

Tilstandsvurdering av 3 kroksjøer i Vannområde Leira-Nitelva 2019



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

NIVA Danmark

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

Internett: www.niva.no

Tittel Tilstandsvurdering av 3 kroksjøer i Vannområde Leira-Nitelva 2019	Løpenummer 7446-2019	Dato 3. desember 2019
Forfatter(e) Marit Mjelde Børre K. Dervo Thomas Correll Jensen Irene Elgtvedt	Fagområde Ferskvannsbiologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Akershus	Sider 40

Oppdragsgiver(e) Vannområde Leira-Nitelva	Oppdragsreferanse Line Gustavsen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 190143

Sammendrag

Hensikten med prosjektet har vært å foreta en tilstandsvurdering av kroksjøene Stilla, Ringstilla og Tomtestilla, foreslå mulige tiltak for å forbedre den økologiske tilstanden, samt diskutere restaurering. Kroksjøene har liten vannutskiftning med selve Leira. De vannkjemiske støtteparameterne viser dårlig tilstand i Stilla og svært dårlig tilstand i de to øvrige kroksjøene. Det er ikke utviklet indekser for å vurdere økologisk tilstand for vannvegetasjon i kroksjøer. Trofiindeksen for innsjøer (TIC) er derfor benyttet her. Basert på denne indeksen er tilstanden for vannvegetasjonen karakterisert som dårlig i Stilla og svært dårlig i Ringstilla og Tomtestilla. Det er ikke utviklet indekser for å vurdere økologisk tilstand for småkreps i forhold til eutrofiering, men artssammensetningen gjenspeiler den økende trofigraden fra Stilla via Ringstilla til Tomtestilla. Miljø-DNA-prøvene var negative for alle testede amfibier. Hovedårsaken til for dårlig tilstand i kroksjøene antas å være næringstilførsler fra nærområdene, kombinert med liten vannutskiftning. Reduksjon av næringstilførsler både fra jordbruksområder og bebyggelse er derfor viktige tiltak for å forbedre tilstanden. Restaureringstiltak er diskutert med fokus på de undersøkte biologiske organismegruppene. Før nye tiltak vurderes kan det være nyttig å foreta en nøye gjennomgang av forvaltningsmålene og vurdere om disse bør defineres på nytt.

Fire emneord	Four keywords
1. Vannplanter	1. Aquatic macrophytes
2. Småkreps	2. Microcrustaceans
3. Økologisk tilstand	3. Ecological status
4. Restaurering	4. Restoration

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

Marit Mjelde
Prosjektleder

Therese Fosholt Moe
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7181-2
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

**Tilstandsvurdering av 3 kroksjøer i
Vannområde Leira-Nitelva
2019**

Forord

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har på oppdrag fra Vannområde Leira-Nitelva foretatt en tilstandsvurdering av 3 kroksjøer på Leiras elveslette.

Prosjektet har vært et samarbeid mellom NIVA og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Feltarbeidet er foretatt av Marit Mjelde, Thomas Correll Jensen (NINA) og Irene Elgtvedt (NINA), mens Roar Brænden (NIVA) har rapportert til Vannmiljø. Rapporten er skrevet av Marit Mjelde, Thomas Correll Jensen og Børre K. Dervo (NINA).

Marit Mjelde har vært NIVAs prosjektleder mens forskningsleder Therese Fosholt Moe har kvalitetssikret rapporten.

Line Gustavsen, daglig leder i Vannområde Leira-Nitelva, har vært oppdragsgivers kontaktperson.

Takk til alle for godt samarbeid.

Oslo, 3. desember 2019

Marit Mjelde

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	7
1.1	Bakgrunn	7
1.2	Formål	7
1.3	Tidligere undersøkelser	7
2	Områdebeskrivelse	8
2.1	Generelt	8
3	Materiale og metoder	11
3.1	Vannkjemi og oksygenforhold	11
3.2	Vannvegetasjon	11
3.3	Småkreps.....	12
3.4	Amfibier	13
4	Oksygen og vannkjemi	14
4.1	Oksygenforhold mars 2019.....	14
4.2	Vannkjemi	14
5	Vannvegetasjon	19
5.1	Artssammensetning	19
5.2	Økologisk tilstand.....	20
5.3	Endringer i forhold til tidligere.....	20
5.4	Tilgroingssituasjonen	22
6	Småkreps	23
6.1	Artssammensetning	23
6.2	Tilstandsvurderinger	26
7	Amfibier	28
8	Samlet tilstandsvurdering	29
8.1	Innledning	29
8.2	Tilstandsvurdering for kroksjøene 2019	29
8.3	Vurdering av indeksene	30
8.4	Mulige årsaker til for dårlig tilstand.....	31
9	Restaurering	32
9.1	Innledning	32
9.2	Vurdering av tiltak.....	34
9.3	Etterundersøkelser	35
10	Referanser	36

Sammendrag

I Vannområde Leira-Nitelva er det flere kroksjøer, og tre av disse ligger på Leirelvslettene i Skedsmo og Fet kommuner. Hensikten med prosjektet har vært å foreta en tilstandsvurdering av kroksjøene Stilla, Ringstilla og Tomtestilla, foreslå mulige tiltak for å forbedre den økologiske tilstanden, samt diskutere restaurering.

Kroksjøene har liten vannutskiftning med selve Leira. Vannmassene er turbide og Tomtestilla og Ringstilla kan karakteriseres som hypereutrofe vannforekomster. Også Stilla er eutrof, men næringskonsentrasjonene var her betraktelig lavere enn i de to andre kroksjøene. De vannkemiske støtteparameterne viser dårlig tilstand i Stilla og svært dårlig tilstand i de to øvrige kroksjøene.

Alle tre kroksjøene var omkranset av helofyttvegetasjon, som var særlig frodig i Tomtestilla og Ringstilla. Tilgroingen av helofyttvegetasjonen ser ut til å ha vært svært liten fra 1990 og fram til i dag. Vannvegetasjonen var forholdsvis artsrik i Stilla, hvor flere undervannsarter ble registrert. De to andre kroksjøene hadde klart færre arter, og besto stort sett av flytebladplanter og frittflytende planter. Det er ikke utviklet indekser for å vurdere økologisk tilstand for vannvegetasjon i kroksjøer. Trofiindeksen for innsjøer (TIC) er derfor benyttet her. Basert på denne indeksen er tilstanden for vannvegetasjonen karakterisert som dårlig i Stilla og svært dårlig i Ringstilla og Tomtestilla.

Også antall krepsdyrarter var markert størst i Stilla. Det er ikke utviklet indekser for å vurdere økologisk tilstand for småkrepser i forhold til eutrofiering, men artssammensetningen gjenspeiler den økende trofigraden fra Stilla via Ringstilla til Tomtestilla.

Vi valgte å bruke miljø-DNA for om mulig å påvise amfibier, og det ble testet for storsalamander, småsalamander, spissnutefrosk, buttsnutefrosk og nordpadde. Prøvene var negative for alle amfibiene. Imidlertid kan sikker påvisning med miljø-DNA bare gjøres i parringstiden i mai og tidlig juni.

En samlet tilstandsvurdering viser dårlig økologisk tilstand i Stilla og svært dårlig i Ringstilla og Tomtestilla. Vi antar at hovedårsaken til for dårlig tilstand er næringstilførsler fra nærområdene, kombinert med liten vannutskiftning. Reduksjon av næringstilførsler både fra jordbruksområder og bebyggelse er derfor viktige tiltak for å forbedre tilstanden.

Med fokus på de undersøkte biologiske organismegruppene i vannforekomstene har vi diskutert restaurering og gitt innspill til hva som er viktig for å opprettholde disse biologiske verdiene. Før nye tiltak vurderes kan det derfor være nyttig å foreta en nøye gjennomgang av forvaltningsmålene og vurdere om disse bør defineres på nytt.

Summary

Title: Ecological assessment of three oxbow lakes in the water district Leira-Nitelva in 2019

Year: 2019

Author(s): Marit Mjelde, Børre K. Dervo, Thomas Correll Jensen and Irene Elgtvedt

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7181-2

The water district Leira-Nitelva includes several oxbow lakes, of which three are situated at the Leira floodplain in Skedsmo and Fet municipalities. The purpose of this project has been to assess the ecological status of the 3 oxbow lakes Stilla, Ringstilla and Tomtestilla, to suggest potential measures to improve the ecological status, and to discuss potential restoration measures.

The flow of water between the river and the oxbow lakes is low. The oxbow lakes are turbid and eutrophic (Stilla) or hypereutrophic (Tomtestilla and Ringstilla). The water chemistry indicated poor status in Stilla and bad in Ringstilla and Tomtestilla.

All three lakes were surrounded by helophyte vegetation, which was particularly luxurious in Tomtestilla and Ringstilla. The vegetation coverages showed only minimal increase from 1990 to today. Stilla had the highest diversity of aquatic macrophytes, and several submerged species were recorded. The diversities in Tomtestilla and Ringstilla were low, and the vegetation mainly consisted of floating leaved and free-floating species. Based on the TIC-index developed for lakes, the ecological status was assessed as poor in Stilla and bad in Ringstilla and Tomtestilla.

Also micro-crustaceans had highest diversity in Stilla,. No micro-crustacean indices are available, but the species compositions in the three lakes reflect the increasing degree of eutrophication from Stilla via Ringstilla to Tomtestilla.

We used eDNA to determine the potential existence of the amphibia *Triturus cristatus*, *Lissotriton vulgaris*, *Rana arvalis*, *Rana temporaria* and *Bufo bufo*. All samples were negative. However, certain detection of these species with eDNA can only be done in the mating season in May or early June.

The overall ecological status shows poor status in Stilla, and bad status in Ringstilla and Tomtestilla. The main reason for the low status in the oxbow lakes is most probably nutrient input from the surroundings, combined with low exchange of water with the main river. Hence, reduced nutrient inputs from agriculture and urban areas are important measures to improve the status.

Focussing on the surveyed species, we have discussed restoration measures and indicated important factors for maintaining the biological values in these waterbodies. Before initiating new actions, we suggest thoroughly discussing the main goals of the present management regime, and to consider a revision of these.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Kroksjøer er avsnørte meanderbuer som blir liggende igjen når elva skifter løp. Dette er grunne vannforekomster som ofte har relativ kort levetid, vanligvis mindre enn 1000 år. Lokalitetstypen ligger på elvesletter og i deltaområder som er attraktive områder for bl.a. jordbruk, og er ofte utsatt for negativ menneskelig påvirkning. Intakte kroksjøer er derfor en sjeldenhet i Norge i dag, og det knytter seg særlig verneverdi til disse som landskapselement og som viktige levesteder for dyr og planter. Landformen «kroksjø» er vurdert som nær truet (NT) i Rødliste for naturtyper 2018 (Artsdatabanken 2018). De biologiske forhold i kroksjøer ble ikke rødlistevurdert i rødlista i 2018, men ble vurdert som sterkt truet (EN) i Rødliste for Naturtyper 2011 (Lindgaard & Henriksen 2011). Årsaken til truethetsvurderingen var en sterk reduksjon i tilstand og areal.

Naturtypen «kroksjøer, flomdammer og meanderende elver» er foreslått som utvalgt naturtype, og det er utarbeidet faggrunnlag for naturtypen (Angell-Petersen 2012). Som en del av arbeidet med denne naturtypen ble det i perioden 2013-2016 foretatt undersøkelser i flere fylker (Davidsen og Kjærstad 2015, Mjelde m.fl. 2014, 2015, 2016, Olsen 2014). I forbindelse med revisjon av DNs håndbok 13 ble det utarbeidet faktaark for naturtypen (Kjærstad & Eriksen 2014), som bl.a. inneholder forslag til verdisetting.

I Vannområde Leira-Nitelva er det flere kroksjøer, og tre av disse ligger på Leirelvslettene i Skedsmo og Fet kommuner, vest for dagens elveløp. Alle disse har spesiell interesse og viser ulike suksjonsstadier langs Leiras elveslette. Imidlertid er de eutrofe og har lenge vært preget av tilgroing.

Stilla har vært med i vannområdets overvåkingsprogram i mange år, og i perioden mars-oktober tas det vannprøver. I tillegg undersøkes vannplanter i Stilla hvert tredje år (senest i 2017) (L. Gustavsen, pers. med.). I 2017 ble økologisk tilstand for Stilla vurdert til svært dårlig. Det var usikkert hvilken økologisk tilstand Ringstilla (Brauterstilla) og Tomtestilla var i.

1.2 Formål

Hensikten med det foreliggende prosjektet har vært å foreta en tilstandsvurdering av kroksjøene Stilla, Ringstilla og Tomtestilla, foreslå mulige tiltak for å forbedre den økologiske tilstanden, samt diskutere restaureringstiltak.

1.3 Tidligere undersøkelser

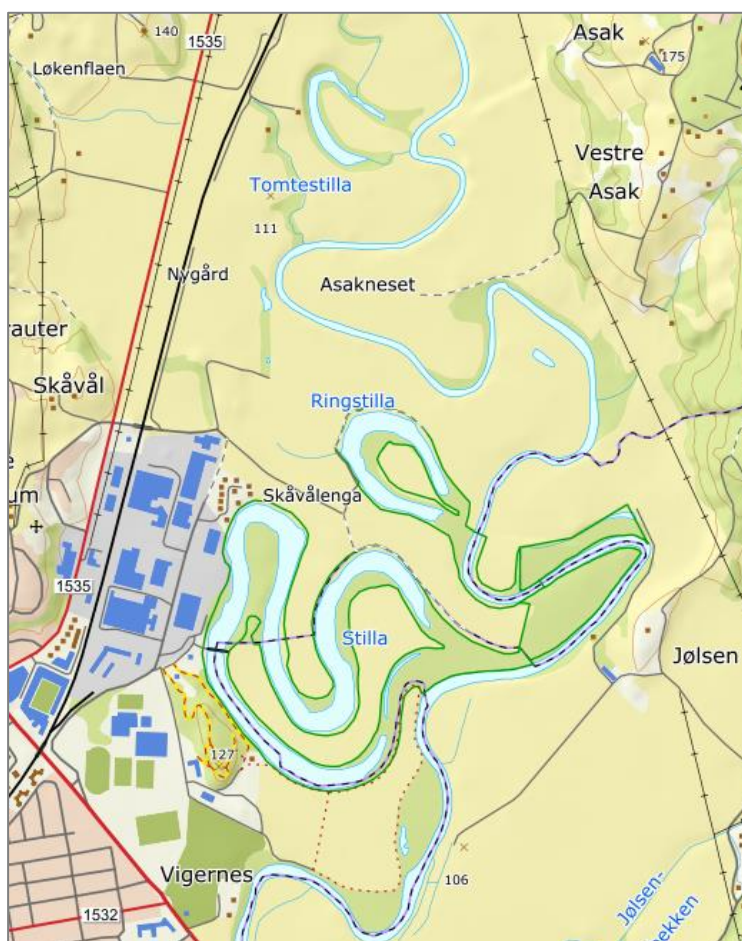
Vannvegetasjonen i en eller flere av kroksjøene har vært undersøkt tidligere (Holtestaul 1961, Rørslett 1972, Brandrud og Mjelde 1992, Lindholm m.fl. 2010, Høitomt & Olsen 2011, Persson m.fl. 2015, Kiland 2017, Demars m.fl. 2018). En sammenstilling av artsfunn av bunndyr/insekter og amfibier er gitt av Høitomt & Olsen (2011). I 1991 ble det foretatt fiskeundersøkelser i Nedre Leira, inkludert Stilla og Brauterstilla (Brabrand 1992), men det ble den gang ikke påvist fisk i kroksjøene. Det er imidlertid påvist fisk i Stilla ved senere undersøkelser (bl.a. Svae 2014).

I 2011 ble det utarbeidet et utkast til skjøtelsesplan for Leirelvslettene (Høitomt & Olsen 2011), og forslag til ulike restaureringsalternativer for Stilla ble utarbeidet av Svae (2014).

2 Områdebeskrivelse

2.1 Generelt

Vannområde Leira-Nitelva består av alt areal som drenerer ned til de to hovedelvene Leira og Nitelva. Langs begge elvene er det flere kroksjøer og flomdammer. Tre av kroksjøene, Tomtestilla, Ringstilla (Brautestilla) og Stilla, ligger ved Leira i Skedsmo kommune, like nordøst for Lillestrøm (figur 1). Området ligger under marin grense og er omkranset av jordbruksområder. Leira er ei turbid elv med høyt innhold av leirpartikler.



Figur 1. De undersøkte kroksjøene Stilla, Ringstilla og Tomtestilla ved Leira. Kart: norgeskart.

Ifølge Holtestaul (1961), referert i Brandrud og Mjelde (1992), ble Stilla dannet før 1775, Ringstilla (Brautestilla) trolig kort før 1874, mens Tomtestilla ble kunstig avsnørt i perioden 1840-1874 (Holtestaul 1961). Alle tre kroksjøene ligger høyere enn elvas normale vannstands nivå, men i forbindelse med flomvannføring kan det strømme vann inn i Stilla (Svæ 2014) og sannsynligvis også Ringstilla. Tomtestilla har sannsynligvis ikke lenger noen kontakt med elva.

Leirelva-området ble vernet som Landskapsvernområde i 1974 (Pedersen og Krogh 1992). I 2016 ble Stilla og Ringstilla etablert som naturreservat, som erstatningsområder for de delene av Åkersvika naturreservat i Mjøsa som ødelegges ved utvidelse av E6 (Klima- og miljødepartementet 2016). Formålet med vernet er å bevare to viktige kroksjøer i vassdraget Leira med deres mangfold av truet,

sjelden og sårbar natur. Det er en målsetning å beholde verdiene i mest mulig urørt tilstand, og eventuelt videreutvikle dem.

Tabell 1. Karakteristiske data for kroksjøene.

Kroksjø	NVE nr.	Areal km ²	Hoh.	Innsjø-type*	NGIG vanntype*
Stilla	7803	0,196	104	108	202
Ringstilla	7780	0,075	105	110	302
Tomtestilla	7930	0,032	104	100	302

*: se Direktoratgruppen 2018



Figur 2. De undersøkte kroksjøene ved Leira: Stilla (øverst), Ringstilla (midten) og Tomtestilla (nederst). Foto: Thomas Correll Jensen, NINA.

Alle tre kroksjøene ligger noe høyere enn Leiras normale vannstands nivå, men Ringstilla og Stilla antas å motta vann fra Leira i flomperioder. Tomtestilla ligger såpass mye høyere enn Leira (1,5 m høydeforskjell målt i 1991, opplysninger i Brandrud og Mjelde 1992), at den sannsynligvis ikke påvirkes av normalflom, men flomkart fra NVE viser at alle kroksjøene oversvømmes ved 20-års flom.

Både Tomtestilla og Ringstilla har klare innløpsbekker, mens Stilla ser ut til bare å motta vann fra Leira via Rottebekken. Utløpsbekkene fra alle kroksjøene er helt gjengrodde i sommersesongen.

I 2009 ble det rapportert om fiskedød i Stilla. Det ble derfor tilført oksygenrikt drikkevann til kroksjøen hver vinter (januar-mars) i perioden 2009-2017. På grunn av nye rapporter om fiskedød i januar 2018 startet man da opp igjen tilførsel av drikkevann. Denne tilførselen foregikk hele 2018 og fram til 20. mars 2019 (L. Gustavsen, pers. med.).

Det foreligger ikke oksygendata fra Ringstilla og Tomtestilla, heller ikke oksygenmålinger fra Stilla før i 2019.

3 Materiale og metoder

3.1 Vannkjemi og oksygenforhold

Vannprøver og oksygenmålinger er samlet inn av Norconsult og er analysert ved Noranalyse, Nedre Romerike vannverk, Strømmen. For metodebeskrivelse viser vi til rapport fra Norconsult.

Det ble samlet inn vannprøver hver måned i perioden mars-oktober, unntatt i Tomtestilla der det bare ble samlet inn prøver fra mars-mai. De er analysert på suspendert stoff, total fosfor, fosfat, løst fosfat, totalt nitrogen, totalt organisk karbon, samt *Escherichia coli* (E. coli). Prøvene fra juni ble i tillegg analysert på kalsium, mens prøvene fra juli og august også ble analysert på nitrat+nitritt og ammonium. I mars 2019 ble det i tillegg tatt oksygenprofiler i alle kroksjøene.

3.2 Vannvegetasjon

Definisjon

Makrovegetasjon kan deles inn i grupper etter livsform: helofytter (sump-planter, semi-akvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida og et velutviklet rotsystem), isoetider (kortskuddsplanter, inkl. "pusleplanter"), elodeider (langskuddsplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (flytere). De siste fire gruppene, samt kransalgene, omtales som vannvegetasjon.

Feltregistreringer

Sammensetning og utbredelse av vannvegetasjonen ble undersøkt 28. august 2019 i henhold til standard metode for registrering av artsdiversitet i innsjøer (Direktoratsgruppen 2018). Ulike lokaliteter i Stilla og Ringstilla ble undersøkt ved bruk av båt, vannkikkert og kasterive/rive. I Tomtestilla var det ikke mulig å benytte båt. Kartleggingen her ble foretatt ved hjelp av kasterive fra land.

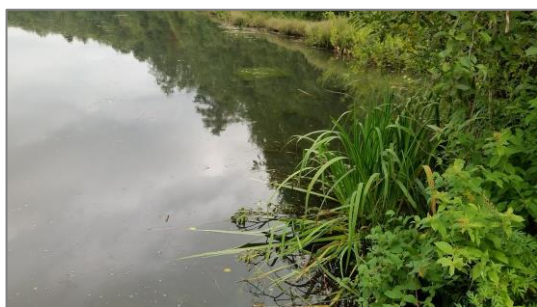
Artene er kvantifisert ved hjelp av en semi-kvantitativ skala 1-5, hvor 1=sjelden, 2=spredd, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. Navnsettingen for karplanter følger i hovedsak Lid og Lid (2005), med enkelte oppdaterte navn iht. artsdatabanken.no. Navnsetting for kransalger følger Langangen (2007). Alle dybdeangivelser er gitt i forhold til vannstand på observasjonstidspunktet.

Vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering

Det foreligger ingen indekser for å vurdere økologisk tilstand for vannplanter i kroksjøer. Vi har derfor benyttet trofiindeksen T_{IC}, som er utviklet for innsjøer (se også kap. 8), og har benyttet innsjøtypene beskrevet i tabell 1. I denne indeksen inkluderes arter innenfor alle livsformene av vannplanter (isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider og kransalger). Moser, begroingsalger og helofytter inkluderes ikke. Indeksen er basert på forholdet mellom antall arter som er sensitive overfor eutrofiering og antall arter som er tolerante overfor slik påvirkning. Trofiindeksen beregner én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Indeksen bør bare brukes for vannforekomster med 3 arter eller mer. Ved vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering bør man i tillegg til indeksene vurdere forekomsten av fremmede arter, for eksempel vasspest (*Elodea canadensis*). Dersom slike arter danner massebestander, bør ikke tilstanden for vannvegetasjon vurderes som god.

3.3 Småkreps

Småkreps ble samlet inn den 28. august 2019, samtidig med undersøkelsene av vannvegetasjonen. Prøvene ble tatt med stanghåv (90 μm maskevidde), som ble ført både gjennom de frie vannmasser og i vegetasjon. Det ble tatt to prøver per kroksjø, og prøvelokalitetene er vist i figur 3. Trekk lengden ble så vidt mulig standardisert til 10 m, men i Tomtestilla var det ikke mulig å ta lengre trekk enn 4 m pga. mye organisk materiale og lemnider på overflaten (figur 3). Prøvene ble fiksert med lugol og oppbevart mørkt frem til videre bearbeiding på lab. Alle småkreps-taksa, med unntak av små copepoditter og nauplier (juvenile stadier av hoppekreps), ble bestemt til art. Prøver med mange individer (anslagsvis > 200 ind.) ble fraksjonert før artsbestemmelse, men hele prøven ble gjennomgått for registrering av arter med lav tetthet.



Figur 3. Stasjonene der småkrepsprøvene er tatt: Stilla (øverst til venstre), Ringstilla (øverst til høyre) og Tomtestilla (nederst).
Foto: Thomas Correll Jensen, NINA.

Krepsdyrmaterialet fra de tre undersøkte kroksjøene ble sammenlignet med et større materiale fra små vannforekomster rundt Flisa (hovedsakelig kroksjøer, Jensen m.fl. 2015), samt fra Øyeren (Solheim m.fl. 2018). Materialet fra Øyeren består av prøver fra ti litorale stasjoner spredt rundt hele Øyeren. Materialet fra Øyeren er tatt med for å illustrere forskjeller i småkrepsfaunaen mellom dammer og innsjøer. Dette materialet representerer en gradient av stasjoner fra Nordre Øyeren (inkl. Monsrudvika og Snekkevika) til stasjoner lengst sør i Øyeren (Sandstangen og Skarpsno). Sammenligningen ble gjort med ordinasjonsanalysen Detrended Correspondence Analysis (DCA, Hill 1979, Hill & Gauch 1980) med programmet CANOCO (ter Braak og Šmilauer 2012). Ordinasjon er gjort på forekomst/fravær data. DCA arrangerer artslistene slik at stasjoner med lik artssammensetning blir liggende nær hverandre når resultatet plottes i et aksekors, mens stasjoner med ulik artssammensetning blir liggende lengre fra hverandre i plottet. Da forskjeller i artssammensetning mellom stasjonene gjenspeiler forskjeller i miljøet, vil aksene i plottet representere underliggende miljøvariabler. Miljøvariablene totalt nitrogen, total fosfor, total organisk karbon og kalsium er lagt til passivt (dvs. at de ikke påvirker ordinasjonen) for å anskueliggjøre mulige forklaringsvariabler. Betydningen av miljøvariablene for datasettet ble analysert videre ved ordinasjonsanalysen Canonical Correspondence Analysis (CCA, Teer Braak 1986) med «forward selection» for å identifisere signifikante miljøvariabler ($\alpha = 0.05$).

Endringer i sammensetningen av småkreps har blitt relatert til eutrofiering (Karabin 1985, Straile og Geller 1998, Walseng og Halvorsen 2005, Jensen m.fl. 2013). Noen arter blir ofte forbundet med næringsfattige forhold (eutrofieringsfølsomme), mens andre assosieres med mer næringsrike innsjøer (eutrofieringstolerante). Det er gjort en grov kategorisering av krepsdyrartene i tre grupper iht. artenes toleranse for eutrofiering (Jensen m.fl. upubl.). Arter som *Bosmina longispina* (snabelkreps) og *Holopedium gibberum* (gelékreps) er eksempler på eutrofieringsfølsomme arter, mens *Bosmina longirostris* (børstesnabelkreps), *Mesocyclops leuckarti* (sommerhops) og *Thermocyclops oithonoides* (sylfidehops) er eutrofieringstolerante arter. Eksempler på vanlig forekommende arter som i liten grad synes å respondere på eutrofiering, er *Daphnia longispina* (nåledafnie), *Scapholeberis mucronata* (vannhinnedafnie) og *Alona affinis* (toporenebbkreps). Det er ikke utviklet noe klassifiseringssystem for småkreps med hensyn til eutrofiering ennå, men andel tolerante og følsomme arter kan være aktuelle indikatorer for et klassifiseringssystem. For å vurdere småkrepsamfunnenes sammensetning i de undersøkte kroksjøene mht. eutrofiering har vi regnet ut andelen av eutrofieringsfølsomme arter og sammenlignet med et større datasett fra innsjøer i Sør- og Sørøst-Norge (gradient i trofegrad fra 1,2 til 177,5 µg P/l, Jensen m.fl. upubl.).

3.4 Amfibier

Prosjektet kom i gang såpass seint at det ble valgt å bruke miljø-DNA for om mulig å påvise amfibier. Dette er en metode som gir en god påvisning av alle amfibiearter som oppholder seg i vann (Taugbøl m. fl. 2018), gitt at prøvetaking utføres på korrekt tidspunkt på året (når det er mest DNA i vannet fra disse artene).

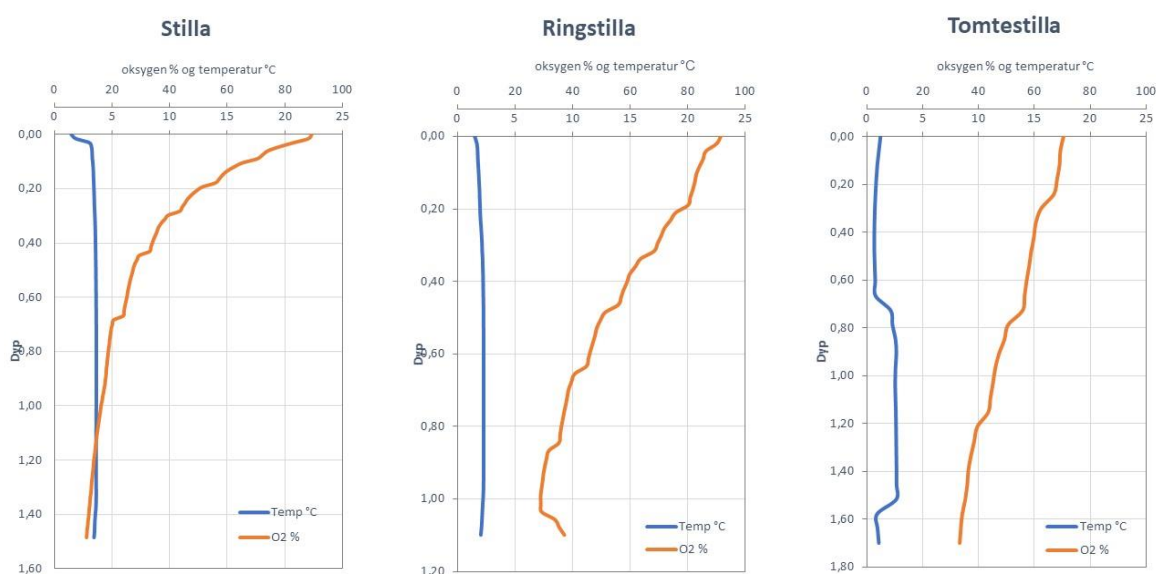
Innsamling av prøver for miljø-DNA ble foretatt 15. og 16. august. Prøvene ble samlet inn ved hjelp av en batteridrevet peristaltisk pumpe påmontert et 2,0 µm glassfiberfilter (Merck Millipore). Pumpa med slange og filterholder var festet til en 4 meter lang teleskopstang og slange. Selve vannprøven ble tatt 3 til 4 meter fra land på 5 cm dyp. Filtrene ble lagret i 4 ml rør fylt opp med ATL buffer. Det ble samlet inn og filtrert rundt 100 ml vann fra 15 stasjoner i hver lokalitet, totalt mellom 1,5 og 2,0 L. Nøyaktig filtrert vannvolum ble notert for alle prøvene og det ble samlet inn to paralleller fra hver stasjon. I Tomtestilla og Ringstilla var vegetasjonen så tett at det ikke var mulig å samle inn fra mer enn henholdsvis 7 og 10 stasjoner. Her ble vannvolumet økt på hver stasjon slik at totalvolumet på ca. 2 L ble oppnådd.

Glassfiberfiltrene i ATL-buffer ble tilsatt 450 µl proteinase-K (Qiagen) i laboratoriet, blandet godt og inkubert ved 56°C over natta. DNA ble videre isolert ved hjelp av NucleoSpin Plant II Midi kolonner (Macherey-Nagel) i kombinasjon med Qiagen vaskebuffer. For å detektere amfibiene ble det kjørt en dråpe digital PCR (ddPCR) med artsspesifikke primere og probe for småsalamander (Smart et al. 2015) og storsalamander (Thomsen et al. 2012). En ddPCR reaksjon bestod av primere/probe, ddPCR mastermix, dH₂O og DNA templat. Denne PCR-miksen ble videre delt inn i opp mot 20 000 oljedråper i en automatisk dråpegenerator, før det ble utført en PCR-reaksjon i hver av disse oljedråpene. Etter endt PCR, blir hver dråpe avlest som positiv eller negativ for tilstedeværelse av DNA fra artene.

4 Oksygen og vannkjemi

4.1 Oksygenforhold mars 2019

Selv om flere rapporter tidvis omtaler oksygenfrie forhold i kroksjøene, ble det 4. mars 2019 ikke påvist anoksiske forhold (figur 4). Imidlertid hadde Stilla lav oksygenmetning, <15 %, i bunnvannet, mens Tomtestilla og Ringstilla hadde >30 %. Disse resultatene er noe uventet siden Tomtestilla anses å være den lokaliteten med størst sjanse for dårlige oksygenforhold og Stilla minst (se resultater for vannvegetasjon og småkrepser). Stilla ble tilført oksygenrikt vann fram til 20. mars, noe som også skulle tilsa at oksygenforholdene i Stilla burde vært bedre enn figuren antyder. Temperaturkurven i Tomtestilla antyder tilsig av noe varmere vann på 0,7-1,5 m dyp.



Figur 4. Temperatur og oksygen (% metning) i kroksjøene i mars 2019. Prøvetatt av Norconsult, data fra VO Leira-Nitelva.

4.2 Vannkjemi

Vannkjemiske data fra 2019 er vist i tabell 2. Alle kroksjøene er humøse, med TOC-verdier >5 mg C/l. Ringstilla er en kalkrik vannforekomst med kalsium-verdi >20 mg Ca/l, mens Stilla kan karakteriseres som moderat kalkrik (Ca 4-20 mg/l). Det foreligger ikke kalsiumverdier for Tomtestilla, men siden kroksjøen ikke ligger langt fra Ringstilla og har lignende vannutskiftning antar vi at den har tilsvarende kalsiumverdier som Ringstilla, dvs. >20 mg Ca/l.

Alle kroksjøene kan karakteriseres som turbide vannforekomster (suspendert tørrstoff >4 mg/l). Leirvassdrag (elver) er definert som vassdrag med medianverdi av suspendert tørrstoff >10 mg/l. Legger vi dette til grunn for kroksjøene er det bare Tomtestilla og Ringstilla som kan karakteriseres som «leirvassdrag», mens Stilla har for lavt innhold av suspendert stoff. Det er allikevel en god sammenheng mellom totalt fosfor og suspendert stoff i Stilla. Det kan se ut som om de høye verdiene av suspendert stoff i Ringstilla i mai (tabell 2) etterfølger svært turbide vannmasser i selve Leira i april (vannkjemiske data fra Frogner og Borgen bro, ikke publisert), hvilket kan tyde på at Ringstilla mottar flomvann fra Leira i perioder. Imidlertid skyldes nok det periodevis høye innholdet av leirpartikler

både i Tomtestilla og Ringstilla også tilførsler fra nærområdene. Stilla har klart lavere innhold av suspendert stoff gjennom hele sesongen (tabell 2).

Tabell 2. Vannkvalitet i kroksjøene mars-oktober 2019.

Kroksjø	dato	Susp. stoff mg/l	Kalsium mg Ca/l	TOC mg C/l	Tot-P µg/l	PO ₄ µg/l	løst PO ₄ µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ + NO ₂ µg/l	NH ₄ µg/l
Tomtestilla	04.03.2019	40	-	17	240	150	15	5530	-	-
	28.04.2019	11	-	11	190	110	13	553	-	-
	26.05.2019	15	-	10	40	23	6	829	-	-
	Snitt	22		13	157	94	11	2304		
Ringstilla	04.03.2019	22	-	11	70	37	4	6530	-	-
	28.04.2019	16	-	8,8	64	25	5	498	-	-
	26.05.2019	49	-	11	120	53	11	3870	-	-
	24.06.2019	19	23,9	13	130	57	21	2070	-	-
	29.07.2019	18	-	18	80	39	7	713	<50	130
	26.08.2019	5,5	-	13	40	19	7	926	267	<50
	22.09.2019	36	-	15	170	94	32	932	<50	<50
	21.10.2019	84	-	14	330	140	45	2790	2300	350
Snitt	31	23,9	13	126	58	17	2291			
Stilla	04.03.2019	11	-	10	69	41	18	1680	-	-
	28.04.2019	6,2	-	7,4	34	8	2	389	-	-
	26.05.2019	2,2	-	8,1	44	11	6	495	-	-
	24.06.2019	6,0	15,6	9,5	50	15	8	528	-	-
	29.07.2019	1,7	-	8,4	29	8	2	371	<50	<50
	26.08.2019	2,5	-	7,4	23	8	3	357	<50	-
	22.09.2019	7,6	-	5,9	24	13	3	910	-	-
	21.10.2019	8,4	-	6,3	53	22	8	494	130	80
Snitt	5,7	15,6	8	41	16	7	653			

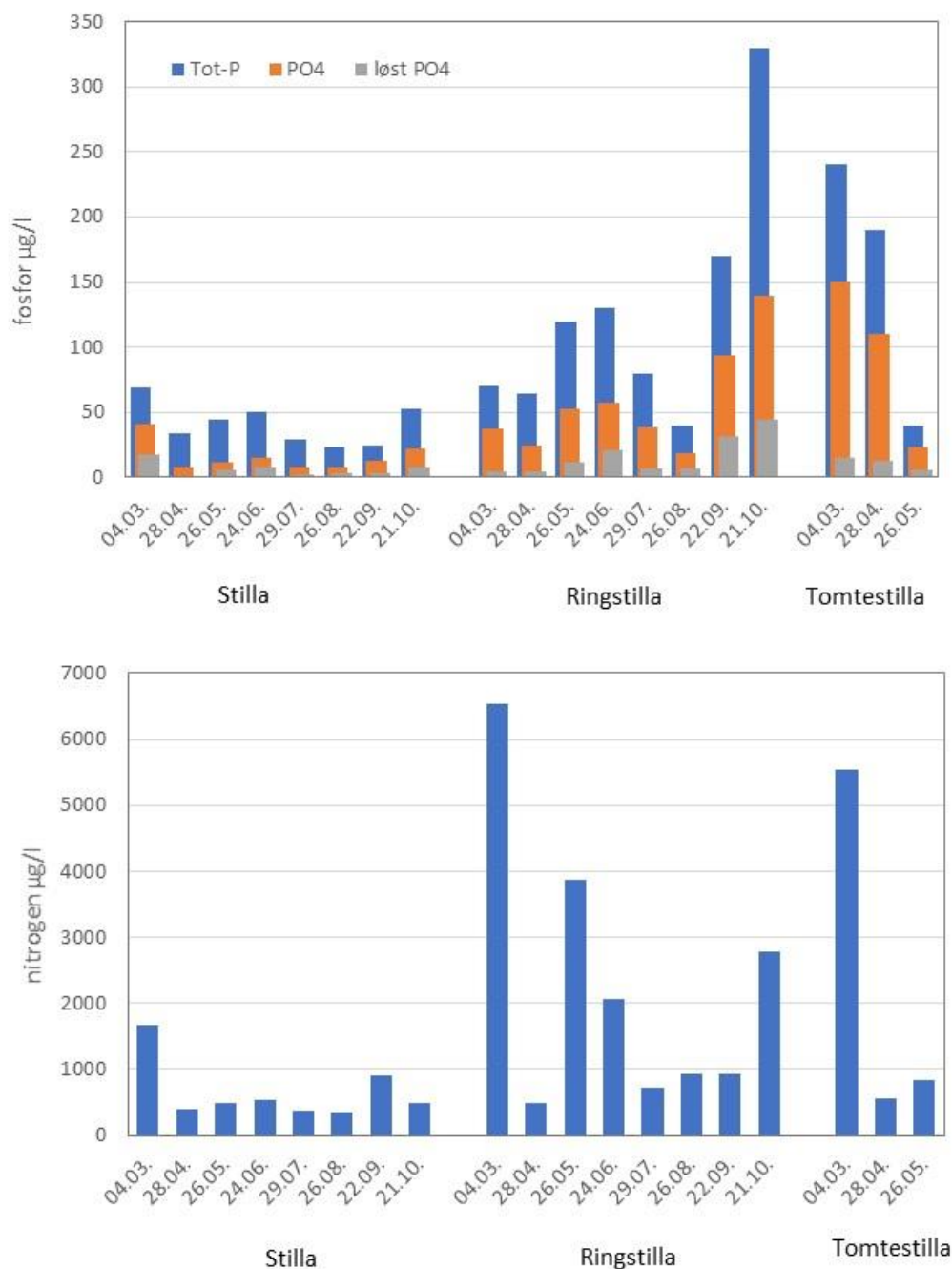
Tomtestilla og Ringstilla kan karakteriseres som hypereutrofe vannforekomster, med svært høye fosfor- og nitrogenverdier (figur 5). Selv om begge kroksjøene sannsynligvis får næringstilsg fra nærområdene vil liten vannutskiftning og tidvis oksygenfrie forhold også ha betydning for det høye næringsnivået (oksygenfrie forhold frigir næringsstoffer fra sedimentene).

Også Stilla er eutrof, men næringskonsentrasjonene er her betraktelig lavere enn i de to andre kroksjøene (figur 5). Både total fosfor og totalt nitrogen viser en klar korrelasjon med suspendert stoff (leirpartikler og organiske partikler). Fosfor som er tilgjengelig for algevekst (fosfat, og særlig løst fosfat) er betraktelig lavere, men viser fortsatt eutrofe forhold. Også nitrat er et viktig næringsstoff for alger i ferskvann, og kan være vekstbegrensende i deler av vekstsesongen, spesielt i næringsrike systemer. Dataene for nitrat og ammonium er for sparsomme og varierende til å foreta vurderinger.

Næringsinnholdet varierer en god del gjennom sesongen. Den høyeste fosfor-verdien i Stilla i mars antar vi har sammenheng med flomperioder og at flomvannet kommer inn i kroksjøen (figur 5). Til dels svært høye verdier i Ringstilla skyldes sannsynligvis delvis flomvann, men høyt løst fosfat tyder på tilførsler også fra nærområdet. Tomtestilla har ingen kontakt med elva under vanlig vårflo. Her er det nok tilførsler av både leirpartikler og næringsstoffer fra tilførselsbekken og jordbruksområder

som gir svært høye verdier på våren. Forholdvis høyt løst fosfat i perioder skyldes nok næringstilsig fra omgivelsene.

Nitrogen bindes ikke til leirpartikler og de høye nitrogenverdiene, særlig i Ringstilla og Tomtestilla (figur 6), antas å skyldes avrenning fra jordbruksområdene. Nitrat og ammonium er bare analysert enkelte datoer, men utgjør tidvis en stor andel av totalt nitrogen, se tabell 2, noe som kan tyde på direkte utslipp av gjødsel eller liknende.



Figur 5. Variasjoner i fosfor (total-fosfor, PO₄ og løst PO₄) og totalt nitrogen gjennom sesongen 2019 for Tomtestilla, Ringstilla og Stilla. Vannprøver i Tomtestilla ble bare tatt i mars-mai.

Klassifisering av tilstand (iht. Direktoratgruppen 2018) for de vannkjemiske støtteparameterne i kroksjøene er vist i tabell 3. Vi har benyttet grenselinjer for total-fosfor og total-nitrogen for moderat kalkrike humøse (type 108) og kalkrike humøse (type 110) innsjøer. Det er ikke utarbeidet grenselinjer for turbide innsjøer (type 111). Vi har derfor inkludert tilstandsklassifisering og grenselinjer for total fosfor og løst ortofosfat for leirvassdrag. Tomtestilla og Ringstilla kan vurderes som leirvassdrag, men ikke Stilla.

Tabell 3. Vurdering av tilstand for vannkjemiske støtteparametere i 2019, gitt som midlere verdier for total fosfor, løst fosfat og totalt nitrogen. Det er ikke utarbeidet referanseverdier for kroksjøer og EQR-verdier er derfor ikke regnet ut. For Tomtestilla er det for få prøvetakinger til en god klassifisering (skal være minst 6 prøver i vekstsesongen). Tilstand: SG = svært god, G = god, M = moderat, D = dårlig, SD=svært dårlig.

kroksjø	Innsjøtype	Innsjøtype 108 og 110 ¹		Leirvassdrag ²		Samlet
		Total fosfor	Totalt nitrogen	Total Fosfor	Løst PO ₄	
Stilla	108	41 D	653 G	- -	- -	D
Ringstilla	110	126 SD	2291 SD	133 ≤ M	18 ≤ M	SD
Tomtestilla*	110	157 SD	2304 SD	115 ≤ M	* *	SD

1: innsjøtype 108 og 110, dvs. moderat kalkrike og kalkrike humøse innsjøer i lavlandet.

2: for leirvassdrag er bare grensa god/moderat er oppgitt, dvs. ≤M betyr moderat eller dårligere.

*: for få målinger i Tomtestilla

Totalt fosfor viser dårlig tilstand for Stilla og svært dårlig tilstand for de to øvrige kroksjøene. Det lave Tot-N/Tot-P-forholdet (<20) antyder at alle kroksjøene periodevis kan være nitrogenbegrenset, og nitrogen skal da inkluderes i klassifiseringen. I Stilla antyder nitrogen god tilstand, mens nitrogen antyder svært dårlig tilstand i Tomtestilla og Ringstilla.

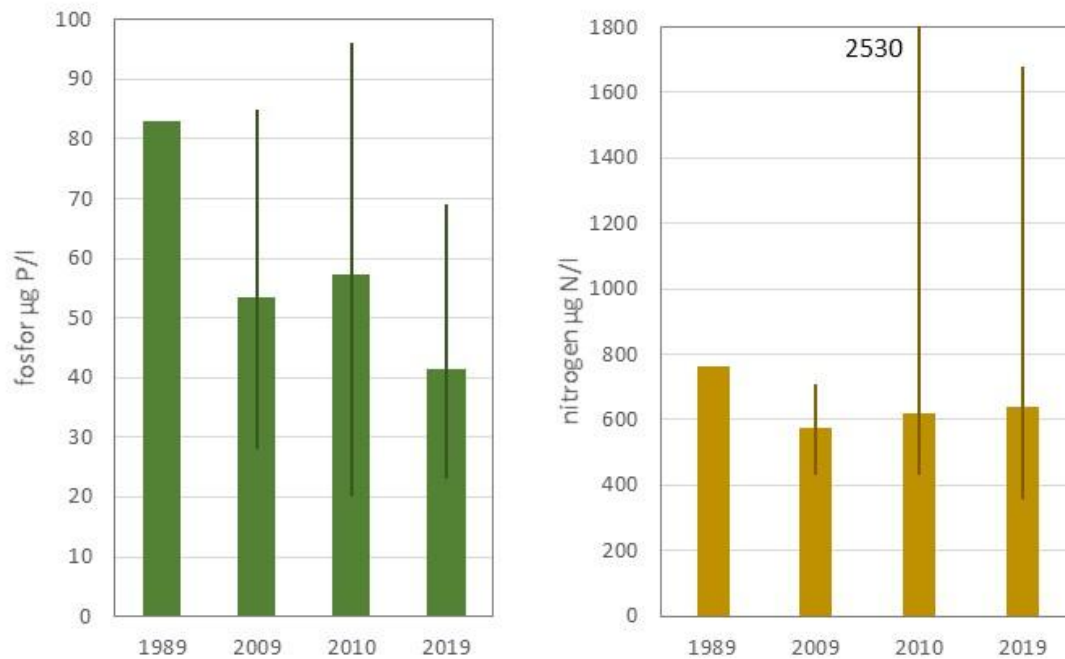
For vassdrag skal data fra flomvannføring ikke inkluderes i vurderingene. Det foreligger ikke vannførings- eller vannstandsdata for kroksjøene, men vi antar at dataene for mars 2019 representerer flomvannføring, og fosforverdiene for dette tidspunktet er derfor ikke inkludert i middelverdiene. Klassifisering basert på løst fosfat i leirvassdrag krever minimum 8 målinger i året. Denne vurderingen kan derfor ikke gjøres for Tomtestilla (bare 3 målinger). Også for de øvrige vurderingene er dataene fra Tomtestilla usikre. Total fosfor viser moderat eller dårligere tilstand i både Ringstilla og Tomtestilla mens løst fosfat i Ringstilla viser moderat eller dårligere tilstand.

På bakgrunn av tålegrenser for fisk er god/moderat-grensa for ammonium (NH₄) satt til 60 µg/l. Data for ammonium i kroksjøene er svært sparsomme (og mangler helt for Tomtestilla), men viser i perioder konsentrasjoner langt over dette (se tabell 2), særlig i Ringstilla.

Samlet tilstand for de vannkjemiske støtteparameterne viser dårlig tilstand i Stilla og svært dårlig tilstand i de to øvrige kroksjøene (tabell 3).

Variasjoner i total fosfor og totalt nitrogen i Stilla i perioden 1989-2019 er vist i figur 6. Det foreligger ikke tilsvarende tidsserier for Tomtestilla og Ringstilla.

Det kan se ut til at vannkvaliteten i Stilla i 2019 er noe bedre enn tidligere, særlig for fosfor. Tilførselen av rent drikkevann hele 2018 og fram til mars 2019 har sannsynligvis hatt betydning. Imidlertid varierer næringsinnholdet mye gjennom sesongen, med betraktelig høyere nivå på våren enn midtsommers. Enkeltmålingene vil også variere avhengig av bl.a. nedbørsperioder og avrenning.



Figur 6. Endringer i total fosfor (venstre) og totalt nitrogen (høyre) i Stilla fra 1989-2019. Data representerer middelverdier, samt min-maks verdier (mangler for 1989) for sommersesongen. Antall observasjoner: 1 i 1989, 5 i 2009, 7 i 2010 og 8 i 2019. Data fra Pedersen og Krogh (1992), Lindholm m.fl. (2011) og foreliggende undersøkelse. Ekstremverdi for fosfor mars 2010 er ikke inkludert. Da ble suspendert stoff målt til 270 og total fosfor 1200 µg/l. Vertikale linjer viser variasjonsbredden.

5 Vannvegetasjon

5.1 Artssammensetning

Alle tre kroksjøene er omkranset av helofyttvegetasjon, dominert av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og brei dunkjevle (*Typha latifolia*). Vegetasjonen var særlig frodig i Tomtestilla og Ringstilla. Tomtestilla er nesten gjengrodd.

Undersøkelsene av vannvegetasjonen i Stilla er konsentrert til vestre halvdel, nord for brua. Flytebladplantene gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), statupiggknopp (*Sparganium emersum*) og vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) dominerte i hele det undersøkte området, men var spesielt frodig i sørvest og vestre del opp til og med første sving. Langskuddplantene hornblad (*Ceratophyllum demersum*), storblærerot (*Utricularia vulgaris*) og buttjønnaks (*Potamogeton obtusifolius*) dannet store bestander særlig i sørvest, ut til ca. 1 m dyp, og var generelt mindre vanlig i de midtre delene av kroksjøen.

I Ringstilla dominerte flytebladplanten vanlig tjønnaks fullstendig, mens langskuddplanten buttjønnaks var vanlig på grunnere vann < 0,5 m. De frittflytende plantene andemat (*Lemna minor*) og stor andemat (*Spirodela polyrrhiza*) var forholdsvis vanlige i helofyttbeltene.

Tomtestilla var dominert av flytebladplanten gul nøkkerose og den frittflytende stor andemat.

Tabell 4. Vannvegetasjon i Stilla (STIL), Ringstilla (RING) og Tomtestilla (TOMT) i 2019. Mengdeangivelse: 1=sjelden, 2=spredd, 3=vanlige, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten.

*=driveksempelar.

Latinske navn	Norske navn	lokaliteter		
		STIL	RING	TOMT
ELODEIDER				
<i>Ceratophyllum demersum</i>	hornblad	4		
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	småttjønnaks			2
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	buttjønnaks	3-4	3-4	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	hertetjønnaks	1		
<i>Stuckenia pectinata</i>	busttjønnaks	*		
<i>Utricularia vulgaris</i>	storblærerot	4	2	
NYMPHAEIDER				
<i>Nuphar lutea</i>	gul nøkkerose	4-5		4
<i>Nymphaea alba</i>	hvit nøkkerose	2		
<i>Potamogeton natans</i>	vanlig tjønnaks	3	5	
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	pilblad	2		
<i>Sparganium angustifolium</i>	flotgras	1		
<i>Sparganium emersum</i>	stautpiggknopp	4	2	
LEMNIDER				
<i>Lemna minor</i>	andemat	2	2	2
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	stor andemat		2	4
Totalt antall arter		12	6	4

5.2 Økologisk tilstand

Eutrofiering fører til endringer både i artsantall, artssammensetning og dekningsgrad. Generelt sett er artsantallet størst i mesotrofe innsjøer og reduseres med økende (eller synkende) næringsinnhold. Dette skyldes at enkeltartene har ulike næringskrav, samt ulik toleranse overfor reduserte lysforhold og dårligere substrat som følge av økt algebiomasse (bl.a. Mjelde 1997). Innhold av leirpartikler er såpass høyt i alle kroksjøene at de, sammen med de humøse vannmassene, bidrar til dårlige lysforhold.

Økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering i de undersøkte kroksjøene ved Leira er vist i tabell 5. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at Tlc-indeksen er utviklet for innsjøer. Det foreligger ennå ingen tilsvarende indeks for kroksjøer, og heller ikke for leirvassdrag. Det er derfor noe usikkert om Tlc-indeksen kan brukes som den er på denne type lokaliteter. Vurderingene her må anses som foreløpige, men se diskusjonen i kap. 8.

Basert på trofi-indeksen Tlc kan tilstand for vannvegetasjonen karakteriseres som dårlig i Stilla og svært dårlig i Ringstilla og Tomtestilla (tabell 5).

Tabell 5. Økologisk tilstand for vannvegetasjonen (basert på Tlc-indeksen) i de undersøkte kroksjøene i 2019. Stilla kan karakteriseres som moderat kalkrik og humøs (type 202), mens de to øvrige karakteriseres som kalkrike og humøse (type 302,) og klassegrensene for disse innsjøtypene er brukt (jfr. Direktoratgruppen vanndirektivet 2018, www.vannportalen.no).

Kroksjø	NGIG innsjøtype	Tlc	Økologisk tilstand
Stilla	202	-16,7	Dårlig
Ringstilla	302	-66,7	Svært dårlig
Tomtestilla*	302	-75	Svært dårlig

*ikke brukt båt

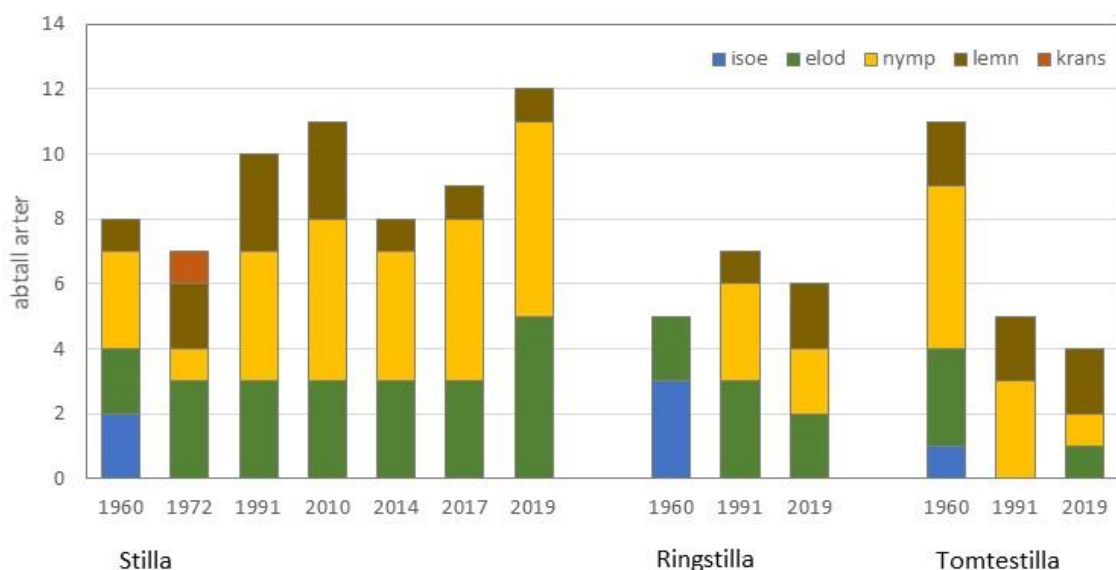
5.3 Endringer i forhold til tidligere

Vannvegetasjonen i kroksjøene er undersøkt flere ganger tidligere (Holtestaul 1961, Rørslett 1972, Brandrud og Mjelde 1992, Lindholm m.fl. 2010, Persson m.fl. 2015 og Kiland 2017), men av noe varierende omfang. Selv om metodikken kan ha vært noe ulik gir figur 7 en illustrasjon av variasjonene i artsantall, også innenfor de ulike livsformgruppene.

I 1960 hadde alle kroksjøene innslag av pusleplantevegetasjon (isoetider), men fra 1990-tallet er denne vegetasjonstypen forsvunnet, og innslaget av øvrige vegetasjonstyper er økt. Sjeldne arter som langskuddplanten busttjønnaks (*Stuckenia pectinata*) og den frittflytende stor andemat har vært i området i hvert fall siden 1960, og finnes fortsatt. Langskuddplanten hornblad ble første gang registrert i 2010 og er nå en av de dominerende artene i Stilla. Rødlisterarten korsandemat (*Lemna trisulca*) ble første gang registrert i Stilla i 1991, men er ikke observert etter 2010.

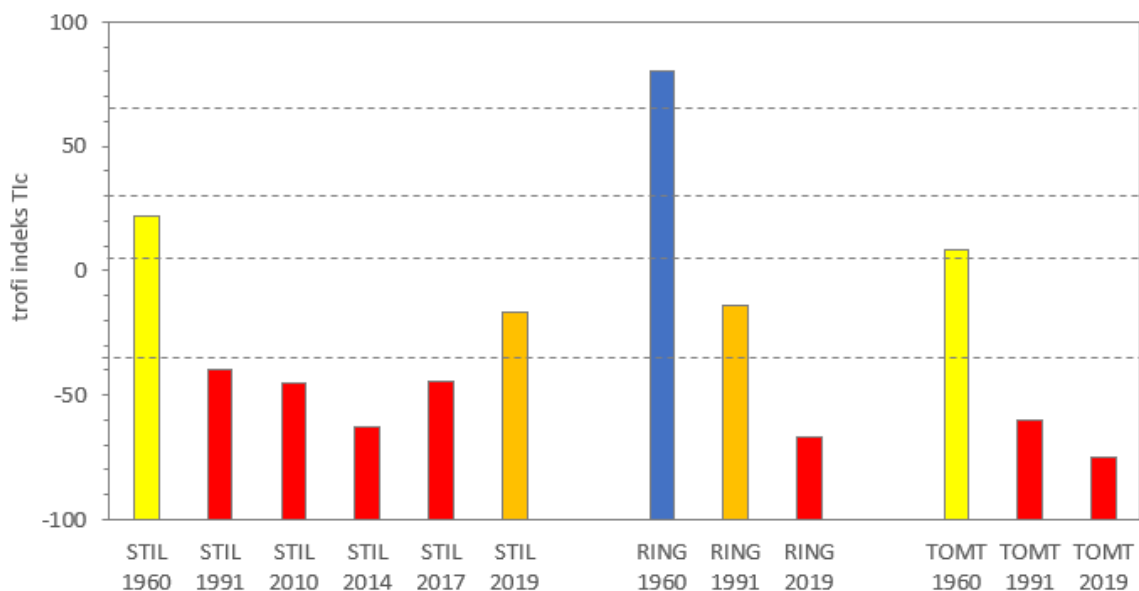
I perioden 1961-2019 har artsantallet i Stilla variert mellom 7 og 12 arter, og i alle år etter 70-tallet har flytebladplantene (nymphaeider) vært den største gruppa. Langskuddartene (elodeider) viste en økning i 2019, og kan muligens antyde bedre lysforhold, men dette er for tidlig å si. Artsantallet i Ringstilla har variert mellom 6 og 7 arter, og viste et klart skifte fra undervannsvegetasjon (kortsukudds- og langskuddvegetasjon) i 1961 til dominans av flytebladvegetasjon i 1991. Artsantall i Tomtestilla viste en kraftig nedgang fra 11 arter i 1961 til 4-5 arter senere år. Nedgangen skyldes nok

den kraftige tilgroingen av helofytter i denne perioden. Endringer både i artsantall og mengde er omfattende diskutert i Brandrud og Mjelde (1992).



Figur 7. Endringer i antall arter innenfor livsformgruppene i perioden 1960-2019. Data fra Holtestaul 1961, Rørslett 1972, Brandrud og Mjelde 1992, Lindholm m.fl. 2010, Persson m.fl. 2015 og Kiland 2017. isoe = isoetider, elod = elodeider, nymp = nymphaeider, lemn=lemnider og krans=kransalger.

Økologisk tilstand gjenspeiler endringene fra en vegetasjon dominert av undervannsplanter, vanlig i mer næringsfattige lokaliteter, til dominans av flytebladvegetasjon og enkelte tolerante langskuddarter, som er vanlige i næringsrike lokaliteter. I alle kroksjøene har tilstanden variert mellom svært dårlig og dårlig i mange år (figur 8).

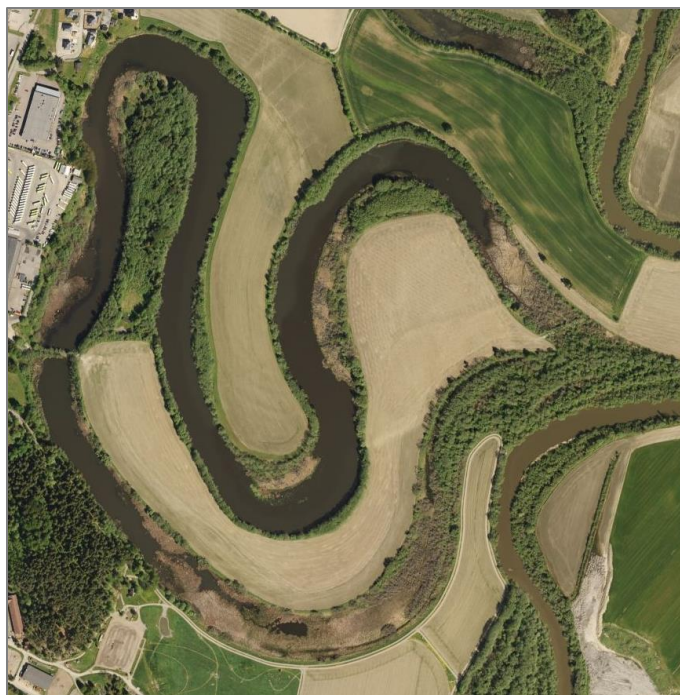


Figur 8. Endringer i økologisk tilstand i de tre kroksjøene i perioden 1960-2019. Basert på data fra Holtestaul 1961, Rørslett 1972, Brandrud og Mjelde 1992, Lindholm m.fl. 2010, Persson m.fl. 2015 og Kiland 2017. Fargekoder: blå=svært god, gul=moderat, oransje=dårlig og rød=svært dårlig tilstand. Stiplede linjer representerer grenselinjene mellom tilstandsklassene.

5.4 Tilgroings-situasjonen

I dette prosjekt er det ikke rom for inngående analyser og beregninger av tilgroings-situasjonen, men vi vil inkludere noen vurderinger, basert på tidligere analyser kombinert med enkle billedtolkninger.

Brandrud og Mjelde (1991) gjorde en omfattende studie av makrovegetasjonen i de tre kroksjøene, inkludert vurderinger av tilgroings-situasjonen. Stilla hadde allerede på 1960-tallet store bestander av elvesnelle, som økte fram til slutten av 1980-tallet. Tilgroingen av helofyttvegetasjon ser ut til å ha vært svært liten fra 1990 og fram til i dag (sml. figurer i Brandrud & Mjelde (1991) med flybilder i figur 9). Redusert tilgroing skyldes sannsynligvis en kombinasjon av dybdeforholdene (se dybdekart i vedlegg A) og dårlige lysforhold.



Figur 9. Stilla fotografert 1/6-2017 (fra norgeibilder.no).

I Tomtestilla og Ringstilla skjedde det en kraftig tilgroing av helofytter fram til 1990. Etter det har tilgroingen stoppet opp også her, og arealutbredelsen ser ut til å være omtrent den samme i 2019 (figur 10) som i 1990. Årsakene antas å være de samme som i Stilla, dvs. helofyttene har nådd maksimal dybdeutbredelse. De to dominerende helofyttene i området, elvesnelle og dunkjevle, har en maks. dybdegrense på 1-1,2 m dyp når det gjelder etablering av bestander (Brandrud m.fl. 1989). Dette innebærer at arealer dypere enn ca. 1 m ikke er tilgjengelig for denne type vegetasjon. Flyteblads- og undervannsvegetasjon vil kunne etablere seg dypere, avhengig av lysforholdene. I Stilla ble det ikke observert slik vegetasjon utenfor ca. 1 m. I Ringstilla ble undervannsvegetasjon bare observert ned til ca. 0,5 m dyp.



Figur 10. Ringstilla (venstre) og Tomtestilla (høyre), fotografert 1/6-2017 (fra norgeibilder.no).

6 Småkreps

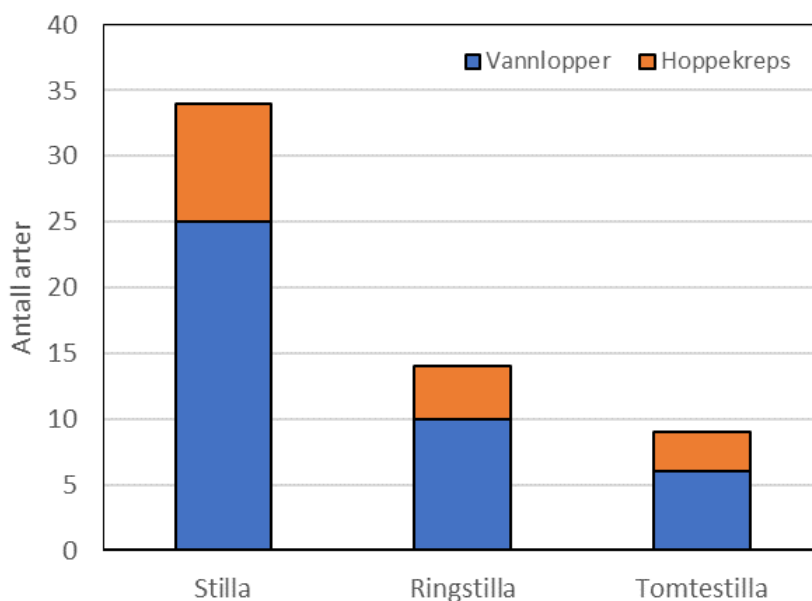
6.1 Artssammensetning

Det ble påvist til sammen 37 krepsdyrarter, henholdsvis 27 arter vannlopper og 10 arter hoppekreps (tabell 6). Det ble ikke registrert noen voksne calanoide hoppekreps, men i Ringstilla ble det funnet nauplier av calanoide hoppekreps.

Tabell 6. Krepsdyrsamfunnenes sammensetning (%) i kroksjøene ved Leira 2019

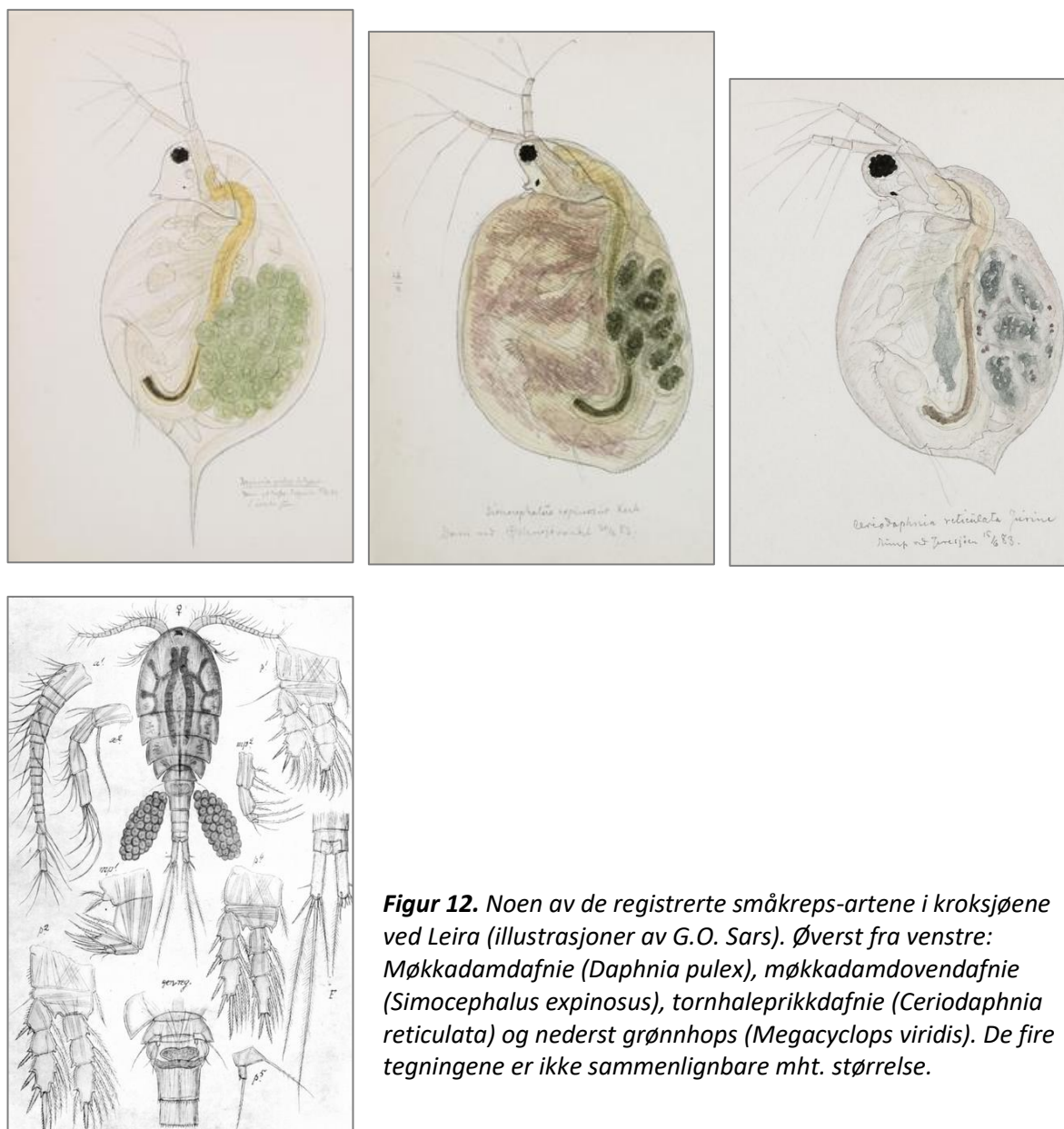
	Stilla	Ringstilla	Tomtestilla
Vannlopper			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	x		
<i>Latona setifera</i>	x		
<i>Sida crystallina</i>	x		
<i>Ceriodaphnia megops</i>	16.5	0.3	
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	5.3	x	
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	7.5	0.5	
<i>Daphnia longispina</i>	0.2		
<i>Daphnia pulex</i>			93.2
<i>Scapholeberis mucronata</i>	0.9	3.4	3.1
<i>Simocephalus expinosus</i>		0.3	0.5
<i>Simocephalus vetula</i>	1.2	0.3	
<i>Acroperus angustatus</i>	x		
<i>Acroperus harpae</i>	1.9		
<i>Alona affinis</i>	1.6		x
<i>Alona guttata</i>	0.1	0.3	
<i>Alona rectangula</i>	2.8		
<i>Alonella exigua</i>	5.9		
<i>Alonella nana</i>	0.4		
<i>Alonopsis elongata</i>	0.3		
<i>Chydorus sphaericus</i>	1.0	6.8	x
<i>Eurycercus lamellatus</i>	1.2		
<i>Graptoleberis testudinaria</i>	0.7	0.6	
<i>Pleuroxus laevis</i>	0.4		
<i>Pleuroxus truncatus</i>	x	0.1	0.4
<i>Pseudochydorus globosus</i>	x		
<i>Polyphemus pediculus</i>	0.4		
Hoppekreps			
Calanoide nauplier		5.2	
<i>Macrocyclus albidus</i>	0.4	0.1	x
<i>Macrocyclus fuscus</i>	x		
<i>Eucyclops denticulatus</i>	x		
<i>Eucyclops macruroides</i>	x	0.7	
<i>Eucyclops serrulatus</i>			0.1
<i>Ectocyclops phaleratus</i>	x		
<i>Megacyclops viridis</i>	0.4	0.1	x
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0.9	9.0	
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	0.1		
<i>Microcyclops varicans</i>	0.4		
Cyclopoide nauplier	29.1	51.2	1.6
Cyclopoide copepoditer	20.1	20.9	1.2
Vannlopper arter	25	10	6
Hoppekreps arter	9	4	3
Total arter	34	14	9

Artsantallet varierte fra 9 arter i Tomtestilla, 14 i Ringstilla og til 34 i Stilla (figur 11). I Tomtestilla ble det registrert seks hoppekreps og tre vannlopper, i Ringstilla fire hoppekreps og ti vannlopper og i Stilla 9 hoppekreps og 25 vannlopper. Krepssamfunnet i Stilla var dominert av kanthaleprikkdarnie (*Ceriodaphnia megops*) samt nauplier og copepoditer av cyclopoide hoppekreps, men børsthaleprikkdarnie (*C. pulchella*), tornhaleprikkdarnie (*C. reticulata*), snegledvergekrep (Alonella *exigua*) forekom også med relativt høy andel (>5 %). I Ringstilla dominerte nauplier og copepoditer av cyclopoide hoppekreps med vanlig kulekrep (Chydorus *sphaericus*), nauplier av calanoide hoppekreps og sommerhops (*Mesocyclops leuckarti*) som subdominante (> 5 %). I Tomtestilla var møkkadamdarnie (*Daphnia pulex*) fullstendig dominerende.



Figur 11. Antall arter av vannlopper og hoppekreps i kroksjøene i 2019.

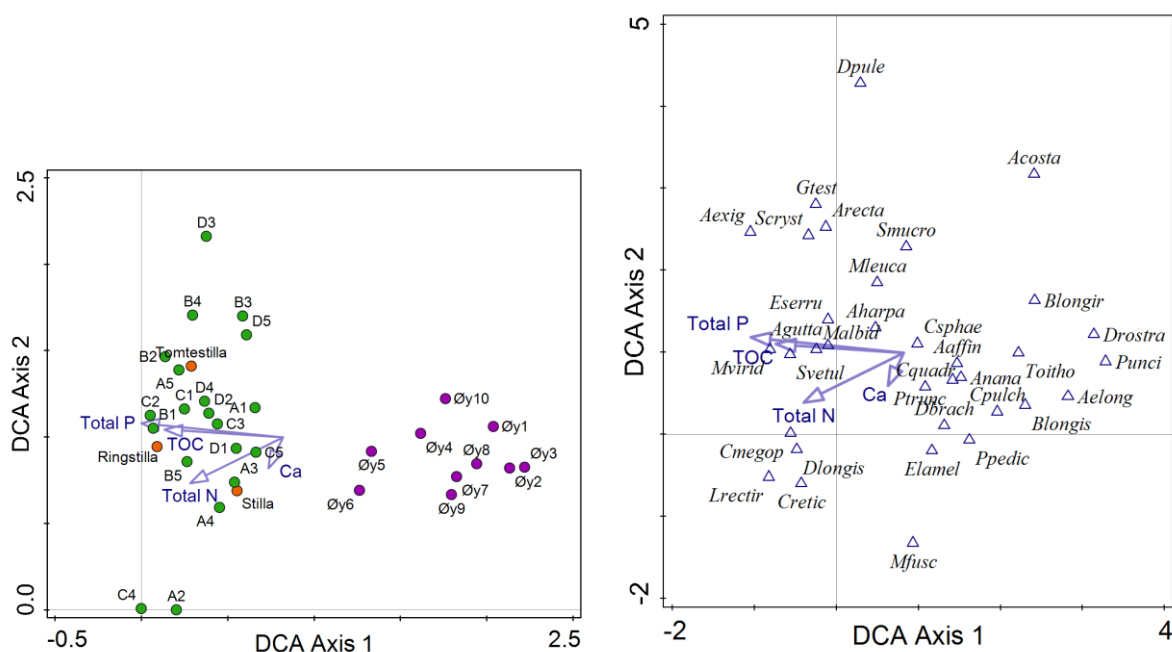
Mange av de registrerte artene forekommer både i innsjøer og dammer. Dette gjelder f.eks. vannloppene vannhinnedarnie (*Scapholeberis mucronata*), vanlig kulekrep (Pleuroxus *truncatus*) og hoppekrepsene korthalehops (*Macrocyclus albidus*) og sommerhops. De fleste er relativt vanlige arter, men hoppekrepsen skrevekrep (*Microcyclus varicans*) må betegnes som sjelden i Norge. Den er hovedsakelig funnet på Øst- og Sørlandet. En del av de andre artene er også relativt sjeldne. Dette skyldes i noen grad at det er arter som særlig lever i små dammer, en type vannforekomst som er forholdsvis lite undersøkt i Norge i forhold til regulære innsjøer. Slike typiske dam-arter som er registrert i denne undersøkelsen inkluderer vannloppene møkkadamdovendarnie (*Simocephalus expinosus*, registrert i Tomtestilla og Ringstilla), tornhaleprikkdarnie (registrert i Ringstilla og Stilla), kanthaleprikkdarnie (registrert i Ringstilla og Stilla) og hoppekrepsen grønnhops (*Megacyclus viridis*, registrert i alle tre kroksjøer). Ingen av de registrerte artene er rødlistet.



Figur 12. Noen av de registrerte småkrepss-artene i kroksjøene ved Leira (illustrasjoner av G.O. Sars). Øverst fra venstre: Møkkadamdafnie (*Daphnia pulex*), møkkadamdovendafnie (*Simocephalus expinosus*), tornhaleprikkdafnie (*Ceriodaphnia reticulata*) og nederst grønnhops (*Megacyclops viridis*). De fire tegningene er ikke sammenlignbare mht. størrelse.

Det er oss kjent ikke tidligere gjort undersøkelser av småkrepssfaunaen i kroksjøene ved Leira, men det foreligger undersøkelser fra en rekke små vannforekomster rundt Flisa i Hedmark, der hoveddelen av lokalitetene er kroksjøer. Vi har sammenlignet materialet fra kroksjøene ved Leira med Flisa-materialet. I denne sammenligningen har vi også inkludert materiale fra ti litorale stasjoner rundt Øyeren for å illustrere forskjellene mellom dammer og innsjøer. Sammenligningen er gjort med en DCA-analyse (figur 13). 1-aksen forklarte 19,8 % av variasjonen i datasettet og 2-aksen bidro med ytterligere 7,7 %. Langs 1-aksen grupperer Leira- og Flisa-materialet seg lengst til venstre, og småkrepssfaunaen i de to områdene er veldig lik. Til sammenligning fordeler stasjonene fra Øyeren seg lengre mot høyre langs 1-aksen, som altså kontrasterer «dam-lokalitetene» i Leira- og Flisa-materialet med innsjøstasjonene fra Øyeren. Det er verdt å merke seg at småkrepssamfunnene i de to nordligste Øyeren-lokalitetene, Øy5 (Monsrudvika) og Øy6 (Snekkervika) ligger i en midtstilling mellom samfunnene i Leira og Flisa-lokalitetene og lokalitetene som ligger lengre sør i Øyeren. Damlokalitetene ved Leira og Flisa er karakterisert av typiske dam-former som grønnhops, kanthaleprikkdafnie, tornhaleprikkdafnie, møkkadamdafnie og storskallekrepss (*Lathonura rectirostris*) mens Øyeren-

lokalitetene, og spesielt de mer sørliggende, er kjennetegnet ved innsjøformer som f.eks. klarvannskreps (*Alonopsis elongata*) og glassrovkreps (*Leptodora kindti*) (figur 13). På bakgrunn av DCA-plottet, med miljøvariablene lagt til passivt, kan det se ut til at variasjonen i krepsdyrsamfunnene langs med 1-aksen er korrelert med konsentrasjonen av total fosfor, totalt nitrogen og total organisk karbon. Øyeren-lokalitetene, og spesielt de sørligere, til høyre på 1-aksen, har relative lave nivåer av total fosfor, totalt nitrogen og total organisk karbon, mens Leira- og Flisa-lokalitetene har høyere nivåer av disse vannkjemiske parameterne. CCA-analysen viste at det bare var total fosfor og totalt nitrogen som var signifikant korrelert med variasjonen i krepsdyrsamfunnet (total fosfor: pseudo-F = 3,0 og p = 0.002; totalt nitrogen: pseudo-F = 1,8 og p = 0.008). Dog var bare 13,9 % av den totale variasjonen i småkrepssamfunnet forklart av disse to miljøvariablene, hvilket indikerer at det er andre viktige miljøvariablene som vi ikke har med i analysen. For eksempel har fiskepredasjon avgjørende betydning for krepsdyrsammensetningen. Mens fiskepredasjonen på småkreps er høy i Øyeren, er den lav i mange av Leira- og Flisa-lokalitetene, siden det ikke lever fisk i en del av dem. Ordinasjonsanalysen antyder altså at noe av forklaringen på at småkrepssamfunnene på de nordligste av Øyeren-lokalitetene er mer lik Leira- og Flisa-lokalitetene er at disse lokaliteter er mer eutrofierte enn de sørligere lokaliteter.



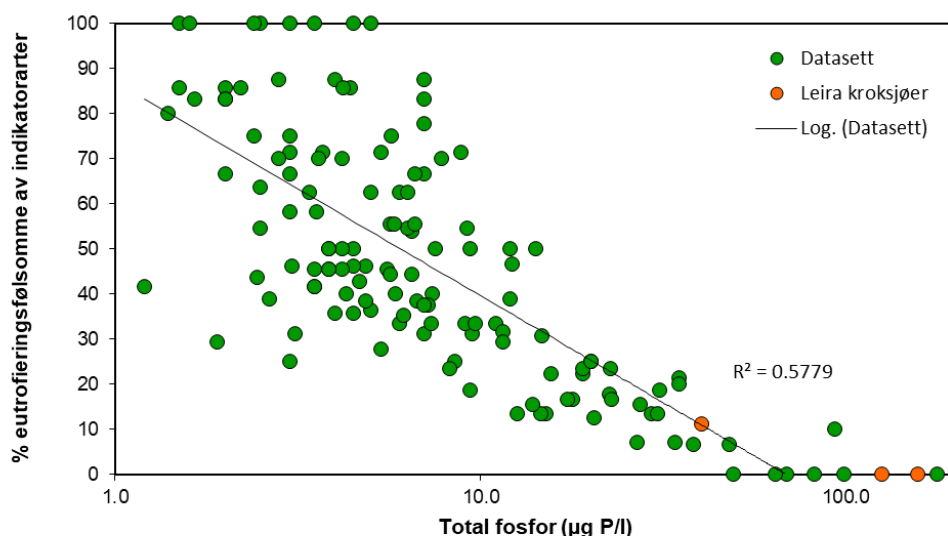
Figur 13. DCA-ordinasjon av småkrepssamfunnet (basert på forekomst/fravær av arter) i kroksjøene ved Leira (oransje sirkler) sammenlignet med små vannforekomster fra en tidligere undersøkelse (fra 2010) rundt Flisa (hoveddelen var kroksjøer, grønne sirkler), samt en rekke stasjoner fra Øyeren (fra 2017, lilla sirkler). Inkludert i ordinasjonsplottet er forskjellige miljøvariablene (total organisk karbon, total fosfor, totalt nitrogen og kalsium) som er lagt til passivt, dvs. de påvirker ikke ordinasjonen. DCA sample-plot til venstre (altså per lokalitet) og DCA species -plot til høyre (altså per art).

6.2 Tilstandsvurderinger

Eutrofiering medfører endringer i både artsantall og artssammensetning for småkreps. I norske innsjøer har antall småkrepsarter, som antall arter vannplanter, en unimodal fordeling langs eutrofi-eringsgradienten. For småkreps ser vi høyest antall arter ved en total fosforkonsentrasjon omkring 15-30 µg/l (Jensen m.fl. 2013), og lavere artsantall for lavere og høyere total fosforkonsentrasjoner. Resultatene fra kroksjøene ved Leira passer inn i dette mønsteret. Artsantallet avtok fra Stilla til

Tomtestilla samtidig som total fosfor-konsentrasjonen økte fra eutrofe til hypereutrofe nivåer. Ser man på forekomsten av et par av de karakteristiske dam-artene, møkkadamdafnie og møkkadamdovendafnie, samsvarer det også med total fosfor-gradienten i kroksjøene. Som de norske artsnavnene antyder, er disse to artene karakteristiske for veldig næringsrike dammer. Ingen av dem ble registrert i Stilla, men møkkadamdovendafnie ble funnet i Ringstilla og begge i Tomtestilla, med møkkadamdafnie som dominerende. Tomtestilla har da også høyere konsentrasjoner av total fosfor sammenlignet med Ringstilla og særlig Stilla. Under feltarbeidet ble det observert at krepsdyr-prøvene fra Tomtestilla hadde et rosa/rødt skjær, hvilket skyldes høye tettheter av møkkadamdafnie med hemoglobin i prøvene. Høye konsentrasjoner av hemoglobin hos dafnier, noe som spesielt kan observeres hos dam-formene møkkadamdafnie og kjempedafnie (*D. magna*) i næringsrike dammer, er en tilpasning til oksygenfattig miljø, ved at dyrene effektiviserer oksygenopptaket. Denne observasjonen tyder på at oksygenkonsentrasjonene var veldig lave i Tomtestilla på prøvetakingstidspunktet, noe som underbygges av at det ble observert illeluktende (mulig H_2S) gytjeaktig sediment med mye helt svart organisk materiale. Det må nevnes at oksygenmålingene (kap. 4.1) ikke stemmer overens med disse resultatene.

Indikatoren «andel eutrofieringsfølsomme arter av småkreps» avspeiler også næringsstoffkonsentrasjonen i Leir-kroksjøene (figur 14). Det er ikke fastsatt klassegrenser for økologisk tilstand for denne indikatoren, men alle de tre kroksjøene hadde meget lav andel følsomme arter sammenlignet med de fleste av innsjøene i det større datasettet fra Sør- og Sørøst-Norge. Andelen var 0 % i Ringstilla og Tomtestilla og 11 % i Stilla.



Figur 14. Andel eutrofieringsfølsomme småkreps (vannlopper og hoppekreps) som funksjon av total fosforkonsentrasjon fra kroksjøene ved Leira sammenholdt med et større antall innsjøer i Sør- og Sørøst-Norge. Kroksjøene er lagt inn i etterkant og påvirker ikke regresjonen (logaritmisk trendlinje).

Det er ennå ikke utviklet indekser for å vurdere økologisk tilstand for småkreps i forhold til eutrofiering. Likevel indikerer småkrepssamfunnene at kroksjøene er i den eutrofe/hypereutrofe del av eutrofieringsgradienten, med økende trofigrad fra Stilla til Ringstilla og med Tomtestilla som den mest næringsrike lokaliteten.

7 Amfibier

Miljø-DNA ble testet for stor- og småsalamander, spissnutefrosk, buttsnutefrosk og nordpadde, men prøvene var negative for alle amfibiene.

De kjønnsmodne individene av frosk og padde oppholder seg i vann hovedsakelig under egglegging i april og tidlig mai. Etter dette forekommer de kun sporadisk i vann og kan være vanskelige å påvise med miljø-DNA. Rumpetrollene metamorfoserer (overgang til voksne individer) vanligvis i juli og vil også i stor grad være ute av vannet i slutten av august, som var prøvetidspunktet for denne undersøkelsen.

Når det gjelder buttsnutefrosk, spissnutefrosk og nordpadde kan manglende påvisning skyldes innsamlingstidspunktet for miljø-DNA prøvene. Tilgjengelig habitat og påvist forekomst av alle tre arter i umiddelbar nærhet, gjør at forekomst i en eller flere av de undersøkte kroksjøene er sannsynlig.

Manglende påvisning av salamanderartene tyder på at disse ikke er til stede i de tre lokalitetene, da disse normalt ville hatt noen voksne individer i vann, samt alle larvene. Imidlertid kan en sikker påvisning med miljø-DNA bare gjøres i parringstiden i mai og tidlig juni, så resultatene er noe usikre.

8 Samlet tilstandsvurdering

8.1 Innledning

I forbindelse med innføringen av EUs vanndirektiv er det utarbeidet en rekke indekser for å kunne fastsette økologisk tilstand for elver og innsjøer.

Vannvegetasjonen er et av de biologiske elementene som benyttes for å vurdere effekter av eutrofiering i innsjøer (se klassifikasjonsveilederen, Direktoratgruppen for Vanndirektivet 2018), og for klassifisering av økologisk tilstand benyttes trofiindeksen T1c. Denne har tidligere vært benyttet for kroksjøer (f.eks. Mjelde m.fl. 2016) og anses som brukbar også for denne type vannforekomster.

Det er også utviklet en trofi-indeks for elver (Direktoratsgruppen 2018), men den er tilpasset rennende vann, hvor både substratet og artsdiversiteten er forskjellig fra stillestående vann (som innsjøer og kroksjøer), og vurderes som lite egnet for kroksjøene.

Et ferdig utviklet klassifiseringssystem for eutrofieringspåvirkning på småkrepssamfunnet foreligger ikke ennå. Vi kan derfor ikke vurdere økologisk tilstand for kroksjøene på bakgrunn av småkrepssamfunnet. Likevel gir undersøkelsene av småkrepssamfunnet verdifull tilleggsinformasjon. Vi har regnet ut indikatoren «andel eutrofieringsfølsomme arter av småkrepssamfunnet» og sammenholdt resultatene fra kroksjøene med et større datamateriale.

Det er ikke utarbeidet indekser for økologisk tilstand for amfibier.

Det er ikke utarbeidet grenselinjer for vannkjemiske parametere i leirpåvirkede innsjøer, heller ikke for turbide innsjøer generelt. Vi har derfor beregnet tilstanden ved å benytte klassegrenser for leirvassdrag (elver). I tillegg til total fosfor har vi også inkludert løst fosfat, som er anbefalt å benytte i denne type vassdrag (ved susp. stoff median >10 mg/l).

God-moderat-grensa for total fosfor i leirvassdrag er avhengig av leirdekningsgrad og erosjon. Vi antar at erosjonen i kroksjøene er betraktelig lavere enn i selve elva, og har derfor benyttet god-moderat-grensa for leirdekningsgrad på 20 %, dvs. 40 µg/l (Direktoratsgruppen 2018, side 115). God-moderat-grensa for løst PO₄ i leirvassdrag er satt til 10 µg/l. Det er ikke utarbeidet grenselinjer for tilstand dårligere enn moderat, hverken for total fosfor eller løst fosfat.

8.2 Tilstandsvurdering for kroksjøene 2019

Økologisk tilstand iht. Vannforskriften kan bare vurderes for vannvegetasjon og vannkjemiske støtteparametere (siktedypsdata foreligger ikke), sammenstilt i tabell 7. Småkrepssamfunnet er inkludert i tabellen, men denne indeksen er under utvikling og inngår ikke i Vannforskriften. Den er ikke inkludert i samlet tilstand, men tatt med her for sammenlikningens skyld, se for øvrig kap. 6.2.

Økologisk tilstand bestemmes i utgangspunktet av de biologiske kvalitetselementene og regelen om at «det verste styrer». Dersom fysisk-kjemiske støtteparametere viser dårligere tilstand enn de biologiske elementene, skal disse inkluderes i samlet tilstand. Dette gjelder bare dersom biologisk tilstand er god eller svært god, og kan bare trekke tilstanden ned til moderat (Direktoratsgruppen 2018).

Tabell 7. Samlet vurdering av økologisk tilstand for kroksjøene 2019. Tilstand for vannplanter (Tlc) og vannkjemiske støtteparametere i forhold til eutrofiering. Tilstand: D=dårlig, SD=svært dårlig.

innsjø	vannplanter Tlc	vannkjem samlet	småkreps	Samlet tilstand
Stilla	D	D	dårlig	D
Ringstilla	SD	SD	dårligere	SD
Tomtestilla	SD	SD	dårligst	SD

Økologisk tilstand for vannplantene i Stilla er vurdert som dårlig, noe som understøttes av de vannkjemiske støtteparametere (jfr. tabell 7). I henhold til regelen om at «det verste styrer» er tilstanden for Stilla vurdert som dårlig.

Ringstilla og Tomtestilla viser svært dårlig tilstand for vannvegetasjon noe som også understøttes av de vannkjemiske støtteparametere.

Det ble ikke påvist oksygenfrie forhold i noen av kroksjøene i mars 2019.

Undersøkelsene av småkrepsfaunaen støtter opp under resultatene for vannvegetasjonen og de kjemiske støtteparametere. Indikatoren «andel eutrofieringsfølsomme arter av småkreps» viser at alle kroksjøene er meget næringsrike i det eutrofe til hypereutrofe sjiktet, med økende trofigrad fra Stilla til Ringstilla og med Tomtestilla som den mest næringsrike lokaliteten. Arts sammensetning og antall arter gir samme inntrykk, med veldig få arter i Tomtestilla og Ringstilla og forekomst av arter som er typisk for veldig næringsrike dammer, spesielt i Tomtestilla og Ringstilla.

8.3 Vurdering av indeksene

Økt forekomst og evt. tilgroing av helofytter og vannplanter forekommer både i næringsfattige og næringsrike vannforekomster og skyldes ikke økt eutrofiering. Tilgroingen går imidlertid fortere, og bestandene blir ofte tettere under næringsrike forhold (Mjelde 1986). I næringsfattige lokaliteter vil det være arter med lave næringskrav som dominerer mens næringskrevende arter dominerer i næringsrike lokaliteter.

Trofiindeksen Tlc er utviklet basert på artenes forekomst langs fosfor-gradienten (jfr. Penning et al. 2008). Dårlig og svært dårlig tilstand for vannvegetasjonen i kroksjøene skyldes altså at vannvegetasjonen her er dominert av tolerante arter, dvs. arter som er vanligst og som dominerer i næringsrike lokaliteter. Trofi-indeksen sier ingenting om tilgroingen og tilgroingshastigheten.

Trofi-indeksen Tlc har vært brukt for kroksjøer og flomdammer på elvesletter i andre fylker (Mjelde m.fl. 2014, 2015, 2016) med godt resultat, og resultatene samsvarer forholdsvis godt med eutrofi-situasjonen generelt og med kunnskapen om artenes forekomst i næringsrike kontra næringsfattige lokaliteter. Vi mener derfor at trofi-indeksen for innsjøer gir et tilfredsstillende bilde på eutrofi-situasjonen i kroksjøene på Leiras elveslette, selv om de er preget av leirpartikler.

For de fysisk-kjemiske støtteparametere har vi benyttet total-fosfor og total-nitrogen. I tillegg har vi inkludert ortofosfat, som er foreslått brukt i leirvassdrag, dvs. leirelver. For kroksjøene er det en klar sammenheng mellom suspendert stoff og total-fosfor, noe som viser at det høye fosfor-innholdet for en stor del kommer fra leirpartiklene. Bruk av total-fosfor og løst fosfat, som anbefalt for leirvassdrag, er derfor brukt her. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at klassegrenser for fosfor i

elver generelt er mindre strenge enn for innsjøer. Dessuten er det sannsynligvis klart større biomasse av vannplanter og planteplankton i kroksjøene i forhold til elva. Disse tar opp og binder en stor andel løst fosfat. På grunn av nevnte forhold anses tilstandsvurderingene basert på vannkjemiske støtteparametere som svært usikre.

8.4 Mulige årsaker til for dårlig tilstand

Ifølge Vannforskriften skal det gjennomføres tiltak i innsjøer og elver der økologisk tilstand er lavere enn god. Liknende krav foreligger ikke for kroksjøer. Vi mener imidlertid at resultatene fra tilstandsvurderingene her vil være et viktig innspill til forvaltningen av kroksjøene.

Høye verdier av fosfor skyldes for en stor grad leirpartikler. Imidlertid regner vi med at kroksjøene tidligere har mottatt og kanskje fortsatt mottar fosfor fra nærområdene, noe som også kan ha medvirket til interne lagre av næringsstoffer i sedimentene. Selv om kroksjøene, i hvert fall Ringstilla og Stilla, har kontakt med elva i flomperioder, er vannutskiftningen redusert og næringsstoffene omsettes mer internt i kroksjøene.

Høye verdier av nitrogen tyder på kraftig forurensning fra landbruket. I tillegg har flere av kroksjøene periodevis høye ammonium-konsentrasjoner (NH_4). Forhøyede verdier i vekstsesongen kan tyde på direkte avrenning fra kloakk eller husdyrgjødsel. NH_4 fra nedbrytning av organisk materiale under anoksiske forhold i dypvannet kan også ha bidratt til de høye verdiene.

9 Restaurering

9.1 Innledning

Sammenlignet med en del andre land, som f.eks. Sverige, Danmark, Tyskland og USA, har Norge gjort lite for å skjytte og restaurere/rehabiliterer ødelagte flommarksområder (Kjærstad og Eriksen 2014). Forslag til tiltak i enkelte områder er foreslått (bl.a. Dervo m.fl. 2019) og i forslag til nasjonal restaureringsplan for våtmark for perioden 2014-2018 inngår også noen flommarksområder (DN 2012).

Siden de ble avsnørt fra elva på 17- og 1800-tallet har kroksjøene ved Leira gjennomgått en naturlig suksesjon som blant annet har medført økt sedimentering av både uorganisk materiale (særlig tilført leire fra selve elva i flomperioder) og organisk materiale. Dette har ført til en økende tilgroing med både vann- og sumpvegetasjon, og etter hvert økt innslag av terrestrisk vegetasjon. Dette er i utgangspunktet en naturlig prosess. Kroksjøene har imidlertid også lenge vært kraftig påvirket av landbruksforurensning (Pedersen og Krogh 1992). Økt næringsinnhold medfører at tilgroingen går fortere. Storfé-beitingen som var vanlig rundt kroksjøene fram til 1960 holdt deler av sumpvegetasjonen nede (Brandrud og Mjelde 1992), men førte også til økt næringsinnhold i kroksjøene. Redusert beiteaktivitet i området har også vært med på å fremskynde tilgroing av hele området generelt og kroksjøene spesielt. Nedbryting av store mengder organisk materiale fører til høyt oksygenforbruk og perioder med oksygenvinn, som har negativ innvirkning på både flora og fauna.

Flomdempende tiltak og regulering av Øyeren har ført til mindre flompåvirkning i kroksjøene. Dette har bl.a. ført til at tilgroingsprosessen går fortere. Videre er elvas muligheter til å grave nytt løp betydelig redusert gjennom flomforbygninger og vei- og jernbanebraene som er anlagt, og som fikserer elveløpets posisjon. Menneskelig påvirkning har sannsynligvis akselerert suksesjonen i eksisterende kroksjøer og bremsert dannelsen av nye, og sjansene for at det dannes nye kroksjøer på Leiras elveslette er kraftig redusert (Pedersen og Krogh 1992).

Ved vernetidspunktet i 2016 var tilgroingen kommet svært langt i kroksjøene, og på grunn av menneskelig påvirkning (regulering, landbruksforurensninger og redusert beiteaktivitet) er det lenge siden tilstanden i kroksjøene kunne vurderes som urørt. Manglende flompåvirkning og utspyling fører til opplagring og nedbrytning av organisk materiale i kroksjøene, med bl.a. ytterligere eutrofiering og dårlige oksygenforhold som resultat. Redusert beiting samvirker med reguleringen og landbruksforurensningen og fremskynder over tid gjengroingsprosessen. Imidlertid har kroksjøene fortsatt stor verdi som økologiske systemer, med forholdsvis rikt plante- og dyreliv. Tidligere, da kroksjøene hadde kontakt med selve elva, var de også et viktig gyte- og oppvekstområde for flere fiskearter fra Øyeren (Pedersen og Krogh 1992).

I den videre diskusjonen om restaurering av kroksjøene ved Leira er det naturlig å ta utgangspunkt i verneformålet. Målsetningen for vernet av Stilla og Ringstilla er å beholde verdiene i mest mulig urørt tilstand, og eventuelt videreutvikle dem (Klima- og miljødepartementet 2016). Det er ikke helt klart hva som menes med denne formuleringen. Ønsker man å stoppe suksesjonen og beholde lokalitetene mest mulig like som de var på vernetidspunktet? Dette vil i så fall medføre relativt omfattende tiltak. Ønsker man å tilnærme seg en mest mulig naturlig hastighet på suksesjonen, dvs. begrense påvirkningen av antropogen forurensning av næringsalter? Det siste vil etter hvert kunne gi en annen artssammensetning og dominansforhold enn forholdene ved vernetidspunktet.

Stilla og Ringstilla tilhører naturtypen «kroksjøer, flomdammer og meandrerende elveparti» som ble vurdert som sterkt truet (EN) i norsk rødliste for naturtyper både i 2011 og i 2018 (Lindgaard & Henriksen 2011, Artsdatabanken 2018). Det er registrert flere truede plante- og dyrearter i området (Høitomt og Olsen 2014). Kroksjøene har dessuten stor betydning for våtmarksfugl, både til hekking og som rasteplass under trekk. I tillegg er Stilla viktig for friluftslivet og med fugletitting og kano-padling (jfr. Høitomt og Olsen 2014, Klima- og miljødepartementet 2016). Våre undersøkelser i 2019 viste en fortsatt forholdsvis artsrik vannvegetasjon, særlig i Stilla, men det ble ikke registrert rødliste-arter i 2019. Undersøkelsene av småkreps i 2019 viste et samfunn med en del arter hvis utbredelse hovedsakelig er begrenset til forskjellige typer dammer. Samfunnene i Leira-kroksjøene var dessuten ganske likt det som er funnet tidligere i kroksjøene ved Flisa, og vesentlig forskjellig fra småkreps-samfunnene i Øyeren. Siden slike små vannforekomster er under sterkt press av forskjellig menneskelig aktivitet, er Leira kroksjøene viktige levesteder for denne småkrepsfaunaen lokalt/regionalt. Amfibier ble ikke registrert i noen av kroksjøene i 2019, men forekomst kan ikke utelukkes.

Det anbefales å vurdere hvilke biologiske verdier man ønsker å prioritere. Det er f.eks. ikke mulig å opprettholde en forekomst av amfibier og evt. store arter av småkreps samtidig med en fiskebestand. Ved en naturlig prosess hvor lokalitetene sakte, men sikkert gror igjen, er det helt naturlig at fisk forsvinner. Videre bør man vurdere hvorvidt man ønsker restaurering av alle kroksjøene, og i så fall om samme type tiltak skal innføres for alle.

Fra et bredt naturfaglig synspunkt vil det mest optimale være å la naturens egne prosesser få lov til å fortsette å utforme landskapet. Dette ville antageligvis også koste minst i form av skjøtselstiltak. Imidlertid er elvas mulighet til meandring redusert, bl.a. på grunn av flomdempende tiltak som reguleringen av Øyeren (Pedersen og Krogh 1992) og forbygninger. Så lenge vannføringsregimet i Leira er modifisert, vil elva sannsynligvis ha liten mulighet for videre meandring og utforming av nye kroksjøer. Over tid vil derfor disse lokalitetene forsvinne og ikke erstattes av nye. Dynamikken på flomsletta er påvirket og «konservering» av situasjonen ved vernetidspunktet er nødvendig hvis målet er å beholde lokalitetene som kroksjøer. Tiltak vil kunne øke «levetiden» til disse lokalitetene.

Gjengroingsprosessen i Tomtestilla og Ringstilla er kommet langt, men på grunn av dybdeforhold og kanskje ugunstig substrat, ser tilgroingen ut til å ha stoppet opp eller har gått svært sakte etter 1990. Også i Stilla har det vært lite tilgroing etter 1990. Kroksjøene har nå sannsynligvis bare kontakt med selve Leira i flomsituasjoner og tilførsler av leirmateriale fra elva er dermed redusert. Dette antas å ha redusert tilgrunningshastigheten, og dermed å ha påvirket tilgroingen. Med mulig unntak av Tomtestilla ser det derfor ikke ut til å være noen umiddelbar fare for at kroksjøene skal gro igjen i løpet av de neste årene. Men på lengre sikt (noe lengre tidsperspektiv enn 30 år) vil også de delene av kroksjøene som har åpent vann få vegetasjonsdekke etter hvert som de dypere delene av kroksjøene fylles opp. Det er fortsatt store tilførsler og nedbrytning av organisk materiale i kroksjøene, noe som fører til dårlige oksygenforhold, særlig på vinteren.

9.2 Vurdering av tiltak

Skjøtsel og restaurering av elvesletta, inkludert kroksjøene, er omtalt og vurdert flere ganger, bla. Brandrud og Mjelde (1992), Pedersen og Krogh (1992), Høitomt og Olsen (2014) og Svae (2014).

Det er viktig at målsetningen med forvaltningen av kroksjøene er klar, f.eks. hvorvidt man ønsker å konservere dagens tilstand eller tilnærme seg naturtilstanden for disse lokalitetene. Da er det viktig å vite at naturtilstanden i denne type lokaliteter er svært dynamisk. Hvis ikke målsetningen er klar kan det være vanskelig å gjennomføre tiltak, og ikke minst å evaluere effekten opp mot målsetningen i ettertid. Før nye tiltak vurderes anbefaler vi derfor å foreta en nøye gjennomgang av forvaltningsmålene og vurdere om disse bør defineres på nytt/justeres.

I dette prosjektet er det ikke rom for noen omfattende vurdering av ulike restaureringstiltak. Vi fokuserer bare på biologiske forhold i selve vannforekomstene, dvs. vannplanter, småkrepser og amfibier, og gir noen innspill til hva som er viktig for å opprettholde disse verdiene. Sumpvegetasjon og terrestrisk vegetasjon, samt fauna tilknyttet disse, anses vurdert i andre prosjekter (se Høitomt og Olsen 2014).

- 1) Næringstilførselene fra nærområdene bør reduseres så mye som mulig. Som påpekt i tidligere rapporter er det viktig å opprettholde gode kantsoner mellom nærområdene og kroksjøene, særlig for å redusere næringstilførselene fra jordbruksområdene og bebyggelse. Kantsonene vil også redusere avrenningen av leirpartikler fra jordene og dermed forsinke videre tilgrunning av kroksjøene. Det bør også holdes kontroll over eventuelle næringstilførsler og leirpartikler via tilførselsbekker.
- 2) Perioder med fiskedød i Stilla kan skyldes dårlige oksygenforhold, men også høye ammoniumkonsentrasjoner er negativt for fisk. Denne type lokaliteter kan være viktige gyte- og oppvekstområde for fisk, men manglende vannutskiftning gjør at Stilla sannsynligvis ikke er noe egnet levested for voksen fisk over tid. Det bør derfor vurderes om tiltaket med å pumpe inn friskt vann på vinteren skal videreføres.
- 3) Det antas at det i flomperioder fortsatt går noe vann fra Leira inn i Stilla (jfr. Svae 2014). Innløps- og utløpsbekken Rottabekken er imidlertid svært gjengrodd, noe som virker oppstuvende på vannet og gir redusert gjennomstrømming i Stilla (Svae 2014). For å forbedre gjennomstrømmingen og dermed oksygenforholdene i Stilla har Svae (2014) utredet flere alternativer for oppgraving av Rottabekken og evt. terskelbygging i inn- og utløpsområdene. Utgraving av utløpsbekk kan medvirke til drenering av kroksjøen og senkning av vannstand, som kan gi økt tilgroing. Innsetting av heve-senke-terskel vil kunne motvirke dette. Dette er imidlertid kostbart. Dersom man åpner Stilla mot Leira er det også mulig at den fremmede vannplanten vasspest (*Elodea canadensis*), som finnes i Nordbytjern i øvre del av vassdraget, vil komme inn og etablere seg i Stilla. Forslaget fra Svae (2014) om å etablere en ny og mer effektiv innløpsbekk i nordre deler av Stilla kan derfor være mer aktuelt enn å åpne for innløp fra Leira. Her er det imidlertid viktig å sikre at denne bekken ikke fører med seg økte næringsstoffer og leirpartikler til Stilla. Og man bør selvfølgelig påse at vasspest fra andre områder ikke tilføres via denne bekken.
- 4) Veifyllingene over Stilla hindrer også gjennomstrømmingen, og bidrar dessuten til en fragmentering og oppdeling av Stilla i to bassenger, som kan føre til forskjellige vannkjemiske forhold og kanskje delvis ulike økologiske samfunn. Effekter av en forbedret gjennomstrømming bør vurderes.
- 5) En av årsakene til den kraftige tilgroingen av kroksjøene etter 1960 er antatt å være redusert storfe-beite i området, og gjeninnføring av beite har vært foreslått. Vi tilrår imidlertid ikke

gjeninnføring av beite. Dette fordi kroksjøene nå har svært liten vannutskiftning og beite vil føre til ytterligere næringsbelastning.

- 6) Fjerning av vannvegetasjon, helt eller delvis, uten å redusere næringsinnholdet, vil føre til økt oppblomstring av alger, både planteplankton og begroingsalger (flytende algematter og/eller algevekst på vegetasjon og substrat). Dette er derfor ikke aktuelt i kroksjøene.
- 7) Fjerning av deler av helofyttvegetasjonen for å øke andelen åpent vannspeil og/eller mudring av hele eller deler av kroksjøene er tidligere foreslått både for Leiras elveslette (Brandrud og Mjelde 1992, Høitomt og Olsen 2014) og for andre elvesletter (f.eks. Dervo m.fl. 2019). Fjerning av ytre deler av helofyttvegetasjonen er mulig så lenge man sikrer brede nok kantsoner mellom vannforekomstene og jordbruksarealene. Så lenge det ser ut til at tilgroingen er redusert/stoppet opp anses ikke dette tiltaket som nødvendig foreløpig.

9.3 Etterundersøkelser

Uansett hvilke tiltak man bestemmer seg for er det viktig at suksesskriterier defineres på forhånd, og at tiltakene følges opp nøye, slik at man kan forstå hvilke tiltak som er mest fornuftige, eventuelt hva som ikke gikk som forventet og hvorfor.

10 Referanser

- Angell-Petersen, S. 2012. Faggrunnlag for naturtypen: Kroksjøer, flomdammer og meandrerende elveparti. Sweco, Norge (upubl.)
- Artsdatabanken 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet 10.10.2019 fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlisterforaturtyper>
- Brabrand, Å. 1992. Status og framtid for fisk i Nedre Leira. Skedsmo kommune. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI). Rapp. 133-1992.
- Brandrud, T.E.; Mjelde, M. 1992. Undersøkelse av makrovegetasjon i nedre del av Leira og i kroksjøer på Leiras elveslette. Vannbruksplanutvalget for Romerike, VBPU-rapport nr. 12.
- Brandrud, T.E.; Mjelde, M.; Rørslett, B. 1989. Vegetasjonsundersøkelser i Nitelva, Akershus 1988. NIVA-rapport LNR. 2300.
- Davidson, A.G., Kjærstad, G. 2015. Kartlegging av biologisk mangfold i kroksjøer i Nord-Trøndelag. NTNU Vitenskapsmuseet. Naturhistorisk notat 2015-6.
- Demars, B., Anglès d'Auriac, M., Thaulow, J., Brænden, R., Mjelde, M. 2018. Kartlegging av vasspest i Vannområde Leira-Nitelva 2018. NIVA-rapport 7303-2018.
- Dervo, B.K., Zinke, P., Nygård, M., Bergene Strømme, A-S., Often, A., Mjelde, M., Vedum, T., Gjershaug, J.O. 2019. Våtmarksrestaurering i kroksjøer og evjer langs Storelva i Ringerike og Hole kommuner. NINA-rapport 1640.
- Direktoratsgruppen 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiserings-system for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2018.
- DN 2012. Nasjonal plan for restaurering av våtmark. Utvalgelse av lokaliteter. Direktoratet for naturforvaltning. Høringsutkast.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis; an improved ordination technique. – *Vegetatio* 42 47-58.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, New York.
- Høitomt, T., Olsen, K.M. 2011. Utkast til overordnet skjøtselsplan for Leirelvslettene i Skedsmo og Fet kommuner. Biofokus-rapport 2011-4.
- Holttestaul, O. 1961. Kroksjøer og dammer ved Leira. En limnologisk undersøkelse. Hovedoppg., Univ. Oslo (upubl.).
- Jensen, T. C., Walseng, B. & Museth, J. 2015. Does flooding mitigation measures affect cladoceran and copepod communities in floodplain water bodies? - *Hydrobiologia*: 1-16.

- Jensen, T.C., Dimante-Deimantovica, I., Schartau, A.K. & 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>
- 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.
- Kiland, H., Våge, K.Ø. 2017. Tilstandsklassifisering av fire vannlokaliteter i Leira-Nitelva ut fra vannvegetasjon. Faun rapport 024-2017.
- Kjærstad, G. Eriksen, T.E. 2014. Kroksjø, flomdam og meandrerende elveløp. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann (revidert håndbok 13). Utkast til faktaark pr 28.11.2014.
- Klima- og miljødepartementet 2016. Kongelig resolusjon. Forslag til grenseendring av Åkersvika naturreservat og opprettelse av Stilla og Brautestilla naturreservat. <https://www.regjeringen.no>.
- Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.
- Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Lindholm, M., Haaland, S., Gjemlestad, L.J. 2010. Overvåking av vassdrag på Romerike 2010 og samlet vurdering av økologisk tilstand for perioden 2008-2010. NIVA-rapport 6121-2011.
- Mjelde, M. 1986. Tilgroing og vegetasjonsutvikling i 5 bynære vann, Oslo. NIVA-rapport LNR. 1819.
- 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 Inr. 3755-97.
- Mjelde, M., Eriksen, T-E., Edvardsen H. 2014. Kartlegging av kroksjøer og flomdammer i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal. NIVA-rapport 6644-2014.
- Mjelde, M., Eriksen, T-E., Edvardsen H. 2015. Kartlegging av kroksjøer og flomdammer i Hedmark. NIVA-rapport 6826-2015.
- Mjelde, M., Eriksen, T-E., Edvardsen H. 2016. Kartlegging av kroksjøer og flomdammer i Troms. NIVA-rapport 7004-2016.
- Mjelde, M., Langangen, A. Bækken, T., Pedersen, T. Gausemel, S. 2010. Handlingsplan for kalksjøer – Veileder for inventering i kalksjøer. Fylkesmannen i Oppland, miljøvern avdelingen, Rapp. nr. 4/10.
- Olsen, K.M. 2014. Kvalitetssikring av naturtyper kartlagt som Kroksjøer, flomdammer og meandrerende elveparti i Buskerud i 2013. Biofokus-rapport 2014-13.
- Pedersen, E., Krogh, O.J. 1992. Skjøtselsplan for kroksjøene på Leirelvsletta. Vannbruksplanutvalget for Romerike, VBPU-rapport nr. 13.

Penning, W.E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J. 2008 Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology*, vol. 42, no 2: 237-251.

Persson, J., Moe, T.F., Edvardsen, H., Friberg, N. 2015. Biologisk overvåking i Vannområde Leira-Nitelva 2014. Revidert rapport. NIVA-rapport 6816-2015.

Rørslett, B. 1972. Resipientundersøkelser i Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rømuia. Rapportdel II: Botaniske undersøkelser. NIVA-rapport O-55/68.

Smart, A. S., Tingley, R., Weeks, A. R., van Rooyen, A. R., & McCarthy, M. A. 2015. Environmental DNA sampling is more sensitive than a traditional survey technique for detecting an aquatic invader. *Ecological applications*, 25(7), 1944-1952.

Solheim, A. L., Schartau, A. K., Bongard, T., Bækkeli, K. A. E., Dokk, J. G., Edvardsen, H., Moe, T. F., Gjelland, K. Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T. C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O. T., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2018. ØKOSTOR 2017: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet, NIVA-rapport 7287-2018.

Straile, D. & Geller, W. 1998: Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. - *Advances in Limnology*. 53: 255-274.

Svae, P.S. 2014. Stilla, Skedsmo kommune. Restaurering av kroksjø. Utmarksavdelingen for Akershus og Østfold. Rapport nr. 7, 2014.

ter Braak, C. J. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. - *Ecology* 67: 1167-1179.

ter Braak, C. J. F. & Šmilauer, P. 2012. CANOCO Reference Manual and User's Guide: Software for Ordination (version 5.0). - Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.

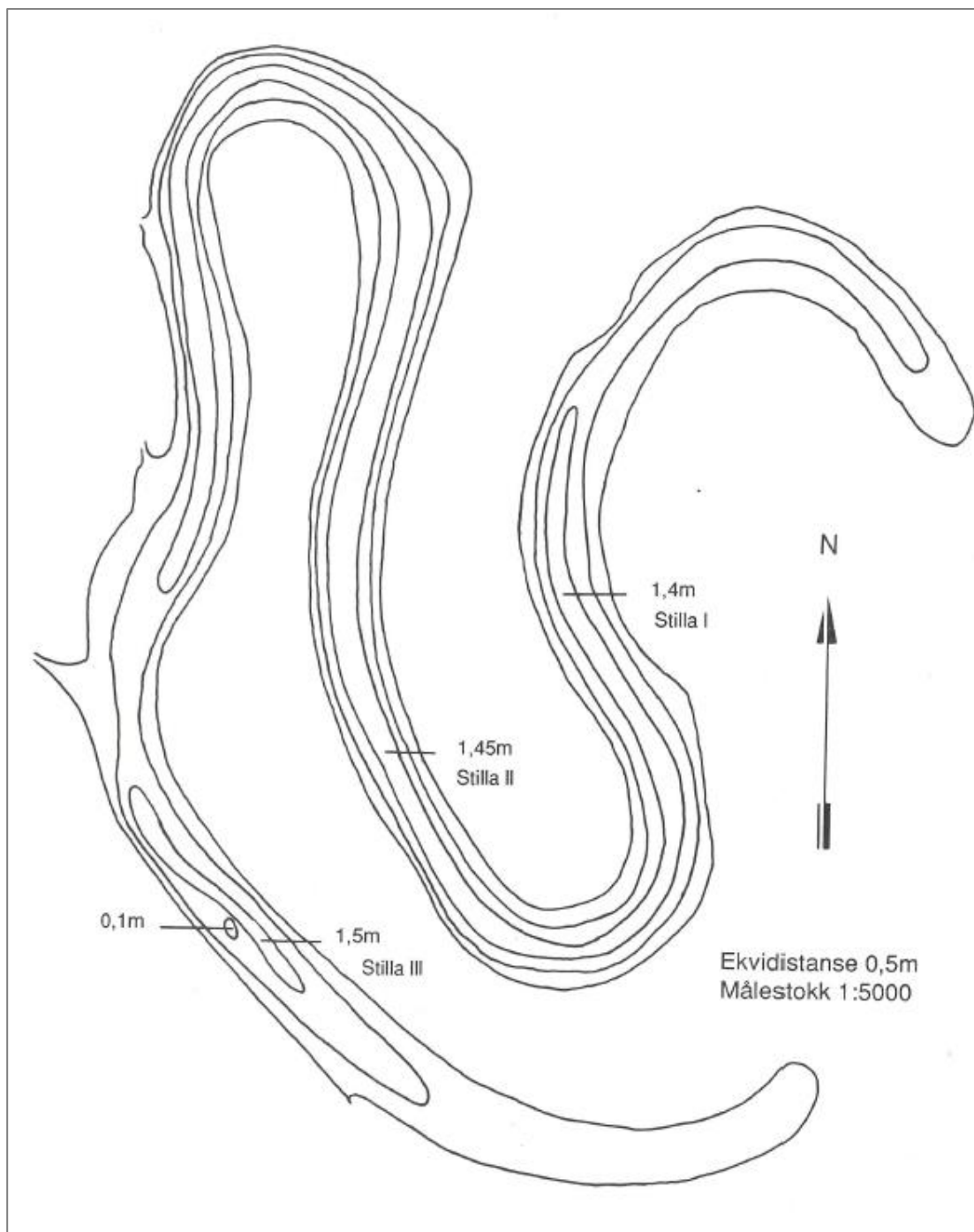
Taugbøl, A., Dervo, B.K., Sivertsgård, R., Brandsegg, H. & Fossøy, F. 2018. Bruk av miljø-DNA til overvåking av små- og storsalamander. NINA Rapport 1476. Norsk institutt for naturforskning.

Thomsen, P. F., Kielgast, J. O. S., Iversen, L. L., Wiuf, C., Rasmussen, M., Gilbert, M. T. P., ... & Willerslev, E. 2012. Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular ecology*, 21(11), 2565-2573.

Walseng, B. & Halvorsen, G. 2005. Littoral microcrustaceans as indices of trophic. - *SIL Proceedings*, 1922-2010 29: 827-829.

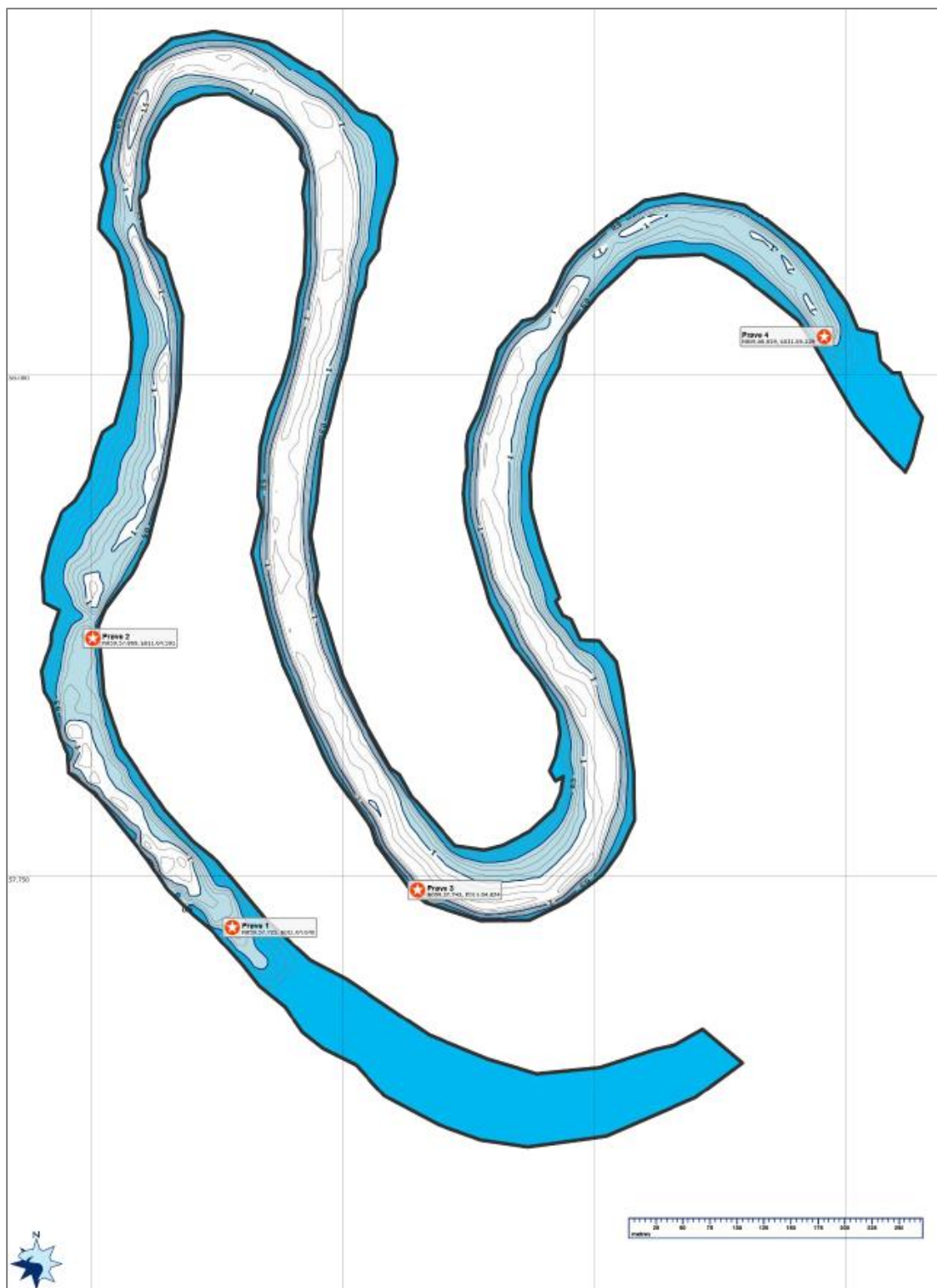
Vedlegg A. Dybdeforhold i Stilla

Dybdeforholdene i Stilla i 1961 (hentet fra Holtestaul 1961)



Dybdeforholdene i Stilla 2014 (fra Svæ 2014).

Blått markerer områder grunnere enn 0,5 m, mens lyseblått markerer områder mellom 0,5 og 1 m dyp.



NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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