

1824

NINA Rapport

Overvåking i Linnévassdraget, Svalbard, 2017 og 2019

Kunnskapsgrunnlag og utprøving av metodikk for framtidig
overvåking av ferskvann på Svalbard

Martin-A. Svenning, Ann Kristin Schartau & Birger Skjelbred



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Overvåking i Linnévasstrøket, Svalbard, 2017 og 2019

Kunnskapsgrunnlag og utprøving av metodikk for framtidig
overvåking av ferskvann på Svalbard

Martin-A. Svenning, Ann Kristin Schartau & Birger Skjelbred

Svenning, M-A., Schartau, A. K. & Skjelbred, B. 2020. Overvåking av Linnévassdraget, Svalbard, 2017 og 2019. Kunnskapsgrunnlag og utprøving av metodikk for framtidig overvåking av ferskvann på Svalbard. NINA Rapport 1824. Norsk institutt for naturforskning.

Tromsø, november 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4583-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Cathrine Henaug (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-1904|2020

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE

Linnévatnet © Foto: M-A. Svenning

NØKKEWORD

- Linnévassdraget, Svalbard
- ferskvann
- innsjø og elver
- overvåking
- klimaendringer

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Martin-A. Svenning, Ann Kristin Schartau & Birger Skjelbred. 2020. Overvåking i Linnévasdraget, Svalbard, 2017 og 2019. Kunnskapsgrunnlag og utprøving av metodikk for framtidig overvåking av ferskvann på Svalbard. NINA Rapport 1824. Norsk institutt for naturforskning.

Linnévasdraget er en av de best undersøkte ferskvannssystemene på Svalbard og er foreslått som en mulig lokalitet for framtidig overvåking av ferskvann på Svalbard. I 2017 og 2019 ble det foretatt ferskvannsekologiske undersøkelser i Linnévasdraget. Hovedmålsettingen med undersøkelsen var å øke kunnskapsgrunnlaget for biologisk mangfold og fysisk-kjemiske forhold, samt prøve ut metodikk for overvåking og tilstandsklassifisering, og derav etablere logistikk for framtidig ferskvannsovervåking på Svalbard.

Undersøkelsen av Linnévatnet omfattet vannkjemi, fysisk-kjemiske forhold, planteplankton, krepsdyrplankton, litorale småkreps, litorale bunndyr og fisk. Fra Linnéelva (utløpselva) ble det tatt bunndyrprøver, samt at det ble satt opp fangstfelle for å registrere oppvandrende sjørøye. Prøvetakingen fulgte, i den grad det var hensiktsmessig, vannforskriftens metodikk for overvåking og tilstandsklassifisering på fastlandet, med nødvendig tilpasning til klimatiske forhold og infrastruktur på Svalbard.

Linnévatnet er kald-monomiktisk med maksimum vanntemperaturer nær 6°C i hele vannsøylen på sommeren og stort sett under 1°C i den islagte perioden. Det har vært en viss økning i lufttemperaturen de siste årene, noe som har ført til senere islegging og dermed økt isfri periode. Innsjøen er kalkrik (Ca-innhold omkring 40 mg/l), med høy pH (7,9) og lave konsentrasjoner av fosfor og nitrogen. Linnévatnet er brepåvirket med lavt siktedyp (ca. 2 m) og høy turbiditet (3 FNU). Både mengden og diversiteten av planteplankton er lav og med en artssammensetning som er typisk for næringsfattige innsjøer, med unntak av forekomsten av kiselalger fra slekten *Ulnaria*. Tettheten og diversiteten av krepsdyrplankton er også lav, med nær total dominans av vannloppen *Macrothrix hirsuticornis* i gruntvannsområdene, og hoppekrepsen *Cyclops abyssorum* i de åpne vannmassene. Bunndyrsamfunnene består av fjærmygg (sannsynligvis bare to arter), fåbørstemark, rundormer, samt bare én vårflueart (*Apatania zonella*). Røyebestanden er splittet i en anadrom og en resident fraksjon, og i 2017 ble det registrert nærmere 1800 oppvandrende sjørøyer i fangstfella i Linnéelva.

Vi anbefaler at framtidig overvåking av innsjøer og elver på Svalbard i all hovedsak bør følge tilsvarende metodikk som er etablert i den nasjonale overvåkingen i Fastlands-Norge. For å kunne gi gode estimer på mengde og sammensetning av de viktigste artene av flora og fauna må imidlertid innsamlingsinnsatsen økes vesentlig. I tillegg må flere innsamlingsmetoder kombineres for å sikre et tilstrekkelig materiale fra ulike habitater. DNA-metodikk kan være en godt supplement til tradisjonelle metoder, blant annet for artsbestemmelse av fjærmygg.

Det norske klassifiseringssystemet mangler klassegrenser for brepåvirkede innsjøer. Dersom vi bruker klassegrenser som er foreslått for Gjende (en brepåvirket fjellsjø i Fastlands-Norge), vil Linnévatnet klassifiseres til *moderat* økologisk tilstand mht. fysisk-kjemiske forhold (fosfor og siktedyp) og til *god* økologisk tilstand mht. planteplankton. Tilstandsklassifiseringen er imidlertid beheftet med betydelig usikkerhet fordi erfaringsgrunnlaget for de foreslåtte klassegrensene er svært begrenset. Det norske klassifiseringssystemet for planteplankton og fysisk-kjemiske støttparametere er så langt ikke prøvd ut for andre innsjøtyper på Svalbard (for eksempel klarvannsjøer og kalkfattige innsjøer). Klassifiseringssystemet er uegnet for bunndyr og krepsdyrplankton, og det må etableres et klassifiseringssystem som er tilpasset det artsfattige dyresamfunnet i vassdrag på Svalbard.

Martin-A. Svenning (martin.svenning@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Framsenteret, PO 6606 Langnes, 9626 Tromsø

Ann Kristin Schartau (ann.schartau@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo

Birger Skjelbred (birger.skjelbred@niva.no), Norges institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Vassdragsbeskrivelse	7
3 Metoder og materiale	9
3.1 Innsamling av prøver.....	9
3.2 Analyser av kjemiske/fysiske parametere.....	11
3.3 Analyser av planteplankton, krepsdyr og bunndyr.....	11
3.4 Innsamling og analyse av fisk.....	12
3.5 Klassifisering av økologiske tilstand.....	13
4 Resultater og diskusjon	15
4.1 Vanntemperatur, siktedyp og vannfarge.....	15
4.2 Vannkjemi.....	17
4.3 Planteplankton.....	20
4.4 Krepsdyrplankton.....	22
4.5 Bunndyr.....	24
4.6 Fisk/røye.....	26
5 Samlet vurdering og anbefalinger	31
6 Referanser	34
7 Vedlegg	37
7.1 Primærdata fra de limnologiske undersøkelsene gjennomført i 2017 og 2019.....	37

Forord

Kunnskapen om ferskvannøkosystemene på Svalbard er svært mangelfull, og med de store miljø- og klimaendringene som nå finner sted i Arktis, er det behov for å øke overvåkingen av ferskvann på Svalbard. Med basis i arbeidet i den norske ekspertgruppen for overvåking av ferskvann i Arktis ('Norwegian Freshwater Expert Network') ble Linnévasdraget på Svalbard foreslått som en mulig overvåkingslokalitet. Det ble deretter tildelt midler fra Miljødirektoratet for å prøve ut metodikk og logistikk i Linnévasdraget i 2017 og 2019. Målsettingen var at kunnskap og erfaringer fra denne overvåkingen ville utgjøre en nødvendig basis for eventuell framtidig overvåking av innsjøer og elver på Svalbard.

Prøvetakingen har, i den grad det var hensiktsmessig, fulgt vannforskriftens metodikk for overvåking og tilstandsklassifisering, med nødvendig tilpasning til klimatiske forhold og infrastruktur på Svalbard.

Vi retter en stor takk til Vegard Årthun Bergane som bidro med innsamling både i 2017 og 2019, samt til Mirjam Artmark Aanesen og Julia Cuypers for hjelp med innsamlingen i 2017. Vi takker også Anders Lindseth som var behjelpelig med transport av personell og utstyr mellom Longyearbyen og Linnévasdraget, samt forsendelse av prøver fra Longyearbyen til NIVAs laboratorium i Oslo.

Vi takker også flere av våre medarbeidere på NINA; Knut Andreas E. Bækkelie for bearbeiding av innsamlede bunndyrprøver og for taksonomiske bestemmelser, Oddvar Hanssen for taksonomiske bestemmelser av fjærmygg, Thomas Correll Jensen for hjelp med feltutstyr og taksonomiske bestemmelser av krepsdyr og Bjørn Walseng for opplæring av feltpersonell.

De vannkjemiske analysene ble utført på NIVAs analyselaboratorium, og vi takker spesielt Elisabeth Lie for kvalitetssjekk av analysene og Tomas Adler Blakseth for utfyllende informasjon om de vannkjemiske resultatene. Vi retter også en spesiell takk Odd Terje Sandlund som har kvalitetssikret rapporten.

Vi takker Miljødirektoratet for finansiering av prosjektet, og spesielt til Steinar Sandøy for rask og konstruktiv tilbakemelding gjennom hele prosjektperioden.

Tromsø, desember 2020

Martin-A. Svenning
(prosjektleder)

1 Innledning

Flora og fauna i elver og innsjøer i Arktis er under økende trussel fra blant annet klimaendringer, økt ressursbeskatning og forurensinger. Det er også ventet vesentlig større klimaendringer i arktiske områder enn andre steder på kloden, spesielt ved økende lufttemperatur og nedbør (Hansen-Bauer mfl. 2019). Kunnskapen om ferskvannssystemene på Svalbard, som representerer det viktigste området i norsk Arktis, er svært mangelfull, og med de store miljø- og klimaendringene som nå finner sted, er det behov for å øke overvåkingen av ferskvann på Svalbard. Det er derfor viktig å dokumentere dagens tilstand i ferskvann i Arktis, samt påvise eventuelle endringer i det biologiske mangfoldet over tid.

Brittain mfl. (2020) gir en sammenstilling av eksisterende kunnskap om ferskvann på Svalbard, samt en detaljert beskrivelse av status for biologisk mangfold på øyriket. Rapporten foreslår også konkrete ferskvannlokaliteter som bør inngå i en eventuell framtidig overvåking, deriblant Linnévasdraget.

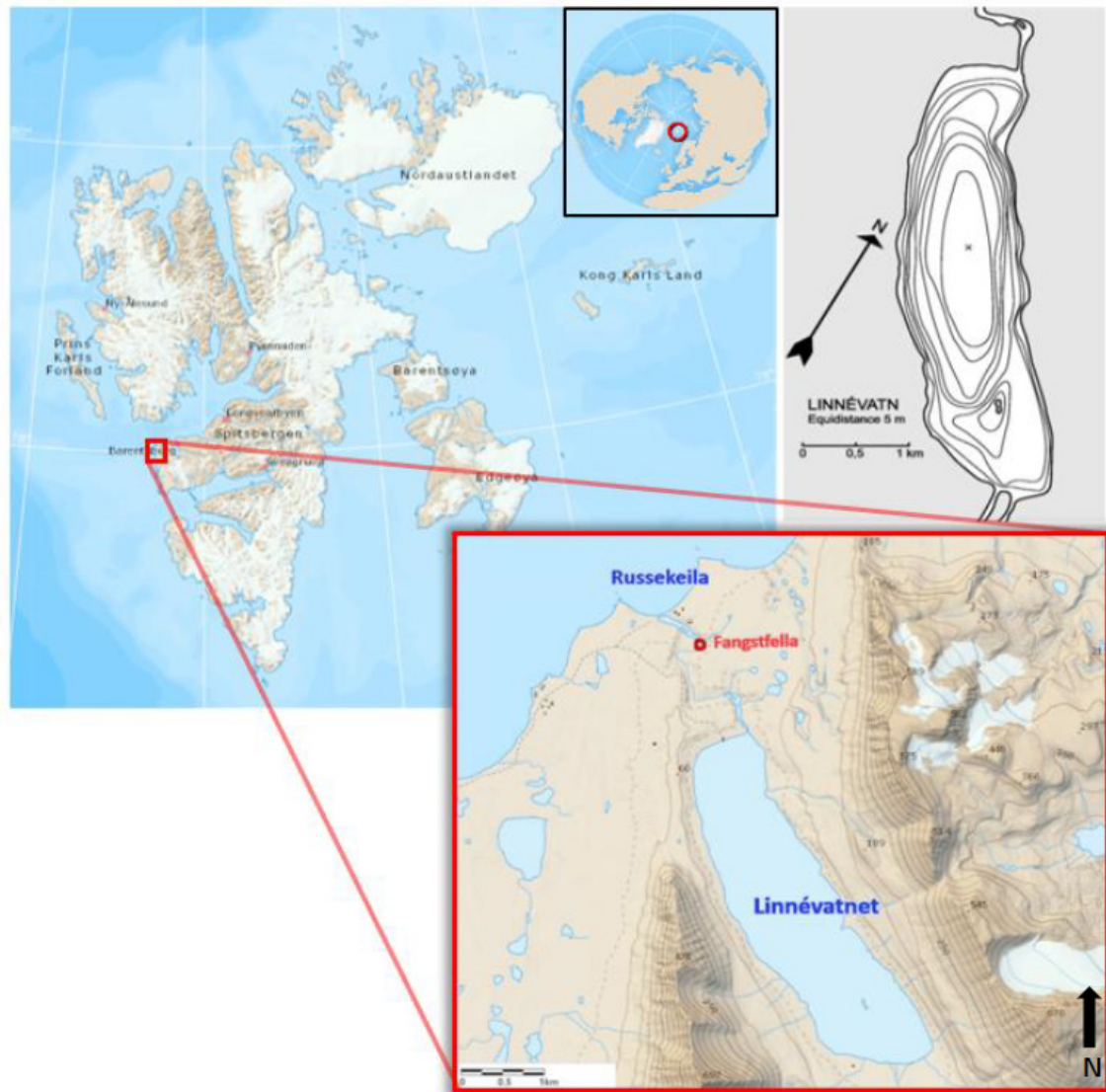
Overvåking av ferskvannlokaliteter på Svalbard er svært krevende, da de fleste vannforekomstene ligger langt fra nærmeste bosetning. Av sikkerhetsmessige hensyn, samt for å kunne tilfredsstille kravene til lagring og analyse av prøver (gjelder spesielt vannkjemiske analyser), er muligheten for rask transport mellom prøvetakingslokaliteten og Longyearbyen et viktig kriterium for utvelgelse av overvåkingslokalitet (se Brittain mfl. 2020). Dette betyr at lokaliteter som er tilgjengelig via en kort båtture fra Longyearbyen eller Ny-Ålesund er enklest å overvåke. Kysttokt, der en kan benytte større båter, gjør det imidlertid mulig å nå lokaliteter/områder som ellers er lite tilgjengelig, men dette forutsetter at vannkjemiske analyser kan gjennomføres på båten/lokaliteten. De lokalitetene som ligger lengst unna kan nås relativt raskt med helikopter, men helikoptertransport fra Longyearbyen er utfordrende på grunn av høye kostnader og generelt strenge restriksjoner. Tilgjengelighet og logistikk er derfor en stor utfordring ved overvåking av ferskvannlokaliteter for store deler av Svalbard.

Med utgangspunkt i forslagene til innsjøer som bør inngå i et overvåkingsprogram på Svalbard, samt de logistiske utfordringene ved transport, prøvetaking og analyser, ønsket Miljødirektoratet å prøve ut metodikk for overvåking i ett vassdrag på Svalbard. Linnévasdraget, som ligger i underkant av seks mil (med båt) fra Longyearbyen, ble valgt som modellsystem, og ferskvanns-økologiske undersøkelser ble gjennomført i 2017 og 2019. Fiskebestanden i innsjøen har vært relativt grundig undersøkt flere ganger, mens kunnskapen om andre ferskvannsøkologiske forhold er mangelfull.

Hovedmålsettingen med undersøkelsen i Linnévasdraget var å øke kunnskapsgrunnlaget for biologisk mangfold og fysisk-kjemiske forhold, samt prøve ut metodikk for overvåking og tilstandsklassifisering, og derav etablere logistikk for å kunne gjennomføre framtidig overvåking i vassdrag på Svalbard. Prosjektet skulle så langt det var hensiktsmessig følge vannforskriftens metodikk for overvåking og tilstandsklassifisering, men tilpasses klimatiske forhold og infrastruktur på Svalbard.

2 Vassdragsbeskrivelse

Svalbard består i hovedsak av fire store øyer; Nordaustlandet, Spitsbergen, Edgeøya og Barentsøya, samt en del mindre øyer. Linnévassdraget (78°3'N og 13°50'E) ligger på Nordenskiöld Land, Spitsbergen, i den ytre delen av Isfjorden (**figur 1**). Nedslagsfeltet (55 km²) domineres av kalkrike bergarter, der berggrunnen stort sett består av sandstein og skifer (Bøyum og Kjensmo 1978). Linnévatnet har tilrenning fra blant annet Linnébreen som ligger øverst i Linnédalen. Denne breen har minsket med nærmere 1,8 km de siste 80 årene, og derav nærmere 1 km de siste 20 årene (Svenning mfl. 2020).



Figur 1. Oversiktskart over Svalbard med detaljert kartutsnitt av studieområdet (kopiert fra www.npolar.no), samt dybdekart over Linnévatnet med 5 m dybdekoter (kopiert fra Bøyum og Kjensmo 1978).

Linnévatnet har et overflateareal på 4.6 km² og er den fjerde største innsjøen på Svalbard og den tredje største på Spitsbergen. Innsjøen ligger 10 m over havnivået og maksdypet er 37 m. Isen går stort sett i perioden 10-15. juli, mens isen legger seg i siste halvdel av oktober (Svenning mfl. 2007).

Linnévatnet er i likhet med mange andre innsjøer på Spitsbergen karakterisert ved lite nedbør, tykk is, kort isfri periode, relativt lave sommervanntemperaturer, lav næringstilførsel, lav produksjon og lav biodiversitet (Bøyum og Kjensmo 1978; Svenning 2015, Brittain mfl. 2020). Vanntemperaturen om vinteren i Linnévatnet er stort sett fra 0 (like under isen) til 0,5-1 °C på bunnen, mens maksimumstemperaturen kan komme opp i 6-7 °C på sensommeren og høsten (Svenning mfl. 2007). Isgangen skjer rundt 10. juli, mens isen legger seg igjen i siste halvdel av oktober (Svenning 2015). I de siste 5-6 årene (etter 2013) synes den isfrie perioden å ha økt en del (Cao mfl. 2018), stort sett på grunn av senere islegging. På grunn av det kalde vannet, samt mye vind, vil hele vannsøyla omrøres sommerstid, noe som fører til nærmest samme temperatur fra bunn til overflate. Det inntreffer derfor bare én omrøring, og innsjøen karakteriseres som 'kald-monomiktisk' (Svenning 2015). Det finnes imidlertid et par innsjøer på Spitsbergen der vanntemperaturen sommerstid kan komme opp i 10-12 °C (Svenning mfl. 2015). Lenger nord på Svalbard, derimot, f.eks. i Arkvatnet på Nordaustlandet, blir maksimumtemperaturen sjelden over 2-3 °C på sommeren/høsten, og i enkelte år kan isen ligge hele året (Svenning 2015). Siktedypet i Linnévatnet kan variere en del, grunnet bresmeltingen i nedslagsfeltet, men har som oftest vært målt til 2-3 m (Bøyum og Kjensmo 1978; Svenning mfl. 2007; Svenning mfl. 2020).

Utløpselva fra Linnévatnet, Linnéelva, er relativt bred, ca. 2,2 km lang, og renner ut ved Russekeila, Isfjorden (**figur 2**). Noen små dammer på sletta øst for Linnévassdraget danner små bekker som drenerer ut i Linnéelva. Vannføringen i Linnéelva er relativt stabil fra siste halvdel av juni til månedsskiftet september/oktober, noe som fører til at sjørøya på sommerstid kan foreta årlige vandringar til og fra Isfjorden. I de øvrige ni månedene (oktober-juni) er Linnéelva tørket inn, og fisk har dermed ingen mulighet til å vandre mellom innsjøen og havet. Ved Russekeila danner Linnéelva en ca. 300 m lang lagune, der saltvann trenger inn ved høyvann/flo. Vanntemperaturen i Linnéelva varierer fra ca. 0,5 °C i juni til nærmere 7 °C i august (Svenning 2015).

Røye er den antatt eneste ferskvannsfisken som lever og reproducerer i Linnévassdraget. I tillegg vandrer det av og til opp pukcellaks (*Oncorhynchus gorboscha*), uten at de klarer å reproducere i vassdraget. Det har også vært fanget trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) i Linnévatnet (Svenning mfl. 2015), men det antas at heller ikke denne arten reproducerer i vassdraget. I sommersesongen blir det ofte observert steinkobbe (*Phoca vitulina*), spesielt i laguna, men noen ganger også lenger opp i Linnéelva. Det fanges av og til sjørøye med bitemerker som trolig stammer fra steinkobbe. Det finnes hekkende smålom (*Gavia stellata*) ved vassdraget. Den er hovedvert for fiskeandmakk (*Diphyllobothrium ditremum*), som danner cyster på innvollene til røya, og kan gi store infeksjoner, særlig hos eldre stasjonære fisk (Svenning mfl. 2007).

Linnévassdraget ligger forholdsvis nær bosetningene på Svalbard, dvs. i luftlinje ca. fem mil fra Longyearbyen, ei mil fra Barentsburg, og en knapp times gange fra hotellet på Isfjord Radio. Dette fører til at Linnévassdraget er et av de mest besøkte røyevassdragene på øygruppa, og dermed potensielt sett utsatt for relativt høy beskatning. Vassdraget innehar både stasjonær og anadrom røye. I 2005 og 2008 ble det satt opp fangstfelle i Linnéelva, og i perioden fra slutten av juli til slutten av august ble det registrert henholdsvis 750 og 1900 oppvandrende sjørøyer i fangstfella (Svenning mfl. 2020). Ifølge fangstrapportene fra Sysselmannen ble det fanget 16-77 fisk årlig i perioden 2008-2016, tilsvarende gjennomsnittlig 46 fisk per år. Rapporteringen har imidlertid vært mangelfull, og det har aldri vært rapportert fangster fra den russiske befolkningen i Barentsburg.

3 Metoder og materiale

3.1 Innsamling av prøver

Feltarbeid og innsamling av de biologiske kvalitetselementene (planteplankton, dyreplankton, litorale krepsdyr/bunndyr og fisk), samt de vannkjemiske støtteparameterne, ble foretatt i Linnévatnet og Linnéelva i 2017 og inntil to perioder i 2019 (**tabell 1**).

Tabell 1. Tidspunkt for innsamling av biologiske kvalitetselementer (planteplankton, dyreplankton, litorale krepsdyr/bunndyr og fisk) og vannkjemiske støtteparametere i Linnévatnet og Linnéelva i 2017 og 2019.

Kvalitetselement/parameter	Habitat	-----2017-----				-----2019-----	
		30.07.2017	05.08.2017	20.08.2017	21.09.2017	28.07.2019	03.09.2019
Siktedyp og vannfarge	Pelagisk	x		x	x	x	x
Vanntemperatur	Pelagisk	x		x	x		x
Oksygenkonsentrasjon	Pelagisk	x		x	x	x	x
Vannkjemi	Pelagisk	x	x	x	x	x	x
Klorofyll	Pelagisk	x		x	x	x	x
Planteplankton	Pelagisk	x	x	x	x	x	x
Krepsdyrplankton	Pelagisk	x			x	x	x
	Litoralen				x		x
Bunndyr	Litoralen				x		x
	Elv				x		x
Fisk	Innsjø og elv	x	x	x	x		

Vanntemperatur og oksygenkonsentrasjon (mg/l) ble målt med et YSI 600 instrument og registrert ved hver meter ned til 20 m dyp, samt på 25 og 30 m dyp.

Siktedyp og vannfarge ble målt med Secchiskive (diameter 25 cm).

Vannkjemi: Prøvetakingen ble foretatt i henhold til standardprosedyre beskrevet i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018)¹ og NS-EN 16698:2015. På hver dato ble det tatt en integrert blandprøve fra hhv. 0-10 m i 2017 (samme som i de fleste innsjøer på Fastlands-Norge), mens vi i 2019 justerte dette til 2 x siktedypet, det vil si fra kun de øverste 3-4 meterne, i tråd med anbefalingen i NS-EN 16698:2015.² Det ble tatt ut prøver til analyse av klorofyll a, vannkjemi og planteplankton fra samme blandprøve. Det ble brukt en hvit plastflaske (volum: 1 L). Prøven ble ikke konservert, men ble oppbevart kjølig inntil analyse.

Klorofyll: Prøvetakingen ble foretatt i henhold til standardprosedyre med blandprøve fra eufotisk sone (se over). Det ble brukt en sort plastflaske (volum: 1 L) til klorofyllprøven. Prøvene ble oppbevart på flasken og holdt kjølig fram til analyse (innen 24 timer etter prøvetaking). Unntak var prøven som ble tatt i september 2019; denne ble filtrert på Isfjord radio innen 4 timer etter prøvetaking. Filteret ble oppbevart i en liten plastpose mellom 2 fryselementer og holdt i frossen tilstand fram til analyse.

Planteplankton: Det ble tatt planteplanktonprøver fra totalt tre tidspunkt i 2017 og to tidspunkt i 2019 (**tabell 1**). Prøvetakingen ble foretatt i henhold til standardprosedyre med blandprøve fra eufotisk sone (se over). Prøven ble oppbevart på en blank glassflaske (volum: 100 ml) og konservert med lugol (fytofix) (ca. 0,5 ml til 100 ml prøve).

¹ Gjelder versjon fra 2018, Veileder 02:2018, heretter referert til som Klassifiseringsveilederen.

² I henhold til standarden skal det tas hensyn til innholdet av humus i prøven; fra 2 x siktedypet i svært klare innsjøer til 1 x siktedypet i de svært humøse innsjøer. I innsjøer med høy turbiditet pga leire (for eksempel i bresjøer) går lyset lengre ned enn siktedypet tilsier, og vi har derfor valgt å bruke 2 x siktedyp som for de svært klare innsjøene.

Dyreplankton: Det ble tatt prøver både fra pelagialen (de frie vannmasser) og fra litoralsonen (strandnære områder med grunt vann) i 2017 og 2019 (**tabell 1**). Prøvetaking ble gjennomført i henhold til standard metodikk (NS-EN 15110:2006) og nærmere beskrevet i Klassifiseringsveilederen. Alle prøver ble tatt med en planktonhåv med diameter på 28 cm og maskevidde 90 µm. Prøvene ble oppbevart på en brun glassflaske (volum 100 ml) og konservert med lugol (ca. 1 ml/100 ml prøve).

Fra pelagialen tok vi dyreplanktonprøver vha. vertikale håvtrekk. Prøvene ble tatt over innsjøens største dyp. Normalt tas prøven fra hele vannsøylen, eller minimum de øverste 20 m dersom innsjøen er dypere enn 20 m. I Linnévatnet ble håvtrekkene tatt fra de øverste 25 m. Innsjøen har imidlertid svært lav tetthet av dyreplankton, og vi tok derfor to trekk pr. prøve (totalt 50 m) for å øke antall dyreplankton. Fordi innsjøen er brepåvirket er lysgjennomstrømningen lav og primærproduksjonen begrenset til de øverste meterne. Det antas derfor at tettheten av dyreplanktonet er størst i de øverste meterne av vannsøylen. I 2019 valgte vi derfor å ta én ekstra prøve basert på to vertikale håvtrekk kun fra de øverste 5 m (totalt 10 m). Alternativt kan en slik prøve tas ved et horisontalt håvtrekk, der håven trekkes etter båten når denne roes i rolig tempo.

Fra grunnområdene tok vi dyreplanktonprøver vha. horisontale håvtrekk. Disse ble tatt på 0,5-1 m vandndyp, enten ved å trekke håven etter båten eller ved å kaste håven ut fra land. I den nasjonale overvåkingen (se Klassifiseringsveilederen) tas det to slike prøver fra hver innsjø og dato; hvorav en fra vindeksponert strand (ofte med grovt substrat og lite vegetasjon) og en fra beskyttet strand (med finere sediment og vannvegetasjon). I likhet med de fleste andre innsjøene på Svalbard, finnes det ingen/lite vannvegetasjon i Linnévatnet. Substratet er relativt homogent, og er dominert av grov og mellomstor stein med noe grus, både på eksponerte og mer beskyttede strender. Det ble likevel tatt prøver fra to ulike områder som representerte hhv. vindeksponert og -beskyttet strand både i 2017 og i 2019. Trekk lengden forsøkes tilpasset innsjøens produktivitet. I mer næringsrike lavlandssjøer på fastlandet er den ≤ 10 m, men økes gradvis til 30 m for de minst produktive høyfjellssjøene. I innsjøer på Svalbard er det imidlertid nødvendig å øke innsatsen både i pelagialen og i strandsonen. Etter visuell inspeksjon av prøvene underveis ble trekk lengden i Linnévatnet utvidet til ca. 100 m per prøve i 2017, og til 15+50 m (beskyttet) og 18 m (eksponert) i 2019.

Bunndyr: Det ble tatt prøver både fra Linnévatnet (litoralsonen) og fra Linnéelva (utløpselva) i 2017 og 2019 (**tabell 1**). Prøvetaking ble gjennomført i henhold til standard metodikk (NS-EN ISO 10870:2012) og er nærmere beskrevet i Klassifiseringsveilederen. Det ble brukt en håndholdt håv med en rektangulær åpning på 20x35 cm og maskevidde på 250 µm. Prøvene ble oppbevart på plastbokser (volum 500 ml) og konservert med sprit (ca. 70% i ferdig konservert prøve).

I litoralsonen samlet vi inn bunndyr ved at håven ble ført frem og tilbake gjennom vannmassene på et område hvor sedimentene var virvlet opp ved at stein og sedimenter ble fysisk flyttet (modifisert «sparkemetode»). I den nasjonale overvåkingen (se Klassifiseringsveilederen) blir det anbefalt å ta en slik prøve fra hver innsjø og dato, og gjerne fra områder som representerer forskjellig substrat. I Linnévatnet ble dette gjort ved at vi samlet inn materiale fra to områder (vindeksponert og -beskyttet) på 0,5 x 10 m strekning fra hvert område.

I utløpselva samlet vi inn bunndyr vha. sparkemetoden, både i 2017 og i 2019. I 2017 ble det sparket i totalt 5 min over en lengde på 10-15 m, mens det i 2019 ble sparket i 3 min (6x30 sek) over en lengde på totalt 6 m. Bunndyrfaunaen i både innsjøer og elver på Svalbard er dominert av fjærmygg larver (Brittain mfl. 2020). En del fjærmygg beiter på bentiske alger som vokser på steiner og andre faste overflater. Vi ønsket derfor å supplere bunndyrmaterialet ved å fjerne algebelegget fra et begrenset antall stein fra elven. Det ble valgt ut 5 stein av omtrent samme størrelse (diameter 16-20 cm) fra det samme området som sparkeprøven ble tatt. Hele steinens overflate ble børstet ved bruk av en oppvaskbørste, før det oppsamlede materialet ble skyllet ned i stort plastfat og deretter filtrert gjennom posen tilhørende sparkehåven. Før tilsetning av sprit ble mest mulig vann fjernet fra prøven.

3.2 Analyser av kjemiske/fysiske parametere

Alle kjemiske analyser ble gjennomført ved NIVAs analyselaboratorium og etter akkrediterte metoder. Følgende analyseparametere ble målt: alkalitet, aluminium, ammonium, fargetall, fosfat, kalium, kalsium, klorid, klorofyll a, konduktivitet, magnesium, natrium, nitrat, pH, sulfat, fosfor, nitrogen, organisk karbon og turbiditet (**tabell 2**).

Vannkjemiske primærdata fra Linnévatnet i 2017 og 2019 er presentert i **vedlegg A.1**.

3.3 Analyser av planteplankton, krepsdyr og bunndyr

Planteplankton: Analyse av planteplanktonet ble foretatt i omvendt mikroskop iht. norsk standard (NS-EN 15204:2006), og artssammensetningen, biovolumet av hver art og totalt biovolum ble beregnet (NS-EN 16695:2015).

Økologisk tilstand for planteplankton (se kap. 3.5) er basert på parameterne klorofyll a, totalt biovolum, trofisk indeks for artssammensetning (PTI, Phytoplankton Trophic Index) og maksimum biovolum av cyanobakterier (Cyanomax).

Videre ble sammensetningen av planteplanktonet i Linnévatnet i 2017 og 2019 sammenlignet med data fra 1988 (Faafeng mfl. 1990), samt med planteplankton fra andre innsjøer på Svalbard. En full oversikt over hvilke planteplankton-taksa som er funnet i Linnévatnet i 2017 og 2019 er presentert i **vedlegg A.2**.

Dyreplankton: Analyse av krepsdyrplankton ble foretatt vha. stereolupe med forstørrelse 40x. Alle krepsdyr, med unntak av små stadier av hoppekreps (nauplier og copepoditter stadium I-III), ble bestemt til art. Vi har ikke bestemt hjuldyr i prøvene fra Linnévatnet.

Vannloppene ble bestemt ved hjelp av bestemmelsesnøkler og beskrivelser i Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918) og Einsle (1993, 1996). Prøver med mange individer (anslagsvis > 200 individer) er fraksjonert (subsamlet) før artsbestemmelse, men hele prøven er gjennomgått for registrering av arter med lav tetthet.

Krepsdyrsamfunnet i innsjøer på Svalbard er svært artsfattig og mange av indikatorartene som inngår i vurdering av økologisk tilstand (jf. det nasjonale klassifiseringssystemet) mangler. Krepsdyrindeksene som er basert på slike indikatorarter kan derfor ikke benyttes for innsjøer på Svalbard (se kap. 3.5). I denne rapporten har vi derfor presentert oversikt over hvilke arter som er funnet totalt i Linnévatnet i 2017 og 2019, og sammenlignet denne artslisten med tidligere funn. Vi har også sammenlignet artssammensetningen (%-vis sammensetning) for enkeltprøver som ble samlet inn ved ulike prøvetidspunkt, habitat og/eller substrat.

Krepsdyrplankton-primærdata fra Linnévatnet i 2017 og 2019 er presentert i **vedlegg A.3**.

Bunndyr (innsjø og elv): I laboratoriet ble bunndyrene sortert og identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå, som angitt i Klassifiseringsveilederen, vha. stereolupe med forstørrelse 10x. Prøvene ble først sortert (artsbestemt og talt opp) i inntil en time. Dersom det gjensto mer usortert materiale etter en time ble resten av prøven gjennomgått for registrering av taksa som ikke ble funnet i den første bearbeidingen. I praksis ble samtlige prøver fullstendig opparbeidet. Fjærmygglarver (Chironomidae), som normalt er dominerende bunndyrgruppe i ferskvann på Svalbard, ble ikke bestemt til art.

Bunndyr, inklusive fjærmygg, er tidligere undersøkt i en helårsundersøkelse i Linnévatnet (Svenning mfl. 2007), der det ble tatt grabb-prøver på tre ulike dyp (4, 12 og 18 m) i flere perioder fra oktober 1995 til august 1996. I tillegg er det i perioden 1996-2018 blitt analysert flere hundre røyemager fra Linnévatnet (Svenning mfl. 2007; 2020). I de ovennevnte grabb-prøvene ble 369

fjærmygglarver bestemt til art. Artsbestemmelse av fjærmygg bør også vurderes i den videre overvåkingen (se Brittain mfl. 2020).

Bunndyrsamfunnet i Linnévatnet er for artsfattig til at tradisjonelle krepsdyrindeks er inkludert i det nasjonale klassifiseringssystemet kan benyttes (se kap. 3.5). I denne rapporten har vi derfor presentert oversikt over hvilke arter som er funnet totalt i 2017 og 2019, og sammenlignet denne artslisten med tidligere funn i Linnévassdraget. Vi har også sammenlignet artssammensetningen (%-vis sammensetning) for enkeltprøver som ble samlet inn ved ulike prøvetidspunkt, habitat og/eller substrat.

Bunndyr-primærdata fra Linnévatnet i 2017 og 2019 er presentert i **vedlegg A.4**.

3.4 Innsamling og analyse av fisk

For å kunne registrere/estimere hvor mange sjørøyer som vandret opp til Linnévatnet i 2017, ble det satt opp ei fangstfelle (**figur 2**) om lag 600 m fra sjøen. Fella ble røktet hver morgen og kveld i tidsrommet 25. juli til og med 29. august 2017. Vanntemperatur og vannhøyde ble registrert ved fangstkammeret daglig i forbindelse med røktinga. Totalt 1741 oppvandrende sjørøyer ble registrert i fangstfella, mens 79 oppvandrende sjørøyer (4,5 %), fordelt med ca. 10-15 fisk innen hver 5 cm lengdegruppe, ble avlivet for mer detaljerte analyser (se Bergane 2018). Hos disse røyene ble otolittene (øresteinene) tatt ut for å kunne bestemme alder og årlig tilvekst hos fiskene. De ble også kjønnsbestemt og kategorisert etter gytemodningsgrad på en skala fra 1 til 7, der 1-3 representerer fisk som ikke skal gyte inneværende år, mens 4-6 er årets gytere og 7 er fisk som viser klare tegn på å ha gytt tidligere. Fiskene ble åpnet, og kjøttfargen ble klassifisert som enten hvit, lys rød eller rød. Antall kveis (*Anisakis* spp.) på leveren ble notert. Dette er en marin nematode (parasittisk rundorm) som har fisk som mellomvert og marine pattedyr (f.eks. steinkobbe) som hovedvert, og er et 'bevis' på at røya har vært i saltvann. Antallet cyster av fiskandmakk (*Diphyllbothrium ditremum*) i bukula/magesekk ble også registrert. Dette er en 'ferskvannsparasitt' som har smålom som hovedvert på Svalbard, og dyreplankton (trolig *Cyclops abyssorum*) og røye som mellomverter. Den er svært vanlig hos stasjonær svalbardrøye som lever hele livet i ferskvann, men er i mindre grad observert hos sjørøye. De store/eldre kannibalrøyene har ofte store infeksjoner av fiskandmakk, ofte flere hundre cyster, da de blir reinfisert ved å spise smårøye som allerede er infisert av parasitten. Magesekken ble åpnet og fyllingsgrad av byttedyr ble vurdert skjønnsmessig til nærmeste 10 %. Byttedyrene ble konserverte på glass med 96 % etanol, for videre bearbeiding i laboratorium. For ytterligere detaljer, se Bergane (2018).



Figur 2. Fangstfella i 2017 bestod av to ledegjerder av plastbelagt minkburnetting (maskevidde; 21x21 mm) som ledet inn mot fangstkammeret. Ledegjerdene var festet til armeringsjern (med strips) som var slått ca. 50 cm ned i elvebunnen. Foto: M-A. Svenning.

Det ble gjennomført én natts garnfiske i Linnévatnet, 19.-20. september 2017, med seks bunn-garn, derav tre garn satt på 0-3 m dyp, samt ett garn på hvert av dypene 3-6 m, 6-12 m og 12-18 m. Bunn-garnene var 1,5 m dype og 30 m lange, og sammensatt av 2,5 m brede segmenter med de 12 maskeviddene; 5- 6,25- 8- 10- 12,5- 15,5- 19,5- 24- 29- 35- 43 og 55 mm. Det ble også satt et flyte-garn i overflaten hvor dypet var 30 m. Flyte-garnet var 6 m dypt og 30 m langt, med de samme maskeviddene som bunn-garnene. Alle garnene ble satt på kvelden og trukket neste formiddag, etter ca. 16 timer. For ytterligere detaljer, se Bergane (2018).

Totalt 291 røyer ble fanget på garn i Linnévatnet, hvorav 273 ble prøvetatt på samme måte som beskrevet for de 79 røyene som ble avlivet i oppgangsfella. De øvrige 18 røyene ble frosset hele til bruk i genetiske undersøkelser. Røyene ble klassifisert som anadrome, stasjonære eller usikre. Fettfinneklippet røye (fra fangstfella), fisk med rødlig kjøttfarge, eller med forekomst av kveis og/eller marint mageinnhold ble klassifisert som anadrome. Dette resulterte i 14 sikre sjørøyer, hvorav 10 var blitt fanget i fangstfella og finneklippet.

Årlig dødelighet for sjørøyebestanden ble beregnet etter Ricker (1975); se detaljer i Svenning mfl. (2020).

3.5 Klassifisering av økologiske tilstand

Ferskvann på Svalbard er ikke omfattet av vannforskriften, og det er heller ikke utviklet et separat klassifiseringssystem for økologisk tilstand som er tilpasset innsjøer og elver på Svalbard. Videre er det ikke etablert noen vanntypologi for Svalbard, men Brittain mfl. (2020) diskuterer en mulig typeinndeling av innsjøer og elver på Svalbard og hvilke typologifaktorer det er viktig å ta hensyn til. I henhold til det norske typesystemet, jf. vannforskriften, tilhører Linnévatnet den kalkrike vanntypen, og med svært lavt humusinnhold (svært klar mht. humus). Klimatisk er den mest sammenlignbar med fjellsjøer, og da spesielt bresjøer, på fastlandet. Klassegrensene og referanseverdiene for kalkfattige, svært klare og turbide innsjøer i fjellet (norsk type L311, IC-type L-

N7)³, ble derfor benyttet ved tilstandsklassifisering av Linnévatnet; se detaljert informasjon nedenfor. Innsjøen er kun tilstandsklassifisert mht. vannkjemi og planteplankton. For andre biologiske kvalitetselementer og parametere er det ikke relevant å bruke det norske klassifiserings-systemet, da ferskvannsfloraen og – faunaen på Svalbard generelt sett er svært artsfattig, og derfor 'mangler' mange viktige indikatorarter som benyttes ved klassifisering av innsjøer på fastlandet.

Tilstandsklassifiseringen ble basert på årsmiddelverdier for hvert av årene (2017 og 2019), og tilsvarende for tidligere år, i de tilfellene sammenlignbare data fantes.

Vurdering av økologisk tilstand for vannkjemiske støtteparametere er basert på de eutrofieringsrelevante parameterne Tot-P, Tot-N og siktedyp. De vannkjemiske forsuringsparameterne pH og labilt aluminium (LAI) er ikke brukt i tilstandsklassifiseringen da Linnévatnet er kalkrikt og derfor ikke vurdert å være forsuringsfølsom, jf. kap. 7.1 i Klassifiseringsveilederen. Klassifiseringen følger de typespesifikke klassegrensene som er angitt i Klassifiseringsveilederen for Tot-P og Tot-N. For siktedyp har vi benyttet referanse- og klassegrenser som er foreslått for Gjende, en brepåvirket fjellsjø i Sør-Norge med omtrent samme turbiditet som Linnévatnet (se tabell 7b i Lyche Solheim mfl. 2018). I denne modellen er det tatt hensyn til at partikler i vannet (målt ved turbiditet) sprer lyset og gir en grunnere eufotisk sone (og referanseverdi for siktedyp) enn hva som er tilfelle for innsjøer med tilsvarende kalk- og humusinnhold, men med lavt partikkelinnhold (se Edmundson og Koenings 1986).

I klassifiseringen av Tot-P har vi brukt fosforverdier korrigeret for andelen som er knyttet til brepartikler, og som derfor ikke er biologisk tilgjengelig (Edmundson og Koenings 1986):

$$TP_{\text{korr}} = 3,02 + 0,28 * TP_{\text{målt}}$$

Der TP_{korr} er den korrigerede biologisk relevante Tot-P verdien og $TP_{\text{målt}}$ er den faktisk målte Tot-P verdien. Dersom $TP_{\text{korr}} > TP_{\text{målt}}$ benyttes $TP_{\text{målt}}$ i tilstandsklassifiseringen.

Tot-N er ikke brukt i endelig tilstandsklassifisering av Linnévatnet fordi innsjøen ikke er vurdert å være nitrogenbegrenset (se Klassifiseringsveilederen, kap. 7.2.3).

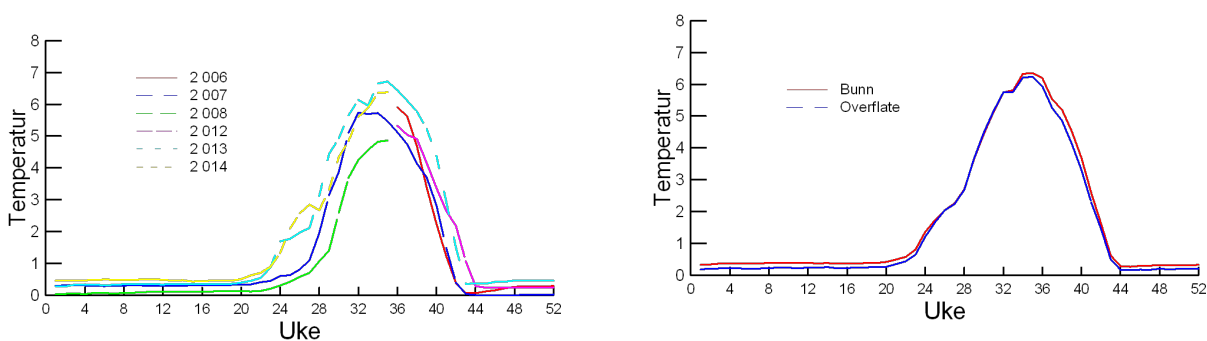
Vurdering av økologisk tilstand for planteplankton er basert på klorofyll a, totalt biovolum, trofisk indeks for artssammensetning (PTI, Phytoplankton Trophic Index) og maksimum biovolum av cyanobakterier (Cyanomax). Klassifiseringsmetoden der alle fire indeksene inngår, er interkalibrert med de nordiske landene (Lyche Solheim mfl. 2014) og presentert i kap. 4.1 i Klassifiseringsveilederen.

³ Det er ikke etablert egne klassegrenser for turbide innsjøer. For planteplankton-parameterne benyttes samme klassegrenser som for kalkfattige og svært klare fjellsjøer (norsk type L304; se Klassifiseringsveilederen). For de vannkjemiske støtteparametere Tot-P og siktedyp har vi testet ut lokalitetsspesifikke klassegrenser etablert for Gjende, en brepåvirket fjellsjø i Sør-Norge.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Vanntemperatur, siktedyp og vannfarge

Vanntemperaturen i Linnévatnet blir sjelden over 6-7 °C. I perioden 9. september 2006 til 30. august 2008, samt fra 9. september 2012 til 29. august 2014, var det satt ut temperaturloggere på ulike dyp i Linnévatnet, og som registrerte vanntemperaturen fire ganger gjennom døgnet (**figur 3**). Den ukentlige gjennomsnittstemperaturen i overflata i den 'varmeste' uka (i august) i årene 2007, 2008, 2013 og 2014 var henholdsvis 5.9, 5.0, 6.2 og 5.8 °C (Svenning, upublisert). Den relativt lave vanntemperaturen, i kombinasjon med sterk vind, fører til god omrøring i den isfrie perioden og dermed tilnærmet samme vanntemperatur på 25-30 m dyp som i overflata.



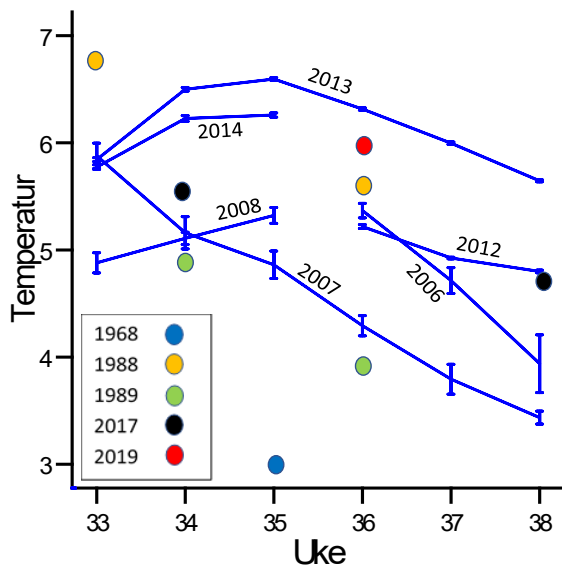
Figur 3. Gjennomsnittlig ukentlig vanntemperatur (°C) i Linnévatnet i årene 2006-2008 og 2012-2014, registrert ved hjelp av loggere plassert på 20 m dyp (venstre), samt gjennomsnittlig ukentlig temperatur registrert på loggere plassert på bunnen (20 m dyp) og i overflaten for alle seks årene (høyre).

I 2017 ble vanntemperaturen målt tre ganger, og det ble registrert samme temperatur ved overflata som på 30 m dyp både 30. juli (4,0 °C) og 20. august (5,6 °C), mens vanntemperaturen 21. september ble målt til henholdsvis 5,1 og 4,8 °C. I 2019 (3. september) var temperaturen 6,0 °C i hele vannsøyla.

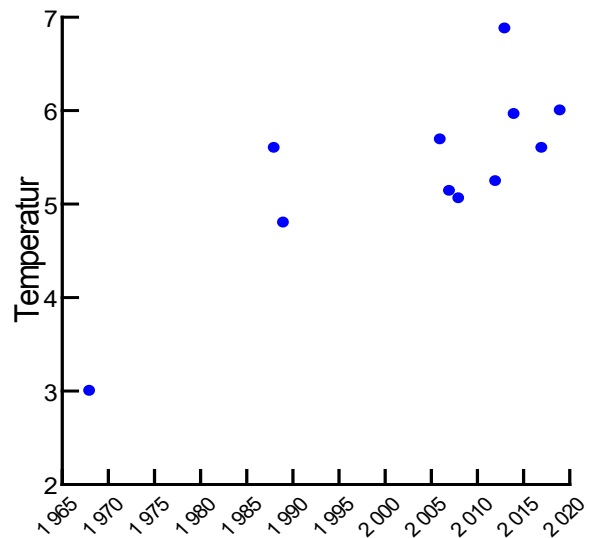
I månedsskiftet august/september 1988 og i siste uka av august 1989, ble vanntemperaturen i overflata i Linnévatnet målt til henholdsvis 5,6 og 4,8 °C (Faafeng, upublisert).

De eldste kjente målingene av vanntemperatur i Linnévatnet før 1988 ble foretatt i perioden 17-27. august 1968 (se Bøyum og Kjensmo 1978). De gjennomførte tre målinger i hele vannsøyla (overflate til 35 m dyp) 17., 20. og 27. august. De fant samme temperatur på alle dyp (0-35 m) og høyeste temperatur var bare 3,0 °C (27. august). Dette året forsvant isen fra Linnévatnet så sent som 17. august (Bøyum og Kjensmo 1978).

Vanntemperaturen på sensommeren (uke 35-36) i Linnévatnet var spesielt lav i 1968. De få målingene som er foretatt i perioden 1968 til 2019 gir ikke grunnlag for å vurdere om det har funnet sted en generell økning i vanntemperatur i denne perioden (se **figur 4, 5**).



Figur 4. Gjennomsnittlig ukentlig vanntemperatur (°C) i Linnévatnet registrert ved temperaturloggere plassert i overflaten i ukene 33 til 38. I tillegg vises punktmålinger foretatt innenfor samme periode i årene 1968 ($n=1$), 1988 ($n=2$), 1989 ($n=2$), 2017 ($n=2$) og 2019 ($n=1$).



Figur 5. Vanntemperaturer målt i overflata i Linnévatnet i uke 35-36 i perioden 1968 til 2019.

På 1990-tallet og frem mot 2014 ble Linnévatnet stort sett isfritt rundt 10. juli, mens isen la seg igjen i siste halvdel av oktober. I årene etter 2014 har trolig høyere lufttemperaturer ført til at isen har lagt seg noe senere, og spesielt i 2016 var innsjøen isfri helt frem til begynnelsen av desember (Cao mfl. 2018). I tillegg til en generell økning i lufttemperaturen har imidlertid også nedbørsmengden økt på Svalbard de siste årene. Den økende nedbørsmengden i form av snø har trolig kompensert for økende lufttemperatur og ført til at tidspunktet for isgang ikke har endret seg vesentlig i Linnévatnet de siste årene.

Siktedypet ble målt fem ganger i 2017 og 2019, og varierte fra 1,9 til 2,2 m, mens vannfargen målt mot Secchiskiven ble anslått til grønnlig blå (**tabell 3**). I første halvdel av august 2001 var siktedypet 4 m. I august 1968 (se Bøyum og Kjensmo 1978) ble siktedypet målt til 3,0 m, mens vannfargen ble angitt som grå-blå, noe som sannsynligvis tilsvarer grønnlig-blå iht. Forel-Ules fargeskala. I perioden august-september 1988 var siktedypet 1,1 til 2,2 m, mens det i samme periode i 1989 var 1,5 til 2 m (Faafeng upublisert). Dette viser at Linnévatnet er betydelig påvirket av leirpartikler i form av breslam. Siktedypet er også typisk for brepåvirkede innsjøer, men det synes ikke å skjedd en økning i siktedypet fra 1968 til 2019, til tross for at Linnébreen har trukket seg kraftig tilbake i løpet av denne perioden (Retelle mfl. 2019).

4.2 Vannkjemi

Resultater fra bestemmelse av fysiske, fysisk-kjemiske og vannkjemiske parametere fra undersøkelser gjennomført i 2017 og 2019 er vist i **tabell 2** (gjennomsnitt, min- og maksverdier) og i **vedlegg A.1** (primærdata).

Linnévatnet er ionerikt med en ledningsevne på ca. 30 mS/m, noe som er høyt sammenlignet med de fleste innsjøene på fastlandet, men i brukbar overensstemmelse med målinger i Linnévatnet i 1988 (Faafeng mfl. 1990). Innholdet av hovedioner (kalsium, magnesium, kalium, natrium, klorid og sulfat) varierte lite i undersøkelsesperioden. Innholdet av kalsium er rett i underkant av 40 mg/l, noe som betyr at innsjøen tilhører den kalkrike vanntypen iht. det norske typesystemet (se Klassifiseringsveilederen). Både fargetall (2,2 mg Pt/l) og innholdet av totalt organisk karbon (TOC; 0,5 mg C/l) indikerer også at innsjøen er svært klar iht. denne typologien.

Innsjøen er turbid som en følge av brepåvirkning (høyt innhold av leirpartikler). Basert på målingene fra 2017 og 2019 hadde Linnévatnet en turbiditet på 3,1 FNU i snitt. Turbiditeten i Gjende, en brepåvirket fjellsjø i Sør-Norge, er noe lavere med et snitt på 2,4 FNU i perioden 2016-2018 (Lyche Solheim mfl. 2017, 2018, 2019). Turbiditeten i Linnévatnet var imidlertid vesentlig mer stabil over sesongen og mellom år (2,1-3,8 FNU) sammenlignet med Gjende (0,15-7,2 FNU), noe som sannsynligvis har sammenheng med at Linnévatnet har lavere og mer stabile tilførsler av smeltevann fra bre enn Gjende. På Svalbard finnes både klare innsjøer med lite eller ingen tilførsler av brevann, samt typiske brepåvirkede innsjøer med lavere siktedyp og høyere turbiditet enn Linnévatnet (se Brittain mfl. 2020).

Innholdet av klorid (5,9 mg/l) viser at Linnévatnet mottar noe sjøsalter.

Høy pH, som varierer mellom 7,8 og 8,0 i undersøkelsesperioden, har sammenheng med at innsjøen har høyt kalkinnhold. Innholdet av aluminium er lavt. Innholdet av potensielt giftig aluminium, dvs. labilt aluminium (LAI), er også lavt (4-18 µg/l), om enn noe høyere enn forventet ved pH-verdier >6,5. Aluminiumverdiene er imidlertid beheftet med høy usikkerhet pga. begrensninger i analysemetodene ved lave aluminiumverdier.⁴

Innholdet av total fosfor (Tot-P) varierte mellom 3 og 10 µg P/l, med et snitt på 6,5 µg P/l for perioden 2017-2019. Den biologisk relevante Tot-P konsentrasjonen korrigert for fosfor bundet til brepartiklene (se kap. 3.5) er noe lavere (snitt: 4,8 µg P/l). Tatt i betraktning av at Linnévatnet er noe påvirket av brepartikler (som bidrar med fosfor bundet til leirpartikler) var ikke verdiene spesielt høye i 2019 (3-4 µg P/l), men innholdet av totalt fosfor var vesentlig høyere i 2017 (6-10 µg P/l; snitt 8 µg P/l) enn i 2019 (se **vedlegg A.1**).

I 1988 ble innholdet av Tot-P i Linnévatnet målt i tre perioder mellom 12. august og 8. oktober (Faafeng mfl. 1990). Sesongmiddelet på 3,0 µg P/l er sammenlignbart med våre målinger fra 2017, mens gjennomsnittlig siktedyp i 1988 var 1,6 m (ca. halve siktdypet sammenlignet med 2017 og 2019). Sammenhengen mellom siktedyp og innholdet av Tot-P synes derfor å være forskjellig mellom de ulike årene.

I en brepåvirket innsjø kan det imidlertid forventes at fosforinnholdet varierer gjennom sesongen som en følge av snøsmelting og varierende nedbørsmengder, fordi dette påvirker tilførselen av brepartikler. Antall prøvetakingstidspunkt i 2017, og spesielt i 2019 (2 tidspunkt) er kanskje ikke tilstrekkelig for å fange opp variasjonen i de vannkjemiske forholdene gjennom sesongen, og forskjellene mellom år kan kanskje skyldes for få prøvetakingstidspunkt. På den annen side indikerer de høye verdiene i 2017, sammen med forhøyede ammoniumkonsentrasjoner (se nedenfor), at også andre viktige kilder (i tillegg til brepartikler) bidrar med tilførsler av næringssalter til Linnévatnet.

⁴ Labilt aluminium beregnes som differansen mellom reaktivt aluminium og labilt aluminium, og måles derfor ikke direkte. Flere av de målte aluminiumverdiene er under eller nær deteksjonsgrensen for analysemetoden, og de beregnede verdiene av labilt aluminium er derfor også beheftet med usikkerhet.

Lave konsentrasjoner av fosfat (snitt: 3,3 µg P/l) viser også at en vesentlig andel av fosforen er bundet til partikler og derfor er lite tilgjengelig for algeproduksjon. Et unntak var 20. august 2017 da fosfatkonsentrasjonen var på hele 10 µg P/l⁵. Nitrogeninnholdet er også lavt, både målt som Tot-N (160 µg N/l) og som nitrat (57 µg N/l). Et par forhøyede ammoniumverdier i 2017 (hhv. 65 og 72 µg N/l) indikerer likevel periodevise tilførsler av fersk gjødsel til Linnévatnet. Det er mulig at villrein og gjess/sjøfugl bidrar med gjødsling av Linnévatnet, men vi mangler datagrunnlag for å vurdere om dette er årsaken til de forhøyede ammoniumverdiene.

Tilstandsklassifiseringen av Linnévatnet er gjennomført med basis i vannkjemiske støtteparametere for eutrofiering (**tabell 3**). De vannkjemiske forsuringsparameterne er ikke benyttet i tilstandsklassifiseringen, da Linnévatnet er kalkrikt og derfor lite følsom for forsurening (se kap. 3.5 for nærmere redegjørelse av dette). De vannkjemiske parameterne indikerer *moderat* økologisk tilstand i 2017 (nEQR=0,57) og *god* tilstand i 2019 (nEQR=0,62). Dersom tilstandsvurderingen baseres på data både fra 2017 og 2019, blir også tilstanden moderat (nEQR=0,57). Siktedypet indikerer *moderat* tilstand begge år ved bruk av klassegrenser etablert for den brepåvirkede Gjende, men også Tot-P er noe høyere i Linnévatnet enn forventet i en referansesjø, særlig i 2017, selv etter korrigeringsbidraget fra brepartikler (se Edmundson og Koenings 1986). Det kan derfor ikke utelukkes at avviket fra forventet referansetilstand skyldes tilførte næringssalter (gjødsling). Tilstandsklassifiseringen er imidlertid beheftet med betydelig usikkerhet fordi det ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for denne typer innsjøer, og erfaringsgrunnlaget for de fastsatte klassegrensene er svært begrenset. Andre alternative vanntyper (for eksempel moderat kalkrik og klar lavlandssjø) ville gitt en dårligere tilstand mht. siktedyp, men en bedre tilstand mht. Tot-P.

⁵ Det er mulig at denne målingen er noe for høy da fosfatkonsentrasjonen er høyere enn Tot-P (9 µg P/l) målt samme dato.

Tabell 2. Fysiske, fysisk-kjemiske og vannkjemiske parametere presentert med gjennomsnitt, samt min- og maksverdier, basert på data fra Linnévatnet i 2017 og 2019.

Parameter	Benevning	-----2017 og 2019-----		
		min	maks	gj.snitt
Alkalitet-E	mekv/l	0,74	1,09	1,00
Aluminium, totalt	µg/l	17,4	29,0	23,2
Aluminium, ikke labil	µg/l	<5	9,0	6,2
Aluminium, labilt	µg/l	4,0	18,0	9,8
Aluminium, reaktivt	µg/l	13,0	23,0	16,0
Ammonium	µg N/l	<2	72	33
Fargetall	mg Pt/l	<2	3	2,2
Fosfat	µg P/l	1	10	3,3
Kalium	mg/l	0,4	0,5	0,4
Kalsium	mg/l	38,4	40,6	39,3
Klorid	mg/l	5,6	6,8	5,9
Klorofyll a	µg/l	0,48	1,40	0,81
Konduktivitet	mS/m	30,3	31,2	30,6
Magnesium	mg/l	9,8	10,1	9,9
Natrium	mg/l	3,8	4,2	4,0
Nitrat	µg N/l	54,0	61,0	56,5
pH	pH units	7,84	8,00	7,90
Sulfat	mg/l	79,9	91,0	85,4
Total fosfor	µg P/l	3	10	6,5
Total nitrogen	µg N/l	96	225	160
Total organisk karbon (TOC)	mg C/l	0,3	1,1	0,5
Turbiditet	FNU	2,1	3,8	3,1
Siktedyp	m	1,9	2,2	2,08
Vannfarge				grønnlig-blå
Vanntemperatur (topp/bunn)	°C	4,0/4,0	6,0/6,0	5,1/5,0

Tabell 3. Normaliserte EQR-verdier (nEQR) for vannkjemiske eutrofieringsparametere i Linnévatnet i 2017 og 2019 basert på gjennomsnittsverdier fra vekstsesongene. Tot-P er korrigert for bidraget fra brepartikler. Totalt nitrogen (Tot-N) er ikke brukt i tilstandsklassifisering (se kap. 3.5). Fargemarkering angir økologisk tilstand jf. vannforskriftens klassifiseringssystem; grønn: god, gul: moderat økologisk tilstand.

År	Tot-P (korr)	Tot-N	Siktedyp	Totalvurdering vannkjem
2017	0,58	0,79	0,55	0,57
2019	0,73	1	0,51	0,62
Gjennomsnitt 2017-2019	0,61	0,85	0,52	0,57

4.3 Planteplankton

Planteplanktonet i Linnévatnet er artsfattig, men likevel mer variert enn i de fleste andre undersøkte innsjøer på Svalbard (Brittain mfl. 2020). De fleste av disse er imidlertid mindre og grunnere, og de vannkjemiske og biologiske forholdene er sannsynligvis i liten grad sammenlignbare med Linnévatnet. Kongressvatnet (se Brittain mfl. 2020), en av de få dype innsjøene som ligger i samme område som Linnévatnet, synes å ha et tilsvarende planteplanktonsamfunn. Dette til tross for at Kongressvatnet er krenogent meromiktisk⁶, dvs. at dypere vannlag ikke sirkulerer, samt at Kongressvatnet også er mindre brepåvirket enn Linnévatnet (Bøyum og Kjensmo 1973).

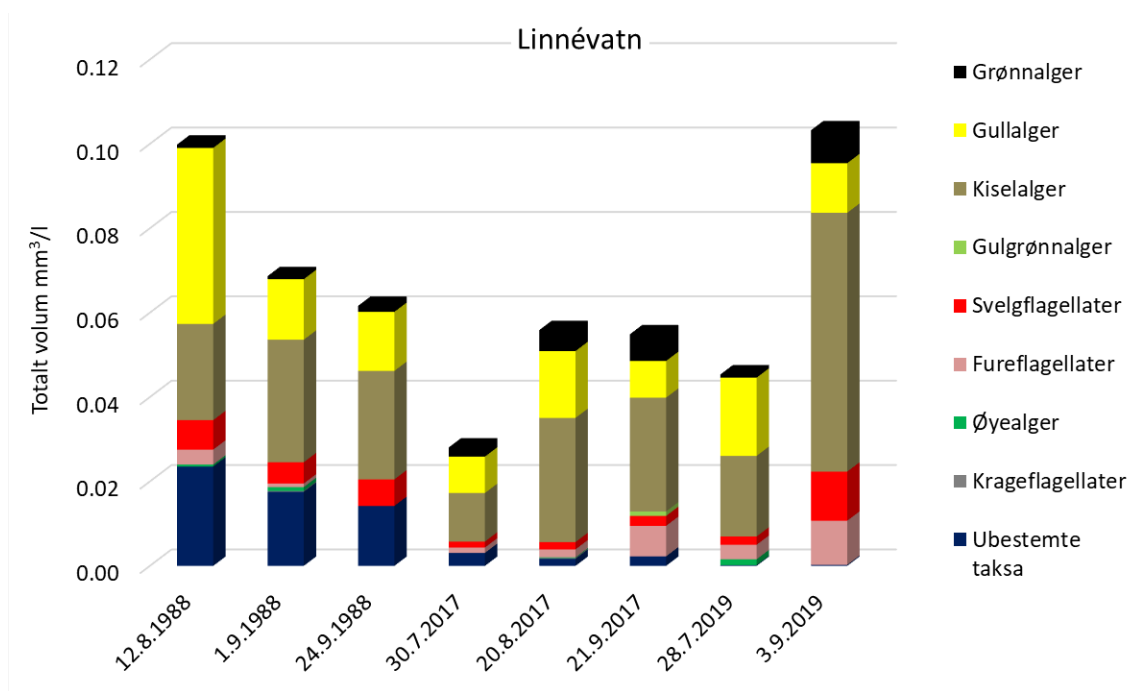
I hovedsak dominerte kiselalger fra slektene *Cyclotella* og *Ulnaria* (*Synedra*) i Linnévatnet (**vedlegg A.2**). Som i de fleste næringsfattige innsjøer var også gullalger vanlig forekommende ved alle innsamlingstidspunktene. Andre grupper som ble registrert, dog i svært små mengder, var fureflagellater, svelgflagellater og grønnalger (**figur 6**). Mengden grønnalger synes å ha økt fra 1988 til 2017/2019 (**figur 6**), men en større andel av grønnalgene ble trolig kun angitt som «ubestemt taksa» i 1988. Det er derfor liten grunn til å anta at det har skjedd noen reelle endringer i planteplanktonet de siste 30 årene.

Den høyeste biomassen av planteplankton i Linnévatnet i 1988 ble registrert 12. august, mens mengden på to ulike tidspunkt i september var betydelig lavere (Faafeng mfl. 1990). I 2017 og 2019 ble de første prøvene tatt i slutten av juli, dvs. 2-3 uker etter isgang. På dette tidspunkt var algemengden lav, men det er mulig at våroppblomstringen fant sted før isgang. Det er vist at en stor andel av primærproduksjonen i arktiske innsjøer foregår mens innsjøen er islagt (se Rigler 1978, Brittain mfl. 2020). Målinger av lysinnstråling i Linnévatnet i perioden 2013-2014 viste at lysmengden var desidert høyest i midten av juni (Svenning 2015), mens isen fremdeles lå på innsjøen. Dette innebærer at det aller meste av primærproduksjonen i Linnévatnet trolig foregår mens det ligger is på innsjøen. Den høyeste algebiomassen ble målt i september 2019, mens mengdene i august og september 2017 var mer sammenlignbare med det som ble målt i 1988.

Tilstandsklassifiseringen er basert på alle de fire planteplanktonparameterne; klorofyll a, totalt biovolum, PTI, Cyanomax (se kap. 3.5 for mer informasjon). Både klorofyll a og totalt biovolum hadde lave verdier (**tabell 4**) og indikerer at tilstanden i Linnévatnet er *svært god* for disse parameterne (**tabell 5**). Sammensettingen av planteplankton (PTI) indikerte *dårlig* tilstand i 2019 og *god* tilstand i både 1988 og 2017. De forholdsvis høye PTI-verdiene skyldes forekomst av kiselalger fra slekten *Ulnaria*. Denne slekten, som ble funnet i Linnévatnet i 1988, 2017 og 2019, har sitt optimum (relativt til mengden av andre planteplanktonarter) ved moderat høye fosforverdier (jf. tabell V4.1.1 i Klassifiseringsveilederen). Det ble ikke observert cyanobakterier i prøvene. En samlet vurdering av planteplanktonet i 2017 og 2019 ga Linnévatnet hhv. *svært god* (nEQR=0,81) og *god* (nEQR=0,65) økologisk tilstand. Samlet tilstand basert på alle data fra 2017 og 2019 ville gitt *god* tilstand (nEQR=0,76). Tilstandsklassifiseringen er imidlertid beheftet med betydelig usikkerhet fordi det ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for denne type innsjøer. Andre alternative vann typer (for eksempel moderat kalkrik og klar lavlandssjø)⁷ ville gitt en dårligere tilstand dersom klassegrensene tilhørende denne typen hadde vært benyttet.

⁶ Anrikning av løste mineralsalter til dypvannet i en innsjø fører til at de dypere vannmasser ikke fornyes under sirkulasjonsperiodene. Krenogen meromiksis skyldes tilførsler av salter fra mineralholdige kilder (krenogen = kildefødt). www.snl.no

⁷ Det er så langt ikke etablert klassegrenser for verken planteplankton eller vannkjemiske støtteparametere for kalkrike innsjøer (jf. Klassifiseringsveilederen).



Figur 6. Sammensetting og totalt volum (mm^3/l) av planteplankton fra Linnévatnet i 1988 (data fra Faafeng mfl. 1990), 2017 og 2019.

Tabell 4. Indeksverdier for planteplanktonet i Linnévatnet basert på gjennomsnittsverdier fra vekstsesongene 1988 (Faafeng mfl. 1990), samt 2017 og 2019. $\text{Cyano}_{\text{max}}$ viser maksimalt observert verdi. Tilstanden for hver av de fire indeksene er basert på klassegrenser angitt for innsjøtype L304/L311 (se Klassifiseringsveilederen, Veileder 02:2018). Fargemarkering angir økologisk tilstand jf. vannforskriftens klassifiseringssystem; blå: svært god, grønn: god, gul: moderat, oransje: dårlig økologisk tilstand.

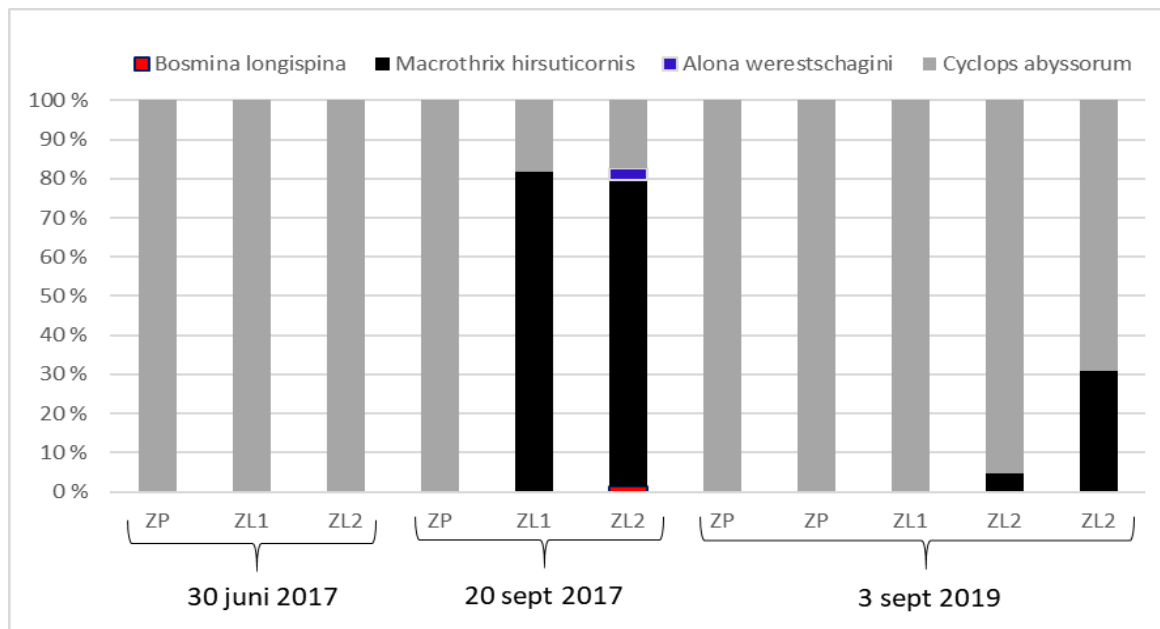
	Klf a $\mu\text{g}/\text{l}$	Volum mm^3/l	PTI	$\text{Cyano}_{\text{max}}$ mm^3/l
1988	1.10	0.08	2.03	0.00
2017	0.61	0.05	2.05	0.00
2019	0.94	0.07	2.29	0.00
Gjennomsnitt 2017-2019	0.74	0.06	2.14	0.00

Tabell 5. Normaliserte EQR-verdier (nEQR) for planteplanktonet i Linnévatnet basert på gjennomsnittsverdier fra vekstsesongene. Se tabell 4 for mer informasjon.

År	Klf a	Volum	PTI	$\text{Cyano}_{\text{max}}$	Totalvurdering PP
1988	0.88	0.95	0.65	1.00	0.78
2017	1.00	1.00	0.63	1.00	0.81
2019	0.94	0.96	0.34	1.00	0.65
Gjennomsnitt 2017-2019	1.00	1.00	0.52	1.00	0.76

4.4 Krepssdyrplankton

Det ble funnet fire arter med krepssdyrplankton i håvtrekkene i Linnévatnet i 2017, derav tre vannlopper (*Bosmina longispina*, *Alona werestschagini* og *Macrothrix hirsuticornis*) og én cyclopoid hoppekreps (*Cyclops abyssorum*). Kun de to sistnevnte artene ble funnet i håvtrekkene i 2019 (figur 7, vedlegg A.3).



Figur 7. Krepssdyrplankton (vannlopper og hoppekreps) funnet i ulike prøvetyper fra Linnévatnet i 2017 og 2019, angitt som % av totalt antall krepssdyr i prøven. ZP: pelagisk prøve, ZL: littoral prøve. Informasjon om innsamlingsmetodikk og innsats er presentert i vedlegg A.3.

I forbindelse med en ferskvannsstudie på Svalbard i 2014-2015, der mange ti-talls lokaliteter ble undersøkt, ble det funnet fem krepssdyrarter i Linnévatnet (Dimante-Deimantovica mfl. 2015). Fire av disse ble også funnet i vår undersøkelse i 2017, mens *Alona werestschagini* kun ble funnet i 2017 og to hoppekrepsarter, *Eurytemora raboti* og *Diacyclops crassicaudis*, kun i 2014. Det finnes derfor minst seks krepssdyrarter i Linnévatnet.

Krepssdyrfaunaen i Linnévatnet har enkelte fellestrekk med krepssdyrfaunanen i andre innsjøer i sørlige Spitsbergen (Bjørn Walseng, upublisert); med dominans av hoppekrepsen *Cyclops abyssorum* og vannloppen *Macrothrix hirsuticornis* i hhv. pelagiske og litorale prøver. Vannloppen *Daphnia pulex* ble ikke registrert i Linnévatnet, men er ellers vanlig forekommende i grunne innsjøer og dammer på Svalbard. Slike vannforekomster har imidlertid ofte tette bestander av dafnier, både pga. fravær av fisk (som beiter selektivt på de største vannloppene), og pga. høyere forekomst av bentiske alger (som utgjør viktig næring for vannloppene).

Macrothrix hirsuticornis (polarbunnkreps) utgjorde om lag 80 % av individene i de litorale prøvene fra september 2017. Denne arten ble ikke funnet i juli 2017, mens den i september 2019, utgjorde en relativt lav andel (0-30 %) i de litorale prøvene (vedlegg A.3). *M. hirsuticornis* er en av de vanligste artene på Svalbard, mens den på fastlandet kun er registrert i et fåtall lokaliteter i Nord-Norge (se Artsdatabankens faktaark om små krepssdyr i ferskvann, www.artsdatabanken.no⁸). Den lever som makrofiltrerer og oppholder seg generelt i de øverste delene av bunnsubstratet, og uavhengig av om det er tett vegetasjon eller helt fritt for vegetasjon.

⁸ Norsk institutt for naturforskning har publisert faktaark om 156 planktoniske arter av vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) i ferskvann på Artsdatabanken>Arter på nett>Små krepssdyr i ferskvann. I dette kapittelet henviser vi til disse faktaarkene ved å vise til Artsdatabankens hjemmeside; www.artsdatabanken.no.

Cyclops abyssorum (gulhalehops) var eneste registrerte art i de pelagiske håvtrekkene både i 2017 og 2019, og utgjorde også en stor andel (69-100 %) i de litorale prøvene fra 2019 (**vedlegg A.3**). *C. abyssorum* finnes i 8 % av alle undersøkte innsjøer på Fastlands-Norge. Den synes å tåle et vidt spenn av miljøforhold, men den er mest vanlig i vann med respektive lav (<1 mS/m) og høy (>10 mS/m) ledningsevne. Den vurderes derfor som en opportunist som sannsynligvis er konkurransesvak, men samtidig tåler ulike vannkjemiske forhold (www.artsdatabanken.no).

Alona werestschagini, med det norske navnet russerkreps, ble første gang registrert på Svalbard i forbindelse med undersøkelsene i 2014-2015 (Dimante-Deimantovica mfl. 2018), men ble da ikke funnet i Linnévatnet. Vi fant imidlertid to individer av denne arten i de litorale prøvene fra september 2017, hvorav en voksen hunn. Arten, som opprinnelig ble ansett som en nordlig art (se Lyche-Solheim mfl. 2017), øker i utbredelse også i Fastlands-Norge, og er nå registrert så langt sør som til Femunden og Hornindalsvatnet (Lyche-Solheim mfl. 2017, 2018).

Bosmina longispina (snabelkreps) ble kun funnet med ett individ i én av de litorale prøvene fra 2017, men ikke i 2019 (**vedlegg A.3**). *B. longispina* ble også funnet i Linnévatnet i 2014 (Dimante-Deimantovica mfl. 2015), og utgjorde den gang 17 % av krepsdyrplanktonet i håvtrekket. Videre ble *B. longispina* funnet i 15 innsjøer og dammer på Svalbard i forbindelse med en undersøkelsene av totalt 77 vannforekomster i 2014 og 2015 (Walseng mfl. 2018). Før dette er det ikke gjort noen sikre funn av *B. longispina* på Svalbard, og vi antar at dette er en art som har økt i utbredelse på grunn av økende vanntemperaturer. Det kan imidlertid ikke utelukkes at enkelte tidligere antatte funn av *Bosmina longirostris* egentlig har vært *B. longispina* (Walseng mfl. 2018). *B. longispina* er en av de vanligste vannloppene, og er funnet i mer enn 80 % av de undersøkte innsjøene i Fastlands-Norge. Den er vanlig både i åpne vannmasser og i strandsonen. Arten er likevel mest vanlig i næringsfattige og ionesvake innsjøer (www.artsdatabanken.no).

De to hoppekrepsartene, *Eurytemora raboti* (foreløpig uten norsk navn) og *Diacyclops crassicaudis* (kompakthops), ble funnet i meiobenthos⁹-prøvene i 2014, men ikke i noen av plankontrekkene (Dimante-Deimantovica mfl. 2015). Det ble ikke funnet noen krepsdyr, verken av *E. raboti*, *D. crassicaudis* eller andre arter, i sparkeprøvene fra 2019 (2017-prøvene ble ikke sjekket). Manglende funn av krepsdyr i sparkeprøvene fra 2019 kan skyldes at det da ble brukt en håv med for grov maskevidde (250 µm), som var tilpasset innsamling av bunndyr.

I den nasjonale overvåkingen er det fokus på småkreps (vannlopper og hoppekreps) som lever i vannfasen, enten i åpne vannmasser eller i strandnære områder. Funnene våre i Linnévatnet i 2017 og 2019 indikerer at det er nødvendig å supplere de pelagiske håvtrekkene med horisontale håvtrekk fra de strandnære områdene med grunt vann, for å få et mer representativt bilde av krepsdyrsamfunnet i dype innsjøer på Svalbard. I strandsonen er det neppe tilstrekkelig å trekke håven etter en båt, eller ved å kaste den ut fra land, slik som vi gjorde i 2019. For å sikre at man fanger opp dyr som lever nær sedimentoverflaten bør det benyttes en liten håv festet til en lang stang (slik som benyttet i 2014), eller ved å trekke håven etter seg mens man beveger seg i strandsonen (2017). Prøver samlet inn vha. planktonhåv vil kunne brukes til å estimere artsrikdom og %-vis sammensetning, og er ofte brukt i biodiversitetsstudier. Dersom formålet med undersøkelsen er å estimere tetthet og biomasse av dyreplankton (kvantitative data), må det brukes en type volumprøvetaker (se NS-EN 15110:2006).

Dersom målsettingen er å samle inn vannlopper og hoppekreps, er det tilstrekkelig med en maskevidde på 90 µm, da denne normalt fanger selv de minste stadier og arter i disse gruppene. Dersom det er aktuelt å inkludere hjuldyr i framtidig overvåking av dyreplankton på Svalbard (se Brittain mfl. 2020), bør det i tillegg tas prøver med planktonhåv med maskevidde på 45 eller 50 µm.

⁹ Meiobenthos er små invertebrater (ulike taksonomiske grupper) som lever på overflaten av og i det øverste sedimentlaget. Prøvene ble tatt vha. en sprøyte for å suge opp vann nær bunnen (se figur 6 i Dimante-Deimantovica mfl. 2015).

4.5 Bunndyr

Fra bunndyrprøven (sparkeprøven) som ble tatt i Linnévatnet i september 2017 ble det ikke funnet noen dyr, mens det i prøven fra september 2019 ble funnet 21 fjærmygglarver, 3 fåbørstemark, 1 vårflue (*Apatania zonella*) og 111 rundormer (**vedlegg A.4**). Videre taksonomisk bestemmelse ble gjort for 20 fjærmygglarver, og av disse var det 5 individer tilhørende underfamilien Chironominae (cf. *Micropsectra*) og 15 individer tilhørende underfamilien Ortocladinae (hvorav 7 individer er bestemt til *Oliveridia*) (**vedlegg A.4**). Det er sannsynlig at dette kun inkluderer de to artene *Micropsectra radialis* og *Oliveridia tricornis*, som er registrert i tidligere undersøkelser i Linnévassdraget (Svenning mfl. 2007).

I 'sparkeprøven' fra Linnéelva i september 2017 ble det funnet 5 fåbørstemark, 20 fjærmygglarver (alle trolig *O. tricornis*) og én vårflue (*Apatania zonella*). I sparkeprøven fra Linnéelva september 2019, ble det funnet 86 fjærmygglarver, 385 fåbørstemark og 6 rundormer (**vedlegg A.4**). Den videre bearbeidingen av fjærmygglarvene identifiserte 1 individ tilhørende underfamilien Chironominae (cf. *Micropsectra*) og 85 individer tilhørende underfamilien Ortocladinae (hvorav 73 individer er bestemt til *Oliveridia*) (**vedlegg A.4**).

I 'stein-vaskeprøven' fra Linnéelva i september 2019 var det 30 fjærmygglarver og 2 fåbørstemark. Alle fjærmygglarvene som ble forsøkt artsbestemt (n=24) tilhørte underfamilien Ortocladinae (hvorav 19 individer er bestemt til *Oliveridia*) (**vedlegg A.4**).

I en helårsundersøkelse i Linnévatnet (Svenning mfl. 2007) ble det foretatt grabb-prøver på tre ulike dyp fra oktober 1995 til august 1996. Totalt ble det funnet 369 fjærmygglarver, hvorav 366 individer av *Oliveridia tricornis* og tre individer av *Micropsectra radialis*. Andel fjærmygg totalt (alle perioder) på 4, 12 og 18 m dyp utgjorde henholdsvis 58, 33 og 9 %. Det ble funnet noen flere fjærmygg i perioden november - januar, enn i perioden mars - august (Svenning mfl. 2007). I denne studien ble det også analysert 466 mager av røye fanget i Linnévatnet (Svenning mfl. 2007). Her ble det kun funnet de samme to fjærmyggartene som er nevnt ovenfor, samt hoppekreps (*C. abyssorum*), vannlopper (*Daphnia* sp.), rundormer, røye, vårflue (*A. zonella*) og muslingkreps (*Cytherisa lacustris*). De fleste av disse artene/gruppene ble stort sett funnet i alle fangstperiodene, men fjærmygg dominerte i magene fra november til august. I oktober dominerte imidlertid *C. abyssorum* i dietten, særlig hos røye mindre enn 15 cm (Svenning mfl. 2007).

Relativ fordeling av hovedgrupper av bunndyr i Linnévatnet varierte med habitat, prøvetype og tidspunkt (**figur 8**). Mens sparkeprøvene fra Linnévatnet og Linnéelva i 2019 inneholdt en relativt lik fordeling, med dominans av fåbørstemark og subdominans av fjærmygglarver, dominerte fjærmygglarver i sparkeprøven fra Linnéelva i 2017. Dette var også tilfelle for 'stein-vaskeprøven' tatt fra Linnéelva i 2019. I 1995-1996 ble det i Linnévatnet tatt grabbprøver på ulike dyp og til ulike tidspunkt gjennom et helt år (Svenning mfl. 2007). Muslingkreps (Ostracoda), med arten *Cytherissa lacustris*, dominerte (snitt 69 %), mens fåbørstemark utgjorde 21 % (M-A. Svenning, upublisert). Videre utgjorde fjærmygglarver og rundormer om lag 5 % hver. Det ble ikke funnet vårfluer i disse prøvene.

I en ferskvannsökologisk inventering av et større antall ferskvannsføremønstre (pytter, dammer, innsjøer, bekker og elver) på Svalbard i 2014-2015 ble det totalt funnet 30 taksa av makroinvertebrater (Dimante-Deimantovica mfl. 2015). Det ble registrert 24 taksa av fjærmygg, 3 taksa av fåbørstemark og 1 vårflueart, i tillegg til skjoldkreps og én marin marfloart. Fjærmygg dominerte på alle habitater og substrater og utgjorde 90 % av alle bunndyr (Dimante-Deimantovica mfl. 2015), men som oftest med bare 1-2 dominerende arter i hver vannforekomst. Vannhastighet, etterfulgt av substrat, synes å være de viktigste faktorene for sammensetningen av fjærmyggfaunaen. Med unntak av enkelte semi-permanente små dammer, der det ikke ble funnet noen bunndyr, syntes innsjødyp og -areal å ha liten eller ingen betydning for bunndyrfaunaen. Bortsett fra studien til Dimante-Deimantovica mfl. (2015), som stort sett omfattet mindre vannforekomster, har vi lite kunnskap fra innsjøer som kan sammenlignes med Linnévatnet (dvs. fra større og dype innsjøer med fisk). Et unntak er fra en hovedfagsoppgave fra Diesetvatna på 1980-tallet

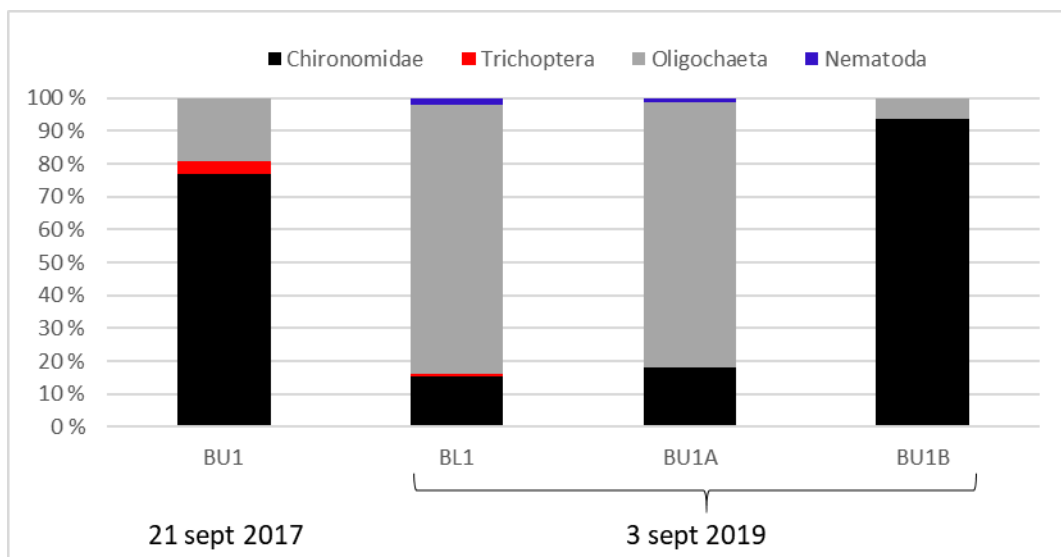
(Hansen 1983). I den undersøkelsen, som også omfattet noen grunne dammer/innsjøer i nedslagsfeltet til Diesetvatna, beskrev Hansen (1983) funn av hele 27 arter av fjærmygg.¹⁰ Det finnes en oppdatert taksonomi for Svalbards fjærmyggfauna (Stur og Ekrem 2020). I følge denne er totalt 60 arter av fjærmygg dokumentert på Spitsbergen.

Bunndyrfaunaen på Svalbard er artsfattig, og tetthetene er normalt lave. Fjærmyggfaunaen antas å bidra både med høyest diversitet og størst tetthet. Våre prøver fra Linnévatnet indikerer at også fåbørstemark kan være en viktig gruppe, men videre taksonomiske bestemmelser mangler. Verken i norsk standard (NS-EN 17136:2019) eller i Klassifiseringsveilederen er det gitt konkrete anbefalinger om hvor mange bunndyr prøvene bør inneholde. I kap. 8 i Klassifiseringsveilederen er det angitt at antall individer av indikatortaksa (dvs. taksa som inngår i bunndyrindeksene som klassifiseringen er basert på) ikke bør være færre enn 75, men dette inkluderer ikke fjærmygg. Dersom vi tar utgangspunkt i anbefalinger som gjelder krepsdyrplankton i Klassifiseringsveilederen bør minimum 200 individer pr. prøve artsbestemmes. Det ser ut til at sparkeprøver á 3 min sparketid (elv) og 20 m strandsone (innsjø) er et minimum for å oppnå et slikt antall, men det er også viktig at prøvetakingen blir riktig gjennomført. Til tross for vesentlig større innsamlingsinnsats ved innsamling av bunndyr fra Linnéelva/utløpselva i 2017, sammenlignet med 2019, ble det funnet nesten 20 ganger så mange dyr i 2019 (**figur 8**). Det er imidlertid vist at sparkemetoden kan gi høyst forskjellig resultat selv om innsatsen er standardisert (Petrin mfl. 2016). Dominans av fåbørstemark i de to prøvene fra 2019 (litoral og utløp; sparkemetoden) mot dominans av fjærmygg i prøven fra 2017 (se **figur 8**), indikerer at det i 2019 ble sparket dypere i substratet. Det ble også funnet et høyere antall fjærmygg i prøvene fra 2019, hvilket tilsier at mengden dyr i prøvene er avhengig av det samlede volumet av sediment som omrøres (dvs. av både areal og sedimentdyp ved gjennomføring av sparkemetoden), hvilket delvis må tilskrives at feltarbeidet ble utført av forskjellige personer.

Vask av stein bidrar med langt færre dyr, men det er mulig at denne metoden fanger opp andre arter (særlig av fjærmygg) og derfor kan være et supplement til sparkemetoden i elv. På grunn av dominansen av fjærmygg må det brukes en håv med maskevidde lik 250 µm (mot 500 µm dersom det kun er stein-, døgn- og vårflyer som skal samles inn). For innsjøovervåking vil det sannsynligvis også være aktuelt å samle bunndyr vha. grabbprøver. Erfaringer fra Linnévatnet (Svenning mfl. 2007) tilsier at grabbprøvene også kan tas på vinteren, noe som vil forenkle både prøvetakingen og transporten mellom Longyearbyen og Linnévatnet. Innsamling av mageprøver fra røye til ulike tidspunkt gjennom året (f.eks. i mars og oktober), med påfølgende artsbestemmelse av mageinnholdet, vil også kunne gi brukbar kvalitativ oversikt over arter av bunndyr og andre invertebrater i vassdraget.

Både fjærmygg og fåbørstemark har blitt brukt som miljøindikatorer, og det er vist at artssammensetningen og forholdet mellom de to gruppene endres med endringer i organisk belastning og oksygenvinn (se for eksempel Rosenberg og Resh 1993). Det er høyst usikkert om bruk av slike miljøindikatorer er relevant på Svalbard siden innsjøene i liten grad er sjiktet, samt at det for de aller fleste innsjøene neppe oppstår oksygenvinn i dypområdene. Siden fjærmygg og fåbørstemark utgjør de dominerende bunndyrgruppene i innsjøer på Svalbard anbefaler vi likevel at disse bestemmes til art, særlig med tanke på utvikling av framtidige miljøindikatorer. DNA-baserte metoder vil kunne være et supplement til de tradisjonelle taksonomiske bestemmelsene, men foreløpig er slike metoder mindre egnet til å fange opp endringer i mengde og dominansforhold.

¹⁰ De taksonomiske bestemmelsene av fjærmygg i Hansen (1983) er utført med bistand fra flere eksperter innen fjærmygg taksonomi; professor Ole A. Sæther, Godtfred A. Halvorsen og Endre Willassen (alle UiB).

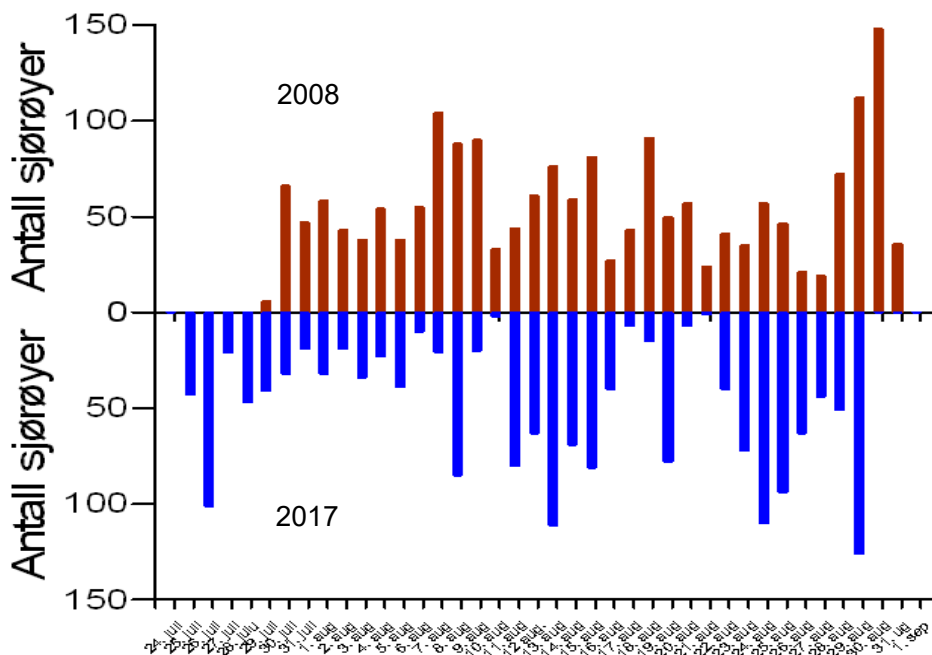


Figur 8. Bunnndyr funnet i ulike prøvetyper fra Linnévatnet og Linnéelva i 2017 og 2019, angitt som % av totalt antall bunnndyr i prøven. BL: littoral prøve innsjø, BU: prøve fra utløpselv. Informasjon om innsamlingsmetodikk og innsats er presentert i vedlegg A.4.

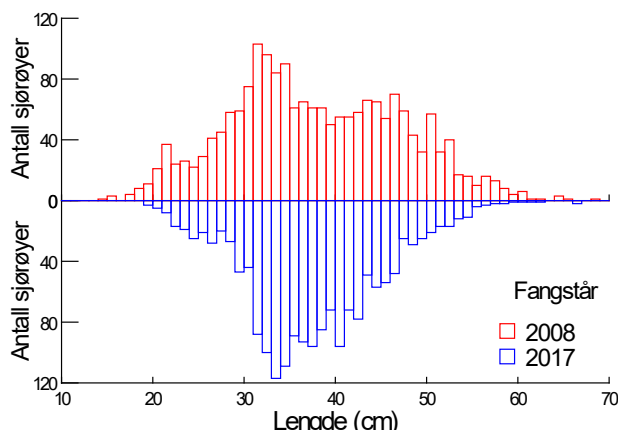
4.6 Fisk/røye

I perioden 25. juli til 29. august 2017 ble det registrert 1741 oppvandrende sjørøye i fangstfella i Linnéelva (**figur 9**). Røyene var fra 19 til 67 cm (**figur 10**) og veide fra 73 g til i overkant av 3,5 kg. I en tilsvarende undersøkelse i 2008 (Ebne 2009) ble det fanget 1920 sjørøyer på oppvandring (**figur 10**). For ytterligere detaljer henvises det til Svenning mfl. (2020).

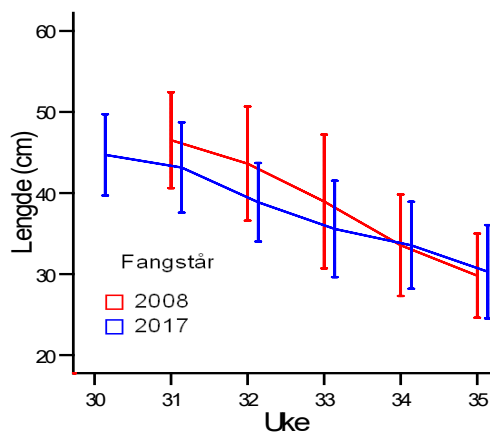
I begge årene ble det fanget relativt mange sjørøyer de siste dagene fella var operativ, noe som indikerer at det trolig også vandret opp flere sjørøyer utover i september, dvs. etter at fangstfella var tatt ned. Siden størrelsen på røyene avtar utover i sesongen, fra ca. 45 cm i slutten av juli til ca. 30 cm i slutten av august (**figur 11**), må en anta at røye som vandrer opp i september domineres av fisk i lengdeklassen 25-30 cm, og evt. enda mindre.



Figur 9. Daglig oppvandring av sjørøyer i fangstfella i Linnéelva i 2008 (øverst) og 2017 (nederst). Fangstfella var operativ fra 29. juli til 31. august i 2008 og fra 25. juli til 29. august i 2017.

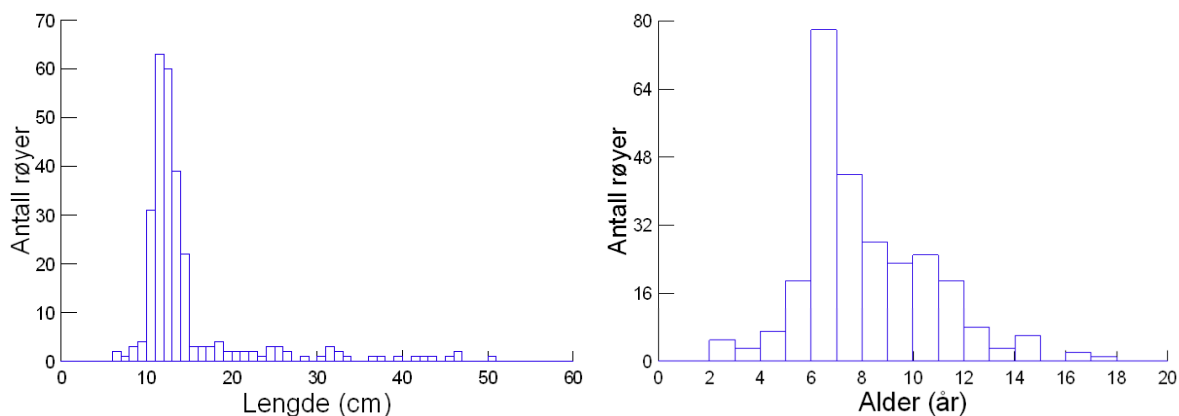


Figur 10. Lengdefordeling av oppvandrende sjørøye fanget i fangstfella i Linnéelva i 2008 og 2017. Hentet fra Svenning mfl. (2020).



Figur 11. Gjennomsnittslengde hos oppvandrende sjørøyer fanget i fangstfella i Linnéelva i 2008 og 2017. Fangstfella var operativ fra 29. juli til 31. august i 2008 og fra 25. juli til 29. august i 2017. Hentet fra Svenning mfl. (2020).

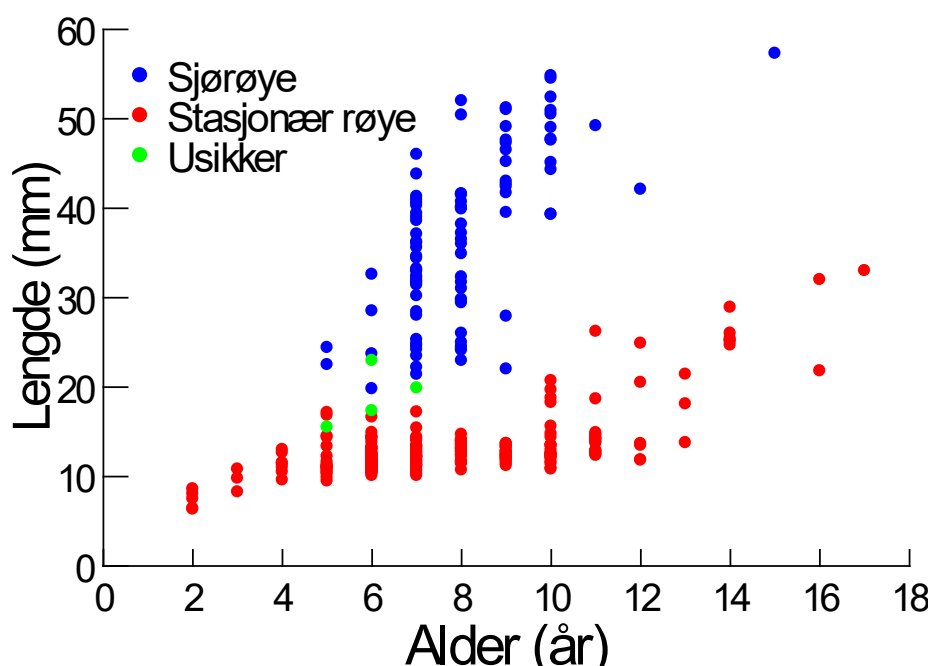
Garnfangsten i Linnévatnet i september 2017 bestod av røye fra 6 til 51 cm (**figur 12**), men var dominert av fisk fra 10 til 14 cm (72 %). Alderen på disse røyene var fra 2 til 17 år (**figur 12**). Det ble fanget svært få fisk mindre enn 10-12 cm (yngre enn 5 år), trolig på grunn av svært lav fangbarhet av fisk på de minste maskeviddene (5-8 mm).



Figur 12. Lengdefordeling (venstre) og aldersfordeling (høyre) av røye fanget på oversiktsgarn (5-52 mm) i Linnévatnet i september 2017. Hentet fra Svenning mfl. (2020).

Sjørøyene i Linnéassdraget ser ut til å vokse godt, og de yngste anadrome rekruttene er trolig 5-6 år (**figur 13**). Røyebestanden er tydelig splittet i en anadrom og en resident fraksjon, og det er ingen klare indikasjoner på at stasjonære individer senere i livet velger et anadromt levested. Det er påfallende at det nesten ikke finnes sjørøye eldre enn 10 år, noe som tyder på svært høy dødelighet (inkludert beskatning) for eldre fisk og store individer.

De stasjonære røyene i Linnévasdraget vokser relativt sakte, og de fleste ser ut til å stagnere nærmest totalt ved ca. 15 cm lengde (Svenning mfl. 2020). Noen av de stasjonære røyene blir imidlertid kannibaliser, noe som fører til økt vekst og høy overlevelse. Vi fant også smårøye i mageinnholdet hos stasjonærrøye over 14 cm (Bergane 2018). Dette er i tråd med en helårsundersøkelse i Linnévatnet, som konkluderte med at røye over 15 cm stort sett ernærte seg på smårøye (Svenning m.fl. 2007), og det er også i samsvar med den høye infeksjonen av fiskandmakk i stasjonære fisk over 15 cm (Svenning mfl. 2020). De høyest infiserte fiskene hadde flere hundre cyster av fiskandmakk på innvollene, trolig på grunn av reinfeksjon ved beiting på smårøye. De store kannibalene er også hvite i kjøttet og generelt mindre attraktive som matfisk enn sjørøyene. Det ble ikke fanget stasjonære fisk (kannibaliser) over 35 cm og ingen var eldre enn 17 år. Dette tyder på at også store stasjonære fisk (kannibaliser) beskattes hardt i Linnévatnet. I innsjøer med lav beskatning på Svalbard kan røyene ellers komme opp i en alder på over 30 år (Svenning og Borgstrøm 1995).



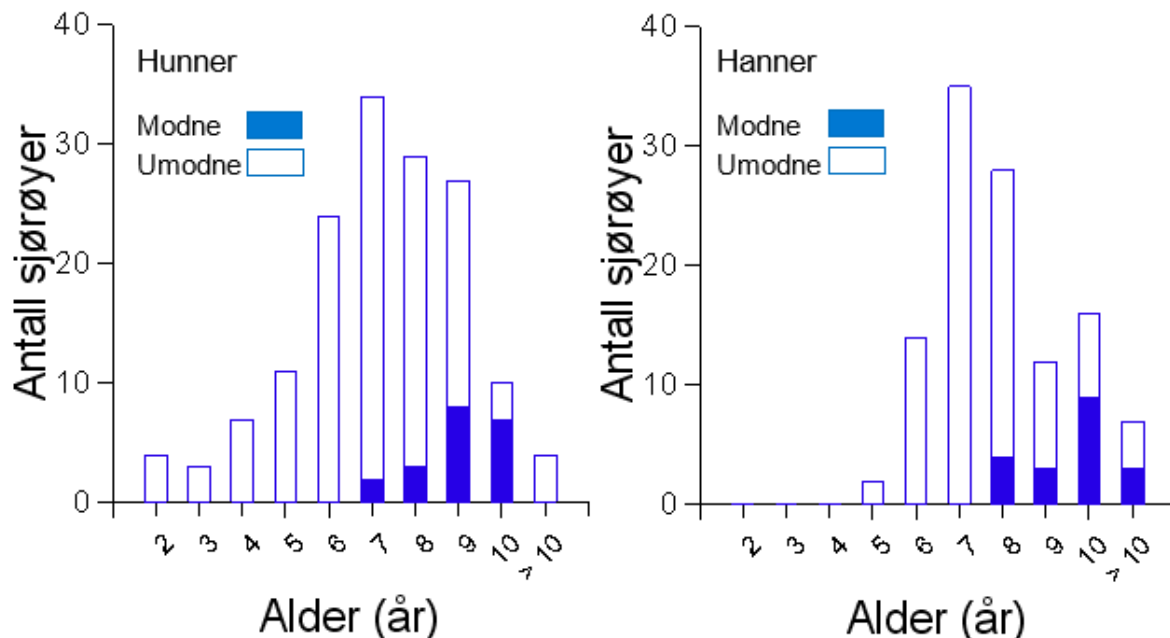
Figur 13. Lengde ved alder hos røye fanget i Linnévasdraget i 2017. Både fisk fanget i oppgangsfella og på garn i Linnévatnet er inkludert. De yngste årsklassene (2-4/5 år) består av fisk som senere i livet enten lever som stasjonærrøye eller som sjørøye. Hentet fra Svenning mfl. (2020).

Av sjørøyene som ble avlivet i 2017 var det omtrent like mange hunner (54 %) som hanner (46 %). De yngste kjønnsmodne sjørøyene som ble fanget i 2008 og 2017 var 7 år gamle, hvorav bare 14 og 10 % av henholdsvis hunnene og hannene var kjønnsmodne (Svenning mfl. 2020). Andel modne økte med størrelse og alder, og hos 10-åringene var 62 % av hunnene og 56 % av hannene kjønnsmodne (**figur 14**).

De fleste kjønnsmodne sjørøyene i 2017 vandret opp i Linnévatnet i juli, og ingen vandret opp etter 7. august (Bergane 2018). Dette er i samsvar med tidligere undersøkelser i Vårfluesjøen (Skogstad og Skogstad 2005), Diesetvatna (Svenning og Gullestad 2002) og Linnévasdraget (Ebne 2009), og innebærer at de store og kjønnsmodne sjørøyene er utsatt for beskatning i Linnévatnet allerede fra månedsskiftet juli-august (Svenning mfl. 2020).

I lengdegruppen 45-60 cm var mer enn 60 % av hannene og hunnene i 2017 kjønnsmodne. Siden garn med maskevidde 52 mm fisker mest effektivt på røye fra 45 til 60 cm (modallengde rundt 52 cm), betyr dette at det lovlige fisket med garn med 52 mm maskevidde i Linnévatnet i hovedsak beskatter de største og kjønnsmodne individene i bestanden.

Sjørøya i Linnévasdraget har høy årlig dødelighet, og garnfisket i Linnévatnet og i Isfjorden, som beskatter de største og kjønnsmodne individene i bestanden, bidrar trolig sterkt til denne dødeligheten. I de siste årene har imidlertid garnfisket i sjøen økt i omfang, og det er derfor usikkert hvor stor del av dødeligheten som skyldes fisket i Linnévatnet eller fisket på sjørøyene under beitevandringen i Isfjorden (se Svenning mfl. 2020).



Figur 14. Antall modne (lukkede stolper) og umodne (åpne stolper) sjørøyer fanget i Linnévasdraget i 2008 og 2017. Hunner til venstre og hanner til høyre. Hentet fra Svenning mfl. (2020).

Selv om det ble registrert omtrent like mange oppvandrende sjørøyer i 2017 som i 2008, var det bare 93 fisk over 50 cm i 2017, mens det ble fanget 217 fisk over 50 cm i 2008. Videre ble det høsten 2008 fanget flere umerka sjørøyer over 50 cm i Linnévatnet, mens ingen umerka fisk over 50 cm ble fanget i 2017. Dette antyder at det i 2008 vandret opp en god del store sjørøyer (> 50 cm) før fangstfella var satt opp, og langt flere enn i 2017.

Det betydelig lavere innslaget av stor sjørøye i 2017 kan være et tegn på at beskatningen har økt igjen i årene etter 2008. Lengdefordelingen av innrapportert fisk er ikke kjent, men dersom det i hovedsak er fanget fisk større enn 45-50 cm i Linnévatnet, samt at det også er fanget sjørøye fra Linnévasdraget under beitevandringen i Isfjorden, kan dette muligens forklare den markerte nedgangen av stor fisk. Det kan heller ikke utelukkes at deler av beskatningen i vassdraget ikke er innrapportert.

For å få en mest mulig bærekraftig forvaltning av røyebestanden i Linnévasdraget er det helt avgjørende at bestanden fortsatt blir overvåket, både med en bedre fangstrapportering fra vassdraget og fjorden, og ved at det regelmessig, for eksempel hvert femte år, foretas registreringer av oppvandringen av sjørøye fra Isfjorden til Linnévatnet, slik det også er foreslått tidligere (Svenning 2010; Svenning mfl. 2020). I så fall bør det gjennomføres en ny registrering i 2022. En slik overvåking bør også omfatte garnfiske med oversiktsgarn (5-52 mm) i Linnévatnet.

Røyebestanden i Linnévatnet finnes i to hovedformer; som ferskvannsstasjonær røye og som sjørøye. Rekrutteringsforholdene for røya i Linnévatnet er gode. Tettheten av stasjonær røye er derfor svært høy, selv om mengden og andelen sjørøye varierer. I 2008 og 2017 vandret det opp i overkant av 2000 sjørøyer i Linnéelva, men på bakgrunn av alderssammensetningen og estimert årlig overlevelse (Svenning mfl. 2020), er det åpenbart at mengden sjørøye har vært vesentlig høyere tidligere da beskatningen var lavere (Svenning 1992). Beskatningen har også

påvirket alders- og størrelsessammensetningen. Blant annet ble det i 1930-årene fanget sjørøye i Linnévasdraget på opptil 8-9 kg, mens det i de siste 40-50 årene svært sjelden har blitt fanget sjørøye over 2-3 kg.

Utgangspunktet for klassifiseringen av økologisk tilstand for røyebestanden i Linnévasdraget er at man kan beskrive en tilnærmet upåvirket referansetilstand for vassdraget (jf. vannforskriften). Dersom det ikke finnes historiske data, eller annen kunnskap som kan brukes for å fastsette en 'referansetilstand', kan denne settes lik tilstanden slik den var før 1900 (jf. kap. 6.1.3 i Klassifiseringsveilederen). Det finnes imidlertid ingen objektiv beskrivelse av røyebestanden i Linnévatnet før 1990-tallet. Likevel har trolig røyebestandene på Svalbard, og særlig den anadrome fraksjonen i mange av vassdragene, blitt sterkt påvirket av fiske (beskatning) på 1900-tallet, og spesielt fra 1950-tallet og senere (Svenning 1992). Av de eksisterende fiskeindeksene i dagens klassifiseringssystem beregnet på énantssamfunn på fastlandet er det kun %-vis endring i tetthet og alders- og størrelsessammensetning som eventuelt kunne vært brukt på Svalbard. Vi foreslår derfor at antall oppvandrende sjørøyer innføres som framtidig fiskeindeks for Linnévasdraget, samt også i de andre sjørøyevassdragene på øyriket (se Svenning mfl. 2020). I tillegg vil det være naturlig å også benytte alders- og størrelsesstrukturen hos sjørøya, for å estimere gjennomsnittlig årlig dødsrate (se Svenning mfl. 2020).

Fangbarheten på sjørøye i innsjøer på Svalbard er svært høy (Svenning 1992; Svenning 2010; Borgstrøm mfl. 2010). For å oppnå en mest mulig bærekraftig forvaltning av røyebestanden i Linnévasdraget er det helt avgjørende at bestanden fortsatt blir overvåket, både med en bedre fangstrapportering fra vassdraget og fjorden, og ved at det regelmessig, for eks. hvert sjette år, foretas registreringer av oppvandringen av sjørøye fra Isfjorden til Linnévatnet.

Det er også påvist stingsild i Linnévatnet og Straumsjøen (Svenning mfl. 2015), men det er tvilsomt om det er etablert en levekraftig bestand i noen av innsjøene. Dette bør likevel følges opp, f.eks. ved at registreringer av oppvandrende sjørøye i Linnévasdraget kombineres med garnfiske i Linnévatnet. Alternativt kan det gjennomføres fiske med stingsildruser.

5 Samlet vurdering og anbefalinger

I denne rapporten har vi sammenstilt resultater fra undersøkelsene som ble gjennomført i Linnévasdraget i 2017 og 2019, og sammenlignet disse med tidligere data fra Linnévasdraget, samt også fra andre vassdrag på Svalbard. Basert på disse resultatene har vi vurdert om den benyttede metodikken for innsamling av fysisk-kjemiske, kjemiske og biologiske prøver i Linnévatnet og Linnéelva i 2017 og 2019 er egnet for å vurdere dagens tilstand og eventuelle framtidige endringer i tilstanden i vassdrag på Svalbard. Anbefalinger om framtidig overvåking, samt behov for justeringer av eksisterende metodikk for overvåking og tilstandsvurdering er sammenstilt i **tabell 6**.

Floraen og faunaen i Linnévatnet og Linnéelva er artsfattig og preget av lave tettheter. Således skiller ikke biodiversiteten i Linnévasdraget seg vesentlig fra andre ferskvannsvannforekomster på Svalbard (Brittain mfl. 2020). For å kunne gi gode estimater på mengder og sammensetning av de viktigste artene må innsamlingsinnsatsen (dvs. prøvevolum) økes vesentlig dersom de krav som stilles for nasjonal overvåking i Fastlands-Norge skal overholdes. I tillegg må flere innsamlingsmetoder kombineres for å sikre et tilstrekkelig materiale fra ulike habitater. Ett eksempel er innsamling av bunndyr, som i den nasjonale basisovervåkingen er begrenset til bruk av håndholdt håv (innsjøer) og sparkemetoden (elver), der vi foreslår at det på Svalbard også tas prøver vha. grabb (disse kan tas på vinteren). Røye beiter selektivt (Svenning mfl. 2007), og funn av byttedyr basert på mageprøver vil derfor ikke erstatte andre innsamlingsmetoder, men det kan være et viktig supplement til innsamling ved sparkemetoden, grabb etc. Siden fisk er svært enkelt å samle inn både i sommer- og vinterhalvåret, bør det vurderes om mageprøver fra fisk skal inngå i en mer standardisert innsamling i innsjøer på Svalbard.

Overvåking av bunndyr i Fastlands-Norge er i stor grad begrenset til stein-, døgn- og vårfluer (såkalte EPT-taksa) og noen få grupper til, mens fjærmygg og fåbørstemark kun telles opp uten ytterligere taksonomisk bestemmelse. I ferskvann på Svalbard er imidlertid de to sistnevnte de viktigste bunndyrgruppene, både mht. artsdiversitet og tetthet. Tilsvarende utgjør hjuldyr en vesentlig andel av dyreplanktonet på Svalbard, men er ikke inkludert i den nasjonale innsjøovervåkingen. De taksonomiske bestemmelsene bør derfor utvides til å omfatte disse gruppene, spesielt med tanke på behov for å etablere/utvikle nye bioindikatorer. Dette er særlig relevant for å kunne fange opp effekter av klimaendringer, noe som så langt ikke er dekket verken av Naturindeks for ferskvann (Schartau mfl. 2015) eller av det nasjonale klassifiseringssystemet (jf. vannforskriften). Fjærmyggfaunaen på Svalbard er relativt godt kjent, og dessuten kartlagt vha. DNA-strekkoding (Stur og Ekrem 2020). DNA-baserte metoder vil derfor kunne være et supplement til de tradisjonelle taksonomiske bestemmelsene, men foreløpig er slike metoder mindre egnet til å fange opp endringer i mengder og dominansforhold.

Vi har ikke gjort noen vurdering av overvåkingsomdrev (dvs. antall år mellom hver gang en vannforekomst overvåkes), men generelt vil vi anbefale at dette følger annen nasjonal overvåking. Det betyr hyppig overvåking av et fåtall vannforekomster (fortrinnsvis årlig eller hvert 2. år). De øvrige vannforekomstene bør overvåkes minimum tre år i en innledende fase for å skaffe et godt datagrunnlag, og deretter hvert 12. eller 18. år for å kunne følge tidstrender. For fisk foreslår vi oppfølgende undersøkelser hvert 6. år (se **tabell 6**), noe som også gjør overvåking av fisk synkronisert med den øvrige overvåkingen (hvert 12. eller 18. år).

Det nasjonale klassifiseringssystemet for fastsettelse av økologisk tilstand av norske innsjøer og elver er utviklet for vannforekomster med langt mer artsrike ferskvannssamfunn og med høyere tettheter av planter og dyr enn det som finnes på Svalbard. Mange av indikatorartene som inngår i de ulike biologiske indeksene (bioindikatorer) finnes dessuten ikke naturlig på Svalbard. For krepsdyrplankton og bunndyr mener vi at det nasjonale klassifiseringssystemet er uegnet på Svalbard. For planteplankton, som er noe mer artsrikt, er det mulig at klassifiseringssystemet for kalkfattige og svært klare/klare innsjøer kan brukes som et utgangspunkt, men det bør vurderes nærmere hvordan brepartikler og klimatiske forhold påvirker algemengdene og sammensetningen av planteplanktonsamfunnet. Det er heller ikke klart hvordan naturlig gjødsling, for

eksempel fra villrein, sjøfugl og gjess, skal håndteres i klassifiseringen. Sammen med klimaendringer forventes økte bestander av gjess å kunne føre til betydelige endringer i flere ferskvannskosystemer på Svalbard. Et klassifiseringssystem for Svalbard bør derfor kunne fange opp disse påvirkningene. For fisk vil telling av oppvandrende sjørøyer på sommeren/høsten, f.eks. hvert 6. år i noen av de viktigste vassdragene, gi god kunnskap om status og eventuelle endringer i sjørøyebestandene (se Svenning mfl. 2020).

Tilstandsklassifiseringen basert på vannkjemiske støtteparametere (siktedyp, Tot-N og Tot-P) er beheftet med betydelig usikkerhet, fordi det ikke er utviklet noe klassifiseringssystem for brepåvirkede innsjøer, samt at erfaringsgrunnlaget for de fastsatte klassegrensene er svært begrenset. For støtteparameteren 'siktedyp' har vi i denne rapporten benyttet referanse- og klassegrenser som er foreslått for Gjende (se Lyche Solheim mfl. 2018). Det bør imidlertid vurderes om det er mulig å etablere egne referanse- og klassegrenser for vurdering av siktedypet i Linnévatnet, og andre innsjøer på Svalbard, med utgangspunkt i forholdet mellom eufotisk sone (beregnet med basis i turbiditeten) og siktedypet, slik som beskrevet i Lyche Solheim mfl. (2018). Det er imidlertid mulig at det norske klassifiseringssystemet kan brukes for Svalbard-sjøer som i mindre grad er brepåvirket, men dette gjenstår å undersøke. Videre bør klassifiseringssystemet også testes ut for forsuringsfølsomme innsjøer (det vil si innsjøer som tilhører de kalkfattige og svært kalkfattige innsjøtypene) på Svalbard. Slike innsjøer finner vi på Nordvest-Spitsbergen (se Brittain mfl. 2020).

Våre anbefalinger om overvåkingsmetodikk er først og fremst relevant for å følge langtidstrener for fysisk, kjemiske og biologiske forhold i ferskvann som skyldes klimaendringer og andre menneskeskapte påvirkninger. For å framskaffe mer detaljert kunnskap om prosesser og endringer i for eksempel næringsstoffomsetning og produksjon, vil det være behov for å inkludere andre metoder og parametere.

Tabell 6. Forslag til metodikk for vannkjemisk og biologisk overvåking av elver og innsjøer på Svalbard, med spesifisering av eventuelle avvik fra anbefalinger som gjelder nasjonal overvåking på Fastlands-Norge. Parameterutvalg følger anbefalinger i tabell 4-4 og 4-5 i Brittain mfl. (2020). For ytterligere beskrivelse av metodikken se Schartau mfl. (2018) for ØKOFERSK-programmet og Moe mfl. (2018) for REFERANSEELV-programmet. Merk: med unntak av fisk er erfaringsgrunnlag for anbefalingene begrenset til et fåtall lokaliteter. VH og HH er henholdsvis vertikale og horisontale håvtrekk.

Kvalitetselement/ parameter	Innsamlingsmetodikk (henvisning til nasjonal overvåking + tillegg)	Prøvetidspunkt (i år med overvåking)	Innsats/prøvestørr else (spesifisert avvik fra nasjonal overvåking)	
Elv	Vanntemperatur	REFERANSEELV + Temp.logger	Juli-Sept (3 g./år + kontinuerlig)	-
	Vannkemi	REFERANSEELV (men red. parameterutvalg)	Juli-Sept (3 g./år)	-
	Begroingsalger	Klassifiseringsveileder	Aug/Sept (1 g./år)	-
	Bunndyr	Klassifiseringsveileder (modifisert iht. vedlegg 7.3 i Brittain mfl. (2020)) (+ DNA-metabarcoding)	Juli og Aug/Sept (2 g./år)	Økes. Sparkeprøver: 6 x ½ min; Steinplukk: 10 stein å 10-20 cm
	Fisk	Klassifiseringsveileder (modifisert iht. vedlegg 7.3 i Brittain mfl. (2020))	Juli-Aug	Fangstfelle (hvert 5. år)
Innsjø	Vanntemperatur	ØKOFERSK + Temp.logger	Mai ¹ -Sept (3-4 g./år)	-
	Vannkemi	ØKOFERSK (men red. utvalg red. parameterutvalg)	Mai ¹ -Sept (3-4 g./år)	-
	Planteplankton	Klassifiseringsveileder (modifisert iht. vedlegg 7.3 i Brittain mfl. (2020))	Mai ¹ -Sept (3-4 g./år)	Økes. Klf a: 2 L; Artssammensetning og biomasse: 250 mL
	Dyreplankton	Klassifiseringsveileder (modifisert iht. vedlegg 7.3 i Brittain mfl. (2020)) + horisontale håvtrekk	Juli og Aug/Sept (2 g./år)	Økes. Pelagisk - VH: 2x maksdyp + ev. HH: 100 m. Litoralt: HH: 100 m
	Bunndyr	Klassifiseringsveileder (modifisert iht. vedlegg 7.3 i Brittain mfl. (2020)) + grabbprøver på min. 3 dyp (+ mageprøver fra fisk, DNA-metabarcoding)	Mai/Juni ¹ og Aug/Sept (2 g./år)	Økes. Håndholdt håv: 10-20 m; Grabbprøver: Ekman grab
	Fisk	Klassifiseringsveileder (modifisert iht. vedlegg 7.3 i Brittain mfl. (2020))	Aug/Sept (1 g./år)	Garnfiske (nordiske oversiktsgarn) hvert 5. år + ev. stingsildruser

¹ For måling av vanntemperatur og innsamling av prøver til vannkemi, planteplankton og bunndyr (grabbprøver) vil det være en fordel, både av praktiske og økologiske årsaker, med en feltrunde mens isen fremdeles ligger på innsjøen, fortrinnsvis i mai/juni.

6 Referanser

- Bergane, V. 2018. Sjørøya (*Salvelinus alpinus*) i Linnévassdraget, Svalbard – livshistorietrekk og populasjonsstruktur ti år etter innføring av kvotebasert fangst. MSc-oppgave i naturforvaltning. Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU, Ås.
- Borgstrøm, R., Ebne, I. & Svenning, M.-A. 2010. High lacustrine gillnet catchability of anadromous Arctic charr. *Hydrobiologia*, 650 (1): 203-212.
- Brittain, J., Schartau, A.K. & Svenning, M.-A. 2020. Biologisk mangfold i ferskvann på Svalbard: kunnskapsgrunnlag, påvirkninger og forslag til framtidig overvåking. NVE-Rapport, Nr. 13/2020, 97 s.
- Bøyum, A. & Kjensmo, J. 1978. Physiography of Lake Linnévatn, Western Spitsbergen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 20: 609-614.
- Cao, J., Roof, S., Werner, A., Gunn, G., Bunting, E., & Tuttle, S. 2018. Comparison of Arctic Lake Ice Cover Timing on Svalbard Using Satellite and In-Situ Data. *Am Geophys Ann Mtg*, Washington DC, December 2018
- Dimante-Deimantovica, I., Chertoprud, M., Chertoprud, E., Christoffersen, K.S., Novichkova, A. & Walseng, B. 2015. FREMONEC: Effect of climate change and related stressors on fresh and brackish water ecosystems in Svalbard. A Norwegian and Russian joint scientific project. NINA Report 1218. 40 s.
- Dimante-Deimantovica, I., Walseng, B., Chertoprud, E. & Novichkova, A. 2018. New and previously known species of Copepoda and Cladocera (Crustacea) from Svalbard, Norway—who are they and where do they come from? *Fauna norvegica* 38: 18-29.
- Direktoratsgruppa for vanddirektivet 2018. Revidert veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Ebne, I. 2009. Anadrom røye (*Salvelinus alpinus*) i Linnévassdraget, Svalbard; Diett, oppvandring, bestandssammensetning og fangbarhet. MSc-oppgave, Institutt for naturforvaltning, NMBU, Ås.
- 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.
- Faafeng, B., Brettum, P. & Hessen, D.O. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapport 2355, 57 s., ISBN 82-577-1638-3.
- Hansen, T. 1983. Bunnfaunastudier i et vassdrag på Svalbard. Hovedfagsoppgave i limnologi. Universitetet i Oslo. 106 s.
- 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., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2017. ØKOSTOR: Basisovervåking av store innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-815| 2017, 197 s.
- 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: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-1086 | 2018, 193 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, 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. 2019. ØKOSTOR 2018. Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-1464 | 2019, 176 s.
- Moe, T.F., Thrane, J.E., Persson, J., Bækkeli, K.A., Myrvold, K.M., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Grung, M. og de Wit, H. 2018. Overvåking av referanseelver 2017. Basisovervåking i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-1002 | 2018, 279 s.
- NS-EN 15110:2006. Vannundersøkelse - Veiledning i prøvetaking av dyreplankton fra stillestående vann.
- NS-EN 15204:2006. Vannundersøkelse – Veiledning for kvantifisering av planteplankton ved bruk av omvendt mikroskop (Utermöhls metode).
- NS-EN 16695:2015. Vannundersøkelse – Veiledning for estimering av biovolum for mikroalger.
- NS-EN 16698:2015. Vannundersøkelse – Veiledning for kvantitativ og kvalitativ prøvetaking av planktonalger i ferskvann.
- NS-EN 17136:2019. Vannundersøkelse - Veiledning i felt- og laboratorieprosedyrer for kvantitativ analyse og identifikasjon av makroinvertebrater fra ferskvann
- NS-EN ISO 10870:2012. Vannundersøkelse – Veiledning i valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til benthiske makroinvertebrater i ferskvann.
- Petrin, Z., Bækkeli, K.A.E., Bongard, T., Bremnes, T., Eriksen, T.E., Kjærstad, G., Saltveit, S.J., Schartau, A.K., Velle G. 2016. Innsamling og bearbeiding av bunndyrprøver – hva vi kan enes om. NINA Rapport 1276, 41 s.
- Retelle, M., Christiansen, H., Hodson, A., Nikulina, A., Osuch, M., Poleshuk, K., Romashova, K., Roof, S., Rouyet, L., Strand, SM., Vasilevich, I., Wawrzyniak, T. 2020. Environmental Monitoring in the Kapp Linné-Grønfjorden Region. In: Van den Heuvel et al. (eds): SESS report 2019.; Svalbard Integrated Arctic Earth Observing System, Longyearbyen, 84-107.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. 191, Department of the Environment Fisheries and Marine Service, Ottawa.
- Rigler F. W. 1978. Limnology in the High Arctic: a case study of Char Lake. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 20: 127–140.
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates (1st ed.). New York: Chapman and Hall.
- Schartau, A.K., Pedersen, B., van Dijk, J. og Solheim, A.L. 2015. Ferskvann. I: Framstad E (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. s: 59-67.
- Schartau, A.K., Mjelde, M., Bækkeli, K.A.E., Demars, B., Dokk, J.G., Edvardsen, H., Hesthagen, T., Jensen, T.C., Jenssen, M.S., Løvik, J.E., Pettersen, O., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Velle, G., Walseng, B. 2018. ØKOFERSK delprogram Øst: Basisovervåking av utvalgte innsjøer i 2017. Overvåking og klassifisering av økologisk tilstand. Miljødirektoratet rapport M-1057 | 2018, 81 s.
- Skogstad, O. C. & Skogstad, Ø. 2006. Dynamikk og ressursbruk hos anadrom og resident røye (*Salvelinus alpinus*) i Vårfluesjøen på Svalbard etter flere års fredning av bestanden. MSc-oppgave. Institutt for naturforvaltning, NMBU, Ås.
- Stur E. & Ekrem, T. 2020. The Chironomidae (Diptera) of Svalbard and Jan Mayen. Insects, 11, 183
- Svenning, M-A. 1992. Fiskeribiologiske undersøkelser i røyevassdrag på Svalbard 1987-90. Rapport, Norges Fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø, 65 s.
- Svenning, M. A. 2010. Metodikk for prøvafiske etter røye på Svalbard. NINA Rapport 645, 30 s.
- Svenning, M.-A. 2015. Miljøvariable i innsjøer på Svalbard; vanntemperatur, lys- og isforhold. NINA Minirapport 575, 36 s.
- Svenning, M.-A. & Borgstrøm, R. 1995. Population structure in landlocked Spitsbergen Arctic charr. Sustained by cannibalism? Nordic Journal of Freshwater Research, 71: 424-431.

- Svenning, M.A. & Gullestad, N. 2002. Adaptations to stochastic environmental variations: the effects of seasonal temperatures on the migratory window of Svalbard Arctic charr. *Environmental Biology of Fishes* 64: 165-174.
- Svenning, M.-A., Klemetsen, A. & Olsen, T. 2007. Habitat and food choice of Arctic charr in Linnévatn on Spitsbergen, Svalbard: the first year-round investigation in a High Arctic lake. *Ecology of Freshwater Fish*, 16 (1): 70-77.
- Svenning, M.-A., Aas, M. & Borgstrøm, R. 2015. First records of three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* in Svalbard freshwaters: An effect of climate change? *Polar Biology*, 38 (11): 1937-1940.
- Svenning, M.-A., Bergane, V. & Borgstrøm, R. 2020. Sjørøya i Linnévasdraget. Sluttrapport til Svalbards miljøvernfond. NINA rapport 1825, 24 s.

7 Vedlegg

7.1 Primærdata fra de limnologiske undersøkelsene gjennomført i 2017 og 2019

Tabell A.1. Bestemmelse av ulike fysiske, fysisk-kjemiske og kjemiske parametere i Linnévatnet, Svalbard i 2017 og 2019. Tabellen viser målinger i enkeltprøver samt gjennomsnitt og laveste/høyeste verdi i undersøkelsesperioden. -: ingen målinger. For verdier som er under deteksjonsgrensen (<) har vi brukt deteksjonsgrensen for å regne ut gjennomsnittsverdien.

Parameter	Benevning	-----2017-----				-----2019-----		-----2017 og 2019-----		
		30.07.2017	05.08.2017	20.08.2017	21.09.2017	28.07.2019	03.09.2019	min	maks	gj.snitt
Alkalitet-E	mekv/l	1,03	1,02	1,09	1,07	1,03	0,74	0,74	1,09	1,00
Aluminium, totalt	µg/l	29,0	17,4	27,0	19,4	-	-	17,4	29,0	23,2
Aluminium, ikke labil	µg/l	<5	<5	8,0	9,0	<5	<5	<5	9,0	6,2
Aluminium, labilt	µg/l	8,0	9,0	9,0	4,0	18,0	11,0	4,0	18,0	9,8
Aluminium, reaktivt	µg/l	13,0	14,0	17,0	13,0	23,0	16,0	13,0	23,0	16,0
Ammonium	µg N/l	65	72	<2	2	24	2	<2	72	33
Fargetall	mg Pt/l	<2	<2	<2	3	<2	<2	<2	3	2,2
Fosfat	µg P/l	2	1	10	3	2	2	1	10	3,3
Kalium	mg/l	0,4	0,4	0,4	0,5	0,4	0,4	0,4	0,5	0,4
Kalsium	mg/l	39,1	39,4	40,6	38,4	38,7	39,4	38,4	40,6	39,3
Klorid	mg/l	5,6	5,6	6,8	6,2	5,9	5,6	5,6	6,8	5,9
Klorofyll a	µg/l	<0,69	-	0,74	0,73	1,40	0,48	0,48	1,40	0,81
Konduktivitet	mS/m	30,3	30,3	30,3	31,2	30,6	31,0	30,3	31,2	30,6
Magnesium	mg/l	9,8	9,9	9,9	10,1	9,8	10,0	9,8	10,1	9,9
Natrium	mg/l	3,9	3,9	3,8	4,2	4,2	3,9	3,8	4,2	4,0
Nitrat	µg N/l	56	55	61	54	58	55	54,0	61,0	56,5
pH	pH units	7,89	7,86	7,84	8,00	7,95	7,84	7,84	8,00	7,90
Sulfat	mg/l	79,9	89,8	91,0	89,9	80,3	81,4	79,9	91,0	85,4
Total fosfor	µg P/l	10	7	9	6	4	3	3	10	6,5
Total nitrogen	µg N/l	225	200	160	131	150	96	96	225	160
Total organisk karbon (TOC)	mg C/l	0,3	0,5	0,5	1,1	0,4	0,3	0,3	1,1	0,5
Turbiditet	FNU	3,7	2,6	2,8	3,7	3,8	2,1	2,1	3,8	3,1
Siktedyp	m	2,2		2,1	2	1,9	2,2	1,9	2,2	2,08
Vannfarge		grønnlig-blå		grønnlig-blå	grønnlig-blå	grønnlig-blå	grønnlig-blå			
Vanntemperatur (topp/bunn)	°C	4,0/4,0		5,6/5,6	4,8/5,1		6,0/6,0	4,0/4,0	6,0/6,0	5,1/5,0

Tabell A.2. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Linnévatnet i 2017 og 2019. Biovolum av hver taksa og samlet er oppgitt i mm³/m³ (≈mg/m³ våtvekt).

	Dato Dyp	30.07.2017 ¹ 0-10 m	20.08.2017 ¹ 0-10 m	21.09.2017 0-10 m	28.07.2019 0-3 m	03.09.2019 0-4 m
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Carteria</i> (l=12-14)	.	.	.	0.6	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	.	0.5	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	.	.	0.2	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	.	.	1.6	2.9	.	2.0
<i>Chlorophyta</i> (d=10)	0.4	.	1.7	0.4	.	.
<i>Chlorophyta</i> (d=5)	0.5	.
<i>Geminella</i>	2.5
<i>Koliella longiseta</i>	1.1	.	1.5	1.9	0.2	0.4
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	2.9
<i>Oedogonium</i>	0.5
<i>Oocystis submarina</i>	0.2
Sum - Grønnalger		2.2	5.0	6.3	0.8	7.8
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)						
<i>Chromulina</i>	0.3	.	0.6	.	.	.
<i>Chrysococcus</i>	.	.	0.9	1.2	1.9	2.3
<i>Chrysoikos skujæ</i>	0.1	.	1.2	0.1	.	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	.	.	0.9	.	.	1.1
<i>Chrysophyceae</i> (<7)	2.8	.	5.6	2.8	15.9	6.1
<i>Chrysophyceae</i> (>7)	5.2	.	4.3	0.9	.	1.3
<i>Chrysophyceae</i> sp 3	.	.	.	0.7	.	.
<i>Chrysosphaerella coronacircumspina</i>	.	.	.	1.4	.	.
<i>Dinobryon hilliardii</i>	0.0	0.2
<i>Dinobryon sociale</i>	0.1	.
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	0.2	.	0.6	1.0	.	.
<i>Mallomonas</i>	.	.	0.6	.	0.6	0.6
<i>Ochromonas</i>	.	.	1.2	.	.	.
<i>Spiniferomonas</i>	.	.	.	0.6	.	.
Sum - Gullalger		8.6	15.8	8.7	18.5	11.8

Dato	30.07.2017 ¹	20.08.2017 ¹	21.09.2017	28.07.2019	03.09.2019
Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-3 m	0-4 m
Bacillariophyta (Kiselalger)					
<i>Aulacoseira italica</i>	0.2	1.5	.	.	.
<i>Cyclotella (d=10-12)</i>	3.2	13.2	4.8	1.2	5.3
<i>Cyclotella (d=14-16)</i>	2.0	5.0	3.0	2.0	5.1
<i>Cyclotella (d=25)</i>	0.4
<i>Cyclotella (d=5-8)</i>	4.6	5.0	13.6	.	4.7
<i>Diatoma tenuis</i>	.	0.1	0.3	0.8	0.8
<i>Hannaea arcus</i>	0.1
<i>Meridion circulare</i>	0.6
<i>Nitzschia (l=25-30)</i>	.	0.2	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.2
<i>Ulnaria (l=40-70)</i>	.	.	.	0.3	.
<i>Ulnaria (l=80-100)</i>	0.9	4.4	5.3	14.7	44.1
<i>Ulnaria ulna</i>	0.6
Sum - Kiselalger	11.5	29.4	27.0	19.1	61.3
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)					
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	.	.	1.1	.	.
Sum - Gulgrønnalger	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0
Cryptophyta (Svelgflagellater)					
<i>Cryptomonas (l=30-35)</i>	8.8
<i>Katablepharis ovalis</i>	0.5	.	0.5	0.7	0.4
<i>Plagioselmis lacustris</i>	0.5	0.5	1.1	.	2.5
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	0.4	1.2	0.8	1.2	.
Sum - Svelgflagellater	1.4	1.7	2.3	2.0	11.6
Dinophyceae (Fureflagellater)					
Dinophyceae	0.5
<i>Gymnodinium (l=12)</i>	4.1
<i>Gymnodinium (l=14-16)</i>	0.9
<i>Gymnodinium (l=30)</i>	1.3	1.9	.	0.6	0.6
<i>Gymnodinium (l=40)</i>	1.2
<i>Gymnodinium (l=50)</i>	.	.	4.5	.	.

	Dato	30.07.2017 ¹	20.08.2017 ¹	21.09.2017	28.07.2019	03.09.2019
	Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-3 m	0-4 m
<i>Gymnodinium lacustre</i>	
<i>Gymnodinium uberrimum</i>		.	.	.	1.5	2.2
<i>Katodinium fungiforme</i>		1.0
<i>Parvodinium umbonatum</i>		.	.	2.7	.	.
<i>Peridinium</i> (l=15-17)		.	.	.	1.3	.
Sum - Fureflagellater		1.3	1.9	7.2	3.4	10.5
Euglenophyta (Øyealger)						
<i>Euglena</i> (l=40)		.	0.2	.	.	.
<i>Euglena</i> (l=70)		.	.	.	1.4	.
Sum - Øyealger		0.0	0.2	0.0	1.4	0.0
Choanozoa (Krageflagellater)						
Krageflagellater		.	0.2	.	.	.
Sum - Krageflagellater		0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
Ubestemte taksa						
µ-alger, Picoplankton		1.9	0.6	1.5	0.2	0.2
Heterotrof flagellat (l<15)		1.2	1.1	0.8	.	.
Sum - Ubestemte taksa		3.1	1.7	2.3	0.2	0.2
Sum total :						
		28.1	55.9	54.9	45.4	103.2

¹ Lite prøvevolum. Taksa som kun forekommer i små mengder kan derfor mangle.

Tabell A.3. Artssammensetning og antall individer av krepsdyrplankton i pelagiske og litorale håvtrekk i Linnévatnet i 2017 og 2019.

Dato	30.07.2017	30.07.2017	30.07.2017	20.09.2017	20.09.2017	20.09.2017	03.09.2019	03.09.2019	03.09.2019	03.09.2019	03.09.2019
Navn innsjø	Linnévatnet	Linnévatnet	Linnévatnet	Linnévatnet	Linnévatnet	Linnévatnet	Linnévatnet	Linnévatnet	Linnévatnet	Linnévatnet	Linnévatnet
Habitat	Pelagisk	Litoral	Litoral	Pelagisk	Litoral	Litoral	Pelagisk	Pelagisk	Litoral	Litoral	Litoral
Substrat/dyp	30	Ubeskyttet	Beskyttet	30	Ubeskyttet	Beskyttet	2x0-25 m	2x0-5 m	Ubeskyttet	Beskyttet	Beskyttet
Innsamlingsmetodikk	Vert. håvtrekk	Hor. håvtrekk	Hor. håvtrekk	Vert. håvtrekk	Hor. håvtrekk	Hor. håvtrekk	Vert. håvtrekk	Vert. håvtrekk	Hor. håvtrekk	Hor. håvtrekk	Hor. håvtrekk
Trekklengde (m)	30	100	50	30	100	50	50	10	18	15	50
Stasjon	ZP	ZL1	ZL2	ZP	ZL1	ZL2	ZP	ZP	ZL1	ZL2	ZL2
Prøve	P1	L1	L2	P1	L1	L2	P1	P2	L3	L1	L2
Subsampling av prøvematerialet (andel talt)	1	1	1	1	1	1	0,4	1	1	1	1
Taksa											
Bosmina longispina, totalt	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
juv.						1					
hunn m/ov											
hann											
Macrothrix hirsuticornis, totalt	0	0	0	0	31	54	0	0	0	4	4
juv.					27	49				3	3
hunn m/ov					4	5				1	1
hann											
Alona werestschagini, totalt						2					
juv.						1					
hunn m/ov						1					
hann											
Cyclops abyssorum, totalt	3	23	116	167	4	12	513	165	21	53	5
cop.					2	10	480	156	21	52	4
hunn	3	23	116	163	2	2	3	1			
hunn m/ov				4							
hann							30	8		1	1
Cyclopoida, nauplier indet	15	1	120	33	3		370	1600	680	30	4
Totalt antall krepsdyr eks. nauplier	3	23	116	167	35	67	513	165	21	57	9
Totalt antall krepsdyr i prøven	18	24	236	200	38	67	883	1765	701	87	13

Tabell A.4. Artssammensetning og antall individer av bunndyr fra ulike prøvetyper tatt i Linnévatnet og Linnéelva i 2017 og 2019.

Dato		21.09.2017	03.09.2019	03.09.2019	03.09.2019
Navn innsjø/elv		Linnéelven	Linnévatnet	Linnéelven	Linnéelven
Habitat		Utløp	Litoral	Utløp	Utløp
Innsamlingsmetodikk/innsats		Sparkeprøve	Sparkeprøve	Sparkeprøve	Sparkeprøve
Innsats		5 min./10-15 m	2 x 10 m	3 min./6 m	5 stein
Stasjon		BU1	BL1	BU1	BU1
Prøve		BU1	BL1	BU1A	BU1B
Subsampling av prøvematerialet (ja, nei)			nei	nei	nei
Subsampling av antall (ja, nei)			ja	ja	nei
Taksa					
Chironomidae	Chironomidae indet	20	1		6
	Chironominae, cf. Micropsectra		5	1	
	Ortocladinae, cf. Oliveridia		7	73	19
	Ortocladinae indet.		8	12	5
Trichoptera	Apatania zonella	1	1		
Nematoda			3	6	
Oligochaeta		5	111	385	2
Totalt antall bunndyr i prøven		26	136	477	32

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4583-8

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger