.2018	01.08.2018	05.09.2018			
Al	µg/l	19,9	20,1	21,6	19,8	19,8	20,35	21,6
Al/IL	µg/l	<5	<5	<5	6	2,5	3,375	6
Al/L	µg/l	0	3	3	4	0	2,5	4
Al/R	µg/l	5	8	8	10	5	7,75	10
Alk	mmol/l	0,101	0,085	0,089	0,083	0,083	0,090	0,101
ANC	µEkv/L	45	54	55	75	45	57	75
Ca	mg/L	0,94	1,12	1,08	1,47	0,94	1,15	1,47
Cl	mg/L	0,59	0,57	0,55	0,53	0,53	0,56	0,59
Farge	mg Pt/l	5	6	6	7	5	6	7
K	mg/L	0,12	0,11	0,12	0,12	0,11	0,12	0,12
Konduktivitet	mS/m	1,28	1,23	1,27	1,21	1,21	1,25	1,28
Mg	mg/L	0,1	0,12	0,11	0,13	0,1	0,12	0,13
Na	mg/L	0,58	0,57	0,59	0,57	0,57	0,58	0,59
NH ₄ -N	µg/l	14	8	15	18	8	13,75	18
NO ₃ -N	µg/l	36	38	36	36	36	36,5	38
pH		6,68	6,63	6,66	6,72	6,63	6,67	6,72
PO ₄ -P	µg/l	2	1	<1	<1	0,5	1	2
SO ₄	mg/L	0,9	0,97	0,91	0,94	0,9	0,93	0,97
TOC	mg/l	0,98	0,96	0,95	1,04	0,95	0,98	1,04
TOT-N	µg/l	90	100	100	120	90	103	120
TOT-P	µg/l	3	3	3	2	2	2,75	3
Turbiditet	FNU	0,58	<0,3	0,5	0,34	0,15	0,39	0,58

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maxverdi

Altevatnet		Epilimnion 0 - 10m						
parameter	enhet	19.06.2018	16.07.2018	08.08.2018	10.09.2018	min	middel	maks
Al	µg/l	12,3	10,5	9,1	7,2	7,2	9,78	12,3
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	0	4	0	1	4
Al/R	µg/l	<5	<5	<5	9	2,5	4,125	9
Alk	mmol/l	0,306	0,338	0,317	0,299	0,299	0,32	0,338
ANC	µEkv/L	295	338	309	303	295	311	338
Ca	mg/L	5,07	6,16	5,25	5,23	5,07	5,43	6,16
Cl	mg/L	0,97	1,06	0,91	0,87	0,87	0,95	1,06
Farge	mg Pt/l	6	6	7	5	5	6	7
K	mg/L	0,47	0,46	0,48	0,45	0,45	0,47	0,48
Klf-A	µg/l	0,62	1,1	1,1	0,74	0,62	0,89	1,1
Konduktivitet	mS/m	4,3	4,18	4,14	4,16	4,14	4,20	4,3
Mg	mg/L	1,07	1,08	1,09	1,06	1,06	1,08	1,09
Na	mg/L	1,02	1,01	1,01	0,98	0,98	1,01	1,02
NH ₄ -N	µg/l	2	3	<2	5	1	2,75	5
NO ₃ -N	µg/l	29	25	12	16	12	20,5	29
pH		7,38	7,39	7,49	7,5	7,38	7,4	7,5
PO ₄ -P	µg/l	<1	<1	4	<1	0,5	1,375	4
SO ₄	mg/L	3,52	3,94	3,49	3,55	3,49	3,63	3,94
TOC	mg/l	1,1	1,1	1	1,22	1	1,11	1,22
TOT-N	µg/l	69	83	61	87	61	75	87
TOT-P	µg/l	3	4	4	3	3	3,5	4
Turbiditet	FNU	0,71	<0,3	0,31	0,31	0,15	0,37	0,71
Siktedyp	m	7,5	7,5	9,5	10,0	7,5	8,2	9,5
Altevatnet		Hypolimnion 20 - 96m						
parameter	enhet	19.06.2018	16.07.2018	08.08.2018	10.09.2018	min	middel	maks
Al	µg/l	11,5	11,5	8,8	7,9	7,9	9,9	11,5
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	<5	<5	<5	5	2,5	3,125	5
Alk	mmol/l	0,297	0,316	0,295	0,295	0,295	0,301	0,316
ANC	µEkv/L	321	334	321	310	310	322	334
Ca	mg/L	5,5	6,05	5,37	5,36	5,36	5,57	6,05
Cl	mg/L	0,99	1,08	0,94	0,91	0,91	0,98	1,08
Farge	mg Pt/l	6	6	7	5	5	6	7
K	mg/L	0,48	0,47	0,48	0,46	0,46	0,47	0,48
Konduktivitet	mS/m	4,27	4,2	4,16	4,18	4,16	4,20	4,27
Mg	mg/L	1,12	1,1	1,17	1,07	1,07	1,12	1,17
Na	mg/L	1,04	1,02	1,05	1,01	1,01	1,03	1,05
NH ₄ -N	µg/l	4	4	<2	10	1	4,75	10
NO ₃ -N	µg/l	29	26	15	24	15	23,5	29
pH		7,44	7,4	7,39	7,48	7,39	7,43	7,48
PO ₄ -P	µg/l	<1	1	2	1	0,5	1,13	2
SO ₄	mg/L	3,51	3,98	3,51	3,54	3,51	3,64	3,98
TOC	mg/l	1,1	1,1	1,1	1,25	1,1	1,14	1,25
TOT-N	µg/l	82	97	89	110	82	95	110
TOT-P	µg/l	3	3	4	4	3	3,5	4
Turbiditet	FNU	0,61	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,61	0,61	0,61

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maxverdi

Takvatnet		Epilimnion 0 - 10m				min	middel	maks
parameter	enhet	18.06.2018	17.07.2018	08.08.2018	12.09.2018			
Al	µg/l	6,1	6,9	5,5	5,6	5,5	6,03	6,9
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	0	3	0	0,75	3
Al/R	µg/l	<5	<5	5	8	2,5	4,5	8
Alk	mmol/l	0,441	0,439	0,436	0,434	0,434	0,438	0,441
ANC	µEkv/L	478	495	508	450	450	483	508
Ca	mg/L	8,56	9,3	8,86	8,02	8,02	8,69	9,3
Cl	mg/L	3,3	3,79	3,28	3,2	3,2	3,39	3,79
Farge	mg Pt/l	5	5	6	5	5	5,25	6
K	mg/L	0,69	0,67	0,7	0,66	0,66	0,68	0,7
Klf-A	µg/l	1,1	0,98	1,1	1	0,98	1,05	1,1
Konduktivitet	mS/m	6,11	6,09	6,03	6,02	6,02	6,06	6,11
Mg	mg/L	1,03	1,02	1,12	0,98	0,98	1,04	1,12
Na	mg/L	2,03	2,04	2,13	2,02	2,02	2,06	2,13
NH ₄ -N	µg/l	2	<2	<2	6	1	2,5	6
NO ₃ -N	µg/l	36	31	18	20	18	26,3	36
pH		7,63	7,6	7,67	7,6	7,6	7,63	7,67
PO ₄ -P	µg/l	<1	<1	2	1	0,5	1	2
SO ₄	mg/L	2,12	2,4	2,07	2,1	2,07	2,17	2,4
TOC	mg/l	1,4	1,4	1,4	1,68	1,4	1,47	1,68
TOT-N	µg/l	93	110	91	78	78	93	110
TOT-P	µg/l	2	2	5	4	2	3,25	5
Turbiditet	FNU	0,39	<0,3	<0,3	<0,3	0,15	0,21	0,39
Siktedyp	m	11	10	12,3	15,5	10	12,2	15,5
Takvatnet		Hypolimnion 20 - 72m				min	middel	maks
parameter	enhet	18.06.2018	17.07.2018	08.08.2018	12.09.2018			
Al	µg/l	6,3	6,6	5,6	5,4	5,4	5,975	6,6
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	0	1	0	0,25	1
Al/R	µg/l	<5	<5	<5	6	2,5	3,375	6
Alk	mmol/l	0,428	0,435	0,442	0,432	0,428	0,434	0,442
ANC	µEkv/L	484	503	514	447	447	487	514
Ca	mg/L	8,72	9,48	9,02	8	8	8,81	9,48
Cl	mg/L	3,33	3,79	3,3	3,21	3,21	3,41	3,79
Farge	mg Pt/l	5	5	7	5	5	5,5	7
K	mg/L	0,69	0,66	0,71	0,66	0,66	0,68	0,71
Konduktivitet	mS/m	6,1	6,05	6,05	6,03	6,03	6,06	6,1
Mg	mg/L	1,02	1	1,1	0,98	0,98	1,03	1,1
Na	mg/L	2,03	2,07	2,16	2,01	2,01	2,07	2,16
NH ₄ -N	µg/l	3	<2	2	8	1	3,50	8
NO ₃ -N	µg/l	39	40	33	34	33	36,5	40
pH		7,63	7,53	7,6	7,61	7,53	7,59	7,63
PO ₄ -P	µg/l	<1	2	2	<1	0,5	1,25	2
SO ₄	mg/L	2,11	2,4	2,08	2,12	2,08	2,18	2,4
TOC	mg/l	1,4	1,4	1,4	1,55	1,4	1,44	1,55
TOT-N	µg/l	110	130	110	96	96	112	130
TOT-P	µg/l	2	3	4	4	2	3,25	4
Turbiditet	FNU	0,32	<0,3	<0,3	<0,3	0,15	0,19	0,32

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maxverdi

Stuorajavri		Epilimnion 0 - 10m				min	middel	maks
parameter	enhet	27.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	17.09.2018			
Al	µg/l	18,7	12,1	12,9	8,3	8,3	13	18,7
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	2	0	2	0	0	1	2
Al/R	µg/l	7	<5	7	<5	2,5	4,75	7
Alk	mmol/l	0,36	0,416	0,391	0,407	0,36	0,394	0,416
ANC	µEkv/L	349	386	404	432	349	393	432
Ca	mg/L	4,88	5,67	5,63	6,14	4,88	5,58	6,14
Cl	mg/L	0,54	0,61	0,53	0,52	0,52	0,55	0,61
Farge	mg Pt/l	22	17	18	12	12	17,25	22
K	mg/L	0,48	0,45	0,49	0,47	0,45	0,47	0,49
Klf-A	µg/l	2	0,87	1,5	1,2	0,87	1,39	2
Konduktivitet	mS/m	4,45	4,56	4,73	5,06	4,45	4,7	5,06
Mg	mg/L	1,47	1,55	1,64	1,78	1,47	1,61	1,78
Na	mg/L	1	1,08	1,17	1,17	1	1,11	1,17
NH ₄ -N	µg/l	6	<2	3	8	1	4,50	8
NO ₃ -N	µg/l	3	<2	2	5	1	2,75	5
pH		7,52	7,58	7,57	7,62	7,5	7,6	7,6
PO ₄ -P	µg/l	1	2	<1	2	0,5	1,38	2
SO ₄	mg/L	2,67	3,17	2,91	3,28	2,67	3,01	3,28
TOC	mg/l	2,9	2,5	2,5	2,5	2,5	2,6	2,9
TOT-N	µg/l	120	89	80	75	75	91	120
TOT-P	µg/l	6	7	4	3	3	5	7
Turbiditet	FNU	0,4	1,1	0,31	0,33	0,31	0,54	1,1
Siktedyp	m	5,5	5,5	6,5	7,5	5,5	6,3	7,5
Stuorajavri		Parametere fra dypeste prøvetakingsdyp (20m)				min	middel	maks
parameter	enhet	27.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	17.09.2018			
Al	µg/l	18,8	15,6	13,4	8,2	8,2	14	18,8
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	3	0	0	3	0	1,5	3
Al/R	µg/l	8	<5	<5	8	2,5	5,25	8
Alk	mmol/l	0,383	0,371	0,367	0,403	0,367	0,381	0,403
ANC	µEkv/L	349	391	386	451	349	394	451
Ca	mg/L	4,88	5,8	5,36	6,31	4,88	5,59	6,31
Cl	mg/L	0,57	0,61	0,52	0,55	0,52	0,56	0,61
Farge	mg Pt/l	22	19	23	12	12	19	23
K	mg/L	0,48	0,47	0,49	0,53	0,47	0,49	0,53
Konduktivitet	mS/m	4,46	4,46	4,47	5,09	4,46	4,62	5,09
Mg	mg/L	1,49	1,53	1,57	1,84	1,49	1,61	1,84
Na	mg/L	1,01	1,03	1,08	1,23	1,01	1,09	1,23
NH ₄ -N	µg/l	10	4	13	17	4	11	17
NO ₃ -N	µg/l	9	12	16	5	5	10,5	16
pH		7,53	7,47	7,25	7,57	7,25	7,46	7,57
PO ₄ -P	µg/l	<1	2	<1	2	0,5	1,25	2
SO ₄	mg/L	2,71	3,04	2,63	3,21	2,63	2,90	3,21
TOC	mg/l	2,9	2,5	2,6	2,5	2,5	2,63	2,9
TOT-N	µg/l	110	100	130	77	77	104	130
TOT-P	µg/l	5	6	4	4	4	4,75	6
Turbiditet	FNU	0,41	0,78	<0,3	0,39	0,15	0,43	0,78

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maxverdi

lesjavri		Epilimnion 0 - 10m						
parameter	enhet	26.06.2018	24.07.2018	20.08.2018	18.09.2018	min	middel	maks
Al	µg/l	4,7	5	6,9	5,3	4,7	5,475	6,9
Al/IL	µg/l	<5	<5	<5	7	2,5	3,625	7
Al/L	µg/l	1	0	1	1	0	0,75	1
Al/R	µg/l	6	<5	6	8	2,5	5,63	8
Alk	mmol/l	0,382	0,382	0,381	0,438	0,381	0,396	0,438
ANC	µEkv/L	439	424	380	409	380	413	439
Ca	mg/L	8,23	8,2	6,93	7,6	6,93	7,74	8,23
Cl	mg/L	1,34	1,47	1,3	1,29	1,29	1,35	1,47
Farge	mg Pt/l	7	7	8	6	6	7	8
K	mg/L	0,8	0,83	0,85	0,86	0,8	0,84	0,86
Klf-A	µg/l	0,73	0,55	1	0,9	0,55	0,80	1
Konduktivitet	mS/m	5,63	5,46	5,49	5,47	5,46	5,51	5,63
Mg	mg/L	1,14	1,1	1,08	1,12	1,08	1,11	1,14
Na	mg/L	1,27	1,35	1,39	1,38	1,27	1,35	1,39
NH ₄ -N	µg/l	<2	<2	2	5	1	2,25	5
NO ₃ -N	µg/l	17	8	7	9	7	10,3	17
pH		7,58	7,62	7,57	7,5	7,5	7,57	7,62
PO ₄ -P	µg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
SO ₄	mg/L	4,91	5,46	4,78	5,16	4,78	5,08	5,46
TOC	mg/l	1,7	1,7	1,9	1,8	1,7	1,78	1,9
TOT-N	µg/l	90	84	83	69	69	82	90
TOT-P	µg/l	3	3	3	1	1	2,5	3
Turbiditet	FNU	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Siktedyp	m	9	11	9	11	9	10	11
lesjavri		Hypolimnion 20 - 31m						
parameter	enhet	26.06.2018	24.07.2018	20.08.2018	18.09.2018	min	middel	maks
Al	µg/l	4,7	6,7	6,6	4,5	4,5	5,63	6,7
Al/IL	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Al/L	µg/l	0	0	0	2	0	0,50	2
Al/R	µg/l	<5	<5	<5	7	2,5	3,63	7
Alk	mmol/l	0,384	0,375	0,38	0,382	0,375	0,380	0,384
ANC	µEkv/L	342	407	397	389	342	384	407
Ca	mg/L	6,34	7,43	7,26	7,29	6,34	7,08	7,43
Cl	mg/L	1,32	1,27	1,31	1,25	1,25	1,29	1,32
Farge	mg Pt/l	7	7	8	6	6	7,00	8
K	mg/L	0,83	0,9	0,86	0,81	0,81	0,85	0,9
Konduktivitet	mS/m	5,62	5,52	5,51	5,53	5,51	5,55	5,62
Mg	mg/L	1,05	1,13	1,09	1,07	1,05	1,09	1,13
Na	mg/L	1,32	1,3	1,4	1,31	1,3	1,33	1,4
NH ₄ -N	µg/l	<2	<2	8	6	6	7,00	8
NO ₃ -N	µg/l	16	13	10	8	8	11,75	16
pH		7,54	7,54	7,54	7,54	7,54	7,54	7,54
PO ₄ -P	µg/l	<1	2	<1	<1	0,5	0,88	2
SO ₄	mg/L	4,83	4,79	4,81	5,02	4,79	4,86	5,02
TOC	mg/l	1,7	1,7	1,8	1,8	1,7	1,75	1,8
TOT-N	µg/l	89	88	100	69	69	87	100
TOT-P	µg/l	2	4	3	2	2	2,75	4
Turbiditet	FNU	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3

For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksimumverdi

Vedlegg D. Vannkjemiske data fra enkeltdyp våren 2018

Gjende		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 22.03.2018								
parameter	enhet	0,5m	5m	20m	50m	100m	124m	min	middel	maks
Al	µg/l	4,3	4,2	4	5,6	5,7	6,6	4	5,07	6,6
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Alk	mmol/l	0,107	0,097	0,098	0,097	0,095	0,098	0,095	0,099	0,107
ANC	µEkv/L	79	68	69	67	60	64	60	68	79
Ca	mg/L	1,22	1,06	1,06	1,05	0,91	0,96	0,91	1,04	1,22
Cl	mg/L	0,21	0,17	0,17	0,17	0,17	0,22	0,17	0,19	0,22
Farge	mg Pt/l	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
K	mg/L	0,16	0,14	0,14	0,14	0,14	0,16	0,14	0,15	0,16
Konduktivitet	mS/m	1,27	1,11	1,1	1,1	1,09	1,12	1,09	1,13	1,27
Mg	mg/L	0,33	0,28	0,28	0,27	0,27	0,26	0,26	0,28	0,33
Na	mg/L	0,43	0,36	0,36	0,36	0,35	0,4	0,35	0,38	0,43
NH ₄ -N	µg/l	6	5	7	6	6	8	5	6,33	8
NO ₃ -N	µg/l	48	41	40	42	42	46	40	43	48
pH		6,84	6,82	6,86	6,73	6,84	6,82	6,73	6,82	6,86
PO ₄ -P	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
SO ₄	mg/L	1,1	0,91	0,9	0,9	0,9	0,82	0,82	0,92	1,1
TOC	mg/l	0,36	0,3	0,29	0,3	0,38	0,3	0,29	0,32	0,38
TOT-N	µg/l	93	76	76	77	78	85	76	81	93
TOT-P	µg/l	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Gjende		Oksygen								
parameter	enhet	22.03.2018	14.08.2018	01.10.2018	min	middel	maks			
Dyp	m	124	139	120						
O ₂	mg/l	10,21	10,04	10,09	10,04	10,11	10,21			

Mjøsa, Skreia		Oksygen						min	middel	maks
parameter		07.05.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	11.10.2018			
dyp	m	427	427	428	428	427	427			
O ₂	mg/l	11,38	11,33	11,42	11,48	11,23	11,26	11,23	11,35	11,48

Krøderen		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 08.03.2018							
parameter	enhet	0,5m	5m	20m	50m	100m	min	middel	maks
Al	µg/l	18,8	15,3	38,2	39,8	41	15,3	30,62	41
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	1	1	0	9	9	0	4	9
Al/R	µg/l	6	6	<5	14	14	2,5	8,5	14
Alk	mmol/l	0,121	0,114	0,121	0,122	0,125	0,114	0,121	0,125
ANC	µEkv/L	97	102	120	139	128	97	117	139
Ca	mg/L	1,9	1,99	2,29	2,63	2,44	1,9	2,25	2,63
Cl	mg/L	0,73	0,71	1,08	1,07	1,08	0,71	0,93	1,08
Farge	mg Pt/l	6	6	14	15	15	6	11,2	15
K	mg/L	0,26	0,26	0,33	0,34	0,34	0,26	0,31	0,34
Konduktivitet	mS/m	1,81	1,77	2,04	2,06	2,09	1,77	1,95	2,09
Mg	mg/L	0,3	0,29	0,32	0,35	0,33	0,29	0,32	0,35
Na	mg/L	0,69	0,68	0,93	0,92	0,93	0,68	0,83	0,93
NH ₄ -N	µg/l	19	18	<2	<2	<2	1	8	19
NO ₃ -N	µg/l	66	62	97	99	100	62	84,8	100
pH		6,87	6,8	6,79	6,77	6,74	6,74	6,79	6,87
PO ₄ -P	µg/l	<1	<1	1	<1	1	0,5	0,7	1
SO ₄	mg/L	1,64	1,58	1,56	1,54	1,54	1,54	1,57	1,64
TOC	mg/l	1,1	1,1	2,1	2,2	2,3	1,1	1,76	2,3
TOT-N	µg/l	170	155	200	200	235	155	192	235
TOT-P	µg/l	3	2	3	3	3	2	2,8	3
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3

*For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksverdi

Krøderen		Oksygen						min	middel	maks
parameter	enhet	08.03.2018	28.05.2018	19.06.2018	04.07.2018	30.07.2018	04.09.2018			
dyp	m	100	120	120	120	120	120			
O ₂	mg/l	9,87	11,18	10,44	10,52	10,26	9,69	9,69	10,33	11,18

Møsvatn		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 07.03.2018						
parameter	enhet	0,5m	5m	20m	46m	min	middel	maks
Al	µg/l	19,2	14,4	12,5	14,1	12,5	15,05	19,2
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	9	1	0	0	0	2,5	9
Al/R	µg/l	14	6	5	< 5	5	8,33	14
Alk	mmol/l	0,085	0,104	0,085	0,085	0,085	0,090	0,104
ANC	µEkv/L	76	78	70	70	70	73	78
Ca	mg/L	1,54	1,55	1,41	1,41	1,41	1,48	1,55
Cl	mg/L	0,63	0,61	0,59	0,6	0,59	0,61	0,63
Farge	mg Pt/l	5	5	4	4	4	4,5	5
K	mg/L	0,12	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,12
Konduktivitet	mS/m	1,31	1,31	1,23	1,23	1,23	1,27	1,31
Mg	mg/L	0,14	0,14	0,13	0,13	0,13	0,14	0,14
Na	mg/L	0,63	0,62	0,58	0,58	0,58	0,60	0,63
NH ₄ -N	µg/l	14	13	15	14	13	14	15
NO ₃ -N	µg/l	25	28	30	31	25	28,5	31
pH		6,68	6,71	6,67	6,66	6,66	6,68	6,71
PO ₄ -P	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
SO ₄	mg/L	1,14	1,05	0,97	0,97	0,97	1,03	1,14
TOC	mg/l	1	1,1	0,96	0,91	0,91	0,99	1,1
TOT-N	µg/l	134	100	109	102	100	111	134
TOT-P	µg/l	2	1	1	2	1	1,5	2
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3

Møsvatn		Oksygen					min	middel	maks
parameter	enhet	07.03.2018	18.06.2018	03.07.2018	01.08.2018	05.09.2018			
dyp	m	46	59	59	59	59			
O ₂	mg/l	10,02	9,97	9,94	9,67	9,28	9,28	9,776	10,02

Altevatnet		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 17.04.2018							
parameter	enhet	0,5m	5m	20m	50m	74m	min	middel	maks
Al	µg/l	5,6	4,6	4,6	4,5	<0,1	0,05	3,87	5,6
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Alk	mmol/l	0,382	0,328	0,307	0,299	0,301	0,299	0,3234	0,382
ANC	µEkv/L	383	329	317	311	314	311	331	383
Ca	mg/L	6,61	5,71	5,5	5,41	5,45	5,41	5,74	6,61
Cl	mg/L	1,21	1,03	1,02	1,02	1,02	1,02	1,06	1,21
Farge	mg Pt/l	6	6	5	5	6	5	5,6	6
K	mg/L	0,56	0,47	0,46	0,46	0,46	0,46	0,48	0,56
Konduktivitet	mS/m	5,29	4,5	4,31	4,27	4,29	4,27	4,53	5,29
Mg	mg/L	1,4	1,16	1,11	1,09	1,1	1,09	1,17	1,4
Na	mg/L	1,26	1,08	1,04	1,05	1,05	1,04	1,10	1,26
NH ₄ -N	µg/l	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
NO ₃ -N	µg/l	37	34	33	33	34	33	34,2	37
pH		7,48	7,42	7,41	7,42	7,43	7,41	7,43	7,48
PO ₄ -P	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
SO ₄	mg/L	4,52	3,77	3,59	3,58	3,6	3,58	3,81	4,52
TOC	mg/l	1,3	1,1	1	0,98	1	0,98	1,08	1,3
TOT-N	µg/l	119	104	97	99	99	97	104	119
TOT-P	µg/l	2	2	2	2	1	1	1,8	2
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3

*For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksverdi

Altevatnet		Oksygen				min	middel	maks
parameter	enhet	17.04.2018	19.06.2018	16.07.2018	08.08.2018			
dyp	m	74	89	95	96			
O ₂	mg/l	10,67	11,76	11,15	10,6	10,6	11,045	11,76

Takvatnet		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 16.04.2018							
parameter	enhet	0,5m	5m	20m	50m	68m	min	middel	maks
Al	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Al/IL	µg/l	<5	<5	12	<5	13	2,5	6,5	13
Al/L	µg/l	2	0	2	2	-1	-1	1	2
Al/R	µg/l	7	<5	14	7	12	2,5	8,5	14
Alk	mmol/l	0,476	0,459	0,444	0,444	0,444	0,444	0,453	0,476
ANC	µEkv/L	507	490	459	470	473	459	480	507
Ca	mg/L	9,1	8,77	8,2	8,45	8,55	8,2	8,61	9,1
Cl	mg/L	3,8	3,6	3,47	3,47	3,49	3,47	3,57	3,8
Farge	mg Pt/l	6	5	5	5	5	5	5,2	6
K	mg/L	0,75	0,71	0,69	0,68	0,69	0,68	0,70	0,75
Konduktivitet	mS/m	6,7	6,4	6,18	6,25	6,28	6,18	6,36	6,7
Mg	mg/L	1,13	1,09	1,04	1,05	1,05	1,04	1,07	1,13
Na	mg/L	2,3	2,2	2,12	2,11	2,12	2,11	2,17	2,3
NH ₄ -N	µg/l	10	8	5	3	3	3	5,8	10
NO ₃ -N	µg/l	41	41	45	59	82	41	53,6	82
pH		7,63	7,64	7,62	7,61	7,55	7,55	7,61	7,64
PO ₄ -P	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
SO ₄	mg/L	2,35	2,24	2,15	2,15	2,18	2,15	2,214	2,35
TOC	mg/l	1,5	1,4	1,3	1,3	1,3	1,3	1,36	1,5
TOT-N	µg/l	160	136	134	150	175	134	151	175
TOT-P	µg/l	3	2	1	2	2	1	2	3
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3

*For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksverdi

Takvatnet		Oksygen					min	middel	maks
parameter	enhet	16.04.2018	18.06.2018	17.07.2018	08.08.2018	12.09.2018			
dyp	m	68	72	71	69	70			
O ₂	mg/l	9,7	11,45	11,63	11,42	10,97	9,7	11,03	11,63

Stuorajavri		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 25.04.2018					
parameter	enhet	0,5m	5m	14m	min	middel	maks
Al	µg/l	11,8	8,1	8,4	8,1	9,43	11,8
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	3	1	1	1	1,67	3
Al/R	µg/l	8	6	6	6	6,67	8
Alk	mmol/l	0,655	0,521	0,508	0,508	0,56	0,655
ANC	µEkv/L	660	553	545	545,217	586,29	660,397
Ca	mg/L	9,37	7,93	7,79	7,79	8,36	9,37
Cl	mg/L	0,81	0,69	0,68	0,68	0,73	0,81
Farge	mg Pt/l	13	14	15	13	14,00	15
K	mg/L	0,67	0,47	0,47	0,47	0,54	0,67
Konduktivitet	mS/m	7,97	6,54	6,39	6,39	6,97	7,97
Mg	mg/L	2,85	2,3	2,27	2,27	2,47	2,85
Na	mg/L	1,72	1,45	1,44	1,44	1,54	1,72
NH ₄ -N	µg/l	6	<2	<2	1	2,67	6
NO ₃ -N	µg/l	49	30	40	30	39,67	49
pH		7,56	7,55	7,51	7,51	7,54	7,56
PO ₄ -P	µg/l	1	<1	<1	0,5	0,67	1
SO ₄	mg/L	5,15	4,09	3,98	3,98	4,41	5,15
TOC	mg/l	2,2	2,3	2,4	2,2	2,30	2,4
TOT-N	µg/l	220	140	165	140	175,00	220
TOT-P	µg/l	4	3	3	3	3,33	4
Turbiditet	FNU	0,36	1,3	0,5	0,36	0,72	1,3

*For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksverdi

Stuorajavri		Oksygen					min	middel	maks
parameter	enhet	25.04.2018	27.06.2018	25.07.2018	20.08.2018	17.09.2018			
dyp	m	14	18	20	18	20			
O ₂	mg/l	9,64	10,32	8,94	8,24	9,51	8,24	9,33	10,32

lesjavri		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 24.04.2018						
parameter	enhet	0,5m	5m	20m	23m	min	middel	maks
Al	µg/l	2,9	4,6	4,1	3,3	2,9	3,73	4,6
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	<5	< 5	< 5	<5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	< 5	< 5	< 5	<5	< 5	< 5	<5
Alk	mmol/l	0,416	0,397	0,454	0,438	0,397	0,43	0,454
ANC	µEkv/L	404	408	448	447	404	427	448
Ca	mg/L	7,49	7,56	8,13	8,14	7,49	7,83	8,14
Cl	mg/L	1,41	1,58	1,53	1,47	1,41	1,50	1,58
Farge	mg Pt/l	6	6	7	7	6	6,50	7
K	mg/L	0,86	0,96	0,91	0,89	0,86	0,91	0,96
Konduktivitet	mS/m	5,91	5,77	6,1	6,05	5,77	5,96	6,1
Mg	mg/L	1,13	1,12	1,23	1,22	1,12	1,18	1,23
Na	mg/L	1,41	1,45	1,51	1,48	1,41	1,46	1,51
NH ₄ -N	µg/l	11	14	11	10	10	11,50	14
NO ₃ -N	µg/l	9	7	22	24	7	15,50	24
pH		7,45	7,44	7,44	7,46	7,44	7,45	7,46
PO ₄ -P	µg/l	<1	1	<1	<1	0,5	0,63	1
SO ₄	mg/L	5,09	4,97	4,95	4,98	4,95	5,00	5,09
TOC	mg/l	1,9	2,1	1,9	1,8	1,8	1,93	2,1
TOT-N	µg/l	155	195	170	149	149	167,25	195
TOT-P	µg/l	3	3	3	2	2	2,75	3
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3

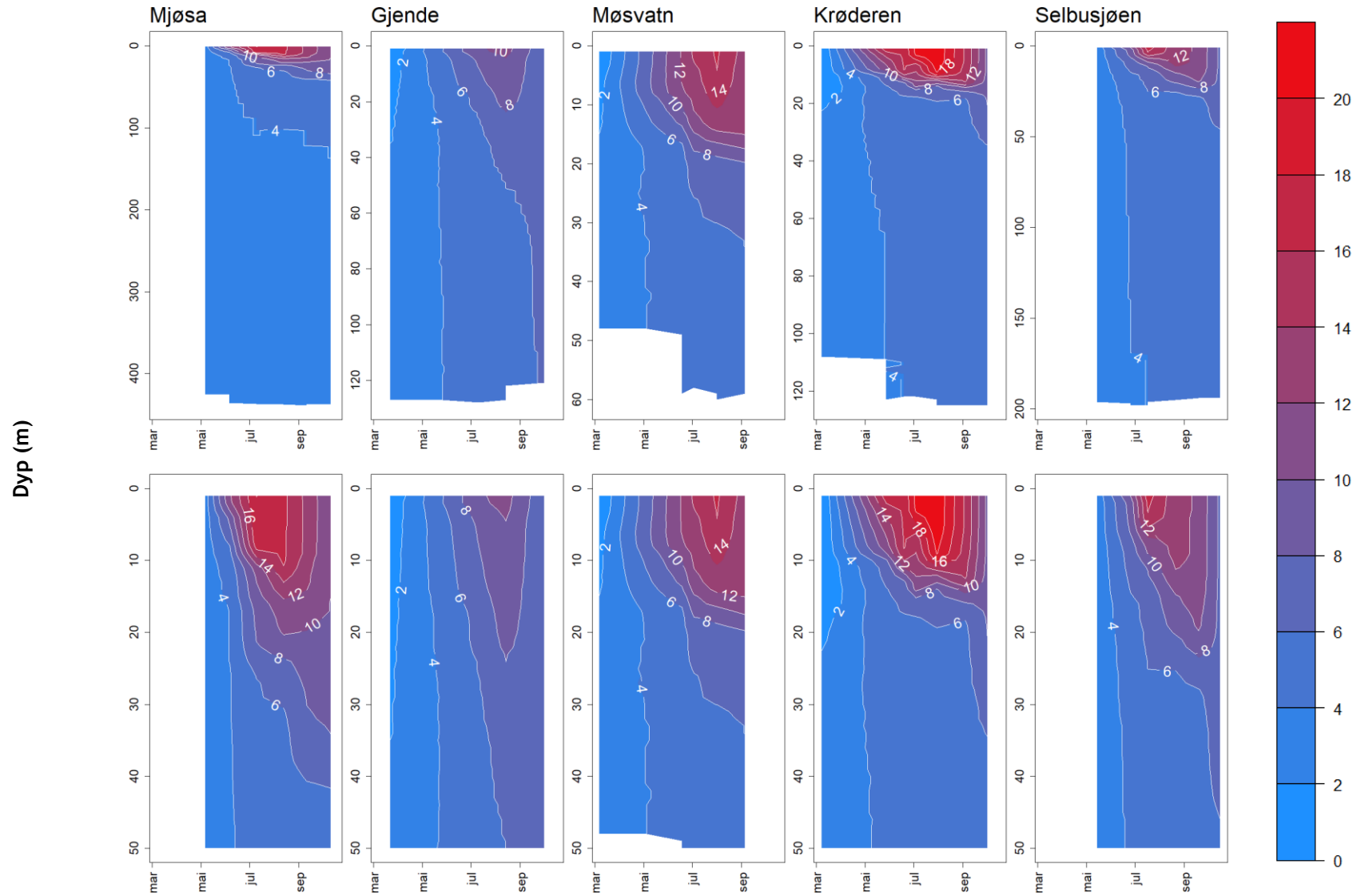
*For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksverdi

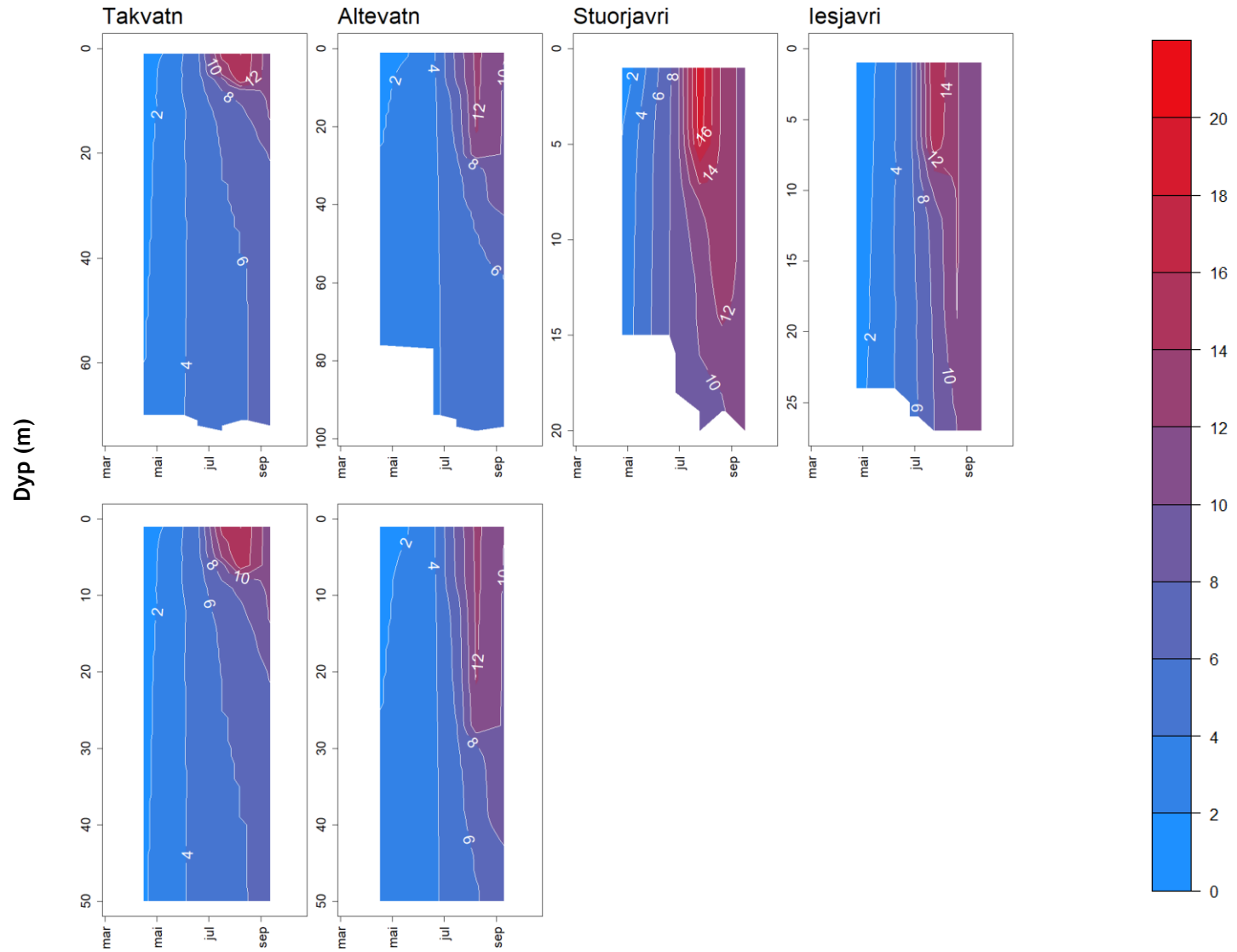
lesjavri		Oksygen					min	middel	maks
parameter	enhet	24.04.2018	26.06.2018	24.07.2018	20.08.2018	01.09.2018			
dyp	m	23	25	26	26	31			
O ₂	mg/l	10,88	11,4	10,69	9,74	9,85	9,74	10,512	11,4

Selbusjøen		Oksygen							
parameter		15.05.2018	26.06.2018	17.07.2018	21.08.2018	19.09.2018	min	middel	maks
dyp	m	196	193	196	191	190			
O ₂	mg/l	11,89	11,56	11,28	12,58	11,41	11,28	11,744	12,58

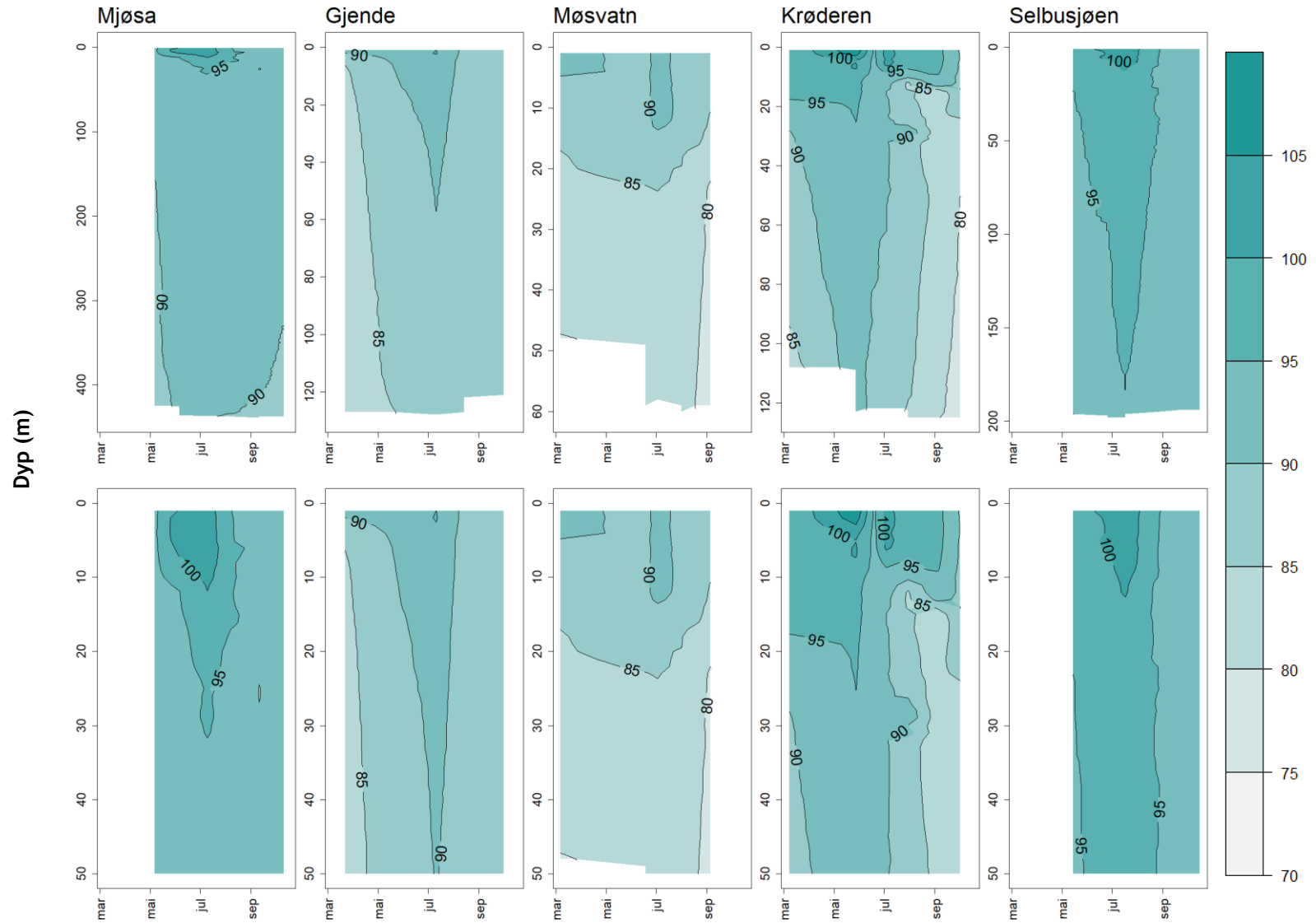
Vedlegg E. Vertikalprofiler av temperatur, oksygen, fluorescens, pH, ledningsevne og turbiditet basert på sondemålinger

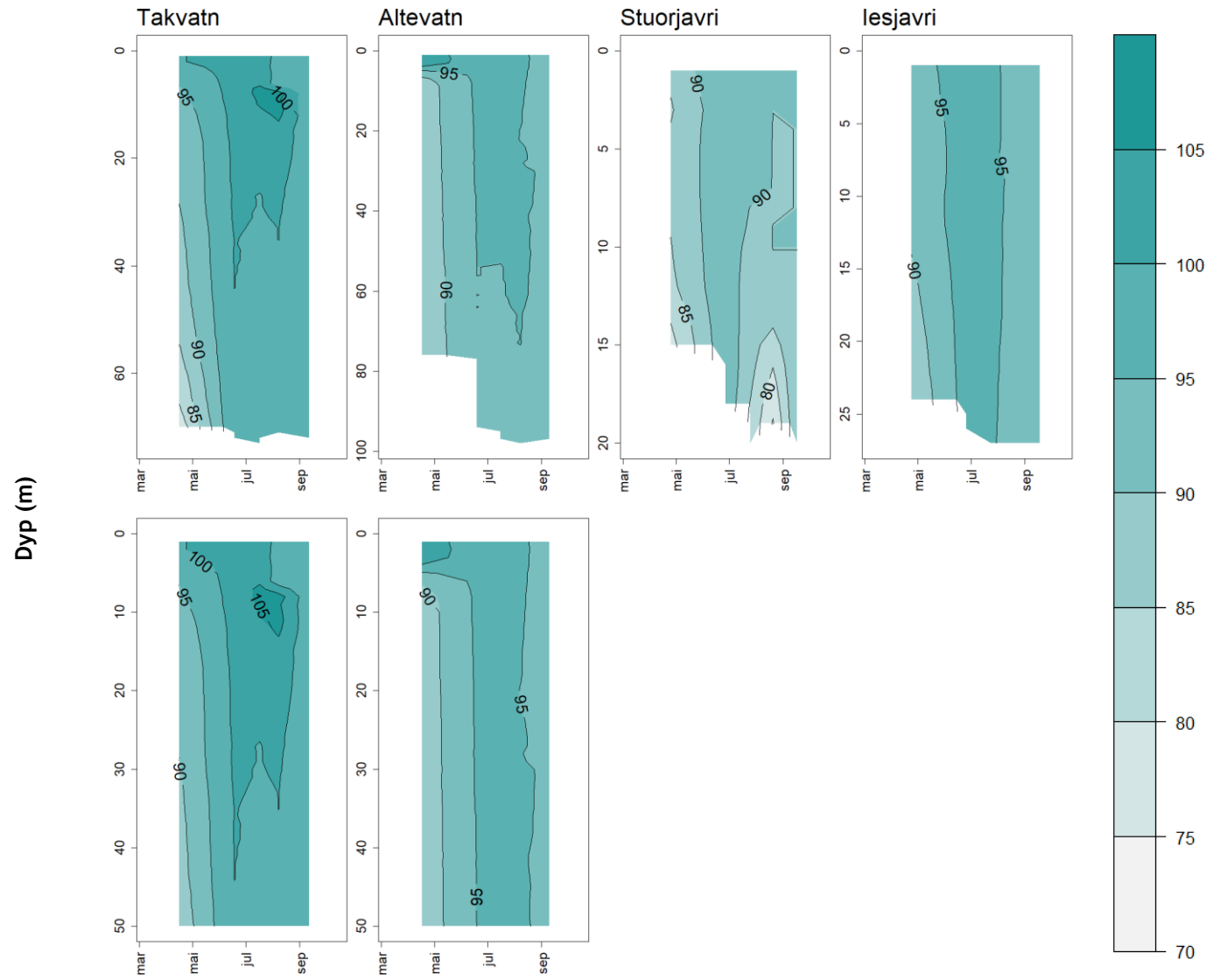
Temperatur (°C)



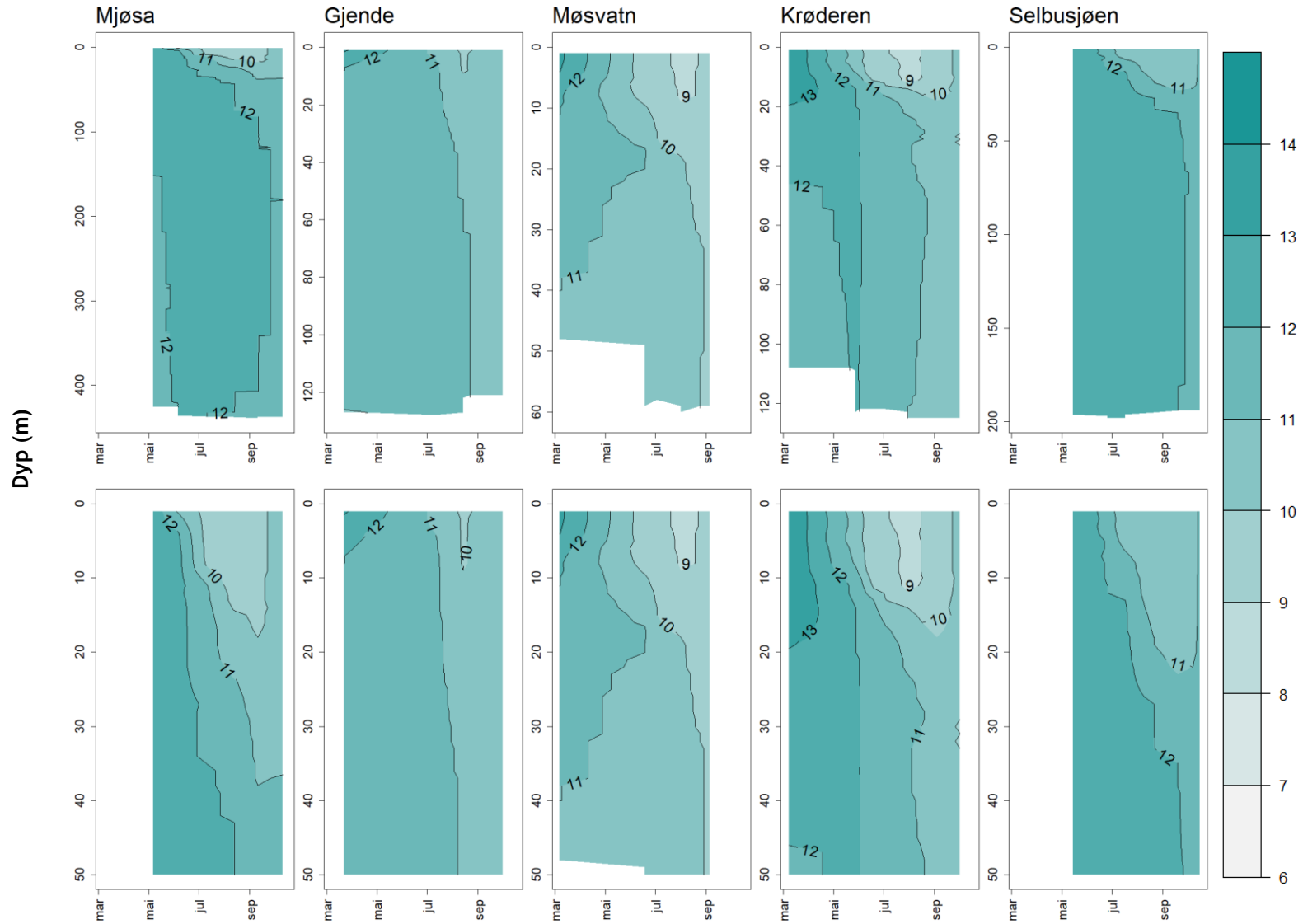


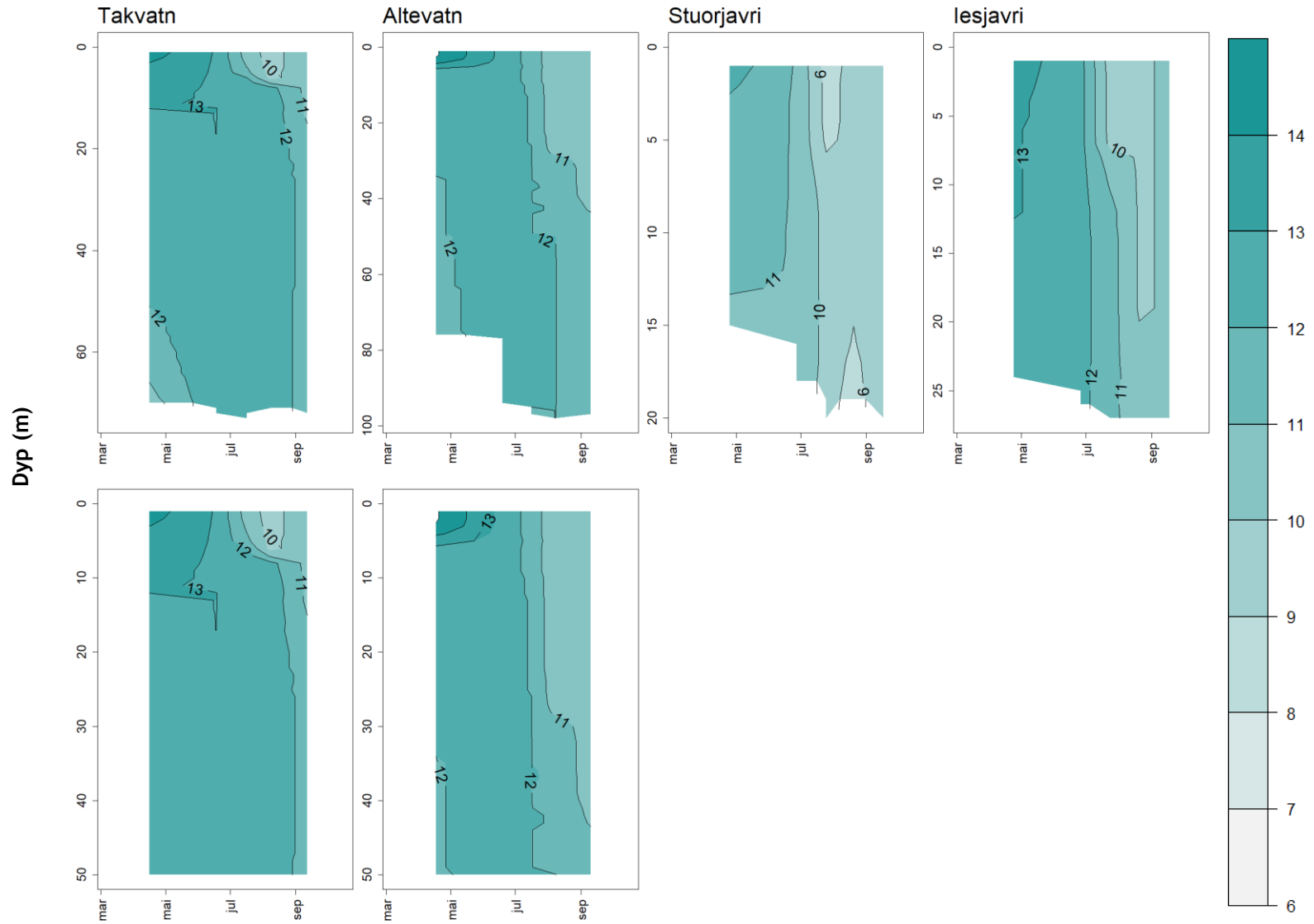
Oksygen metning (%)



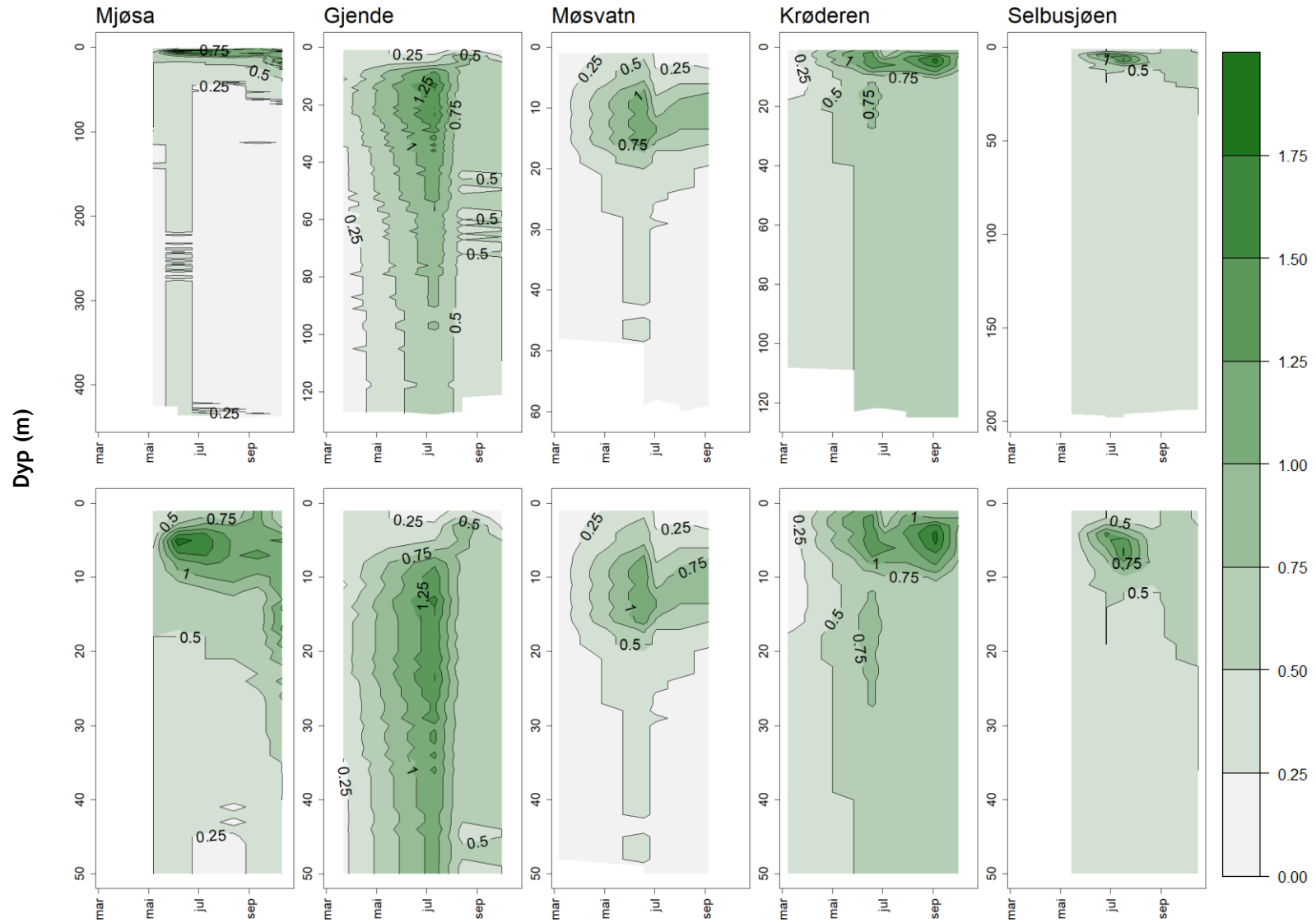


Oksygen (mg/L)

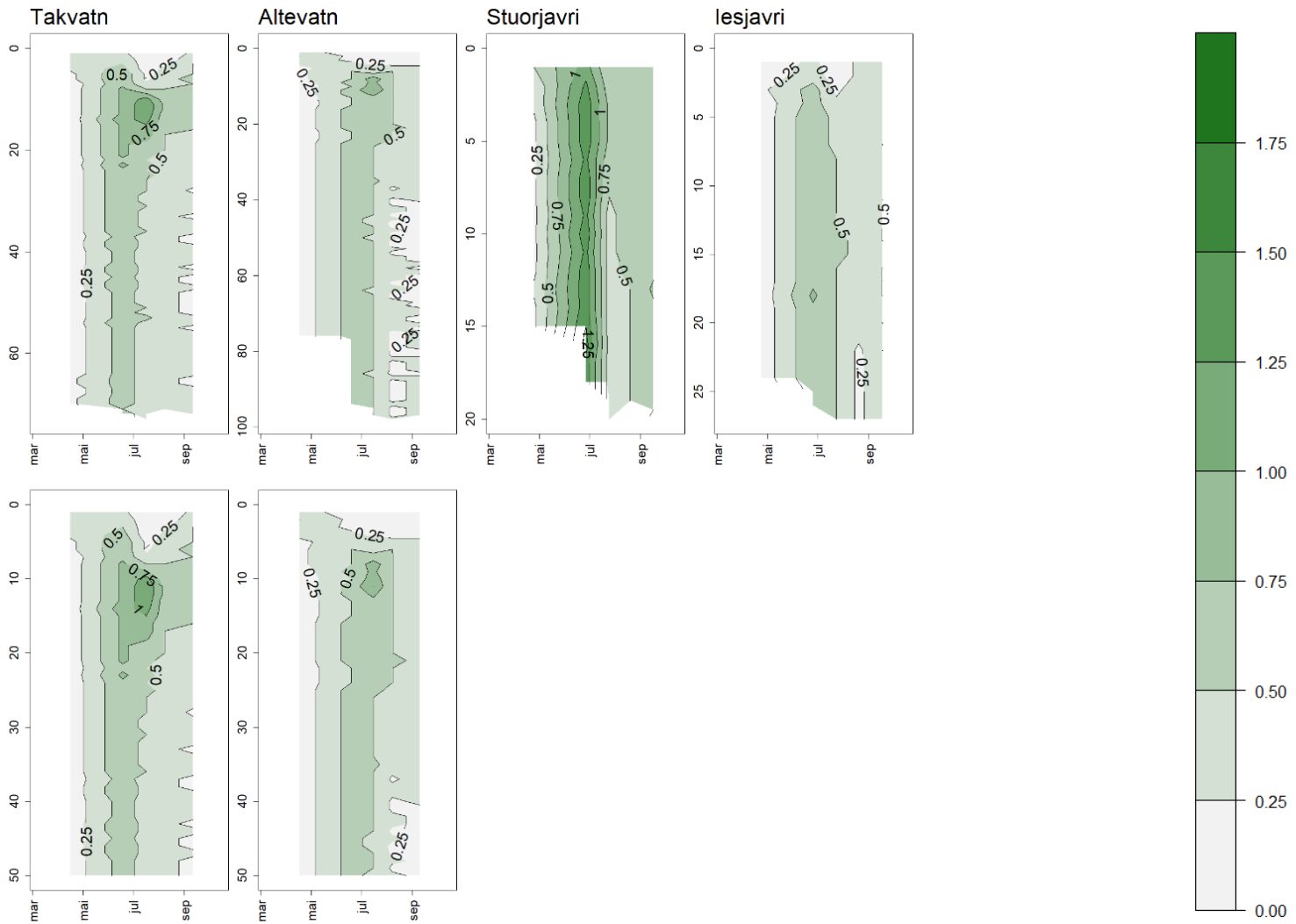




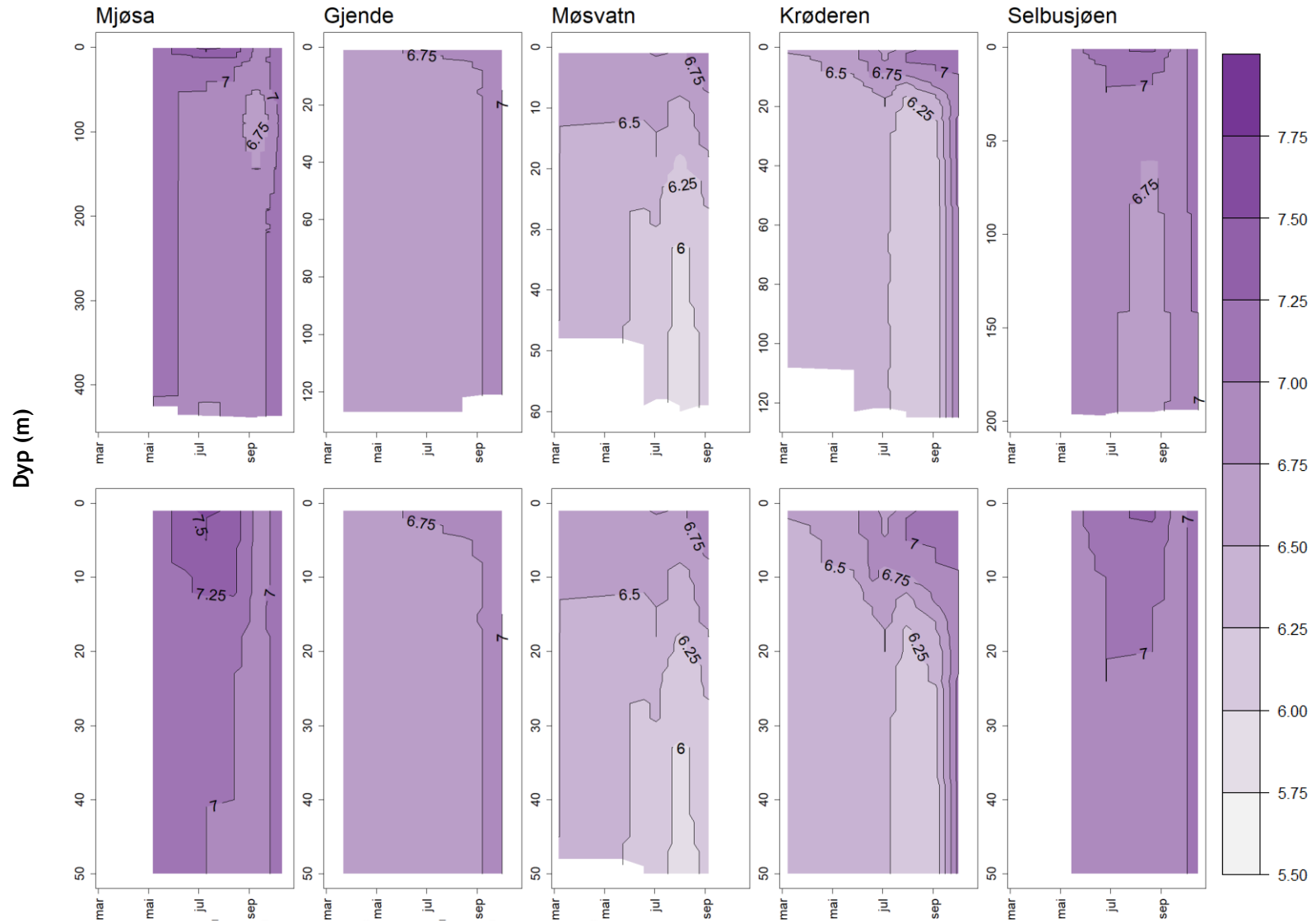
Fluorescens

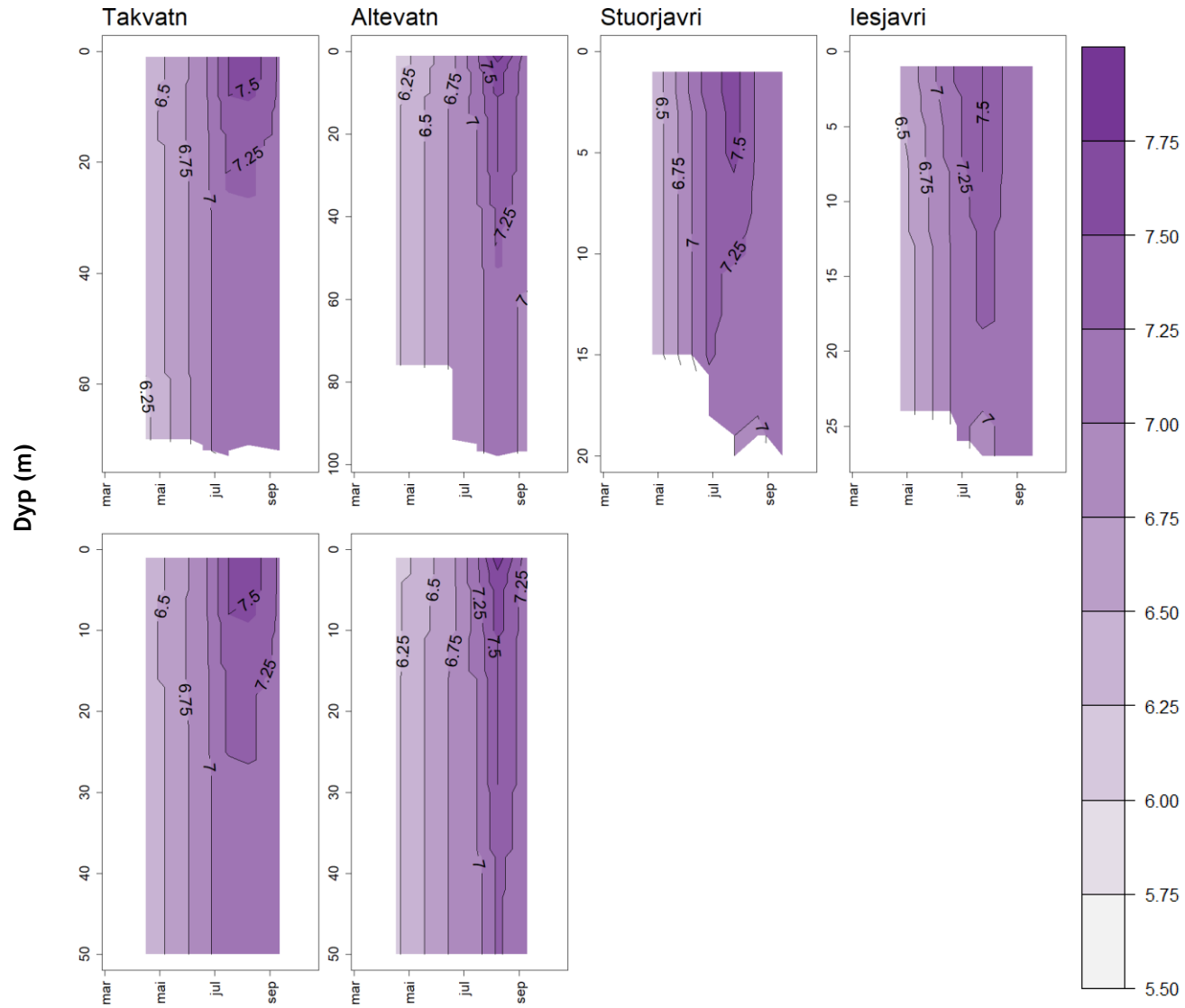


Fluorescens

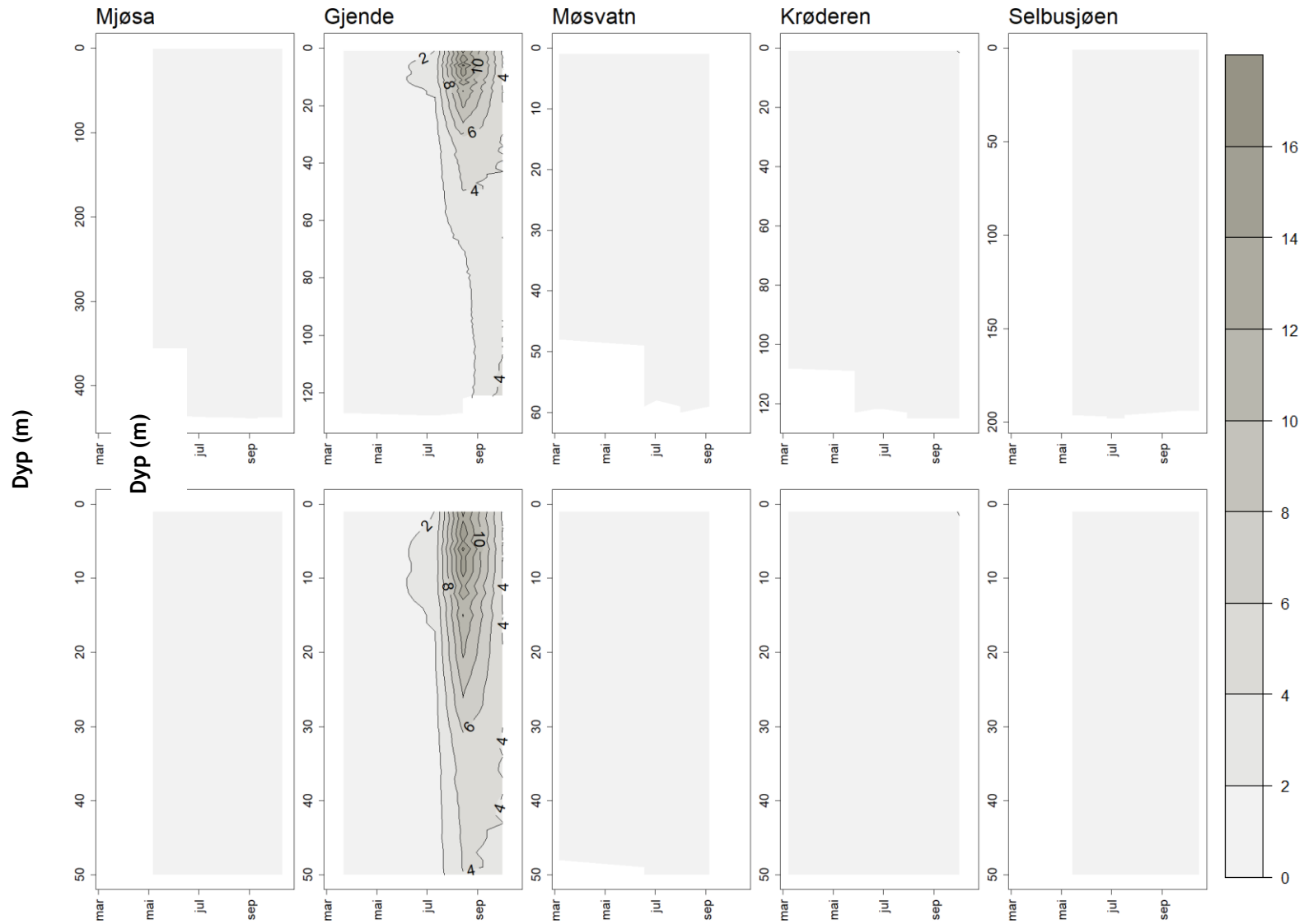


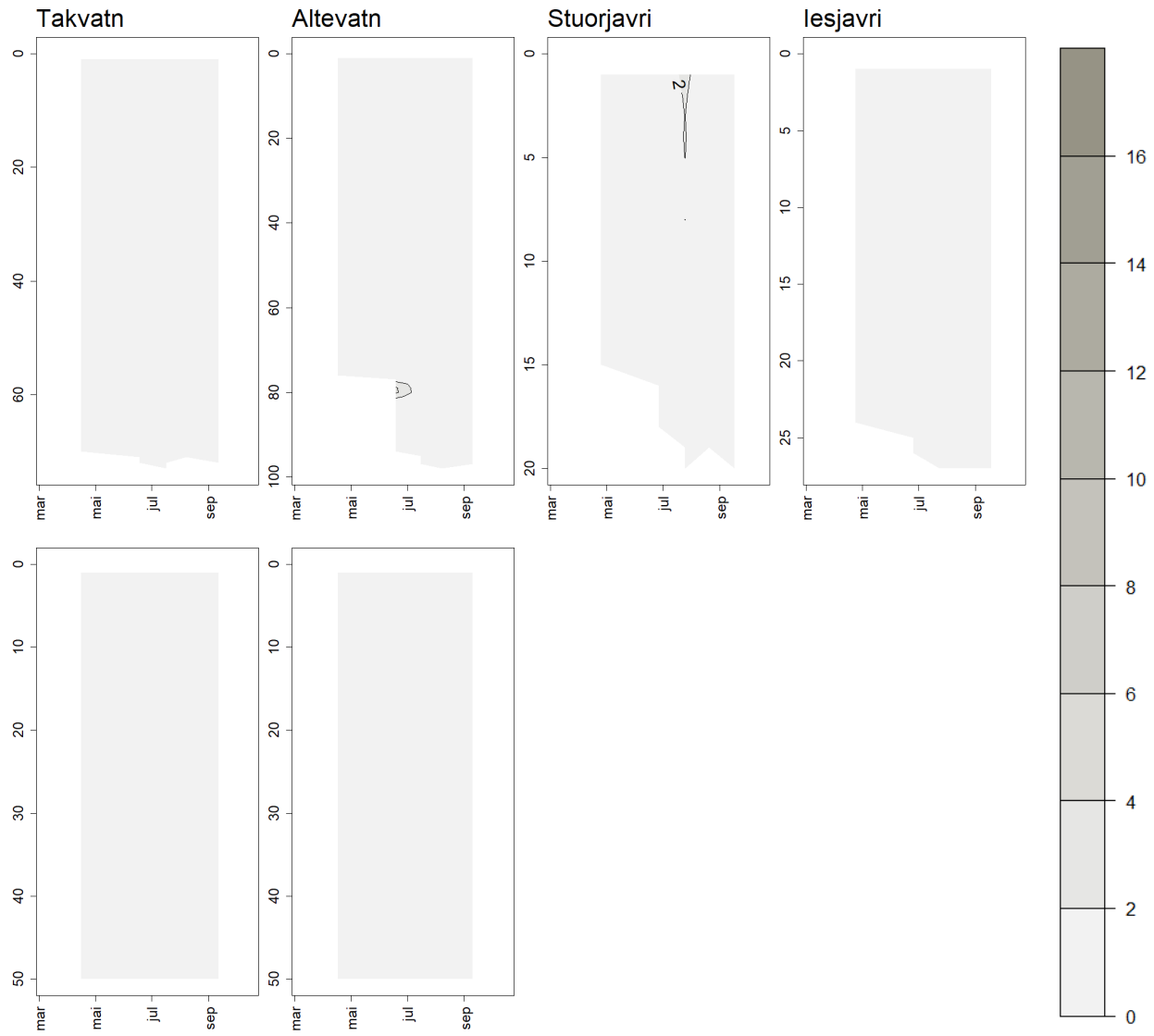
pH



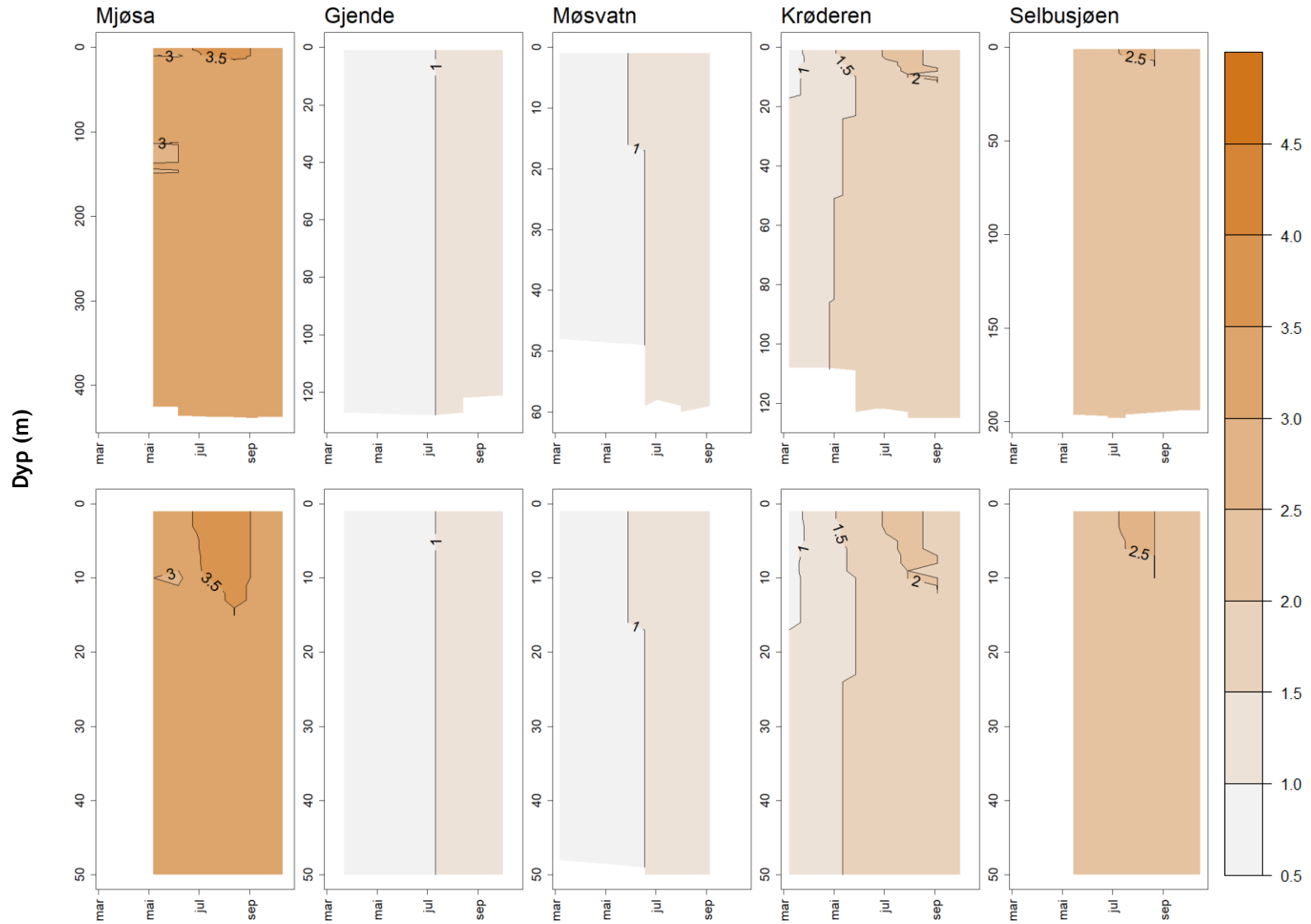


Turbiditet (FTU)

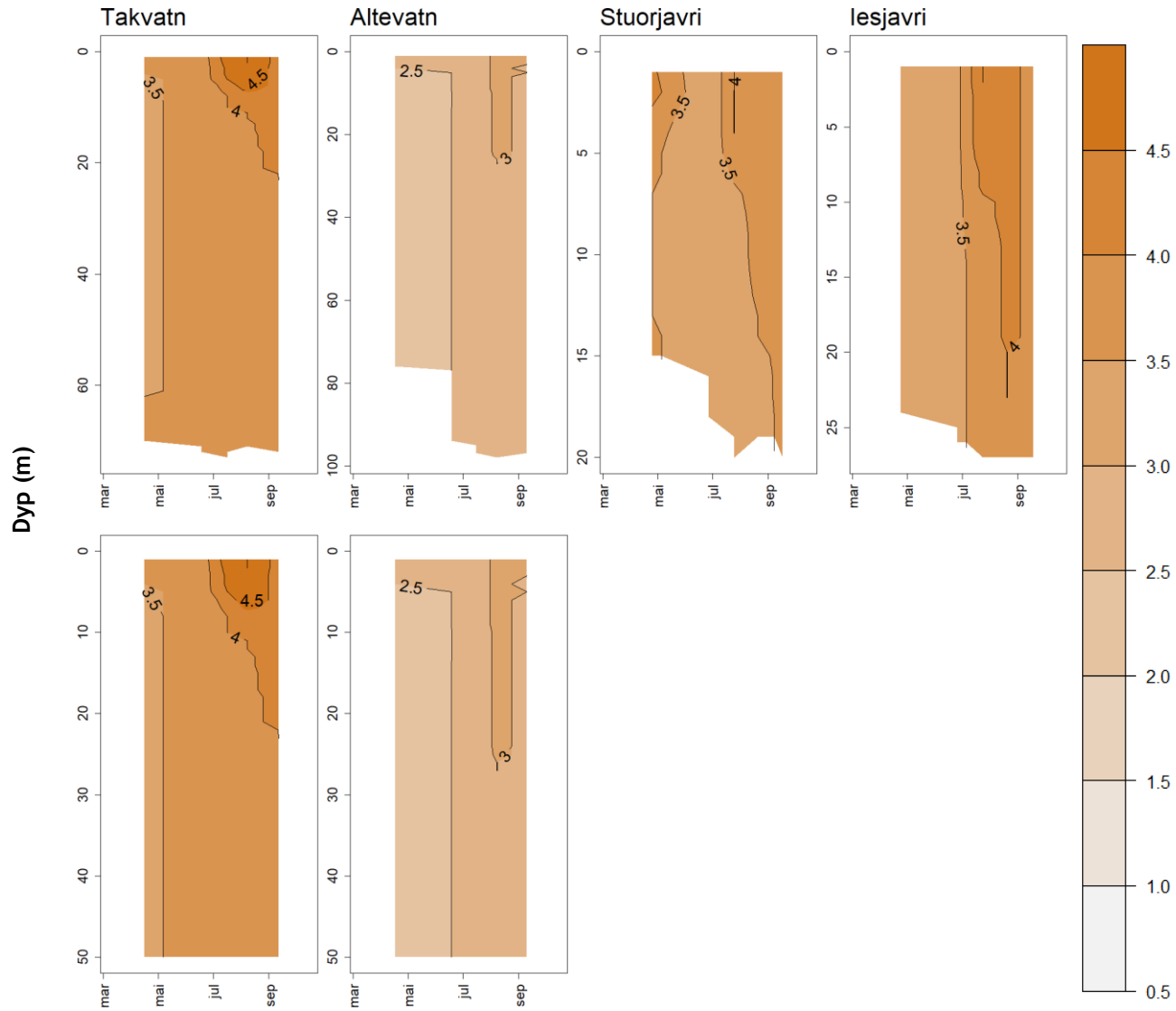




Ledningsevne (mS/m)



Ledningsevne (mS/m)



Vedlegg F. Planteplankton – supplerende resultater

F1. Absoluttverdier av alle parametere

Absoluttverdier av alle parametere som er brukt i klassifiseringen av planteplankton i basisovervåkingsjøene i ØKOSTOR 2018. Tallene angir middelveidier gjennom sesongen av klorofyll a, totalt volum og PTI og maksverdi for totalt volum av cyanobakterier (Cyano_{max}) iht Klassifiseringsveilederen (Veileder 02: 2013, revidert 2018).

Norsk Type nr.	Innsjønavn	Klorofyll $\mu\text{g/l}$	Totalt volum mm^3/l	PTI	Cyano _{max} mm^3/l
L311	Gjende	1,17	0,16	2,14	0,000
L105b	Krøderen	1,83	0,21	2,12	0,002
L105b	Mjøsa	2,50	0,35	2,26	0,020
L304	Møsvatnet	1,12	0,13	2,05	0,015
L105b	Selbusjøen	1,24	0,11	2,15	0,005
L207	Altevatn	0,89	0,12	2,08	0,003
L207	Takvatnet	1,05	0,12	2,03	0,006
L207	Stuorajávri	1,39	0,17	2,06	0,005
L207	lešjávri	0,80	0,10	2,05	0,002

F2. Artssammensetning av planteplankton

Gjende

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var forholdsvis lave og Gjende fikk henholdsvis tilstandsklassene *svært god* og *god* for disse parameterne (tilstandsklassen ble *svært god* om klassegrensene for vanntype 105b/L-N2b benyttes). Den dominerende gruppen gjennom hele sesongen var kiselalger, for det meste *Asterionella formosa* og *Tabellaria flocculosa*, samt små sentriske arter. Det ble også observert mindre andeler grønnalger, svelgflagellater og gullalger. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *moderat* (tilstandsklassen ble *god* om klassegrensene for L-N2b benyttes). Det ble ikke observert cyanobakterier i noen av prøvene så tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Gjende i 2018 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen *god* med nEQR på 0,66. (Vi får tilstandsklassen *svært god* med nEQR 0,83 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Krøderen

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave, og Krøderen fikk tilstandsklassen *svært god* og *god* for disse parameterne. De dominerende gruppene var gullalger og svelgflagellater med mindre andeler fureflagellater og grønnalger. Også her besto gullalgene av flagellater, som *Chromulina*, *Dinobryon*, *Mallomonas* og *Spiniferomonas*. Svelgflagellatene besto for det meste av arter fra slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis*. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Krøderen i 2018 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen *god* med nEQR på 0,79.

Mjøsa

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var forholdsvis lave, og Mjøsa fikk tilstandsklassen *god* for disse parameterne. De dominerende gruppene i første delen av sesongen var gullalger og svelgflagellater, utover sommeren var det kiselalgene som dominerte. I august ble det observert en stor andel av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. I Mjøsa var det planktoniske former av *Tabellaria flocculosa* som dominerer og denne arten dominerte også i 2018; i noen av prøvene ble det også observert mye av den kjededannende *Fragilaria crotonensis*. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *moderat*, på grensen til *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Mjøsa i 2018 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen *god* med nEQR på 0,64.

Møsvatn

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var forholdsvis lave og Møsvatn fikk tilstandsklassen *svært god* og *god* for disse parameterne (tilstandsklassen ble *svært god* om klassegrensene for vanntype 105b/ L-N2b benyttes). Den dominerende gruppen var gullalger med mindre andeler kiselalger, svelgflagellater, fureflagellater og grønnalger. I de siste prøvene ble cyanobakterien *Merismopedia tenuissima* observert. Gullalgene besto av blant annet flagellater fra slektene *Chromulina*, *Dinobryon*, *Kephyrion* og *Mallomonas* samt *Stichogloea doederleinii*. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god* (tilstandsklassen ble *svært god* om klassegrensene for L-N2b benyttes). Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for Cyano_{max}. Totalvurderingen av Møsvatn i 2018 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen *god* med nEQR på 0,73 (Vi får tilstandsklassen *svært god* med nEQR 0,90 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Selbusjøen

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave, og Selbusjøen fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne. Den dominerende gruppen var gullalger samt mindre andeler svelgflagellater, kiselalger, grønnalger og fureflagellater. Også her besto gullalgene for det meste av ulike flagellater, som *Chromulina*, *Mallomonas* og *Spiniferomonas*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god*. Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for $Cyano_{max}$. Totalvurderingen av Selbusjøen i 2018 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen *svært god* med nEQR på 0,86.

Altevatnet

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Altevatnet fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne (tilstandsklassen ble *svært god* også om klassegrensene for vanntype 105b/ L-N2b benyttes). De dominerende gruppene var gullalger og kiselalger. Kiselalgene besto av blant annet *Asterionella formosa* og sentriske arter. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god* (tilstandsklassen ble *svært god* om klassegrensene for L-N2b benyttes). Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for $Cyano_{max}$. Totalvurderingen av Altevatnet i 2018 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen *svært god* med nEQR på 0,85 (Vi får også tilstandsklassen *svært god* med nEQR 0,89 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Takvatnet

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Takvatnet fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne (tilstandsklassen ble *svært god* også om klassegrensene for vanntype 105b/ L-N2b benyttes). Den dominerende gruppen var gullalger, mest flagellater som *Mallomonas* samt mindre andeler kiselalger, grønnalger, svelgflagellater og fureflagellater. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god* (tilstandsklassen ble *svært god* om klassegrensene for L-N2b benyttes). Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for $Cyano_{max}$. Totalvurderingen av Takvatnet i 2018 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen *svært god* med nEQR på 0,87 (Vi får tilstandsklassen *svært god* med nEQR 0,92 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Stuorajávri

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og Stuorajávri fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne (tilstandsklassen ble *svært god* også om klassegrensene for vanntype 105b/ L-N2b benyttes). De dominerende gruppen var gullalger, kiselalger og svelgflagellater samt mindre andeler grønnalger. Gullalgene besto også her av flagellater, som *Mallomonas* og kiselalgene besto av blant annet *Asterionella formosa*. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god* (tilstandsklassen ble *svært god* om klassegrensene for L-N2b benyttes). Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for $Cyano_{max}$. Totalvurderingen av Stuorajávri 2018 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen *svært god* med nEQR på 0,81 (Vi får tilstandsklassen *svært god* med nEQR 0,86 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

lešjávri

Verdiene for klorofyll a og totalt volum var lave og lešjávri fikk tilstandsklassen *svært god* for disse parameterne (tilstandsklassen ble *svært god* også om klassegrensene for vanntype 105b/ L-N2b benyttes). De dominerende gruppene var gullalger, kiselalger og svelgflagellater med mindre andeler grønnalger og fureflagellater. Også her besto gullalgene for det meste av flagellater, som *Chromulina*, *Mallomonas* og *Spiniferomonas*. Kiselalgene besto for det meste av arter fra slekten

Cyclotella. Sammensettingen av planteplanktonet (PTI) viste et planteplanktonsamfunn som ga tilstandsklassen *god* (tilstandsklassen ble *svært god* om klassegrensene for L-N2b benyttes). Det totale volumet av cyanobakterier var så lavt at tilstandsklassen ble *svært god* for $Cyano_{max}$. Totalvurderingen av lešjávri 2018 basert på planteplanktonet ga tilstandsklassen *svært god* med nEQR på 0,87. (Vi får tilstandsklassen *svært god* med nEQR 0,92 om vi benytter klassegrensene for L-N2b).

Vedlegg G. Vannplanter – artslister

Tabell G1. Vannvegetasjonen i ØKOSTOR-innsjøene 2018. Forekomst: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerer lokaliteten. +: driveksemplar. x: forekommer (mengde ikke vurdert). Rødliste-status (Henriksen & Hilmo 2015) er vist (NT=nær truet, VU=sårbar)

Latinske navn	Norske navn	KRØ	STU	IES	TAK	ALT
ISOETIDER						
<i>Crassula aquatica</i> ^{VU}	firling	4				
<i>Eleocharis acicularis</i>	nålesivaks	3	2	1		3
<i>Isoetes echinospora</i>	mjukt brasmegras	5	2			
<i>Isoetes lacustris</i>	stivt brasmegras	3-4	5			
<i>Littorella uniflora</i>	tjønngas	4				
<i>Lobelia dortmanna</i>	botnegras	4				
<i>Ranunculus reptans</i>	evjesoleie	5	3	2	3	3
<i>Subularia aquatica</i>	sylblad	4	2			
ELODEIDER						
<i>Callitriche hermaphroditica</i> ^{NT}	høstvasshår		4		2	
<i>Callitriche hamulata</i>	klovasshår	4				
<i>Callitriche palustris</i>	småvasshår	2	2			3*
<i>Hippuris vulgaris</i>	hesterumpe		3	2-3		
<i>Juncus bulbosus</i>	krypsiv	3-4				
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	tusenblad	3	4	3-4	4	
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	kamtusenblad		2			
<i>Myriophyllum verticillatum</i> ^{VU}	kranstusenblad		2			
<i>Potamogeton alpinus</i>	rusttjønnaks		2	2		
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	småttjønnaks	2	1		1	
<i>Potamogeton gramineus</i>	grastjønnaks	2	4	3	2-3	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	hjetertjønnaks	1	3			
<i>Potamogeton praelongus</i>	nøkketjønnaks		2	2	2	
<i>Potamogeton x nitens</i>	-		2			
<i>Ranunculus confervoides</i>	småvasssoleie		3	1	2-3	
<i>Ranunculus peltatus</i>	stovasssoleie		2	2-3*		
<i>Ranunculus sp. (Batrachium)</i>		2				
<i>Stuckenia filiformis</i>	trådtjønnaks		2		2	
<i>Utricularia intermedia</i>	gytjeblererot	2				
<i>Utricularia minor</i>	småblererot	1	1			
<i>Utricularia cf. ochroleuca</i>	mellomblærerot	2	1			
<i>Utricularia vulgaris</i>	storblærerot	2	3			
NYMPHAEIDER						
<i>Nymphaea alba</i>	hvit nøkkerose	1				
<i>Potamogeton natans</i>	vanlig tjønnaks	2				
<i>Sparganium angustifolium</i>	flotgras	3*	3			2
<i>Sparganium emersum</i>	stautpiggknopp	1				
<i>Sparganium hyperboreum</i>	fjellpiggknopp		3-4	2-3	2*	
KRANSALGER						
<i>Chara virgata</i>	skjørkrans					
<i>Nitella opaca</i>	mattglattkrans	2	2	3	4	3
<i>Nitella flexilis</i> ^{NT}	glansglattkrans	1				
<i>Tolypella canadensis</i> ^{NT}	kanadaglattkrans			x	2-3	x
TOTALT		26	26	12	11	7

*: vurdert som cf.

Vedlegg H Småkreps og bunndyr – supplerende resultater

H1 Beskrivelse av småkrepsfaunaen

Gjende

Gjende ble kun undersøkt for krepsdyrplankton i 2018, som var artsfattig og med stor dominans av nåledafnie *Daphnia longispina* og vingehops *Cyclops scutifer* i tråd med tidligere undersøkelser. Dette var også tilfelle da innsjøen ble undersøkt i august 1896 og det var også den gang tilnærmet samme forhold mellom de to artene (se vedlegg H1 i Lyche-Solheim m.fl. 2018). Interessant i 2018 var imidlertid forekomsten av gelekreps som med unntak av prøvene i mars ble funnet i alle håvtrekk. I mysishåven fra august ble det registrert 2800 individer. Arten ble ikke påvist i 1896 (Huitfeldt-Kaas 1906) eller i 2017, kun i mysishåven i 2016, mens det ble funnet ett individ i et av håvtrekkene i 2015. Høye vanntemperaturer sommeren 2018 kan være forklaringen til den økte forekomsten. Gelekreps er kjent som en varmekjær sommerform. Enkeltindivider av snabelkreps er blitt registrert tidligere år, men ikke i 2018.

Krøderen

Krøderen, med totalt 50 arter småkreps registrert i 2018, ligger under marin grense og tilhører Drammensvassdraget. Det samme er tilfelle med Eikeren og Tyrifjorden, som ble undersøkt med hensyn til pelagiske og litorale krepsdyr i respektive 2015 og 2016. Begge disse vannene er noe mer artsrike enn Krøderen med henholdsvis 54 arter (37 arter vannlopper og 17 arter hoppekreps) i Eikeren og 56 arter (38 arter vannlopper og 18 arter hoppekreps) i Tyrifjorden. De tre vannene har mange arter felles og det er kun fem arter som var eksklusive for Krøderen; polarnebbkreps *Alona werestschagini*, trønderhops *Arctodiaptomus laticeps*, sprikhalehops *Eucyclops denticulatus*, langpigghalehops *E. macruroides* og gulhalehops *Cyclops abyssorum*. Istidsrelikten flammekreps *Limnocalanus macrurus* ble funnet i planktonet i Tyrifjorden og Eikeren mens den manglet i Krøderen, der den heller ikke har vært registrert tidligere. Randsfjorden, som også tilhører Drammensvassdraget og renner til Tyrifjorden, er også registrert med flammekreps. Det mest interessante funnet i Krøderen var polarnebbkreps *Alona werestschagini*. Dette er en art som synes å ha utvidet sitt utbredelsesområde. Den ble beskrevet som ny art for vitenskapen i 1999. Før den tid ble individer som seinere skulle vise seg å være polarnebbkreps, funnet i Nord-Norge. Den gang ble de bestemt til å være en variant av dvergnebbkreps *A. guttata* (Walseng 1994). I de siste årene har polarnebbkreps blitt funnet i en rekke vann. I forbindelse med undersøkelsene av store innsjøer i 2016 ble den funnet på til sammen 45 stasjoner i fem av innsjøene. I Hornindalsvatnet (2017) var den en av de vanligste vannloppene og ble funnet ved 9 av 10 stasjoner. Inntil den ble funnet i Krøderen, var Hornindalsvatnet og Femunden de sørligste funnlokalitetene for arten. Trønderhops ble også funnet i Krøderen i forbindelse med en undersøkelse i 2011 der 60 vann langs en vest-øst-gradient ble prøvetatt (COMSAT). Som navnet tilsier, har trønderhops sitt viktigste utbredelsesområde i Midt-Norge. På Østlandet finner vi kun noen få, spredte funn nordvest for Oslo, heriblant i Krøderen. Den mangler i de to nordligste fylkene. Trønderhops er i hovedsak en planktonisk art, men som også kan påtreffes inne i litoralsonen. Flest funn er gjort >300 m.o.h. og da hovedsakelig i vann > 0,1 ha. Trønderhops er vurdert som moderat forsuringsfølsom og kun i et fåtalls tilfeller er den funnet i lokaliteter med pH<6,0.

Mjøsa

I Mjøsa er det de samme artene som dominerer planktonet i 2018 som i 2017 (Lyche-Solheim m.fl. 2018). Relikthops *Cyclops lacustris* er en istidsrelikt som ble beskrevet fra Mjøsa og Tyrifjorden av Sars (1918). I de seinere årene har den også blitt registrert på norsk side i Store Le samt i fire innsjøer i Haldenvassdraget. Ifølge den norske rødlista av 2005 ble relikthops vurdert som kritisk truet (CR), noe som ble nedjustert til livskraftig (LC) i 2015, noe som blant annet skyldes nye funn i Haldenvassdraget. Også istidsrelikten flammekreps *Limnocalanus macrurus*, utgjør en del av planktonet i Mjøsa. Når vi sammenligner med hva som ble funnet i planktonsamfunnet i juli 1896 (se vedlegg H1 i Lyche Solheim m.fl. 2018) med juli 2017 og 2018, er det de samme artene (7 vannlopper og 4 hoppekreps) som ble funnet (glasskreps ble riktignok ikke funnet i juli 2017, men ved begge de neste besøkene). I antall var det betydelig større dominans av hoppekreps i 1896 sammenlignet med i 2017 og 2018. Dette kan skyldes at prøvene i 1896 ble tatt fra <6m dyp, mens vår prøver dekker hele vannsøylen.

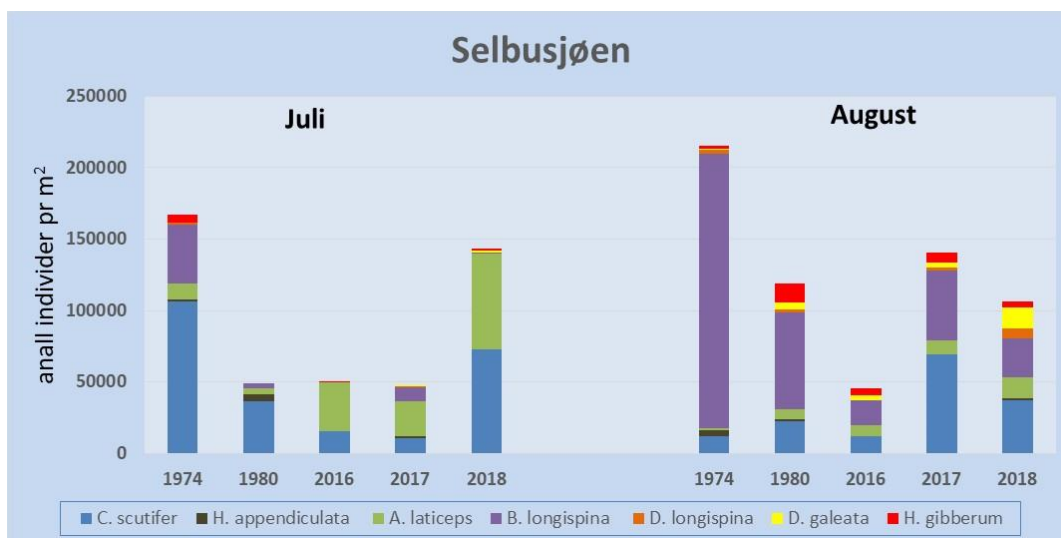
Møsvatn

Planktonsamfunnet i Møsvatn var dominert av de to vannloppene gelekreps *Holopedium gibberum* og snabelkreps *Bosmina longispina* samt de fire hoppekrepsene allestedshops *Acanthodiptomus denticornis*, prakthops *Mixodiptomus laciniatus*, spasmehops *Heterocope saliens* og vingehops *Cyclops scutifer*. Kombinasjonen av de calanoide hoppekrepsene allestedshops og prakthops er kun registrert i 21 vann i Norge og tar vi også med spasmehops og vingehops, står vi igjen med 12 vann hvorav de fleste ligger på Hitra. De eneste vannene med den samme kombinasjonen av hoppekreps i regionen er Bandak og Nisser som ligger noe lenger sør i Telemark. Vannloppen nåledafnie *Daphnia longispina* ble kun registrert ved to datoer, mens slektningen småhodetdafnie *D. longiremis* ble kun påvist i litoralsonen. En tett bestand av røye er nok en viktig grunn til de lave tetthetene av disse to artene. Begge artene er forsuringfølsomme, men de vannkjemiske forholdene indikerer ingen forsuringproblemer i Møsvatn. Møsvatn er sterkt regulert og førsteinntrykket er at litoralsonen består av mye grov stein, men både mindre stein og områder med sand og grus forekommer. Enda viktigere er at det ved alle stasjoner også var arealer (av varierende størrelse) med vegetasjon, hovedsakelig en kombinasjon med mose, evjesoleie og trådsiv. Spredte forekomster av vannvegetasjon er antagelig viktige med tanke på at det ble registrert 40 arter (37 arter vannlopper og 17 arter hoppekreps) i Møsvatn, hvilket anses å være et høyt artsantall med tanke på at vannet ligger >900 m o.h. havet. Gjende (984 m o.h.) hadde til sammenligning kun 15 arter. Sammenligninger vi antall arter i prøvene tatt over stein med de som ble tatt over og i vegetasjon, ble det totalt funnet fire arter mer i sistnevnte kategori, henholdsvis 32 og 36 arter. Det er rimelig å anta at prøvene tatt over stein profiterer på at det fins områder med vegetasjon som fører til en generell høyere diversitet av litorale krepsdyr enn man kunne forventet. I tillegg til de to *Daphnia*-artene ble også de svært forsuringfølsomme artene firkantnebbkreps *Alona rectangula* og langhalehops *Eucyclops macrurus* funnet i litoralsonen. Den moderat følsomme spissfotkreps *Ophryoxus gracilis* er en strandlevende makrofiltrator, som var vanlig forekommende ved nesten alle stasjonene i august. Av vanlig forekommende forsuringstolerante artene ble kun myrvannshops *Diacyclops nanus* påvist. Litt spesielt var forekomsten av hydrasnyltekreps *Anchistropus emarginatus* som ble funnet på 8 av 10 stasjoner i Møsvatn i august. Vanligvis er det kun blitt påvist enkeltindivider i en innsjø, men i Møsvatn var det ved enkelte stasjoner snakk om flere 10-talls individer. Den ligner på artene innen slekten *Chydorus* ved at formen er tilnærmet rund og den er funnet i 1,4% av lokalitetene i Norge. Det spesielle med denne arten er at den lever som ektoparasitt på *Hydra* sp. Nesten alle funn er gjort ved pH 6,0-7,4.

Selbusjøen

Krepsdyrplanktonet i Selbusjøen har med unntak av august, vært dominert av hoppekreps i de tre årene vannet har vært undersøkt; calanoidene trønderhops *Arctodiptomus laticeps* og kranshops

Heterocope appendiculata samt cyclopoiden vingehops. Vannlopper er helt fraværende i vinterprøven. I perioden juni - august økte tettheten av vannlopper, og dersom vi ser bort fra små nauplier, var det i august større tetthet av vannlopper (gelekreps, nåledafnie, hittedafnie *Daphnia galeata* og snabelkreps) enn av hoppekreps. Videre utover høsten avtok tettheten av vannlopper. I 1973 ble det satt ut ca 100 000 individer av pungreke *Mysis relicta* fra Blåsjön i Selbusjøen, og den er fortsatt tilstede i betydelig antall. Tiltaket var tenkt for å bedre fiskens næringsforhold. Pungreke har 1-2-årig livssyklus, der unge individene spiser planteplankton og andre små organiske partikler. Seinere, ved ca 7-8 mm lengde, begynner den å spise krepsdyr og da synes *Daphnia* sp. og *Bosmina* sp. å være førstevalget. Vi registrerte 7-101 dyr pr. m² overflate noe som er lavere enn tidlig på 80-tallet, da verdiene lå fra 78-217 dyr pr. m² overflate gjennom sesongen (Langeland m. fl. 1986). I 2002 (Arnekleiv m. fl. 2006) ble det registrert en nedgang mot samme nivå som i 2018. Til sammenligning ble det i Snåsavatn registrert 100-400 dyr pr. m² overflate (Arnekleiv m. fl. 2004). Tidligere undersøkelser i Selbusjøen konkluderte med at introduksjon av mysis hadde redusert mengden av krepsdyrplankton, og spesielt mengden av vannlopper (Langeland m.fl. 1991). I tillegg bidrar også røye til et betydelig predasjonstrykk på store vannlopper.



Figur H1. Småkreps-tetthet i Selbusjøen. Antall individer (pr m²) av de vanligste artene i planktonet i juli og august for årene 1974, 1978, 2016, 217 og 2018. De to første årene er basert på kvantitative prøver (0-20 m) mens det de tre siste årene ble tatt håvtrekk fra 0-50 m.

Fra 1974, det vil si året etter introduksjon av mysis, og i årene fram til og med 1980 (unntatt 1978) foreligger det kvantitative krepsdyrprøver ned til 20 m (Langeland 1981). I figur H1 har vi sammenlignet antall individer pr m² for de vanligste artene fra 1974 med prøver fra 2016, 2017 og 2018. De tre siste årene er dataene basert på håvtrekk fra 50 m. Forskjellig metodikk og prøvedyp gjør at vi derfor må tolke resultatene med varsomhet. Nauplier og sjeldne arter, som utgjør <1% (dvs. rovkreps og glassrovkreps), er utelatt i figuren. Allerede syv år etter introduksjon av mysis var de to calanoide hoppekrepsene prakthops og allestedshops forsvunnet, og de er ikke registrert seinere. Legger vi antall individer til grunn, er det mye som tyder på at nedgangen i fra 1974 til 1980 har stoppet opp, og at tettheten av disse artene har stabilisert seg på et lavere nivå. Basert på undersøkelse de syv første årene etter introduksjon av mysis i 1973, ble det konkludert med at mysis i Selbusjøen hadde en preferanse for vannlopper, og at snabelkreps var viktig byttedyr (Langeland 1981, Langeland m.fl. 1991). Dette blir bekreftet av våre data. Prøver tatt august indikerer derimot at både gelekreps og dafnier sameksisterer greit med mysis. Sammenlignet med data fra respektive 7. august 2003 og 2. september 2004 (Arnekleiv m.fl. 2006), som riktignok er oppgitt i biomasse,

indikerer overvåkingen i 2016-2018 (ØKOSTOR) kun små endringer både i artssammensetning og dominansforhold.

Altevatnet og Takvatnet

De to vannene i Troms hadde markant lavere diversitet enn vannene i Finnmark, respektive 40 arter (24 arter vannlopper og 16 arter hoppekreps) i Altevatnet og 37 arter i Takvatnet. Mørkkorthalehops *Macrocyclus fuscus* var eneste nye art for fylket. Bortsett fra ett funn i Pasvik er den utbredt nord til Nordland. I sør er den vanlig i innsjøer under tregrensen, og er funnet i nærmere 15% av vannene. I motsetning til korthalehops *Macrocyclus albidus* er den mest vanlig ved lav pH, og i forsuringssammenheng er den vurdert som moderat forsuringstolerant.

Stuorajávri og lešjávri

Finnmark har et betydelig innslag av østlige arter og det er ikke uvanlig at arter som fins i lavlandet i Sørøst-Norge også fins i Finnmark. Basert på Walseng & Halvorsen (1996a, b) med senere oppdateringer presentert i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018, tabell V4.3.5) er det registrert 81 arter (52 arter vannlopper og 29 arter hoppekreps) i Finnmark. I 2018 ble det registrert tre nye arter for fylket, alle vannlopper; bolerkreps *Latona setifera*, avosettkreps *Pleuroxus uncinatus* og glassrovkreps *Leptodora kindti*. De to førstnevnte ble funnet i Stuorajávri, mens glassrovkreps ble funnet i både Stuorajávri og lešjávri. Sistnevnte art er tidligere funnet nord til Melavatn på Andøya. Glassrovkreps er en ekte planktonisk predator som er funnet i 8% av vannene i Norge, og inntil undersøkelsen i 2018 manglet den lengst nord, men var ellers funnet i hele i landet. Det er størst sjanse til å finne arten i store innsjøer og langt de fleste funnene er gjort i lavlandssjøer (under 300 m o.h.). Den er vurdert som moderat forsuringfølsom og er sjeldent forekommende i innsjøer med pH<5,5. Avosettkreps er registrert i 0,6% av norske ferskvannsføremønstre og er tidligere kun funnet spredt i de sørøstlige deler av landet. Den lever nær bunnen oftest på sandig substrat. Bolerkreps er langt vanligere og funnet i 3,5% av vannforekomstene. Inntil den ble funnet i Stuorajávri, var nordligste funn gjort i Kvinnvolltjønnna på Andøya. Med sine kraftige antenner, som er besatt med lange børster, forflytter bolerkreps seg i rykkvise bevegelser raskere enn noen annen vannloppe.

H2 Forsuringsindekser småkreps

Krepsdyrindekser (forsuring) beregnet for litorale stasjoner basert på aggregerte artslister i 2018; den enkelte stasjon er representert med arter registret i prøver fra to ulike substrater og tre prøvetakingsdatoer. NB. Klassifiseringssystemet for småkreps er basert på at både litorale og pelagiske prøver ligger til grunn for beregning av forsuringsindeksene. Her er klassifiseringssystemet brukt på litorale prøver alene, og tilstandsklassifiseringen er derfor noe mer usikker.

Innsjø	Stasjon	LACI-1	LACI-2	Innsjø	Stasjon	LACI-1	LACI-2
Krøderen	1	0,414	5,261	Takvatnet	1	0,316	3,151
Krøderen	2	0,412	4,930	Takvatnet	2	0,480	6,041
Krøderen	3	0,387	4,278	Takvatnet	3	0,423	5,425
Krøderen	4	0,458	4,728	Takvatnet	4	0,350	3,822
Krøderen	5	0,433	4,774	Takvatnet	5	0,400	8,281
Krøderen	6	0,480	5,723	Takvatnet	6	0,464	8,301
Krøderen	7	0,433	4,509	Takvatnet	7	0,391	4,274
Krøderen	8	0,414	4,209	Takvatnet	8	0,458	10,630
Krøderen	9	0,375	4,043				
Krøderen	10	0,400	4,973				
Møsvatn	1	0,421	5,721	Stuorajavri	1	0,379	4,346
Møsvatn	2	0,273	3,067	Stuorajavri	2	0,375	4,464
Møsvatn	3	0,364	4,819	Stuorajavri	3	0,360	4,253
Møsvatn	4	0,280	2,714	Stuorajavri	4	0,414	4,617
Møsvatn	5	0,263	2,967	Stuorajavri	5	0,448	4,889
Møsvatn	6	0,333	2,686	Stuorajavri	6	0,444	7,111
Møsvatn	7	0,368	3,390	Stuorajavri	7	0,455	4,021
Møsvatn	8	0,320	2,714	Stuorajavri	8	0,429	5,719
Møsvatn	9	0,318	2,957				
Møsvatn	10	0,304	2,126				
Altevatnet	1	0,333	3,654	lesjavri	1	0,333	2,889
Altevatnet	2	0,417	3,986	lesjavri	2	0,393	6,728
Altevatnet	3	0,313	2,438	lesjavri	3	0,371	2,705
Altevatnet	4	0,294	1,726	lesjavri	4	0,296	2,667
Altevatnet	5	0,381	2,897	lesjavri	5	0,342	3,122
Altevatnet	6	0,423	5,425	lesjavri	6	0,227	1,780
Altevatnet	7	0,364	2,169	lesjavri	7	0,345	2,716
Altevatnet	8	0,421	2,521	lesjavri	8	0,296	2,667
Altevatnet	9	0,421	4,201	lesjavri	9	0,355	2,963
Altevatnet	10	0,350	3,822	lesjavri	10	0,321	2,499

H3 Bunndyr - indekser

Bunndyrindekser beregnet for aggregerte prøver (1-2 stasjoner) basert på snitt av vår- og høstprøver. Aggregert prøver representerer ulike substrattyper og påvirkninger innenfor en innsjø.

Innsjø	Stasjon litorale bunndyr (aggregert)	Opprinnelige stasjoner (se kart)	Indeks 1	MultiClear	LAMI	ASPT
Stuorajavri	Stuorajavri 1	1, 2	0,75	3,25	4,317	6,813
	Stuorajavri 2	3	0,75	2,75	4,167	5,675
	Stuorajavri 3	4	1	3,25	4,021	5,417
	Stuorajavri 4	5	0,75	3,25	3,264	6,182
	Stuorajavri 5	6	0,5	2,75	3,250	5,964
	Stuorajavri 6	7, 8	1	3,25	4,291	5,500
	Stuorajavri (gjennomsnitt)	alle stasjoner	0,79	3,08	3,885	5,925

Vedlegg I. Tarmbakterier i Gjende



SYNLAB Analytics & Services Norway AS
Hamar

NO 980 800 873 MVA
Bekkeliveien 2
2315 Hamar
Telefon: +47 4000 7001
firmapost@synlab.no
www.synlab.no

Vågå kommune
Vannprøver
Edvard Stormsveg 2
2680 VÅGÅ

Dato: 26.03.2018
Prøve ID: 2018-5118
ver 1

ANALYSERESULTATER

Provemottak: 23.03.18

Analyseperiode: 23.03.18 - 26.03.18

2018-5118-1

Vann, overflate

Tatt ut: 22.03.18 - 22.03.18

Referanse: Gjende 50m

Parameter	Resultat	Enhet	Metode	Målesikkerhet
Koliforme bakterier	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 9308-1	0 - 2
E.coli	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 9308-1	0 - 2
Intestinale enterokokker	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 7899-2	0 - 1
Clostridium perfringens	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 14189	0 - 2

2018-5118-2

Vann, overflate

Tatt ut: 22.03.18 - 22.03.18

Referanse: Gjende 124m

Parameter	Resultat	Enhet	Metode	Målesikkerhet
Koliforme bakterier	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 9308-1	0 - 2
E.coli	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 9308-1	0 - 2
Intestinale enterokokker	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 7899-2	0 - 1
Clostridium perfringens	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 14189	0 - 2

< betyr: Mindre enn

ANALYSERESULTATER

Prøvemottak: 12.07.18

Analyseperiode: 12.07.18 - 16.07.18

2018-13160-1

Vann, overflate

Tatt ut: 11.07.18 - 11.07.18

Referanse: Gjende - 0,5m dyp

Parameter	Resultat	Enhet	Metode	Måleusikkerhet
Koliforme bakterier	<1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	0 - 1
E.coli	<1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	0 - 1
Intestinale enterokokker	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 7899-2	0 - 1
Clostridium perfringens	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 14189	0 - 2

2018-13160-2

Vann, overflate

Tatt ut: 11.07.18 - 11.07.18

Referanse: Gjende - 20m dyp

Parameter	Resultat	Enhet	Metode	Måleusikkerhet
Koliforme bakterier	<1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	0 - 1
E.coli	<1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	0 - 1
Intestinale enterokokker	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 7899-2	0 - 1
Clostridium perfringens	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 14189	0 - 2

2018-13160-3

Vann, overflate

Tatt ut: 11.07.18 - 11.07.18

Referanse: Gjende - 100m dyp

Parameter	Resultat	Enhet	Metode	Måleusikkerhet
Koliforme bakterier	<1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	0 - 1
E.coli	<1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	0 - 1
Intestinale enterokokker	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 7899-2	0 - 1
Clostridium perfringens	1	kde/100ml	NS-EN ISO 14189	1 - 2

< betyr: Mindre enn

ANALYSERESULTATER

Provemottak: 15.08.18

Analyseperiode: 15.08.18 - 20.08.18

2018-14942-1

Vann, overflate

Tatt ut: 14.08.18 - 14.08.18

Referanse: Gjende - 0,5 m djup

Parameter	Resultat	Enhet	Metode	Målesikkerhet
Koliforme bakterier	3	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	2 - 4
E.coli	1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	1 - 1
Intestinale enterokokker	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 7899-2	0 - 1
Clostridium perfringens	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 14189	0 - 2

2018-14942-2

Vann, overflate

Tatt ut: 14.08.18 - 14.08.18

Referanse: Gjende - 20 m djup

Parameter	Resultat	Enhet	Metode	Målesikkerhet
Koliforme bakterier	14	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	11 - 17
E.coli	1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	1 - 1
Intestinale enterokokker	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 7899-2	0 - 1
Clostridium perfringens	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 14189	0 - 2

2018-14942-3

Vann, overflate

Tatt ut: 14.08.18 - 14.08.18

Referanse: Gjende - 100 m djup

Parameter	Resultat	Enhet	Metode	Målesikkerhet
Koliforme bakterier	<1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	0 - 1
E.coli	<1	MPN/100ml	NS-EN ISO 9308-2	0 - 1
Intestinale enterokokker	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 7899-2	0 - 1
Clostridium perfringens	<1	kde/100ml	NS-EN ISO 14189	0 - 2

< betyr: Mindre enn

Med hilsen



Sigrid Gregusson
Kvalitetsleder/seniorrådgiver
982 67 585

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | **Faks:** 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljodirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Torgarden , 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptre selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring. Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.