

Øvre Heimdalsvatn – økologisk langtidsovervåking

John E. Brittain, Reidar Borgstrøm, Trond Bremnes, Ståle Haaland,
Marit Mjelde, Jens Petter Nilssen og Birger Skjelbred



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet



Denne rapportserien utgis av:

Naturhistorisk museum
Postboks 1172 Blindern
0318 Oslo

www.nhm.uio.no

Publiseringsform:

Elektronisk (pdf)

Forfattere:

John E. Brittain, Reidar Borgstrøm, Trond Bremnes, Ståle Haaland, Marit Mjelde,
Jens Petter Nilssen og Birger Skjelbred

Sitering:

John E. Brittain, Reidar Borgstrøm, Trond Bremnes, Ståle Haaland, Marit Mjelde,
Jens Petter Nilssen og Birger Skjelbred. 2019. Øvre Heimdalsvatn – økologisk
langtidsovervåking. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 84, 64 s.
+ vedlegg.

ISSN nr. 1891-8050

ISBN nr. 978-82-7970-108-8

Fra 2011 inngår forskningsrapportene fra LFI i rapportserie ved Naturhistorisk museum.

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/rapporter/>

LFI rapporter fra 1970 til 2010 finnes på:

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/lfi-rapporter/>

Hjemmeside:

<http://www.nhm.uio.no/forskning/grupper/lfi/index.html>

Forsidebilde: Øvre Heimdalsvatn sett mot vest. Foto: John Brittain



Øvre Heimdalsvatn – økologisk langtidsovervåking

John E. Brittain¹, Reidar Borgstrøm², Trond Bremnes¹, Ståle Haaland², Marit Mjelde³, Jens Petter Nilssen⁴ og Birger Skjelbred³

¹Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo

² Fakultet for Miljøvitenskap og Naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Postboks 5003, 1432 Ås

³Norsk institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

⁴ Müller Sars Selskapet for Fri Grunnforskning, Postboks 5831, 0308 Oslo



Antall sider og bilag: 64 sider + vedlegg		Tittel: Øvre Heimdalsvatn – økologisk langtidsovervåking.	
Rapportnummer: 84	Gradering: Åpen	Prosjektleder: John Brittain	Prosjektnummer: 204974
ISSN: 1891-8050	Dato: 2019-08-29	Oppdragsgiver(e): Miljødirektoratet	
ISBN: 978-82-7970-108-8		Oppdragsgivers ref.: Steinar Sandøy	

Sammendrag:

Øvre Heimdalsvatn er antagelig Norges mest undersøkt fjellsjø og tidsseriene strekker seg tilbake til 1950-tallet. Tross omfattende kunnskap om innsjøen og lange tidsserier på enkelte parametere, enkelte kvalitetselementene har ikke vært undersøkt siden IBP-perioden tidlig på 1970-tallet. Med betydningen av Øvre Heimdalsvatn i sammenheng med basisovervåking av fjellsjøer har Miljødirektoratet bevilget midler for å gjennomføre undersøkelser av de viktigste kvalitetselementene sommeren 2016 og 2017.

Følgende økosystem komponenter er undersøkt begge årene: vannkjemi, planteplankton, dyreplankton, bunndyr, fisk og vannvegetasjon, i tillegg registrering av fysiske parameter som vannstand, vanntemperatur og isforhold.

Registreringer viser at vanntemperaturen øker særlig om høsten i forhold til 1970-tallet, noe som betyr senere islegging; dette på grunn av klimaendringer. Mindre sur nedbør siden 1970-tallet har resultert i en markant endring i vannkvalitet i avrenningen fra nedbørfeltet, og dermed er konsentrasjon av kalsium og magnesium noe lavere i dag. Konsentrasjon av sulfat har samtidig gått kraftig tilbake. Konsentrasjon av næringsalter er derimot på nivå med det som er målt for mer enn 40 år siden.

Som tidligere er gullalger den dominerende gruppen av planteplankton i Øvre Heimdalsvatn. Samfunnene av mikrokrepsdyr og rotatorier i Øvre Heimdalsvatn er relativt stabilt fra tidligere observasjonene, bortsett fra forekomst av *Daphnia galeata* i 2017. Artssammensetningen hos dyreplanktonet viser at fiskepredasjonen er sterk. Bunndyrfaunaen har endret seg i forhold til sammensetningen tidlig i 1970-årene på grunn av inntreden av ørekyt i vannet, men siden undersøkelsene i 1985 har det vært bare små endringer.

Vannvegetasjon er undersøkt for første gang siden 1969. *Isoetes lacustris* er fortsatt den dominerende art og det er lite forskjell i dybdeutbredelsen siden 1969. Nå er det imidlertid registrert økt forekomst av *Myriophyllum alterniflorum* og flere nye arter. Dette kan ha sammenheng med noe høyere vanntemperatur og forlengelse av den isfrie perioden om høsten.

Ørretundesøkelsene i årene 2015-18, i tråd med tidligere observasjoner, har vist med tydelighet sammenhengen mellom juni temperatur og årlig ørretproduksjon. En relativt stor



del av undersøkt større ørret hadde spist smågnagere, noe som kan indikere et stort tilskudd av næring fra land i form av smågnagere.

Øvre Heimdalsvatn er klassifisert som en kalkfattig, klar innsjø i forhold til Vanndirektivets tilstandsklasser. På basis av undersøkelser i 2016 og 2017, er tilstandsklassen vurdert. For vannkjemis er tilstandsklassen god til svært god, mens for både planteplankton, dyreplankton, bunndyr og vannvegetasjon er tilstanden svært god.

Høyfjellsinnsjøen, Øvre Heimdalsvatn, med sine unike langtidsserier er et viktig referansevann for miljøendringer. Overvåkingsundersøkelsene av Øvre Heimdalsvatn i 2016 og 2017 har bidratt vesentlig til disse seriene på en rekke økosystem bestanddeler. På denne bakgrunn og den inngående kjennskap til økosystemet Øvre Heimdalsvatn, bør Øvre Heimdalsvatn inngå i Miljødirektoratets langtidsovervåking av referansesjøer. Her vil fremtidige miljøendringer både lokalt og globalt kunne fanges opp og dermed fungerer som en målestokk for påvirkninger på andre innsjøer. Dette gjelder både klimaendringer, vassdragsreguleringer, forurensninger og fremmede arter.



Summary:

Øvre Heimdalsvatn is the most studied mountain lake in Norway with time series reaching back to the 1950s. However, despite extensive knowledge of the lake and the long data series for many parameters, certain aspects have not been studied since the IBP period early in the 1970s. As Øvre Heimdalsvatn is an important reference for the monitoring of mountain lakes, the Environmental Agency financed studies of the most important elements of the lake ecosystem during the ice free periods of 2016 and 2017.

The following ecosystem components were studied in both years: water chemistry, phytoplankton, zooplankton, benthos, fish and aquatic macrophytes, in addition to the recording of physical parameters such as water levels, water temperature and ice conditions.

The records show that water temperature is increasing, especially during the autumn in relation to conditions during the 1970s. This gives later ice formation, a result of climate change. The reduction of acid precipitation since the 1970s has resulted in a change in water quality in the runoff from the catchment, resulting in lower concentrations of calcium and magnesium. The concentration of sulphate has fallen considerably, while the concentration of nutrients is at the same level measured 40 years ago in the 1970s.

As earlier, Chrysophyceae dominate the phytoplankton in Øvre Heimdalsvatn. The zooplankton community is relatively stable, with the exception of the new occurrence of *Daphnia galeata* in 2017. The species composition of the zooplankton indicates that fish predation is strong. The composition of the littoral benthos changed in the 1970s on account of the introduction of the European minnow, but since the studies in 1985 there has been little change.

The aquatic macrophytes have been investigated for the first time since 1969. *Isoetes lacustris* is still the dominant species and there was little difference in its depth distribution since 1969. However, there has been an increase in *Myriophyllum alterniflorum* and several new species have been recorded. This can be related to increased temperatures and the extension of the ice free period in the autumn.

The studies of the trout population during the period 2015-18, in line with earlier studies have clearly shown the relationship between temperatures in June and the annual trout production. A relatively large proportion of the investigated trout has consumed small mammals, which may indicate an additional contribution of nutrients from the catchment to the lake ecosystem.

Øvre Heimdalsvatn is classified as a calcium poor, clear mountain lake in relation to the EU Water Framework Directive. Based on field data in 2016 and 2017, the lake's condition was evaluated. In the case of water chemistry the status was *good* to *very good*, while for phytoplankton, zooplankton, littoral benthos and aquatic vegetation the condition was *very good*.

The subalpine lake, Øvre Heimdalsvatn, with its unique long-term data series is an important reference site for environmental impacts and changes. The monitoring studies in 2016 and



2017 have contributed to these series for a wide range of ecosystem components. With this background and the extensive knowledge of the lake and its ecosystem, Øvre Heimdalsvatn, should be included in the Environmental Agency's long-term monitoring of reference lakes. This will enable the detection of future environmental changes both locally and globally and thus function as a reference for impacts on other lakes in respect of climate change, hydropower regulation, pollution and alien species.



Forord

Øvre Heimdalsvatn er antagelig Norges mest undersøkt fjellsjø og tidsseriene strekker seg tilbake til 1950-tallet. Tross omfattende kunnskap om innsjøen, og lange tidsserier på enkelte parametere, har enkelte kvalitetselementene ikke vært undersøkt siden IBP-perioden tidlig på 1970-tallet. Gitt betydningen av Øvre Heimdalsvatn, i sammenheng med basisovervåking av fjellsjøer, bevilget Miljødirektoratet midler for å gjennomføre undersøkelser av de viktigste kvalitetselementene sommeren 2016 og 2017.

Prosjektet har vært et samarbeid med forskere fra flere institusjoner. Ståle Haaland, Fakultet for Miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU har vært ansvarlig for vannkjemien. Birger Skjelbred, NIVA, for planteplankton. Marit Mjelde, NIVA, for vannvegetasjon. Jens Petter Nilssen for dyreplankton. John E. Brittain for bunndyrene og Reidar Borgstrøm, NMBU, for ørretbestanden. Med tillatelse fra Reidar Borgstrøm er hans årsrapporter for 2017 og 2018 tatt inn i rapporten, uendret. John E. Brittain har satt sammen og redigert rapporten samt skrevet innledningen og konklusjoner. Åge Brabrand har lest gjennom og kommentert rapporten. Ann Kristin Schartau har beregnet tilstandsindeksene for småkreps og Tor Erik Eriksen har beregnet MultiClear indeksen for litorale bunndyr.

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har stått for måling av vannstand i vannet og vanntemperatur både i vannet og i utløpselva Hinøgla. På målestasjon i vannet registreres også lufttemperatur, nedbør, vind og innstråling. De fleste vannprøver er analysert hos Eurofins Environment Testing Norway AS. John E. Brittain og Henning Pavels har foretatt innsamling av vannprøver, plankton og bunndyr, mens Marit Mjelde har undersøkt vannvegetasjon i felt. Reidar Borgstrøm har gjennomført ørretundersøkelsene med assistanse i felt fra Finn Smedstad.

Oslo 2019-08-29

John Brittain



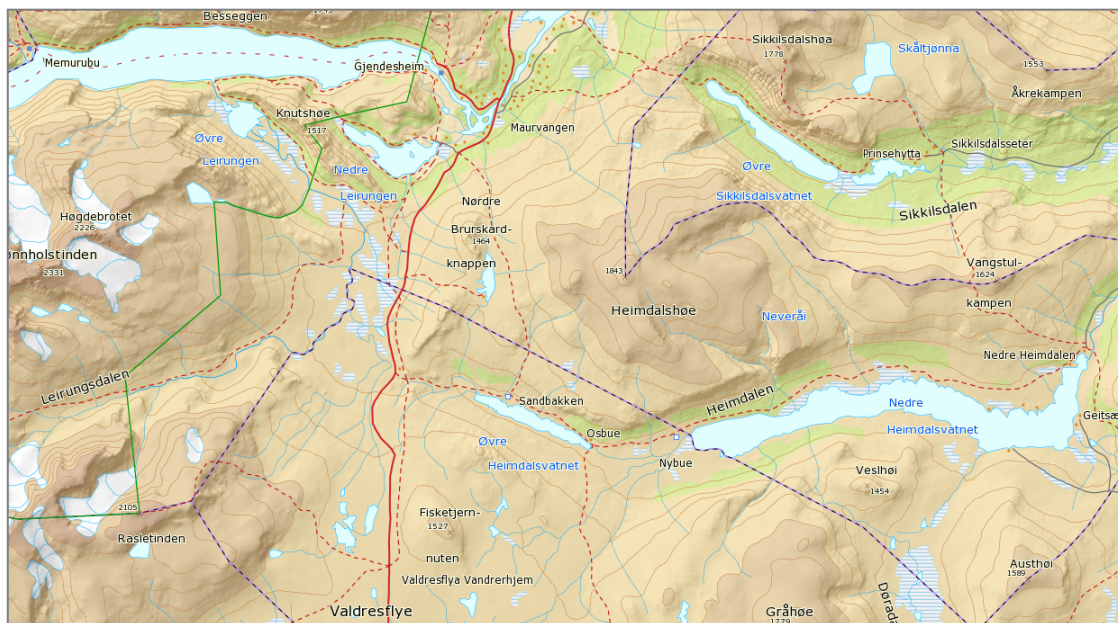
Innhold

1.	REFERANSEINNSJØEN ØVRE HEIMDALSVATN	11
2.	VANNSTAND, VANNTEMPERATUR, OKSYGEN OG ISFORHOLD	14
2.1	METODIKK	14
2.2	RESULTATER OG DISKUSJON	14
2.2.1	<i>Vannstand</i>	14
2.2.2	<i>Vanntemperatur og oksygenforhold i vannet</i>	15
2.2.3	<i>Isforhold</i>	17
3.	VANNKJEMI	18
3.1	METODIKK	18
3.2	RESULTATER OG DISKUSJON	18
3.3	KLASSIFISERING AV ØKOLOGISK TILSTAND	20
4.	PLANTEPLANKTON	21
4.1	METODIKK	21
4.2	RESULTATER OG DISKUSJON	22
5.	DYREPLANKTON	24
5.1	FELTMETODIKK.....	24
5.2	RESULTATER OG DISKUSJON – PELAGISKSONEN	24
5.3	RESULTATER OG DISKUSJON – LITTORALSONEN.....	25
5.4	VURDERING AV MIKROKREPSDYR OG ROTATORIER I ØVRE HEIMDALSVATN 2016 OG 2017	27
5.5	KLASSIFISERING AV ØKOLOGISK TILSTAND.....	27
6.	BUNNDYR I STRANDSONEN	29
6.1	METODIKK	29
6.2	RESULTATER OG DISKUSJON	29
6.2.1	<i>Oligochaeta</i>	29
6.2.2	<i>Mollusca</i>	30
6.2.3	<i>Crustacea</i>	30
6.2.4	<i>Ephemeroptera</i>	30
6.2.5	<i>Plecoptera</i>	31
6.2.6	<i>Trichoptera</i>	32
6.2.7	<i>Andre grupper</i>	32
6.3	KLASSIFISERING AV ØKOLOGISK TILSTAND.....	33
7.	VANNVEGETASJON	34
7.1	LOKALITETSBSKRIVELSE	34
7.2	FELT- OG ANALYSEMETODER.....	35
7.3	RESULTATER OG DISKUSJON	36
7.3.1	<i>Vannstand</i>	36
7.3.2	<i>Vannvegetasjon generelt</i>	37
7.3.3	<i>Klassifisering av økologisk tilstand</i>	38
7.3.4	<i>Isoetes lacustris</i>	38
7.4	ENDRINGER I VANNVEGETASJONEN FRA 1969 TIL 2016-2017	40
8.	AUREBESTANDEN I 2015 OG 2016	42
9.	AUREBESTANDEN I 2015 -2018	47
9.1	INNLEIING	47
9.2	MATERIAL OG METODAR	47

9.2.1	<i>Is og temperaturtilhøve i Øvre Heimdalsvatn</i>	47
9.2.2	<i>Garnfisket</i>	50
9.2.3	<i>Aldersbestemming</i>	52
9.3	RESULTAT OG DISKUSJON	53
9.3.1	<i>Alder og lengde</i>	53
9.3.2	<i>Fangst per innsatseining og årsklassestyrke</i>	55
9.3.3	<i>Predasjon på smågnagarar</i>	57
10.	KONKLUSJONER	59
11.	LITTERATUR	61
12.	VEDLEGG	65
12.1	VEDLEGG TIL PLANTEPLANKTON.....	65
12.2	VEDLEGG TIL BUNNDYR	71
12.3	VEDLEGG TIL AUREUNDERSØKNINGAR	73

1. Referanseinnsjøen Øvre Heimdalsvatn

Øvre Heimdalsvatn er klassifisert som en kalkfattig, grunn og svært klar fjell sjø (Veileder 02-2013). Innsjøen er middels stor (0,78 km²) og har et nedbørfelt på 23,6 km². Øvre Heimdalsvatn, med sine unike langtidsserier er et viktig referansevann for miljøendringer. Dataseriene er dokumentert i to tidsskrift særnummere (Vik 1978, Brittain & Borgstrøm 2010). Øvre Heimdalsvatn, i Øystre Slidre kommune er typisk for mange høyfjellssjøer. Den ligger ved tregrensen i 1100 meters høyde (Fig. 1, 2). Blant annet på grunn av sin representativitet ble Øvre Heimdalsvatn valgt som studieobjekt for Norges bidrag til ferskvannsdelen av det Internasjonale Biologiske Program (IBP) i 1968.



Figur 1. Beliggenhet til Øvre Heimdalsvatn ved Valdresflye, Oppland (kart fra norgeskart.no)



Figur 2. Øvre Heimdalsvatn og Nedre Heimdalsvatn sett vestfra.

Vitenskapelige undersøkelser av ørret fra Øvre Heimdalsvatn går tilbake til 1958 med dokumentasjon hvordan biomassen, vekstraten og alderssammensetningen i bestanden ble påvirket av beskatning og miljøforhold, et arbeid som startet da området ble kjøpt av Landbruksdepartementet til fiskeforskning.



Figur 3. Utløpsområdet og feltstasjonen om sommeren.



Figur 4. Feltstasjon om vinteren med vannet i bakgrunnen.

Studiene på ørretbestanden ble utvidet til hele økosystemet under IBP-perioden fra 1968 til 1974 (Fig. 3, 4). Denne virksomheten la grunnlaget for mye av vår kunnskap om økosystemet Øvre Heimdalsvatn og har resultert i at vannet er et av Norges best undersøkte. Undersøkelsene foregikk gjennom hele året og omfattet blant annet hydrologi, vannkjemi, sedimentene, primærproduksjon, zooplankton, bunndyr, fisk og fugl. De viktigste resultatene ble publisert internasjonalt i et særnummer av tidsskriftet *Holarctic Ecology* i 1978 (Vik 1978). IBP-perioden la grunnlag for feltstasjonen som etter hvert ble overtatt av Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo.

På bakgrunn av den etter hvert omfattende kunnskapen om Øvre Heimdalsvatn ble det i forbindelse med St. prp. 88 om tilbakeføring av statens eiendom Heimdalen til Øystre Slidre kommune, innarbeidet spesielle forskrifter som skal sikre statens verne- og forskningsinteresser.

Under K. W. Jensen sine studier på 1950- og 1960-tallet var ørret den eneste fiskeart i Øvre Heimdalsvatn. Ørekyt ble imidlertid først observert i 1969 og utover 1970-tallet økte tettheten betydelig. Dette la grunnlaget for en rekke studier av forholdet mellom ørret og ørekyt, med basis i kunnskapen om forholdet med ørret som eneste fiskeart. Fakultet for miljøkunnskap og naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) har lagt en del av sin forskning og feltundervisning til Øvre Heimdalen, og siden 1993 er det drevet omfattende forskning på fiskebestandene.

Etter IBP-perioden har undersøkelser i Øvre Heimdalsvatn og nedslagsfeltet fortsatt, men av ulikt omfang, selv om Naturhistorisk Museum ved Universitetet i Oslo har hatt aktivitet gjennom hele perioden fram til i dag. På 1980-tallet var det flere studier på utvikling av fiskebestandene og forhold mellom fiskeartene ørret og ørekyt og bunndyr (f. eks. Borgstrøm et al. 2010, Museth et al 2010, Næstad & Brittain 2010).

I 1986 fikk Øvre Heimdalsvatn og nedbørfeltet et stort radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl. Med de detaljerte kunnskapene om komponentene og prosesser i innsjøen var det mulig å gjennomføre omfattende studier av transport og opptak av radiocesium og andre nuklider i et innsjøsystem i norsk høyfjell. Dette har gitt viktig kunnskap til forvaltningen i håndtering av radioaktivt nedfall på akvatiske økosystemer, og viser betydningen av å ha et objekt som referanse for ulike miljøinngrep. Data fra Øvre Heimdalsvatn har også blitt anvendt til å bygge opp og teste forvaltningsmodeller for radioaktivt nedfall.

Naturhistorisk Museum har et samarbeid med Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) på registrering av vannstand, vannføring og vanntemperatur, og Øvre Heimdalsvatn inngår i NVEs stasjonsnett (Fig. 5). Dataene registreres og lagres i NVEs database, HYDRA.



Figur 5. Oppgraderingen på NVEs målestasjonen for vannstand, vanntemperatur, lufttemperatur, vind, nedbør og innstråling.

Mange norske høyfjellssjøer har vært utsatt for inngrep i forbindelse med vassdragsreguleringer. I mange tilfeller har dette hatt store konsekvenser for økosystemet. I tillegg til direkte inngrep er det en økende grad av langtransporterte forurensningsstoffer over landegrensene. Klimaendringer, med de konsekvenser de vil ha for både plante- og dyreliv og for økologiske prosesser, er antatt å gi større utslag i Arktis og i høyfjellsområder. For å kunne dokumentere slike påvirkninger og miljøendringer i sårbare høyfjellsområder er det nødvendig med lange dataserier fra referanseøkosystemer. Dataserien fra Øvre Heimdalsvatn omfatter mange komponenter og prosesser, både av fysisk, kjemisk og biologisk art, og spenner fra 1958 fram til i dag. Selv om virksomheten og overvåkingen av visse kvalitetselementer har pågått jevnlig over lang tid, med innsats fra flere forsknings og forvaltningsinstitusjoner, er det ikke gjennomført overvåking av flere av de mest sentrale parameterer de senere årene, særlig vannkjemi, planteplankton, zooplankton og bunndyr i strandsonen. For å sikre disse enestående dataseriene og for å legge grunnlaget for fremtidige overvåking, er det gjennomført undersøkelser av de mest sentrale kvalitetselementene sommeren 2016 og 2017.

2. Vannstand, vanntemperatur, oksygen og isforhold

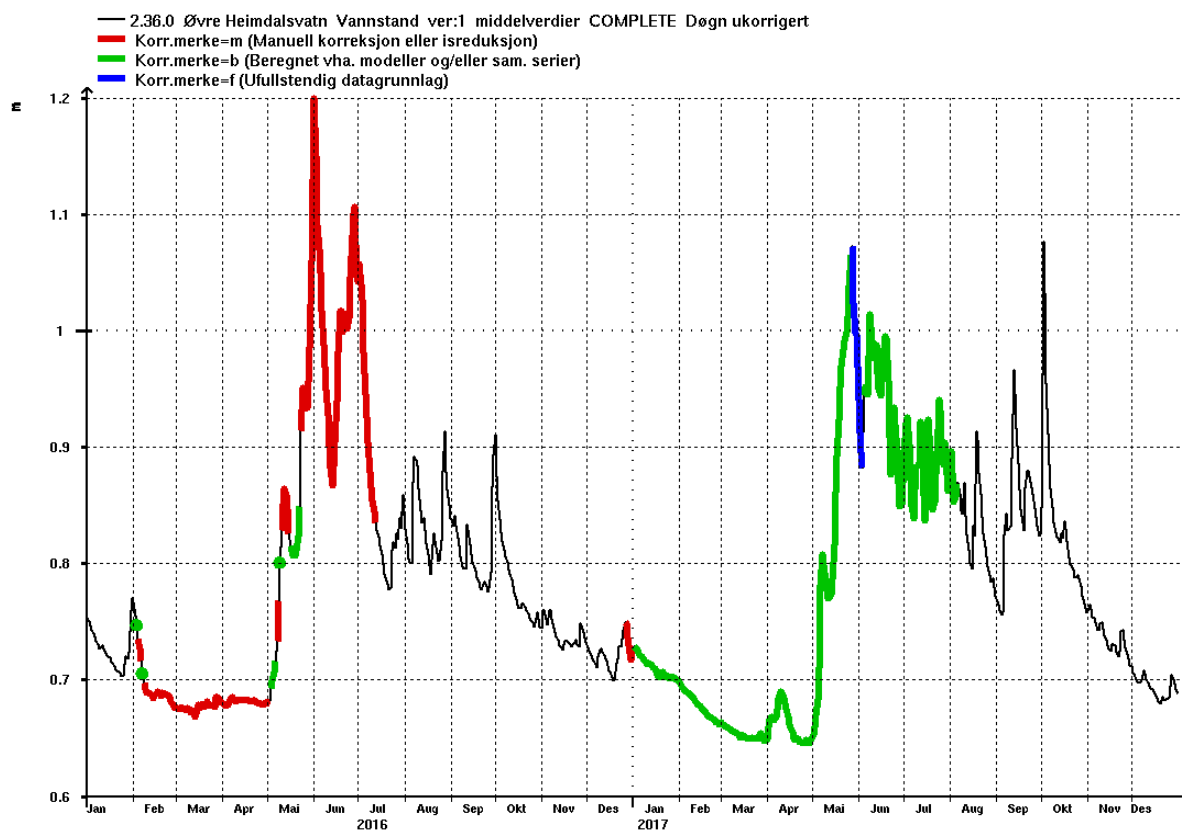
2.1 Metodikk

Vannstand, lufttemperatur, vanntemperatur ved 1 m dyp, nedbør (bare sommerstid) og vindforhold er målt hver time ved NVEs målestasjon (st. 2.36) ved Osbui. Vanntemperatur er også målt kontinuerlig i utløpselva (Hinøgla). Datoen for isleggingen om høsten og isgang om våren er registrert årlig, dels med overvåkningskamera. Det ble også målt temperatur, oksygen og ledningsevne i vertikalprofil ved stasjon M den 7. september 2016.

2.2 Resultater og Diskusjon

2.2.1 Vannstand

Vannstandsvariasjoner i 2016 og 2017 er typisk for Øvre Heimdalsvatn, med en tydelig vårflom, særlig i 2016 da snøsmeltingen og nedbør som regn inntraff samtidig (Fig. 6). Det pleier også å forekomme høstflommer, men utover høsten faller vannstanden som forblir lav gjennom hele vinteren. De årlige vannstandsvariasjoner i forhold til vannvegetasjon i strandsonen er diskutert i kapittel 10.



Figur 6. Vannstandsvariasjoner i Øvre Heimdalsvatn i 2016 og 2017. Kilde NVE.

Tid

2.2.2 Vanntemperatur og oksygenforhold i vannet

Vanntemperaturer målt langs en vertikalprofil viser ingen fast temperatur sjiktning sommerstid. Dette er i tråd med tidligere målinger (Kloster 1978). Dette skyldes at Øvre Heimdalsvatn er grunn, vindpåvirket og har stor gjennomstrømning. Siktedyp er forholdsvis konstant gjennom sommeren og målinger viser 7,5-8,5 m. Tidligere målinger viser en del variasjon særlig under vårflommen når siktedyp er nede på ca. 1 m (Kloster 1978).

Tabell 1. Vanntemperatur og siktedyp målt månedlig i vertikalprofil i 2016 og 2017.

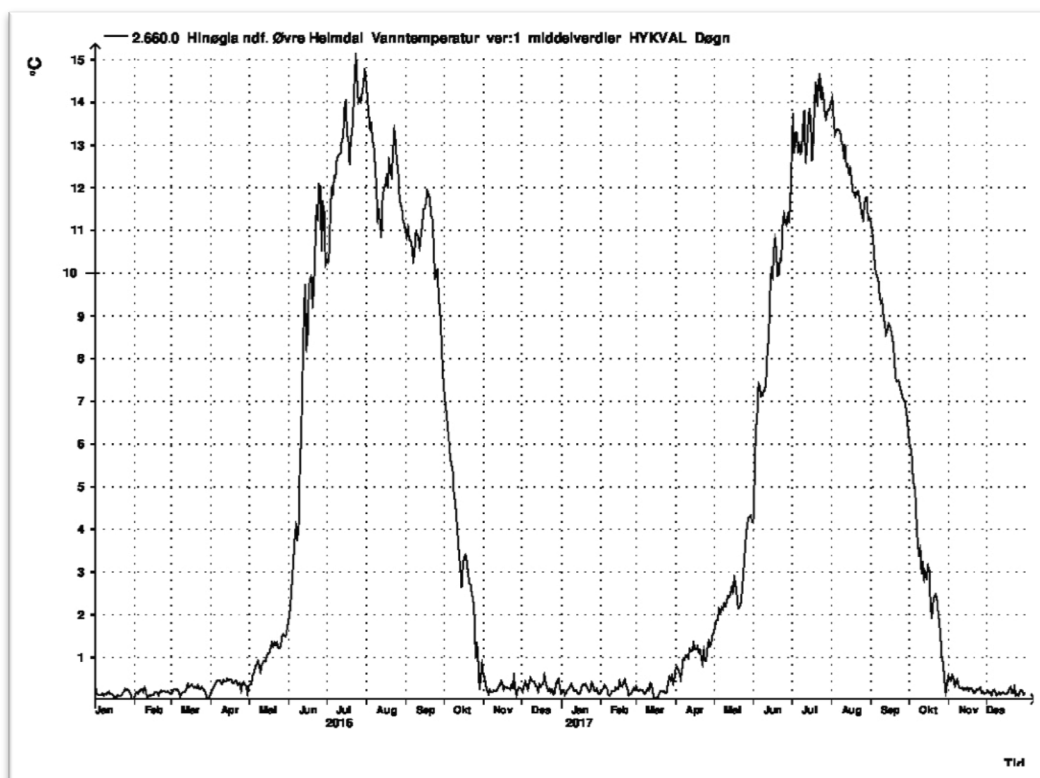
Dyp m	14.06.1	13.07.1	11.08.1	21.09.1	18.06.1	10.07.1	07.08.1	07.09.1
0	10,0	12,5	11,0	11,5	10,5	13,0	13,0	9,0
2	9,5	12,5	11,0	11,5	10,0	12,5	13,0	9,5
4	7,5	12,0	11,0	11,5	10,0	12,5	13,0	9,5
6	6,5	11,0	11,5	11,0	9,5	12,5	13,0	9,5
8	6,0	10,0	10,5	10,5	8,5	12,5	12,5	9,5
10	6,0	10,0	11,0	10,5	8,0	11,5	12,5	9,5
12	6,0	9,5	11,0	10,5	8,0	11,0	12,0	9,5
Siktedy p m	8,0	8,2	7,5	7,5	7,5	8,5	7,5	8,0

Tabell 2. Temperatur, oksygen og ledningsevne målt i vertikalprofil den 7. september 2016.

Dyp m	Temp °C	Kond mS/m	Oksygenmetning %
0,15	10,1	1,4	98,6
0,5	10,1	1,4	98,2
2	10,1	1,4	98,2
3	10,1	1,4	98,2
4	10,1	1,4	98,2
5	10,1	1,4	98,2
6	10,1	1,4	98,1
7	10,1	1,4	98,3
8	10,1	1,4	98,2

Vanntemperaturmålingene i utløpet av Øvre Heimdalsvatn (Hinøgla) integrerer og gjenspeiler temperaturer og temperaturendringer i vannet (data NVE). De viser samme mønster i begge årene (Fig. 7) med temperaturer nær 0 °C om vinteren, en rask stigning i juni etter isen har gått, og en noe saktere nedgang i september/oktober. Om sommeren er maksimums temperatur rundt 15 °C, men i varme somre som i 2018 kan overflatetemperatur når 20 °C. I 2015 var derimot sommeren kald og temperaturen i Hinøgla nådde bare 12-13 grader (Tab. 1; se også kap. 12).

Det er bra oksygenforhold i Øvre Heimdalsvatn, med nærmere 100 % metning, bortsett fra nær bunnen om vinteren (Kloster 1978). Dette skyldes mangel på permanent sjiktning grunnet vindeksponeringen, rask gjennomstrømning og en gjennomsnittsdypde på 4,7 m. Det var gode oksygenforhold ned mot bunnen i september 2016 (Tab. 2). Metningsprosenten var på over 98 % i hele søylen.



Figur 7. Vanntemperatur i 2016 og 2017 i Hinøglå nedstrøms Øvre Heimdalsvatn

2.2.3 Isforhold

I 2016 var vannet isfritt 10. juni og isen la seg 30. oktober, mens i 2017 var vannet isfritt allerede 1. juni og isen la seg på omtrent samme tid, 31. oktober. I løpet av de siste 30 årene har det vært en endring til senere islegging om høsten, mens det har vært en tendens til senere isgang om våren (Kvambekk & Melvold 2010).

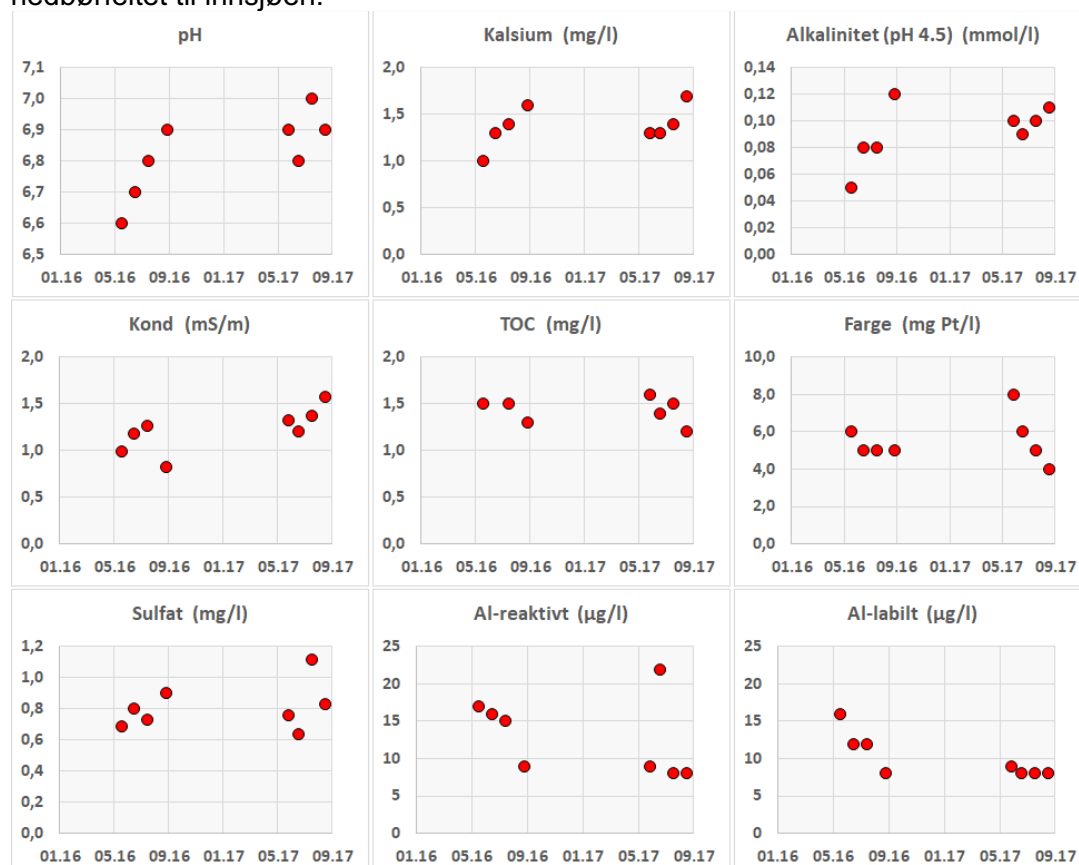
3. Vannkjemi

3.1 Metodikk

Det har blitt tatt ut vannprøver fra Øvre Heimdalsvatn 14. juni, 13. juli, 11. august og 21. september i 2016, samt 18. juni, 10. juli, 8. august og 7. september 2017. Vannprøvene ble tatt ut ved stasjon M (Grøterud & Kloster 1978) og er blandprøver fra overflaten, 2, 4, 6, 8, 10 og 12m dyp.

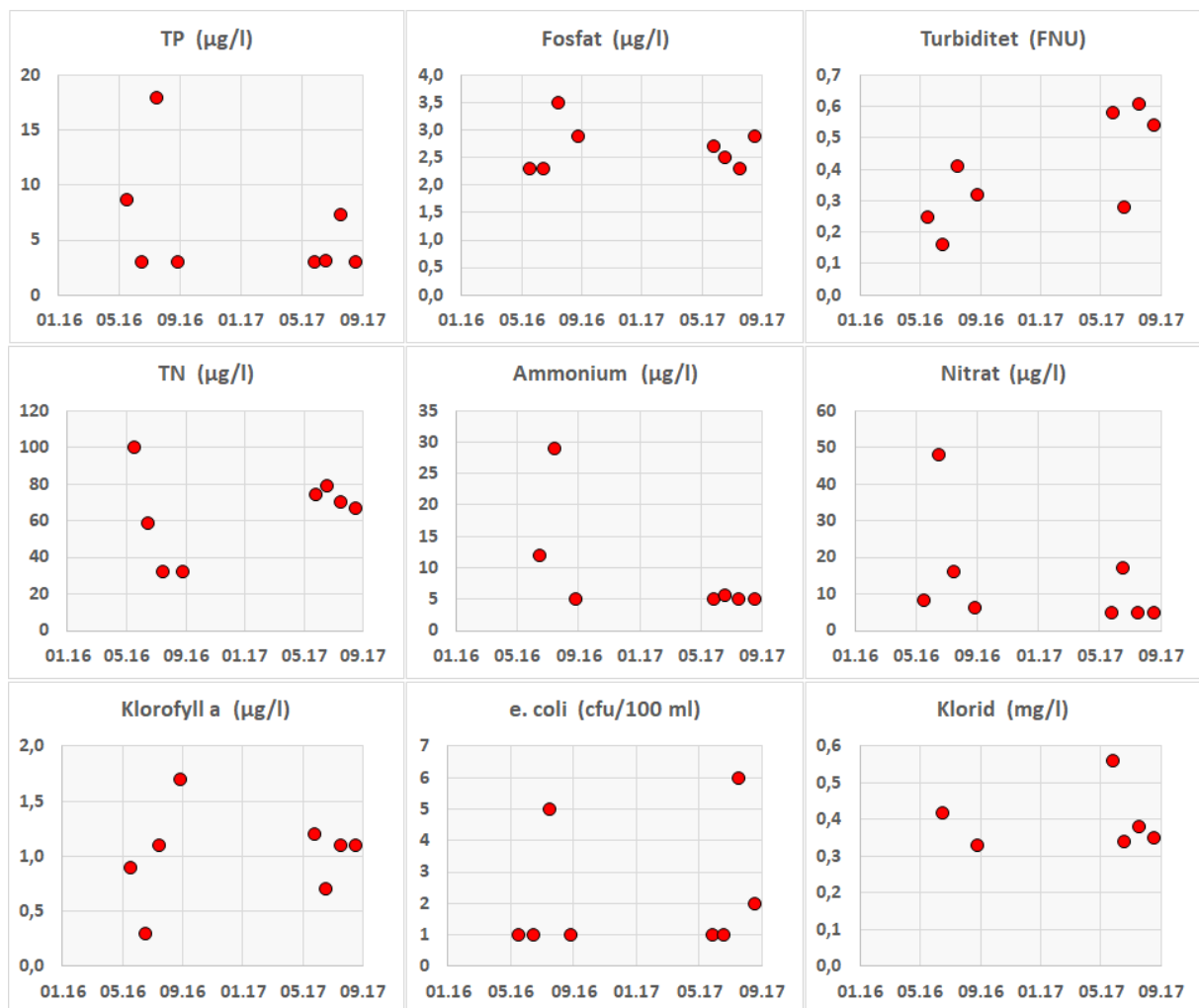
3.2 Resultater og Diskusjon

De høyeste utslippene av sure komponenter fra industri i Europa til atmosfæren og videre i nedbør over Øvre Heimdalsvatn var på midten av 1970-tallet. Siden den tid har konsentrasjonen av sulfat gått kraftig tilbake. Tidlig på 1970-tallet ble konsentrasjonen av sulfat ofte målt til mer enn det dobbelte av hva som måles i dag; 1,5-3,0 mg/l (Kloster 1978) mot 0,7-1,1 mg/l (Fig. 8). Nedbøren tidlig på 1970-tallet hadde en pH ned mot 4,0, mens den i dag ligger nærmere 5,5. Øvre Heimdalsvatn mottar i dag en nedbør som nærmer seg den pH den i nedbøren som falt over området før andre verdenskrig (Schöpp mfl 2004). Kvaliteten på nedbør over Øvre Heimdalsvatn har med andre ord endret seg betydelig i løpet av de siste få tiår, noe som også har ført til en markant endring i vannkvalitet i avrenning fra nedbørfeltet til innsjøen.



Figur 8. Turbiditet og komponenter relatert til forurening i vannprøver (vertikale blandprøver) fra Øvre Heimdalsvatn i 2016. Analyseresultater med konsentrasjoner \leq deteksjonsgrense (LOD), er vist som LOD.

Til tross for lav pH i nedbøren, ligger pH i innsjøen som oftest mellom 6,5 og 7,0 (Kloster 1978; Fig 8). Nedbørfeltet har altså evnet å bufre mot innkommende sure komponenter (Skjeseth og Kloster 1978). Konsentrasjonen av kalsium har tidligere blitt målt til å være høyest i de vestlige områdene av nedbørfeltet (ved innløpet til innsjøen), noe som tilskrives geologien; mer mektige kvartærgeologiske avsetninger (relativ tykk moreneavsetning). Konsentrasjonen av kalsium og magnesium i Øvre Heimdalsvatn er noe lavere i dag (hhv 1,0-1,7 mg Ca/l (Fig 8) og 0,3-0,4 mg Mg/l) enn under den mest intense sur nedbør perioden på 1970-tallet (hhv 1,1-2,2 mg Ca/l og 0,5-0,7 mg Mg/l) (Grøterud 1972). Lavere konsentrasjoner (via bikarbonatbufring) av kalsium og magnesium, vitner om en lavere forvitningsgrad i dag i forhold til hva som var tilfelle før, med høyere deposisjon av sure atmosfæriske komponenter. Konsentrasjonen av potensielt toksiske kationiske aluminiumkomponenter er i dag også relativt lav; labilt aluminium (LAL) overstiger ikke 20 µg/l i vannprøvene fra 2016 og 2017 (Fig. 8).



Figur 9. Fosfor, nitrogen, turbiditet, E.coli og klorid i vannprøver (vertikale blandprøver) fra Øvre Heimdalsvatn i 2016 og 2017. Analyseresultater med konsentrasjoner \leq deteksjonsgrense (LOD), er vist som LOD.

Mindre sur nedbør med lavere konsentrasjoner av sure sulfat- og nitrogenforbindelser, øker løseligheten av naturlig organisk matertale (NOM) fra nedbørfeltet. Konsentrasjonen av organisk materiale har med det økt i store deler av Sørøst Norge de siste årene (Haaland mfl 2007; Monteith mfl 2007). Fargetallet i Øvre Heimdalsvatn er generelt lavt, også i 2016 og

2017. Dette er å forvente i en innsjø på høyfjellet. Tidlig på 1970-tallet var fargetallet målt til < 5 mg Pt/l. I 2016 og 2017 er fargetallet målt til 4 - 8 mg Pt/l (Fig. 8). Konsentrasjonen av NOM (her målt som karbon; som tilsvarer om lag 50 vekt-% av det organiske materialet) er lavt og måles til om lag 1,5 mg C/l. Vannprøven i juli i 2016 ble oppgitt å inneholde 380 mg C/l, noe som åpenbart er en feilanalyse og verdien er ikke inkludert i Figur 8.

Konsentrasjonen av næringsstoffer er som ventet relativt lave (Fig. 9). Konsentrasjonen som måles i 2016 og 2017 er på nivå med det som har blitt målt i Øvre Heimdalsvatn for mer enn 40 år siden (Grøterud 1972). Total fosfor (TP) og total nitrogen (TN) måles i 2016 og 2017 til hhv 3-18 µg P/l og 32-100 µg N/l. Konsentrasjonen av fosfat ligger ned mot 2 µg/l, noe som kan indikere en potensiell P-limitasjon i løpet av vekstsesongen. Konsentrasjonen av nitrat og ammonium ligger som regel fra under 5 og opp til 20 µg/l. Til tross for at det er noe beiting i nedbørfeltet, er konsentrasjonen av E.coli meget lav (Fig. 9). Høyeste konsentrasjon av e.coli ble målt i august 2016 og i august 2017 (hhv 5 og 6 cfu/100 ml), men måles som regel til < 5 cfu/100 ml (Fig. 9).

3.3 Klassifisering av økologisk tilstand

I 2016 og 2017 ligger Øvre Heimdalsvatn, som typifiseres som en kalkfattig (1-4 mg Ca/l) og svært klar innsjø på fjellet (innsjøtype 25), i tilstandsklassen *god* mht labilt aluminium (forurensningstype forsuring) ifølge Vanndirektivet (LAL 5-30 µg/l). Mht forurensningstypen eutrofiering i Øvre Heimdalsvatn, ligger TP-konsentrasjonen i 2016 og 2017 i all hovedsak i tilstandsklassene *god* til *svært god*. Ett unntak er vannprøven som ble tatt ut i august 2016, der TP ble målt til 18 µg P/l, noe som tilsvarer tilstandsklassen *dårlig*. TN måles til ≤ 100 µg N/l i Øvre Heimdalsvatn i alle prøver i 2016 og 2017, noe som tilsvarer tilstandsklassen *svært god*.

4. Planteplankton

4.1 Metodikk

Det har blitt tatt ut vannprøver fra Øvre Heimdalsvatn 14. juni, 13. juli, 11. august og 21. september i 2016, samt 18. juni, 10. juli, 8. august og 7. september 2017 (Fig. 10). Vannprøvene ble tatt ved stasjon M (Grøterud & Kloster 1978) og er blandprøver fra overflaten, 2, 4, 6, 8, 10 og 12 m dyp. Prøvene er konserverte i Lugols løsning og oppbevart mørkt fram til analyse.

Analyse av planteplanktonet ble foretatt i omvendt mikroskop i henhold til norsk standard (NS-EN 15204, 2006), og artssammensetningen, biovolumet av hver art og totalt biovolum ble beregnet i henhold til norsk standard (NS-EN-16695, 2016).

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 m. fl. 2014) og er presentert i kap. 4.1 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018).



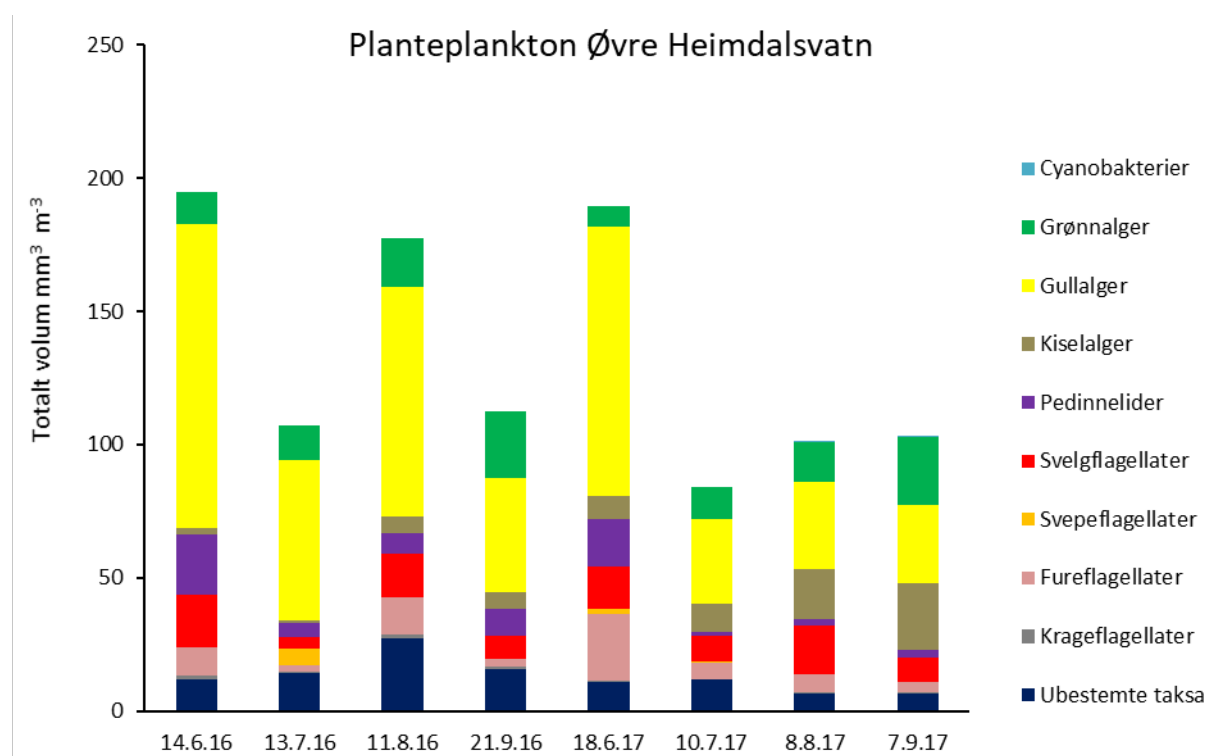
Figur 10. Øvre Heimdalsvatn sett mot vest.

Klorofyll *a* og totalt biovolum er to uavhengige mål på planteplanktonets biomasse. PTI er en indeks basert på artssammensetning, der hver art vektet i henhold til artens indikatorverdi for fosfortoleranse og relative biomasse. PTI er interkalibrert med nordiske data fra juli-september, og regresjonsanalyse er gjort for å kunne benytte norske data fra hele vekstsesongen. Cyanomax er det maksimale volumet av cyanobakterier observert i vekstsesongen. Figur 4.1 på side 48 i Klassifiseringsveilederen viser hvordan gjennomsnittet av normalisert EQR (nEQR) for de ulike indeksene beregnes for å få en felles nEQR for planteplankton. Cyanomax benyttes kun når denne nEQR er lavere enn gjennomsnittet av de

andre nEQR for planteplankton. Dette gjøres for å unngå at fravær av cyanobakterier bidrar til en høyere nEQR, dvs bedre økologisk tilstand.

4.2 Resultater og diskusjon

Gullalger var den dominerende gruppen i Øvre Heimdalsvatnet begge årene (Fig. 11, Tab. 3, 4). I tillegg ble det observert mindre andeler av grønnalger, pedinellider, svelgflagellater, fureflagellater og kiselalger. Gullalgene besto av en rekke slekter, som *Chromulina*, *Chrysooccus*, *Dinobryon*, *Mallomonas*, *Ochromonas* og *Spiniferomonas* i tillegg til ubestemte gullalger. Grønnalgene besto av blant annet *Monoraphidium dybowskii*, *Oocystis submarina* og arter av slektene *Carteria* og *Chlamydomonas*. Det ble også observert en del pedinellider, særlig i prøvene tatt i juni. Svelgflagellatene besto av *Plagioselmis nannoplanctica* og arter av slekten *Cryptomonas* i tillegg til mindre andeler av de fargeløse flagellatene *Katablepharis ovalis* og *Telonema*. Fureflagellatene besto for det meste av arter fra slekten *Gymnodinium*. Kiselalgene besto stort sett av arter fra den sentriske slekten *Cyclotella*. I prøven fra juli ble det også observert mange celler av *Chrysochromulina parva*, en liten svepeflagellat. Det var også en god del picoplankton, celler < 2 µm i diameter.



Figur 11. Totalt volum og fordeling for de ulike gruppene av planteplankton i Øvre Heimdalsvatnet.

Tabell 3. Gjennomsnittsverdiene for indeksene som inngår i planteplanktonindeksen. Tot-P er tatt med for sammenlignings skyld.

	Tot P µg l ⁻¹	Klf a µg l ⁻¹	Volum mm ³ l ⁻¹	PTI	Cyano _{max} mm ³ l ⁻¹
2016	9.9	0.9	0.15	1.95	0.00
2017	4.1	1.03	0.12	1.95	0.00

Tabell 4. Enkeltindeksene og totalvurderingen ut fra planteplanktonet.

nEQR	Tot P	Klf a	Volum	PTI	Cyano _{max}	Totalvurdering PP
2016	0.42	0.95	0.76	0.74	1.00	0.801
2017	0.67	0.91	0.83	0.74	1.00	0.805

Klassegrensene for kalkfattige, svært klare innsjøer er benyttet. Basert på planteplanktonet fikk Øvre Heimdalsvatnet tilstanden svært god, på grensen til god for både 2016 og 2017 (Tab. 3, 4). Tot-P viser moderat tilstand i 2016 og god tilstand i 2017, men analysene av Tot-P viste svært varierende konsentrasjoner, så planteplanktonindeksen gir nok et mer korrekt bilde av tilstanden i Øvre Heimdalsvatnet.

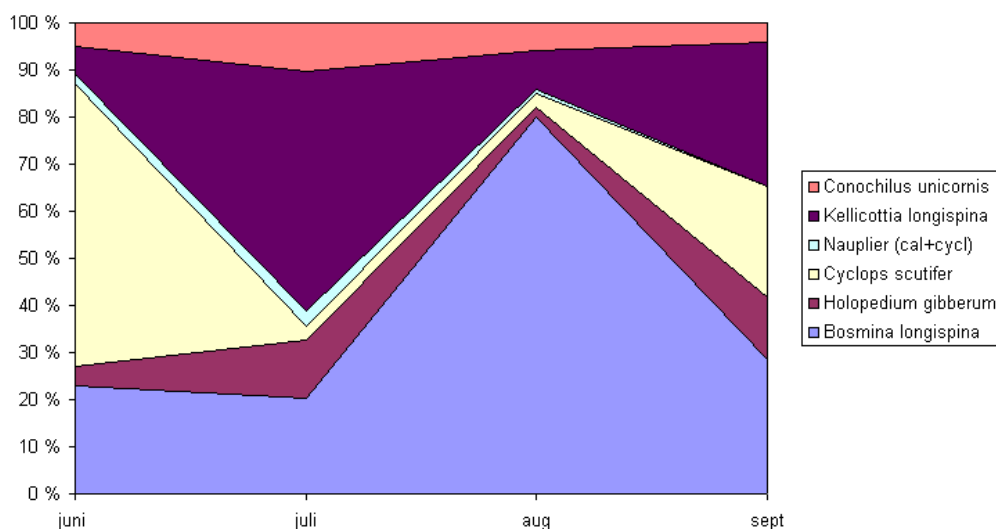
5. Dyreplankton

5.1 Feltmetodikk

De pelagiske prøvene er tatt fra innsjøens dypeste områder, 0-12 meters dyp. Prøveseriene i littoralsonen er tatt fra land eller fra båt med plankton håv i angitte områder. Juni 2016 avviker fra resten av året (juli til september). Littoral I ligger beskyttet i nordre del av innsjøen, mens littoral II er mer eksponert i nedre del. Av og til vil håven inneholde bunnmateriale, som bevirker at det kan være vanskelig å identifisere mindre stadier (nauplier og små copepoditter samt rotatorier). Disse gruppene vil derfor være underrepresentert i prøvene. Fra bunnprøvene i Øvre Heimdalsvatn er det funnet flere grupper av mikrokrepsdyr. Disse er også omtalt under bunndyrkapittelet, men noen av observasjonene vil nevnes når littoraltrekkene kommenteres.

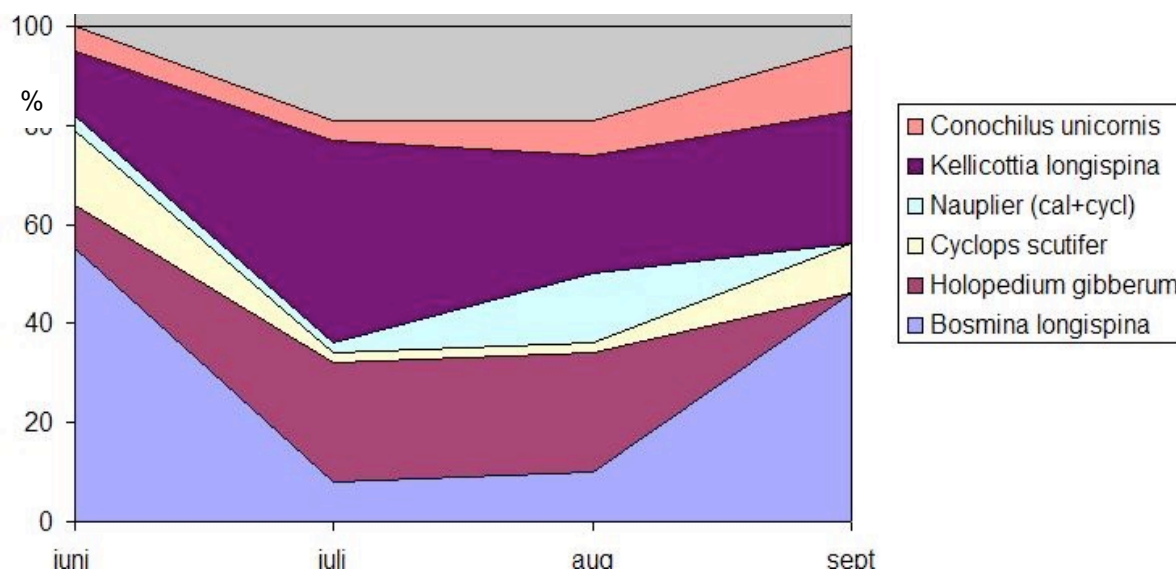
5.2 Resultater og diskusjon – pelagisksonen

Figurene 12 og 13 viser de dominerende artene (eller grupper) som ble fanget i planktontrekkene fra største dyp til overflaten av Øvre Heimdalsvatn i 2016 og 2017. Øverst i 2017 diagrammet (med grå farge) er *Heterocope saliens*, som var betydelig vanligere i 2017 enn i 2016.



Figur 12. Sammensetning av pelagisk dyreplankton i Øvre Heimdalsvatn i 2016.

De dominerende artene i Øvre Heimdalsvatn både i 2016 og 2017 var innen mikrokrepsdyr *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum* og *Cyclops scutifer* og av rotatorier *Kellicottia longispina* og *Conochilus unicornis*. I den kalde årstid var *C. scutifer* mest vanlig, som følge av ettårig livssyklus. Dens adulte stadier dominerte rundt isgang. *C. scutifer* var vanligere i 2016 enn i 2017, både i pelagisk sone og littoralsonen, hvor den ikke ble påtruffet i håvtrekkene (se tabellene). *Heterocope saliens* på den annen side var mer vanlig i 2017 enn i 2016, men slike svingninger mellom år er ofte observert (Larsson 1978). *Bosmina longispina* dominerte spesielt i august (2016), mens den i 2017 var mest av i juni og september. I september hadde både *B. longispina* og *H. gibberum* hanner til stede. Hunner med hvileegg var enerådende i populasjonen til *H. gibberum* mens *B. longispina* både produserte partenogenetiske egg og hvileegg i ephippium.



Figur 13. Sammensetning av pelagisk dyreplankton i Øvre Heimdalsvatn i 2017.

I tillegg til artene over, ble noen svært få littorale arter observert (*Macrocyclops albidus* i juni 2016), samt noen typisk pelagiske *Daphnia alpina* (i september 2016). Spredte eksemplarer av *Keratella hiemalis*, *Collotheca* sp. og *Polyarthra vulgaris* ble funnet i lite antall til ulike tider av året.

I juli 2017 opptrådte en ny art i Øvre Heimdalsvatn, mikrokrepsdyret *Daphnia galeata*. Denne arten er svært vanlig i Norge, men går vanligvis ikke så høyt til fjells (Huitfeldt-Kaas 1906). Imidlertid er den i stor spredning over hele landet og den danner hybrider med en rekke andre *Daphnia*-arter. Bare en juvenil hunn ble funnet, men arten kan kanskje etablere seg i Øvre Heimdalsvatn. Den andre *Daphnia*-arten, *D. alpina*, finnes i svært lite antall i innsjøen (ble ikke funnet i 2017 selv om hele prøvene ble sett igjennom).

5.3 Resultater og diskusjon – littoralsonen

De vanligste artene som ble observert i littoralsoen i 2016 og 2017 er vist i tabellene 5 og 6. I tillegg ble det også notert mikrokrepsdyr i bunnprøvene.

Andre arter av cladocerer som fantes spredt i prøvene var: *Polyphemus pediculus*, *Ophryoxus gracilis* (svært vanlig i bunnprøvene), *Alonella nana* og *Chydorus sphaericus*. Andre copepoder som i tillegg ble funnet i bunnprøvene, var kaltvannsarten *Megacyclops gigas*. At *Acanthocyclops vernalis* ble observert i 2017 og ikke i 2016, skyldes sannsynligvis bare tilfeldigheter. Men *C. scutifer* var betydelig vanligere i 2016 sammenlignet med 2017, som også ble klart observert i de pelagiske prøvene.

Av rotatorier fantes i prøvene følgende slekter/arter i tillegg til flere spesielle littorale arter innenfor gruppen Bdelloidea: *Kellicottia longispina*, *Conochilus unicornis*, *Keratella hiemalis*, *Collotheca* sp., *Trichocerca* spp., *Lecane* spp. og *Polyarthra vulgaris*. Det var ikke noe tydelig mønster mellom stasjoner, arter og år innenfor rotatoriene.

Alonopsis elongata og *Acroperus harpae* var blant de viktigste av Chydoridae (bortsett fra *E. lamellatus*) i bunnprøvene, ved siden av *Alona affinis* (2016). *Macrocyclops albidus* ble ikke funnet i håvtrekkene i 2017, men var svært vanlig i bunnprøvene begge årene.

Tabell 5. De vanligste arter mikrokrepsdyr registrert i littoralsonen av Øvre Heimdalsvatn i 2016. +++++: dominant; +++: svært vanlig; ++ : relativt vanlig; + : sjelden; uten angivelse: ikke observert i prøven.

Lokaliteter (→) Arter/grupper (↓)	Elvesn. bukta	Sivbu kt	Littoral I	Littoral II	Littoral I	Littoral II	Littoral I	Littoral II
Dato	15.6.16	15.6.16	13.7.16	13.7.16	10.8.16	10.8.16	22.9.16	22.9.16
<i>Heterocope saliens</i>					++++	+	+++	
Cal/cycl. naupli	+		++					
<i>Cyclops scutifer</i>	+		++++	++++	++++	+++	++++	++
<i>Macrocyclus albidus</i>		+	++					
<i>Eucyclops serrulatus</i>	++	++++	++	++				
<i>Bosmina longispina</i>	++++		++++	++	++++		++++	++
<i>Holopedium gibberum</i>	++++		++	+			++++	
<i>Sida crystallina</i>		+	+++	++	+			
<i>Eurycerus lamellatus</i>		+++	++	+++		+		
<i>Alonopsis elongata</i> *		++++	+++	++++	++	++	++	++++
<i>Acroperus harpae</i> *			++	++++	+			+++

Siden littoralsonen i Øvre Heimdalsvatn er relativt åpen nesten over det hele, vil typiske planktoniske arter også kunne observeres her. I tillegg regnes både *Heterocope saliens* og *Bosmina longispina* som pelago-littorale former, slik at deres tilstedeværelse i littoralsoen ikke er uventet. Det er interessant at *H. saliens* fortsatt ble funnet i littoralsonen på høsten 2016 (ikke observert i 2017), selv om den ikke ble observert i pelagisk sone dette året. *Alonopsis elongata* var iøynefallende mørk pga melanin til store deler av året, mens *Acroperus harpae* var hyalin. Den i Øvre Heimdalsvatn sjeldne *D. alpina* var fullstendig hyalin (bare observert i 2016, selv om den vanligvis i nærliggende innsjøer uten sterk fiskepredasjon (som i Otrøvatn) er nesten helt svart, i det minste på ryggskoldet (Nilssen unpubl.data); se også Sægrov et al. (1996).

Tabell 6. De vanligste arter mikrokrepsdyr registrert i littoralsonen av Øvre Heimdalsvatn i 2017. +++++ dominant; +++ : svært vanlig; ++ : relativt vanlig; + : sjelden; uten angivelse: ikke observert i prøven.

Lokaliteter (→) Arter/grupper (↓)	Littoral I	Littora II	Littoral I	Littoral II	Littora II	Littoral II	Littoral I	Littoral II
Dato	18.6.17	18.6.17	10.7.17	10.7.17	8.8.17	8.8.17	7.9.17	9.9.17
<i>Heterocope saliens</i>		+			++++	+	+++	
Cal/cycl. naupl.		+	++					
<i>Cyclops scutifer</i>								
<i>Acanthocyclops vernalis</i>			+	++			+	+
<i>Macrocyclus albidus</i>								
<i>Eucyclops serrulatus</i>	+		++	+	+		+	+
<i>Bosmina longispina</i>	++++	+	++++	+	+	++	++++	++++
<i>Holopedium gibberum</i>				++	+		+	
<i>Sida crystallina</i>	+++	++	+	+++	++++	+	++	
<i>Eurycerus lamellatus</i>			+		+			+++
<i>Alonopsis elongata</i>	+++	+++	+++	+++	++	+	+++	++
<i>Acroperus harpae</i> *				++++	+	+	+++	

5.4 Vurdering av mikrokrepsdyr og rotatorier i Øvre Heimdalsvatn 2016 og 2017

Samfunnene av mikrokrepsdyr og rotatorier i Øvre Heimdalsvatn er relativt stabilt fra observasjonene på 1960-70 tallet (Larsson 1978), 1980-tallet (Hansen 1988) og 1990 tallet (Bjørnstad 2000). Det er få forandringer, bortsett fra tilsynekomsten av *D. galeata* i 2017, og at daphniaarten i Øvre Heimdalsvatn er den som i tidligere tider er bestemt fra de norske høyfjell som *D. alpina* av G.O. Sars (Sars 1890) og Huitfeldt-Kaas (1906). Daphnia-gruppen i Norge er tidligere belyst (Nilssen et al. 2007, Pertusek et al. 2008) og er vesentlig mer kompleks enn den som leveres i norske rapporter og publikasjoner ved at konseptet "Daphnia longispina" omfatter opp til 4-5 arter/morfotyper og mange hybrider, tilbakekryssninger og introgresjoner.

Det er flere særegenheter i zooplanktonsamfunnet i Øvre Heimdalsvatn, spesielt når det gjelder fraværet av en ekte diaptomide (familien Diaptomidae) og fraværet av en dominerende *Daphnia* art.

Diaptomidene i nærliggende innsjøer i høyfjellet er spesielt *Arctodiaptomus laticeps*, og denne kunne ha vært til stede i innsjøen. Årsaken til fraværet i Øvre Heimdalsvatn er sannsynligvis den store vanngjennomstrømmingen kombinert med liten dybde av bassenget. Innsjøen kan betraktes som en stor utbuktning av elva. I Vossevassdraget er det en tydelig negativ sammenheng mellom vanngjennomstrømming i innsjøene og biomasse til *A. laticeps* (Nilssen 1976).

Løynefallende er også den lave biomassen og spesielt hyaline morfen til *D. alpina* i innsjøen (se Sægvog et al. 1996). I lokaliteter med bare ørret (i lav til middels biomasse), dominerer *D. alpina* (Nilssen unpubl.data), og spesielt vil den ha sterk melanin-konsentrasjon på ryggsiden. At *B. longispina* (og den hyaline *H. gibberum*) dominerer vannmassene og den store calanoide copepoden *H. saliens* og cladoceren *D. alpina* (jmf. Nilsson & Pejler 1973) er svært sjeldne, viser at fiskepredasjonen i Øvre Heimdalsvatn er sterk.

Når det gjelder mikrokrepsdyr i littoralsonen er biomassen av store arter som f.eks. *E. lamellatus* og *H. saliens* (spesielt i 2016) relativt lav, som kan skyldes predasjon fra ørekyt. Hvis man isolerte deler av vannmassene med limnocoraller og fjernet predasjonen av ørret og ørekyt, ville sannsynligvis *D. alpina* og *H. saliens* ta tilbake sin forventede betydelig større biomasse. Om ellers hvorledes den nye arten *D. galeata* vil etablere seg og hvor store populasjoner den vil danne, er vanskelig å forutsi, men siden den er svært hyalin vil den lettere kunne unngå predasjon fra fiskepredatorer som bruker synet å fange byttedyr med. Ved framtidig prøvesett vil det være interessant å ta prøver fra mindre nærliggende vannforekomster (dammer), for å kunne identifisere eventuelle spredningskorridorer for utvalgte arter.

5.5 Klassifisering av økologisk tilstand

Øvre Heimdalsvatn er kalkfattig og svært klar. For denne typen er det LACI-2 som bør tillegges mest vekt (Tab. 7, 8). Begge indekser gir imidlertid svært god tilstand når tilstandsvurderingen baseres på data både fra 2016 og 2017 (snitt av indeksverdier over år).

Tabell 7. Klassifisering av økologisk tilstand basert på småkreps (LACI-2).

År	LACI-2 (indeksverdi)	EQR	nEQR	Tilstand
2016	2,76	1,32	1,00	Svært god
2017	1,67	0,80	0,72	God
Samlet 2016-2017	2.21	1,06	1,00	Svært god

Tabell 8. Klassifisering av økologisk tilstand basert på småkreps (LACI-1).

År	LACI-2 (indeksverdi)	EQR	nEQR	Tilstand
2016	0,294	0,90	0,89	Svært god
2017	0,278	0,85	0,83	Svært god
Samlet 2016-2017	0,286	0,88	0,86	Svært god

6. Bunndyr i strandsonen

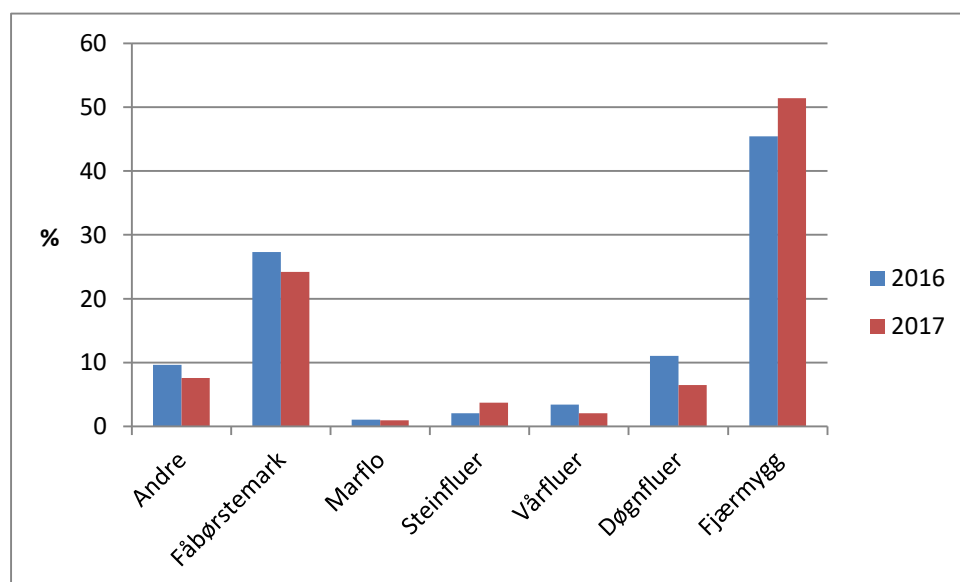
6.1 Metodikk

Tre ett minutts sparkeprøver er tatt ved fem stasjoner (st. 2, 11, 13, 14 og 17) i strandsonen rundt innsjøen. Prøver på disse stasjonene er også tatt i 1972, 1985 og 2000 (Næstad & Brittain 2010). Prøvene er fiksert i 70 % etanol og senere sortert og bestemt på laboratoriet av Trond Bremnes, LFI, Naturhistorisk Museum, UiO.

6.2 Resultater og diskusjon

Fjærmygg og fåbørstemark var dominerende tallmessig blant bunndyrfaunaen, både i 2016 og i 2017 (Fig. 14). Dette er i tråd med undersøkelsene i 1985 og 2000 (Næstad 2004, Næstad & Brittain 2010). De andre bunndyrgruppene utgjorde nesten utelukkende mindre enn 10 % og som regel under 5 %. Blant disse var døgnfluene mest tallrike, mens marflo, steinfluer og vårfluene utgjorde hver for seg 1-5 % av den totale bunnfaunaen.

Bunndyrfaunaen nytte godt av alloktont tilskudd fra land, hovedsakelig i form av blader fra landvegetasjon (Fig. 15).



Figur 14. Fordeling av hovedgrupper av bunndyr i Øvre Heimdalsvatn i 2016 og 2017.

6.2.1 Oligochaeta

Flere arter av fåbørstemark ble registrert både i 2016 og 2017 (Tab. 9). Tidligere er det registrert bare tre arter fåbørstemark i ørret mager, *Eiseniella tetraedra*, *Stylodrilus heringianus* og *Spirosperma ferox* (Aarefjord et al. 1973). I 2016 og 2017 er ikke *Eiseniella tetraedra* registrert i bunnprøvene, men i tillegg til *S. heringianus* og *S. ferox*, er Naidae artene, *Stylaria lacustris*, *Slavina appendiculata* *Pristina* sp., *Vejdovskyella* sp., *Chaetogaster* sp. og Lumbriculidae, *Lumbriculus variegatus*, registrert begge årene. *L. variegatus*, *S. ferox*, *S. appendiculata* og *Vejdovskyella* sp. var de mest tallrike.

Tabell 9. Antall fåbørstemark registrert pr. 1 min. sparkeprøver i 2016 og 2017.

	2016	2017
<i>Lumbriculus variegatus</i>	422	302
<i>Stylodrilus heringianus</i>	72	68
<i>Spirosperma ferox</i>	307	264
Enchytraeidae indet	2747	1961
<i>Chaetogaster</i> sp.	230	124
<i>Pristina</i> sp.	46	69
<i>Slavina appendiculata</i>	644	224
<i>Stylaria lacustris</i>	27	0
«Tubificidae med hårbørster»	0	160
<i>Vejdovskyella</i> sp.	374	196

6.2.2 Mollusca

To arter Gastropoda er tidligere registrert i Øvre Heimdalsvatn, *Gyraulus acronicus* og *Radix baltica* (Brittain 1978). De same arter er registrert også i 2016-17 og av de to, er *G. acronicus* mest talrik. I tillegg til Gastropoda er *Pisidium* sp. registrert i bunnprøvene.

6.2.3 Crustacea

Flere små litorale krepsdyrarter er funnet i bunnprøvene. Disse er omtalt under dyreplankton kapittelet. Marflo (*Gammarus lacustris*) er alminnelig i vannet, men bestanden har gått tilbake etter at ørekyt kom inn i vannet (Næstad 2004, Næstad & Brittain 2010), selv om den er forholdsvis tallrik på st. 14, nord i vannet.

6.2.4 Ephemeroptera

Døgnfluene er mest tallrike blant EPT taksa og utgjør 6-11 % av bunndyrfaunaen tallmessig (Tab. 10). Tidligere er det funnet seks arter i bunnprøvene fra Øvre Heimdalsvatn, *Leptophlebia marginata*, *L. vespertina*, *Siphonurus lacustris*, *S. aestivalis*, *Ameletus inopinatus* og *Baetis bundyae* (Brittain 1978). I 2016-17 er ikke *A. inopinatus* eller *S. aestivalis* registrert. *A. inopinatus* og *S. aestivalis* er mindre tallrike enn de andre artene og er funnet hovedsakelig på andre stasjoner enn de som er samlet i 2016-17. Det som tidligere er registrert som *Baetis macani* er nå *B. bundyae*. I tillegg til de artene som er registrert tidligere, er små nymfer av *Paraleptophlebia* sp. funnet på st. 14 i juni begge årene. Dette er en slekt som kan forveksles med *Leptophlebia* når de er små og derfor kan være oversett tidligere. *Leptophlebia vespertina* er den mest tallrike arten, etterfulgt av *L. marginata* og *S. lacustris*. Alle artene, bortsett fra *Paraleptophlebia* er vanlig i fjellsjøer.

Tabell 10. Antall døgnflueartene registrert pr. 1 min. sparkeprøver i 2016 og 2017.

	2016	2017
<i>Leptophlebia vespertina</i>	172	224
<i>Leptophlebia marginata</i>	44	84
<i>Siphonurus lacustris</i>	91	71
<i>Baetis bundyae</i>	42	40
<i>Paraleptophlebia</i> sp.	12	4



Figur 15. Innløpsbekkene til Øvre Heimdalsvatn er omkranset av busker blant annet vier. Løvfall fra denne vegetasjonen gir et vesentlig bidrag til produksjon av blant annet bunndyr i vannet.

6.2.5 Plecoptera

Det er funnet ni arter steinfluer i bunnprøvene, *Diura bicaudata*, *Amphinemura standfussi*, *Nemoura avicularis*, *N. cinerea*, *Nemurella pictetii*, *Protonemura meyeri*, *Capnia atra*, *Leuctra nigra* og *L. fusca* (Tab. 11). Tidligere er det registrert ti arter. I tillegg til de som nå er funnet, er *Isoperla obscura*, *Amphinemura sulcicollis*, og *Leuctra hippopus* registrert i et fåtall tidligere (Lillehammer1978). Disse artene kan har kommet inn i vannet fra tilløpsbekkene. Dette gjelder også *L. nigra* i 2016-17.

Tabell 11.- Steinflueartene registrert pr. 1 min. sparkeprøver i 2016 og 2017.

	2016	2017
<i>Capnia atra</i>	124	332
<i>Nemoura avicularis</i>	72	-
<i>Nemoura cinerea</i>	60	9
<i>Amphinemura standfussi</i>	13	20
<i>Nemurella pictetii</i>	13	8
<i>Diura bicaudata</i>	8	29
<i>Leuctra nigra</i>	1	4
<i>Protonemura meyeri</i>	-	8
<i>Leuctra fusca</i>	-	1

6.2.6 Trichoptera

Vårfluefaunaen i Øvre Heimdalen er tidligere undersøkt av Lillehammer (1978), Eikeland (1982) og Reiso (1999).

Tabell 12. Vårflueartene registrert pr. 1 min. sparkeprøver i 2016 og 2017, sammenlignet med registreringer til Lillehammer (1978) og Reiso (1999).

	2016	2017	Lillehammer	Reiso
<i>Agraylea cognatella/multipunctata</i>	6	26	X	
<i>Agrypnia obsoleta</i>	8	1	X	X
<i>Agrypnia varia</i>	4	-		
<i>Annitella obscurata</i>	10	-		
<i>Apatania</i> sp.	-	4	X	X
<i>Chaetopteryx sahlbergi</i>	-	1		
<i>Chaetopteryx</i> sp. (små)	4	-	X	X
<i>Ceraclea</i> sp. (små)	4	4	X	
Leptoceridae ubestemte	12	-		
<i>Lepidostoma hirtum</i>	-	1		
<i>Limnephilus decipiens</i>	2	-		
<i>Limnephilus fuscicornis</i>	2	4		
<i>Limnephilus nigriceps</i>	17	22	X	X
<i>Limnephilus rhombicus</i>	-	4		
Limnephilidae indet (små)	322	155		
<i>Mystacides azurea</i>	23	8	X	
<i>Oxyethira</i> sp.	0	-		
<i>Phryganea bipunctata</i>	1	-		
Phryganidae indet (puppe)	-	1		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	5	5	X	X
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	89	30	X	X
Polycentropodidae indet (små)	128	50		
<i>Potamophylax cingulatus</i>	5	-	X	X
<i>Potamophylax latipennis</i>	-	9		X
<i>Triaenodes simulans</i>	1	-		
Indet, husbyggende (m. små)	8	-		

Til sammen er det påvist hele 20 arter vårfluer i 2016 og 2017 (Tab. 12). Vårfluefaunaen i Øvre Heimdalsvatn domineres tallmessig av husbyggende Limnephilidae, som *Limnephilus* spp. og nettspinnende Polycentropidae, som *Polycentropus flavomaculatus*. Dette er som tidligere registrert av Lillehammer (1978) og Reiso (1999), men på dypere vann er leptocerid, *Mystacides azurea*, fullstendig dominerende (Lillehammer 1978). De dominerende artene er funnet begge årene, men mange av de mer sjeldne artene ble registrert bare i den ene året. Flere av disse mer sjeldne arter, som f.eks. *Annitella obscurata* og *Limnephilus fuscicornis* er ny registreringer for Øvre Heimdalsvatn.

6.2.7 Andre grupper

Mudderfluen, *Sialis lutaria*, er registrert i et fåtall i september begge årene. Larver av vannkalv, Dytiscidae, er vidt utbredt i vannet og kan være tallrike. Haliplidae og andre billefamilier er derimot mer sjelden i bunnprøvene. Chironomidae dominerer fullstendig tovingefauunaen, mens andre registrerte underfamilier som Ceratopogonidae, Empidae, Ephydridae og Tipulidae er sjelden.

6.3 Klassifisering av økologisk tilstand

Forsuringsindeksen MultiClear ble beregnet (interkalibrert for kalkfattige, klare sjøer) for litoral prøver fra Øvre Heimdalsvatn, i 2016 og 2017.

Indeksberegningen av gjort på bakgrunn av foreliggende data fra litoralsonen. Indeksen kan beregnes basert på kombinerte prøver av litoral og utløpselv, men det foreligger kun data fra litoralsonen. I henhold til Veileder 02:2018 er det likevel en god korrelasjon mellom litorale prøver alene og kombinerte prøver for denne indeksen, og det oppgis egne klassegrenser for litorale prøver (side 62). Referanseverdi for litoral prøver er satt til 3,98

Datasettet har totalt fem stasjoner (St2, St11, St13, St14 og St17) som er prøvetatt fire ganger om året (juni, juli, august, september). Data fra samtlige stasjoner og prøvetakinger innenfor samme år er slått sammen, og indeksberegningen er utført på bakgrunn av dette. Årsaken til at det ikke er beregnet indeksverdier for hver stasjon individuelt, er å ta høyde for flekkvis fordeling av bunndyr som kan skyldes sesong, prøvetaking eller lokale habitatsforskjeller, og dermed gi en så robust vurdering av forureningstilstand som mulig.

Indeksverdier for indeksen MultiClear viste svært god tilstand både 2016 (MultiClear = 4) og i 2017 (MultiClear = 4). Det er derfor ingen tegn til forurening i Øvre Heimdalsvatn basert på denne indeksen.

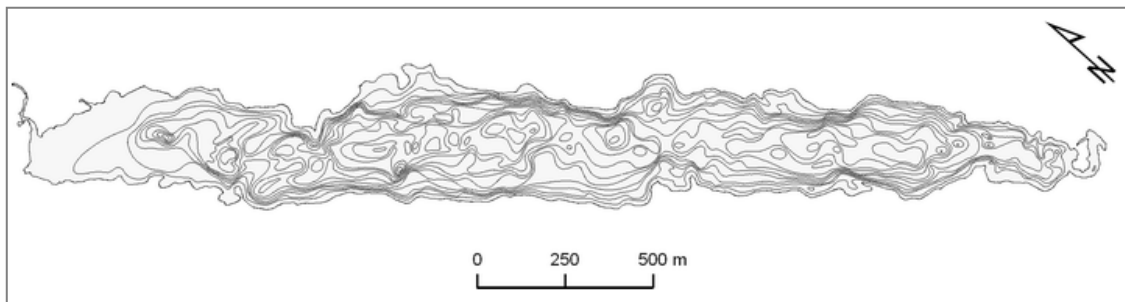
MultiClear var nær å oppnå verdien 4,5 i 2016. Indeksen bruker terskelverdier for ulike delindekser, og gir scorerer ut fra disse. Dette gjør at enkeltfunn kan vippe indeks score mellom terskler og gi ulikt utfall. På grunn av terskelverdier, forventer vi at enkeltprøver vil gi stor variasjon for denne indeksen, og trolig er det derfor hensiktsmessig å slå sammen flere prøverstasjoner og datoer, slik vi har gjort. Vi forventer også at tilstandsklasse kan variere mellom år, mellom god og svært god, på grunn av naturlig variasjon. Trolig er det hensiktsmessig å klassifisere tilstand på bakgrunn av data fra flere år, det vil si å midle MultiClear verdier over tid før man klassifiserer tilstand (indeksverdi/ referanse verdi).

7. Vannvegetasjon

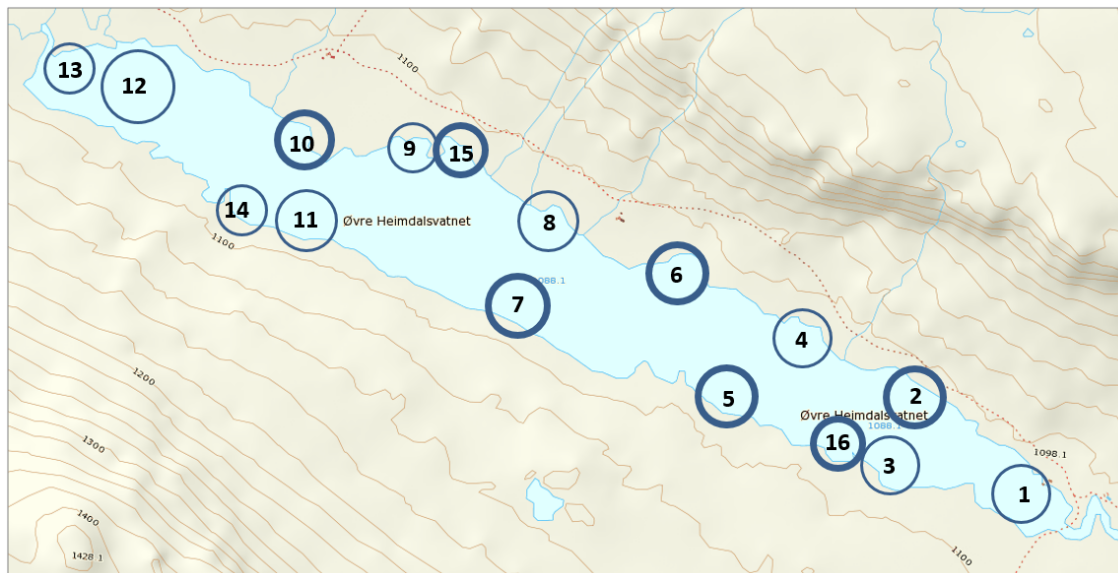
Vannvegetasjonen i Øvre Heimdalsvatn ble kartlagt i september 1969 (Brettum 1971). Kartleggingen var en del av IBP-programmet, og hensikten med undersøkelsen var å beregne total biomasse av vannvegetasjonen. Hensikten med undersøkelsene av vannvegetasjonen i 2016 og 2017 er å kartlegge dekning og dybdeutbredelse, for å kunne vurdere eventuelle naturlige endringer siden 1968. Undersøkelsen vil også være en viktig referanse for vannvegetasjon i fjellsjøer, særlig i forhold til regulering og klimaendringer.

7.1 Lokalitetsbeskrivelse

Innsjøen er lang og smal og er orientert i VNV-ØSØ. Nedbørfeltet er lite, 23,6 km². Viktigste innløpsbekk kommer inn i vestenden av vannet, ellers renner det mindre bekker inn i vannet både langs sør- og nordsiden. Utløpet er i østenden. Innsjøen er grunn, med største dyp på 13 m og middeldyp på 4,7 m. Utenfor innløpet i nordvest er det et stort grunnområde med dyp stort sett mindre enn 5 m (Fig. 16). Ved nordre strand og ved utløpet i sørøst finnes mindre grunnområder. For øvrig skråner bunnen jevnt fra nord- og sørsiden til største dyp.



Figur 16. Dybdekart for Øvre Heimdalsvatn. Ekvidistanse 1 m



Figur 17. Undersøkte lokaliteter i Øvre Heimdalsvatn. Alle 16 lokalitetene ble besøkt i 2016, mens bare et utvalg av lokalitetene ble besøkt i 2017 (kraftigere sirkel).

De undersøkte lokalitetene er jevnt spredt i innsjøens littoralsone og dekker ulike habitater i innsjøen (Figur 17). Lokalitetene dekker også områdene som ble undersøkt i september

1969 (Brettum 1971). I 2016 ble totalt 16 lokaliteter besøkt, mens undersøkelsene i 2017 bare omfattet 7 av lokalitetene (Tab. 13).

Tabell 13. Undersøkte lokaliteter i 2016-2017. **artsreg**=standard artsregistrering. **dybde**=kartlegging av bestandsgrenser for *Isoetes lacustris*.

Område	lokalitet	2016		2017	
		artsreg.	dybde	artsreg.	dybde
dnnløp	12	x	x	-	-
innløp	13	x	x	-	-
Nord	1a	x	x	-	-
Nord	2	x	x	-	x
Nord	4	x	x	-	-
Nord	6	x	x	-	x
Nord	8	x	x	-	-
Nord	9	x	x	-	-
Nord	10	x	x	-	x
Nord	15	x	-	-	x
Sør	1b	x	x	-	-
Sør	3	x	x	-	-
Sør	5	x	x	-	x
Sør	7	x	x	-	x
Sør	11	x	x	-	-
Sør	14	x	-	-	-
Sør	16	x	-	-	x

7.2 Felt- og analysemetoder

Makrovegetasjon er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles inn i grupper etter livsform: helofytter («sivvegetasjon») og «ekte» vannplanter. Vannplantene vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata. De kan deles inn i 4 livsformgrupper: isoetider (kortsukksplanter), elodeider (langskuddsplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (flytere). Disse fire gruppene, samt de største algene, kransalgene, omtales som vannvegetasjon, og det er kun disse gruppene som i Norge brukes ved klassifisering av økologisk tilstand for vannvegetasjon.

Feltregistreringene av vannvegetasjonen ble foretatt 31. juli - 1. august 2016 og 6-7. september 2017. Undersøkelsene i 2016 omfattet både artsregistreringer og kartlegging av bestandene med *Isoetes lacustris*, mens undersøkelsene i 2017 hadde fokus på *Isoetes*-bestandene.

Artsregistreringene ble foretatt i henhold til standard prosedyre; dvs. ulike lokaliteter i Øvre Heimdalsvatn ble besøkt og vannvegetasjonen registrert ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt. Artene er kvantifisert ved hjelp av en semi-kvantitativ skala 1-5, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. Navnsettingen for karplanter følger Lid og Lid (2005) mens navnsetting for kransalger følger Langangen (2007). Utredelsen av *Isoetes lacustris* og nedre dybdegrense for denne ble registrert vha. undervannsvideokamera og dybdemåler. Alle dybdeangivelser er angitt i forhold til medianvannstand.

Vurdering av økologisk tilstand for vannvegetasjonen er foretatt ved hjelp av TIC-indeksen (trofiindeks basert på forekomst-fravær-data) (Direktoratsgruppa 2015). *Sensitive arter* er arter som foretrekker, og har størst dekning, i mer eller mindre upåvirkede innsjøer, mens de får redusert forekomst og dekning (etterhvert bortfall) ved eutrofiering. *Tolerante arter* er arter med økt forekomst og dekning ved økende næringsinnhold, og er ofte sjeldne eller med lav dekning i upåvirkede innsjøer. Trofiindeksen beregner én verdi for hver innsjø. Verdien kan

varierte mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Grenselinjer for økologisk tilstand for kalkfattige, klare innsjøer (type 101): svært god/god=75, god/moderat=55, moderat/dårlig=40 og dårlig/svært dårlig=15. Ved vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering bør man i tillegg til indeksene vurdere forekomsten av fremmede arter, for eksempel vasspest (*Elodea canadensis*). Dersom slike arter danner massebestander, bør ikke tilstanden for vannvegetasjon vurderes som god.

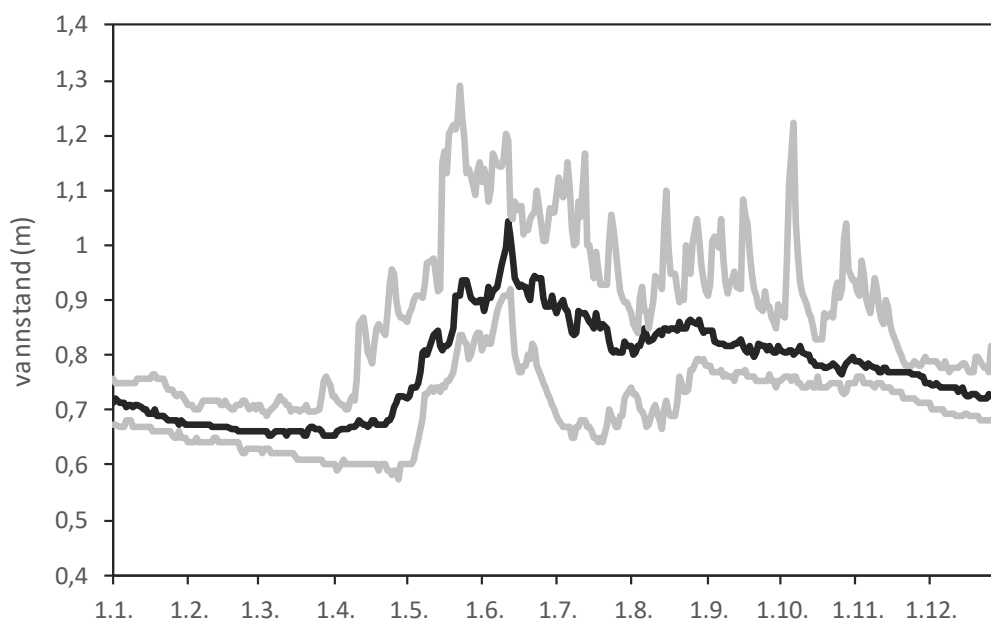
7.3 Resultater og diskusjon

7.3.1 Vannstand

Øvre Heimdalsvatn er uregulert og vannstanden varierer lite over året. Total variasjon i medianvannstand for siste ti-årsperiode var 0,39 m (fra 0,66 til 1,05 m, se figur 18). Årlig medianvannstand for perioden 2006-2015 er beregnet til 0,77 m, mens sommer- og vintermedianvannstand er beregnet til hhv. 0,85 og 0,70 m.

Registreringene i 2016 ble foretatt 31.8-1.9 og vannstand disse dagene var 0,84, dvs. 7 cm høyere enn årlig medianvannstand, mens vannstanden 6-7.9.2017 var 0,82-0,84, dvs. 5-7 cm høyere enn årlig medianvannstand.

For å vurdere hvilke effekter hydrologiske endringer i regulerte innsjøer har på vannvegetasjon brukes forskjellen mellom høyeste vannstand i november og laveste vannstand i april-mai («vinternedtapping») (Mjelde et al. 2012). I Øvre Heimdalsvatn er denne vannstandsvariasjonen beregnet til 0,19 m.



Figur 18. Vannstand i Øvre Heimdalsvatn for perioden 2006-2015. Oppgitt som medianvannstand og 10 og 90 persentiler.

Døgnverdier for vannstand ved stasjon 2.36 Øvre Heimdalsvatn for perioden 2006-2015 er innhentet fra NVE. Typiske årlige vannstander i Øvre Heimdalsvatn i perioden 2006-2015 er vist i tabell 14.

Tabell 14. Detaljinformasjon om vannstand i Øvre Heimdalsvatn 2006-2015.

	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
min	0,60	0,67	0,61	0,57	0,67	0,64	0,67	0,60	0,66	0,67
10 persentil	0,61	0,69	0,63	0,61	0,69	0,65	0,68	0,63	0,68	0,69
25 persentil	0,65	0,73	0,66	0,65	0,70	0,68	0,70	0,65	0,7	0,72
median	0,77	0,77	0,76	0,72	0,78	0,81	0,75	0,76	0,77	0,77
75 persentil	0,82	0,86	0,83	0,77	0,87	0,88	0,85	0,84	0,85	0,85
90 persentil	0,87	0,96	0,91	0,84	0,94	0,94	0,94	0,96	0,94	0,94
maks	0,97	1,15	1,09	0,97	1,26	1,21	1,13	1,3	1,24	1,16

7.3.2 Vannvegetasjon generelt

Den klart dominerende vannplanten i Øvre Heimdalsvatn i 2016-2017 var kortskuddsarten *Isoetes lacustris* (stivt brasmegras) (Tab. 15). Arten dannet bestander på alle de undersøkte lokalitetene. Øvrige arter hadde klart mindre utbredelse. *Myriophyllum alterniflorum* (tusenblad) og til dels *Callitriche hamulata* (klovasshår) var forholdsvis vanlige og fantes på de fleste lokalitetene. *Sparganium angustifolium* (flotgras) dannet små bestander på noe færre stasjoner. På grunt vann i innløpsområdet i nordvest dannet flere arter mindre bestander, bl.a. *Hippuris vulgaris* (hesterumpe) og kransalgen *Nitella opaca* (mattglattkrans). På grunt vann var pusleplantene *Ranunculus reptans* (evjesoleie) og *Subularia aquatica* (sylblad), sammen med *Isoetes echinospora* (mjukt basemegras), vanlige. Vannmosene ble ikke spesielt ettersøkt, men *Scorpidium scorpioides* ble registrert på flere lokaliteter, og dannet bestand bl.a. i nordvest. Alle de registrerte artene er svært vanlige i norske kalkfattige, oligotrofe innsjøer, også i innsjøer i høyereliggende skogsområder og fjell.

Tabell 15. Vannvegetasjon i Øvre Heimdalsvatn 2016. Forekomst: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerer lokaliteten.

Livsformgrupper og arter	lokaliteter															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
ISOETIDER																
<i>Isoetes echinospora</i>						2		2	3	2		3			2	3
<i>Isoetes lacustris</i>	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
<i>Ranunculus reptans</i>		2	2			3				2	2		2	2	2-3	1
<i>Subularia aquatica</i>			2			3		1	1	2	2	2	2	2	2-3	3-4
ELODEIDER															2-	
<i>Callitriche hamulata</i>		3	3	1	2	2		1	2	2	3	2		3	3	3
<i>Hippuris vulgaris</i>																4
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>		3	2		3	3	3	3	3	4	3	2	2	2	2	2
<i>Ranunculus peltatus</i>						2						1				
NYMPHAEIDER																
<i>Sparganium angustifolium</i>		2				2		3-4	4	3		3	3-4		4	4
KRANSALGER																
<i>Nitella opaca</i>		2			1-2	x	2		2		2-3					5
VANNMOSER																
<i>Scorpidium scorpioides</i>							x		x	4	x					
totalt antall	1	6	5	2	4	9	4	6	8	8	7	7	5	5	7	9

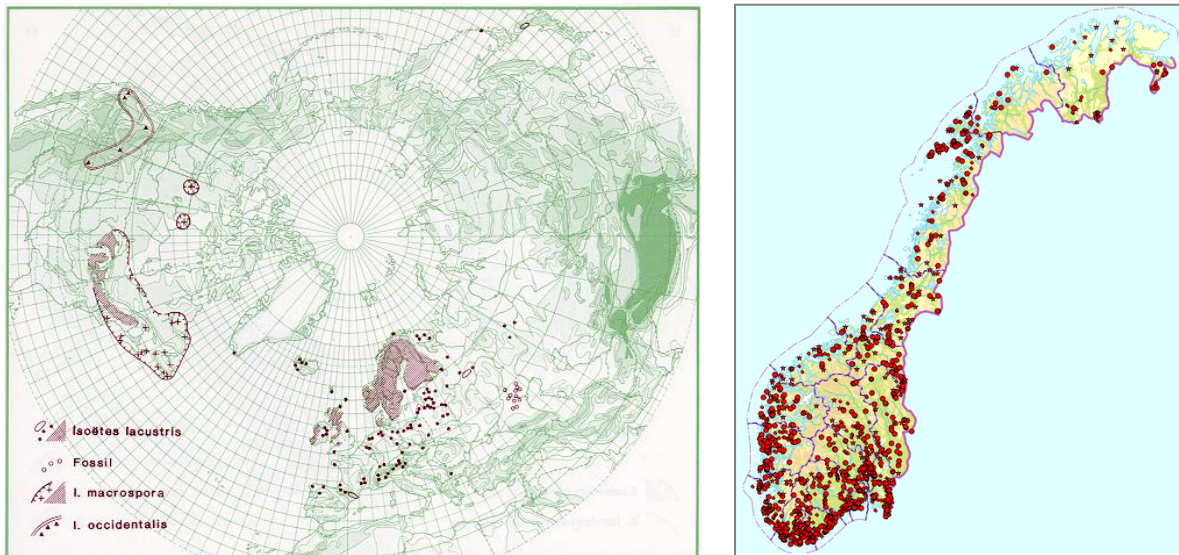
7.3.3 Klassifisering av økologisk tilstand

Ifølge Tlc indeksen kan økologisk tilstand for vannvegetasjonen i Øvre Heimdalsvatn karakteriseres som svært god (Tlc=100) Dette betyr at alle registrerte arter er sensitive i forhold til eutrofiering.

7.3.4 *Isoetes lacustris*

Isoetes lacustris (stivt brasmegras) har sin hovedutbredelse i Skandinavia, Skottland og Irland (Fig. 19), men er også vanlig i begrensede områder lenger sør, f.eks. i Pyreneene (Cacia & Ballestros 1996).

Dette er en av de vanligste artene i nordiske kalkfattige, oligotrofe innsjøer (Rørslett & Brettum 1989), men er rødlistet i flere andre europeiske land. Den finnes ikke i kalkrike innsjøer og er mindre vanlig i sterkt humøse innsjøer, og er sjelden i elver og brakkvann. I Norge er arten registrert fra lavlandsområder og opp til 1200 m over havet (Rørslett og Brettum 1989).



Figur 19. Utbredelse av *Isoetes lacustris* på den nordlige halvklode (fra Hultén og Fries 1986) og i Norge (www.artsdatabanken.no).



Figur 20. *Isoetes lacustris*. Bilde hentet fra:

<https://idfg.idaho.gov/species/taxa/272>

Isoetes lacustris (Fig. 20) tilhører isoetidene (kortsukks-plantene). Den har kraftige røtter og tar opp CO₂ gjennom røttene). Den er en flerårig art og står grønn hele året. Ut fra artens livsstrategier kan arten karakteriseres som en såkalt stress-tolerant art (Murphy et al 1990).

Arten er registrert ned til 7-8 m dyp i Norge (Rørslett & Brettum 1989, Brettum m.fl. 1999), og nedre grense bestemmes av lysforholdene. Den er derfor sensitiv for dårlige lysforhold forårsaket av eutrofiering. Den tåler ikke erosjon og tørrlegging og finnes derfor ikke på helt grunt vann. Den finnes ikke i reguleringssona i kraftig regulerte innsjøer.

Arten er vurdert som sensitiv både overfor eutrofiering og vassdragsreguleringer, og benyttes derfor i flere indekser for å vurdere økologisk tilstand (Mjelde 2013, Mjelde et al. 2012).

Forekomst i Øvre Heimdalsvatn

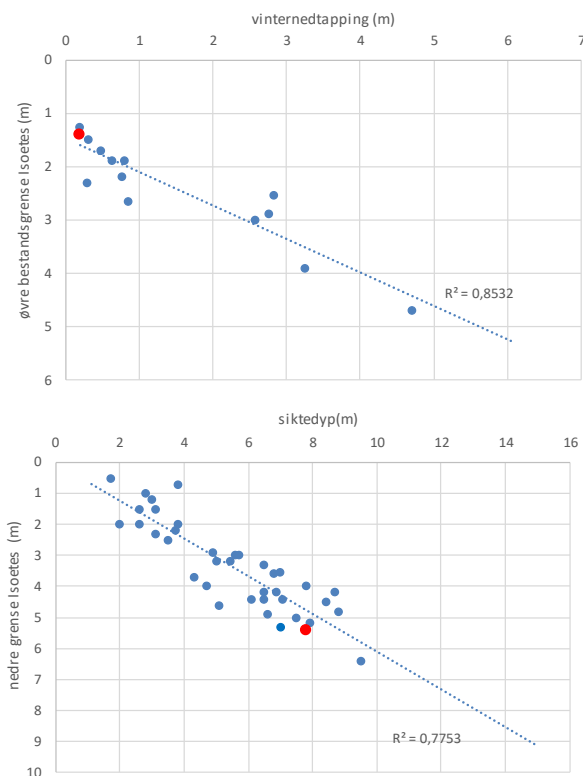
Isoetes lacustris var i 2016 den klart dominerende arten i Øvre Heimdalsvatn og dannet bestander på alle 16 lokaliteter (Tab. 16). Bestandsgrensene varierte noe mellom lokalitetene, basert på lokale forhold. I 2016 var midlere øvre dybdegrens for bestandene 1,3 m, mens nedre dybdegrens var 5,3 m. Tilsvarende tatt for 2017 var 1,1 m og 5,6 m. Det er en tendens til at bestandene går dypere på sørsida av vannet i forhold til på nordsida (Tab. 16). Dette stemmer godt overens med tidligere registreringer som har vist at *Isoetes* går dypest i eksponerte områder (Rørslett 1983). Nordvestlige vinder dominerer i området og erosjonspåvirkningen er størst på sørsida av innsjøen. Som omtalt tidligere er *Isoetes lacustris* sårbar for isskuring eller annen erosjon og finnes som regel ikke på helt grunt vann. Manglende egnet substrat er også en faktor på grunt vann.

Tabell 16. Dybdegrens for bestandene av *Isoetes lacustris* i 2016 (øverst) og 2017 (nederst), gitt i forhold til median-vannstand.

Midlere bestandsgrens (m)	bestand		enkeltplanter	
	øvre	nedre	øvre	nedre
Hele innsjøen	1,3	5,3	0,9	6,1
Nordsida	1,0	5,1	0,5	5,9
Sørsida	1,7	5,6	0,9	6,4

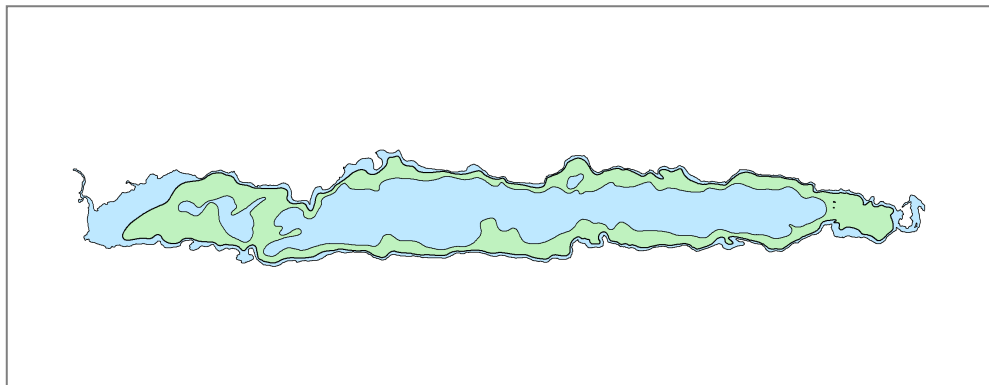
Midlere bestandsgrens (m)	bestand		enkeltplanter	
	øvre	nedre	øvre	nedre
Hele innsjøen	1,1	5,6	0,7	7,0
Nordsida	0,7	5,4	0,6	7,1
Sørsida	1,9	6,1	0,8	6,8

Vannstandsvariasjonen over året, bestemmer øvre grense for *Isoetes*-bestandene (Fig. 18), mens lysforholdene i vannet er den viktigste faktoren for utbredelsen av *Isoetes lacustris* mot dypet. Det er en klar sammenheng mellom siktedyp og nedre grense for bestander av *Isoetes lacustris* i norske innsjøer (Fig. 21).



Figur 21. Sammenhengen mellom øvre grense for bestander av *Isoetes lacustris* og vintervedtapping i norske innsjøer (venstre) og mellom nedre grense for bestander og siktedyp (høyre). Både regulerte innsjøer og naturlige innsjøer er inkludert. Rød sirkel: Øvre Heimdalsvatn 2016. Alle registreringene av dybdegrensene er foretatt ved hjelp av undervannsvideokamera.

Bestandene av *Isoetes lacustris* dekker mer eller mindre hele dybdeintervallet fra 1,0-1,5 m dyp ut til ca. 5,5 m dyp (Fig. 22). Dette utgjør anslagsvis 30-35 % av innsjøarealet.



Figur 22. Omtrentlig arealutbredelse av *Isoetes lacustris* i Øvre Heimdalsvatn 2016 (grønn farge), dvs. mellom dybdekvote 1 og 5m. Grunnlagskart fra Grøterud & Kloster (1978).

7.4 Endringer i vannvegetasjonen fra 1969 til 2016-2017

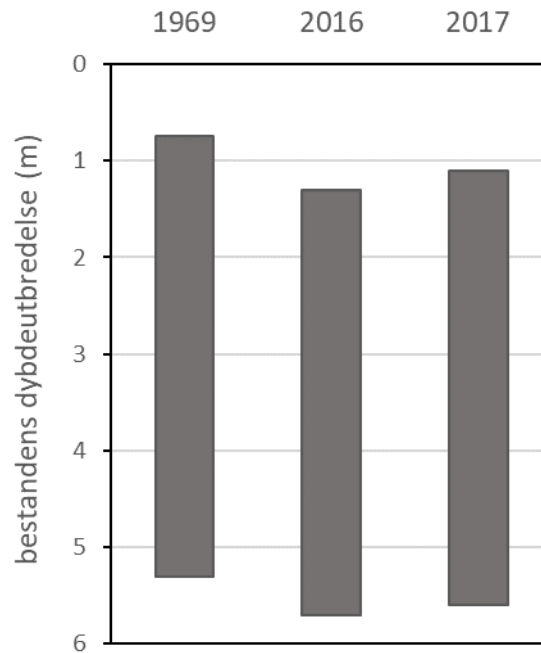
Ifølge Brettum (1971) besto vannvegetasjonen i Øvre Heimdalsvatn nesten utelukkende av *Isoetes lacustris* og vannmosen *Scorpidium scorpioides*. Bare noen få eksemplarer av *Myriophyllum alterniflorum* og *Sparganium angustifolium* (muligens hybridene *S. angustifolium x hyperboreum*) ble registrert.

I 2016 ble det registrert klart større forekomster av *Myriophyllum alterniflorum* og *Sparganium angustifolium*. Dessuten var langskuddsplanten *Callitriche hamulata* og flere kortskuddsarter vanlige. Det økte artsantallet kan eventuelt ha sammenheng med noe høyere vanntemperatur og forlengelse av isfri periode (Kvambekk og Melvold 2010).

Dersom man antar at dybdemålingene er sammenliknbare, er det svært liten forskjell i dybdeutbredelsen av *Isoetes lacustris* fra 1969 til 2016-2017 (Fig. 23). Bestandene av *Isoetes lacustris* dekket dybdeområdet ca. 1-5,5 m både i 1969 og 2016-2017. På enkelte lokaliteter ble det imidlertid registrert bestander ned til mer enn 6 m dyp i 2016-2017. Økningen i vanntemperatur og forlenget isfri periode ser ikke ut til å ha påvirket utbredelsen av *Isoetes lacustris* nevneverdig.

Det er noen usikkert hvor godt mer sjeldne arter ble ettersøkt i 1969, og det er derfor knyttet en viss usikkerhet til det lave artsantallet i 1969.

I 1969 ble utbredelsen av *Isoetes* kartlagt ved hjelp av en Ekman grabb. Det ble tatt prøver på i alt 80 stasjoner, fordelt på 12 transekt. I 2016-2017 ble de samme områdene kartlagt vha. undervannsvideokamera og dybdemåler. Vi antar at feltundersøkelsene er sammenliknbare. Primærdata fra 1969 er dessverre gått tapt, og data om dybdeutbredelsen av *Isoetes* er hentet fra teksten (Brettum 1971).



Figur 23. Dybdeutbredelse av *Isoetes lacustris*-bestandene i 1969 og 2016-2017. 1969-data fra tekst. 2016-og 2017-målingene er korrigert til medianvannstand.

For å kunne gi et korrekt bilde av vannvegetasjonens dybdeutbredelse over en periode er det viktig å relatere målte dybder til medianvannstand. Det ble ikke foretatt vannstandsmålinger i Øvre Heimdalsvatn på 1960-tallet. Innsjøen er ikke regulert og har naturlig små vannstandsvariasjoner over året (se kap. 2), og undersøkelsene i 1969 ble foretatt omtrent på samme tidspunkt som i 2016. Vi regner derfor med at det er liten endring i vannstandsmønsteret mellom de to periodene.

8. Aurebestanden i 2015 og 2016

I 2015 og 2016 ble aurebestanden i Øvre Heimdalsvatn estimert ved bruk av en pilotgarnserie, tilnærmet den Jensen (1977) benyttet fra 1959 og utover på sekstitallet (Fig. 24). Dette betyr at det nå samlet foreligger estimater over antall fisk i ulike aldersklasser over en rekke år, både fra perioden 1959-66, flere år innen 1993-1999, 2000 – 2009, og nå sist for 2015-16 (Fig. 25). Det gjennomgående trekket er at det på sekstitallet var en langt større årlig rekruttering enn det har vært fra nittitallet til i dag. Jensen fant at det årlig i gjennomsnitt var 3746 fireåringer i bestanden (Jensen 1977), mens rekrutteringen av fireåringer i årene 1993-2006 i gjennomsnitt var 1668 (Borgstrøm et al. 2010), eller under det halve. Estimater for 2015 og 2016 ble henholdsvis 1916 og 1956 fireåringer. Det er nærliggende å knytte nedgangen i rekruttering til etableringen av en ørekytbestand i vatnet på slutten av sekstitallet, og en økende tetthet av ørekyt i de neste tiårene.

På tross av mer enn halvert rekruttering, er det i dag likevel langt flere eldre fisk i bestanden enn det var på sekstitallet (Fig. 25). Dette illustrerer den store betydningen beskatningen av en slik bestand har. Det er i dag lite garnfiske og svært lite sportsfiske i Øvre Heimdalsvatn (Knutsdatter Strand 2017), og det gjør at fangbar fisk får en høyere overleving i dag enn de gjorde på sekstitallet. På begynnelsen av sekstitallet var årlig overlevingsrate mellom 0,25 og 0,44 (snitt 0,34) (Jensen 1977), mens den i årene 1993-2006 lå mellom 0,45 og 0,75 (snitt 0,55). Basert på estimeringene i 2015-2016 har overlevingsraten i snitt i de seinere år ligget på rundt 0,74 (Knutsdatter Strand 2017). Årlig dødelighet er med andre ord redusert fra 66 % på sekstitallet til om lag 25 % de seinere årene. De fiskene som dør er enten blitt fisket, eller tatt for eks. av fisketeende fugl, i første rekke fiskender og lom. Som det framgår av Fig. 25, er det flere eldre fisk i bestanden nå enn det har vært på lenge. En må faktisk tilbake til starten av utfiskingen til Jensen for å finne like mange fisk ≥ 6 vintre som antallet i 2015 og 2016. Om beskatningen holdes på så lavt nivå som i de seinere årene, er det en risiko for at årlig individuell vekst hos auren går sterkt ned.

Auren i Øvre Heimdalsvatn har en langt bedre årlig vekst nå enn den hadde da Jensen startet sitt utfiskingsprogram på slutten av femtitallet. Det er imidlertid store individuelle forskjeller i årlig vekst, med enkelte fisk som har hatt en svært hurtig vekstrate og oppnådd lengder på rundt 45 cm som åtte- niåringer (Fig. 26, 27, 29). I gjennomsnitt er veksten likevel ikke så god som den var på midten av sekstitallet (Fig. 28). Det er minst to hovedgrunner til dette. Bestanden i dag består av langt flere eldre fisk som gir høy fiskebiomasse, og dermed risiko for lavere næringsopptak for den enkelte fisk. Samtidig kan ørekyt ha redusert næringstilbudet til auren (Næstad og Brittain 2010). På den andre siden er ørekyt også mat for auren, og den gode veksten enkelte fisk har kan skyldes at de har slått over på ørekyt som matkilde (Fig. 28).

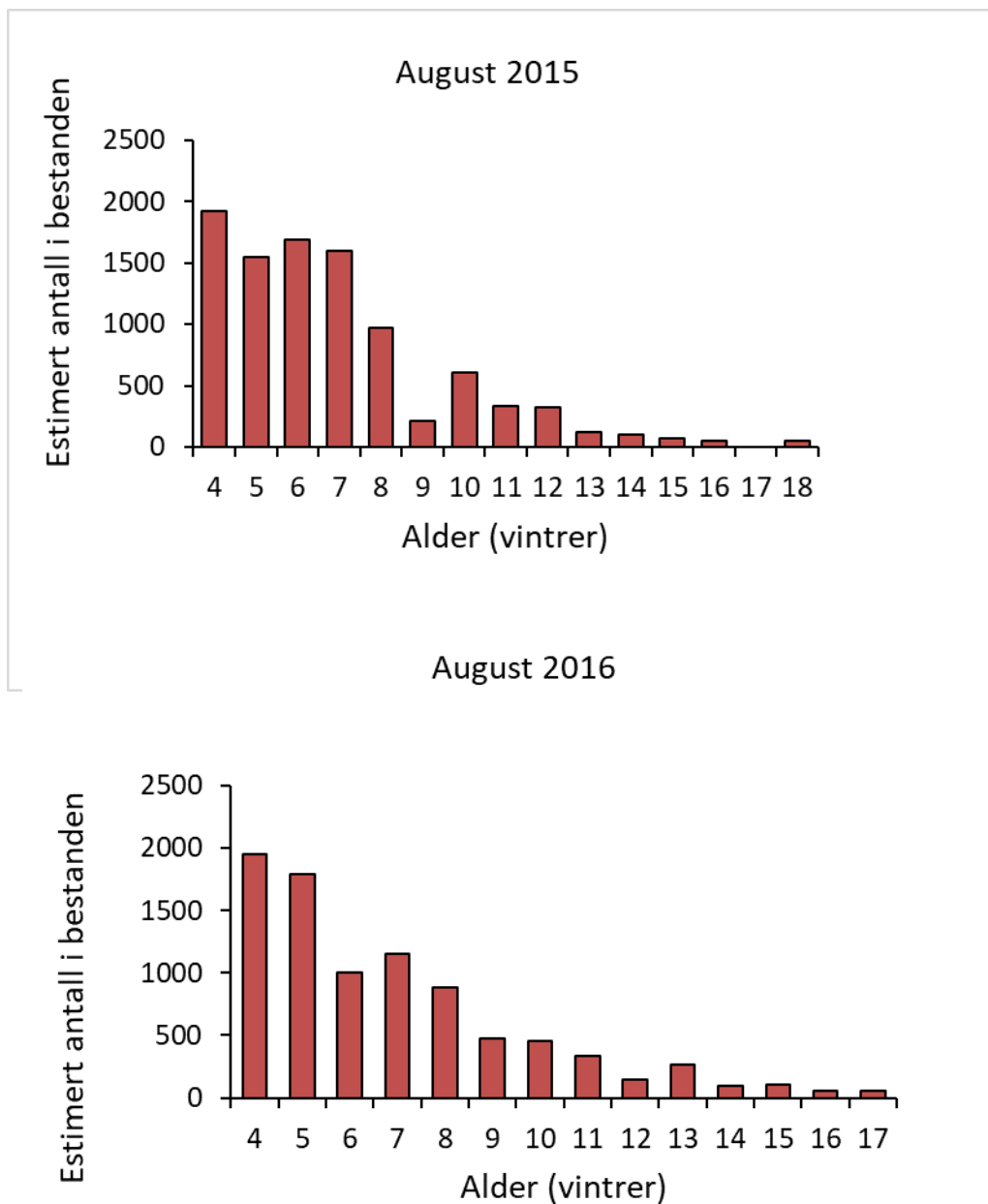


Fig. 24. Estimert antall aure i Øvre Heimdalsvatn, august 2015 og 2016 (etter Knutsdatter Strand 2017).

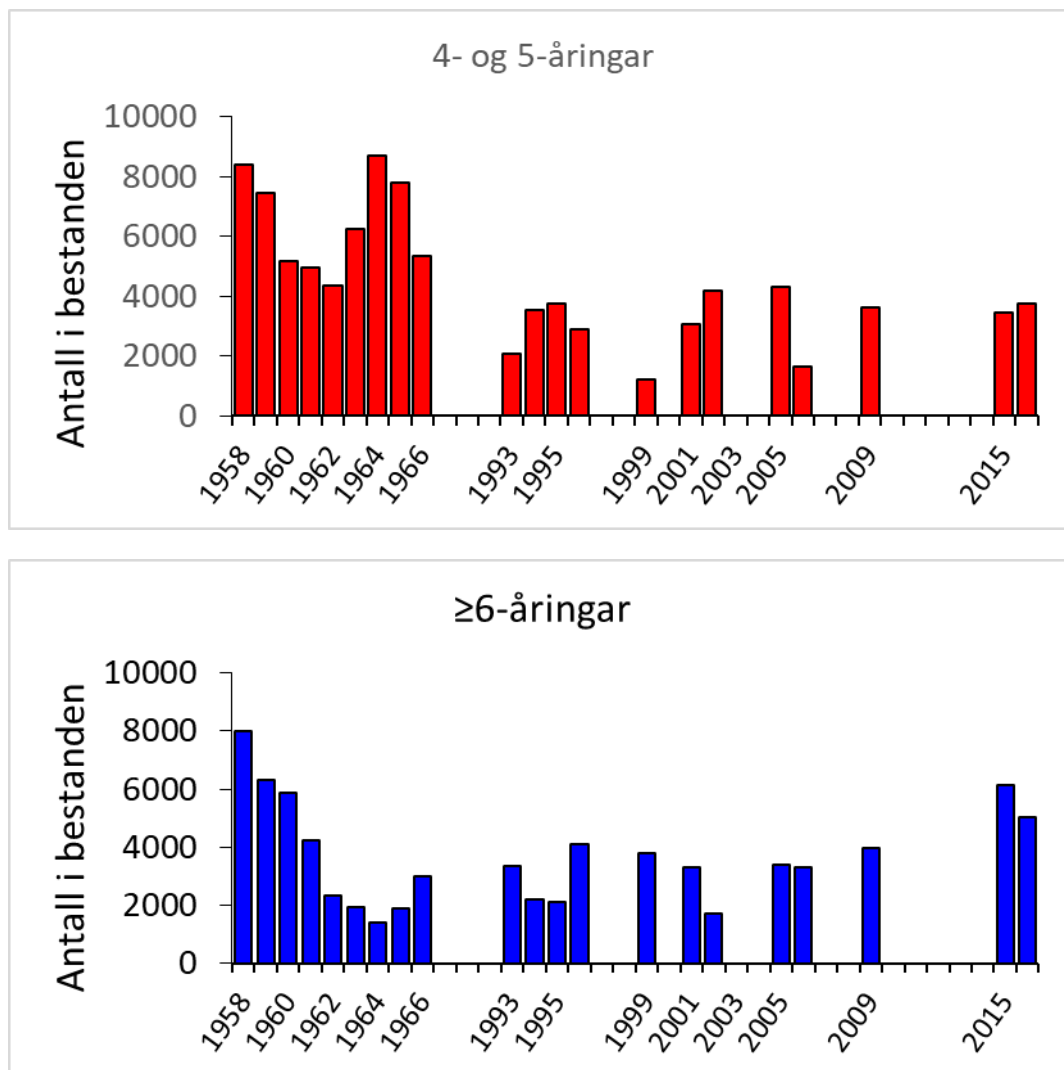


Fig. 25. Øverst: estimert antall fire- og femåringar i Øvre Heimdalsvatn fra 1958 til 2016. Nederst: Estimert antall aure med alder \geq seks vintre i Øvre Heimdalsvatn 1958 – 2016. Data fra Borgstrøm et al. (2010), Nytrø (2010) og Knutsdatter Strand (2017).

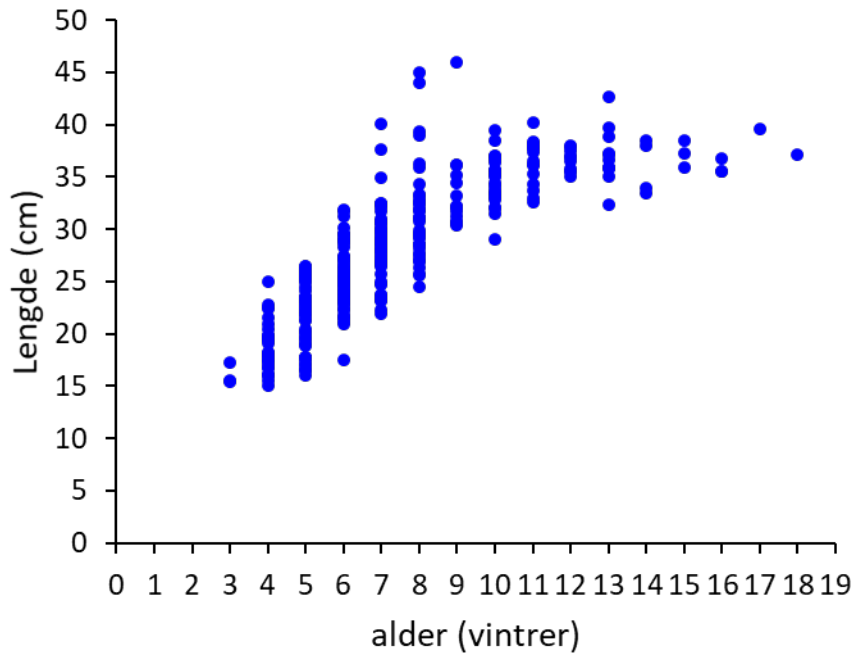


Fig. 27. Individuell lengde ved fangst av aure med alder frå 3 til 18 vintrar i Øvre Heimdalsvatn, fanga i august 2015 og 2016 (Data fra Knutsdatter Strand 2016).



Fig. 28. Aure på 1099 gram og 45 cm, med alder 8 vintrar (Foto R. Borgstrøm)

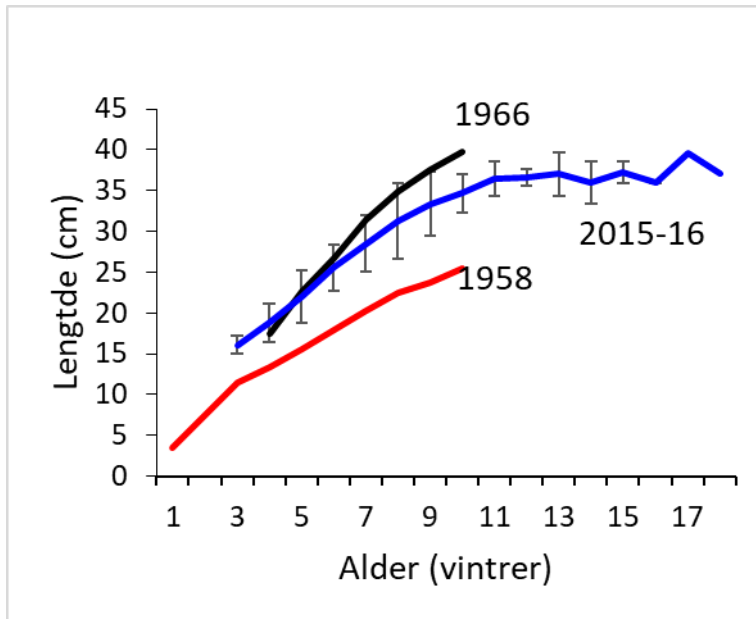


Fig. 29. Tilbakerekna lengde ved alder for aure fra Øvre Heimdalsvatn i 1958 og 1966 (etter Jensen 1977), og empirisk lengde ved alder for aure fanga i 2015 og 2016 (data fra Knutsdatter Strand 2017).

9. Aurebestanden i 2015 -2018

9.1 Innleiing

Sidan dei fyrste studiane av auren i Øvre Heimdalsvatn starta opp i 1957 har det skjedd store endringar i bestanden (Jensen 1977; Borgstrøm *et al.* 2010). I dei fyrste åra frå 1957 og inn på sekstitalet skuldast endringane i fyrste rekke eit målretta fiske som førte til at mykje gamal fisk vart borte, biomassen av bestanden vart sterkt redusert, og individuell vekstrate auka sterkt av den grunn (Jensen 1968;1977). Utfiskinga som vart gjennomført i dei fyrste åra, førte ikkje til redusert rekruttering, og bestanden vart samansett av ung fisk med god årleg vekst, og særleg god vekst i somrar med høg junitemperatur ifylgje Jensen (1977). Frå 1970-åra og fram til starten av 1990-åra var det relativt lite fiske i vatnet, samstundes med at ørekyt etablerte ein stor bestand (Lien 1981, Museth *et al.* 2002). Det vart påvist ein sterk nedgang i årleg rekruttering frå perioden 1958-1966 til perioden 1993-2009 (Borgstrøm *et al.* 2010). Denne nedgangen kan ha hatt samanheng med etablering av ørekytbestanden i vatnet, fordi det ser ut til at auren byrja å eta både ørekyt og aureungar etter etableringa av ørekyt i vatnet (Borgstrøm *et al.* 1996; 2010), Aurebestanden har i dei siste tiåra vore langt mindre beskatta enn på sekstitalet, noko som har resultert i eit stort innslag av gamal fisk og høg samla biomasse. Likevel har individuell vekstrate ikkje gått tilbake til nivået rundt 1959-60, noko som mest sannsynleg skuldast at rekrutteringa av fireåringar i gjennomsnitt nesten har vore halvert samanlikna med på sekstitalet (Borgstrøm *et al.* 2010).

Skjoldkreps var heilt dominerande i auredietten i august månad rundt 1970 (Lien 1978), men det vart ikkje funne skjoldkreps i dietten i fleire år på nittitalet (Hasle og Skjølås 1995, Markhus og Meland 1997). I august 2013 derimot var skjoldkreps nest viktigaste dyregruppe i dietten hos stor aure (Trømborg 2014), og dette kan vera ein indikasjon på at beitepresset på skjoldkreps har vorte redusert. Sidan ørekyt òg ét skjoldkreps (Borgstrøm *et al.* 1985), kan tilbakekomsten av skjoldkreps i auredietten antyda at ørekytbestanden er blitt mindre. Også fangst per innsats med såkalla Nordiske garn antyder at talet på ørekyt over 85mm kan vera halvert i 2017 samanlikna med i 1999 (Liberg 2018). Med andre ord kan det i seinare tid ha vore år med lågare rekruttering til ørekytbestanden. Ut frå pilotgarnfisket i 2017 var det ein auke i talet på fireårige aure samanlikna med dei føregåande åra (Borgstrøm 2018). Sidan årleg rekruttering til bestanden er ein nøkkelfaktor for bestandsutviklinga (Jensen 1968; 1977), vil det vera særleg interessant å fylgja bestanden i ein slik fase med mogeleg auke i årleg rekruttering, og for å fylgja opp dette vart det òg gjennomført eit nytt pilotgarnfiske i august-september 2018. I fleire år i perioden 1993-2009 vart aurebestanden i Øvre Heimdalsvatn estimert ved merking og attfangst, men denne metoden krev større mannskapsinnsats i samband med notfiske og merking av aure. Etter 2015 har difor bestanden vore estimert ut frå fangst per innsatseining med tilnærma den pilotgarnserien Jensen (1977) brukte i sin estimering av dei einsskilte aldersklassane i Øvre Heimdalsvatn. Denne metoden vart også nytta i 2018.

9.2 Material og metodar

9.2.1 Is og temperaturtilhøve i Øvre Heimdalsvatn

Ifylgje J. E. Brittain (pers. medd.) er isdata for Øvre Heimdalsvatn frå dei siste fire åra som fylgjer:

2015: heilt isfritt 19. juni; heilt islagt 12. november

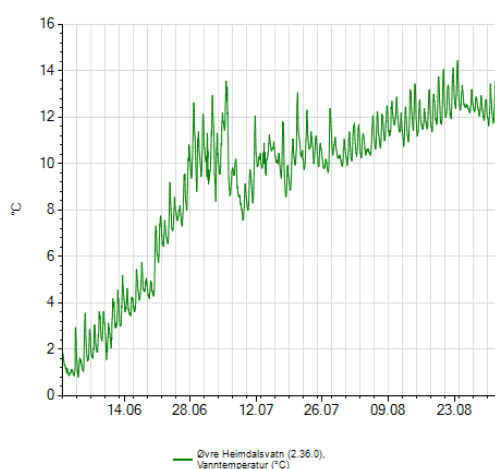
2016: heilt isfritt 10 juni; heilt islagt 30. oktober

2017: heilt isfritt 1. juni; heilt islagt 31. oktober

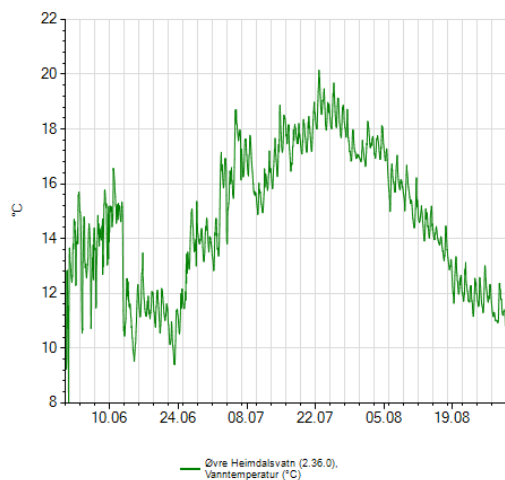
2018: heilt isfritt 27. mai; heilt islagt 26. oktober

Isen gjekk med andre ord meir enn tre veker tidlegare i 2018 samanlikna med 2015. Isen gjekk òg tidleg i 2017, medan den i 2016 gjekk meir til normal tid. Dato for islegging varierte mindre enn isløysingsdatoen i desse fire åra.

Somrane 2015 og 2018 hadde svært ulik vasstemperatur i Øvre Heimdalsvatn (Fig. 30). Frå 1. juni til 31. august i 2015 var det berre ein dag der vasstemperaturen kom over 14 °C, medan temperaturen i 2018 låg over 14 °C i store delar av sommarperioden (Fig. 29). Låg vasstemperatur i byrjinga av juni er i stor grad bestemt av om vatnet er islagt eller ikkje. I 2015 var det ein kald vår med mykje snø, og isen låg lenge. Dette førde til ekstra låg junitemperatur. I 2018 derimot var det lite snø, og tidleg isløysing, som kombinert med høg lufttemperatur førte til at vasstemperaturen tidleg i juni kom opp i 14 – 16 °C (Fig. 30). Ifylgje Sildre.nve.no ligg det ikkje føre temperaturmålingar frå vatnet for heile sommaren i åra 2016 og 2017, berre frå åra 2015 og 2018 (Fig. 30). Ifylgje J. E. Brittain (pers. medd.) er det godt samsvar mellom vasstemperaturen i Øvre Heimdalsvatn og temperaturen i utlaupselva, Hinøgla, men gjennomsnittstemperaturen i elva om sommaren ser ut til å vera litt høgare enn i vatnet. I Hinøgla har det vore registreringar i alle fire åra, og som det framgår av figur 31 var gjennomsnittleg sommartemperatur (juni-august) 9,1 °C i 2015, 11,1 °C i 2016, 11,7 °C i 2017, og 14,5 °C i 2018. Det var med andre ord vesentleg høgare vasstemperatur i 2018 enn i dei tre føregåande åra. Tilsvarande var gjennomsnittstemperaturen i Øvre Heimdalsvatn denne sommaren 14,1 °C, medan den var 8,75 °C sommaren 2015 (Fig. 30), dvs. i gjennomsnitt 6,35 °C lågare enn i 2018.

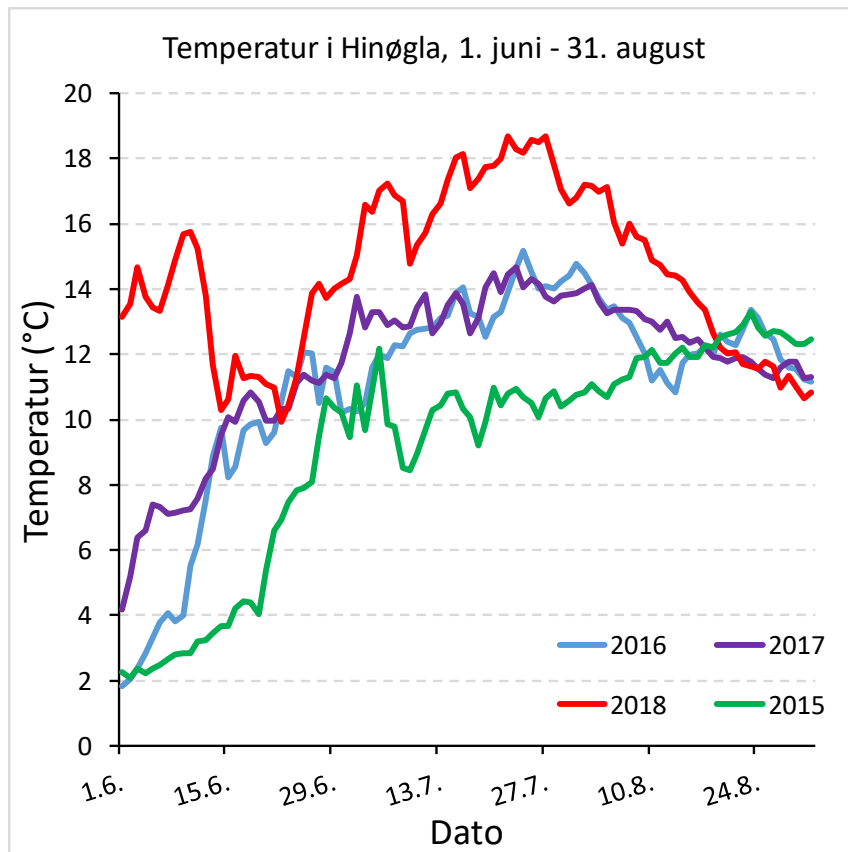


2015



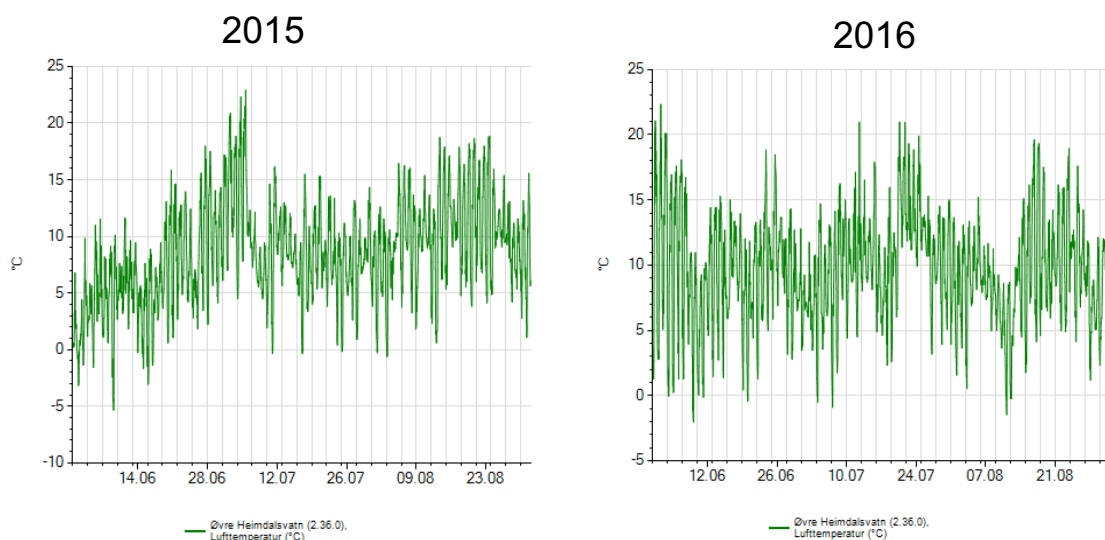
2018

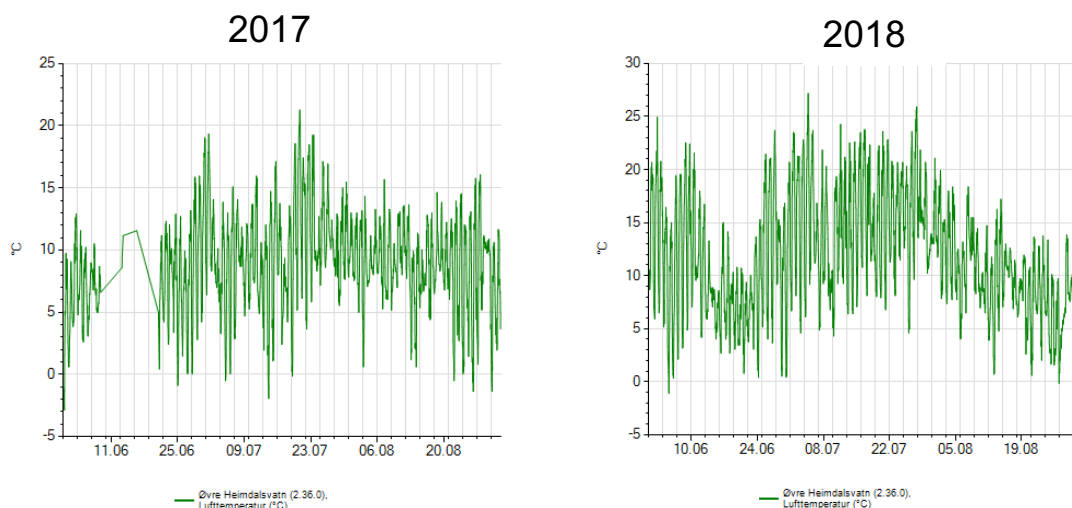
Figur 30. Vasstemperatur i Øvre Heimdalsvatn frå 1. juni til 31. august i 2015 og 2018, ifylgje Sildre.nve.no. NB! Ulik skala på y-aksen.



Figur 31. Dagleg temperatur kl. 1200 i Hinøgla (utlauselva frå Øvre Heimdalsvatn) frå 1. juni til 31. august i åra 2015-2018 (Data frå NVE).

Lufttemperaturane ved Øvre Heimdalsvatn frå 1. juni til 31. august er ikkje fullt så ulike i desse fire åra som vass temperaturane er (Fig. 32), men sommaren 2018 skil seg likevel ut med langt høgare lufttemperatur enn i dei tre andre somrane. Denne sommaren var lufttemperaturen mellom 20 og 25 °C i mange dagar både i starten av juni og frå slutten av juni til slutten av juli (Fig. 32).





Figur 32. Lufttemperatur ved Øvre Heimdalsvatn 1. juni – 31. august i åra 2015-2018. (Etter Sildre.nve.no)

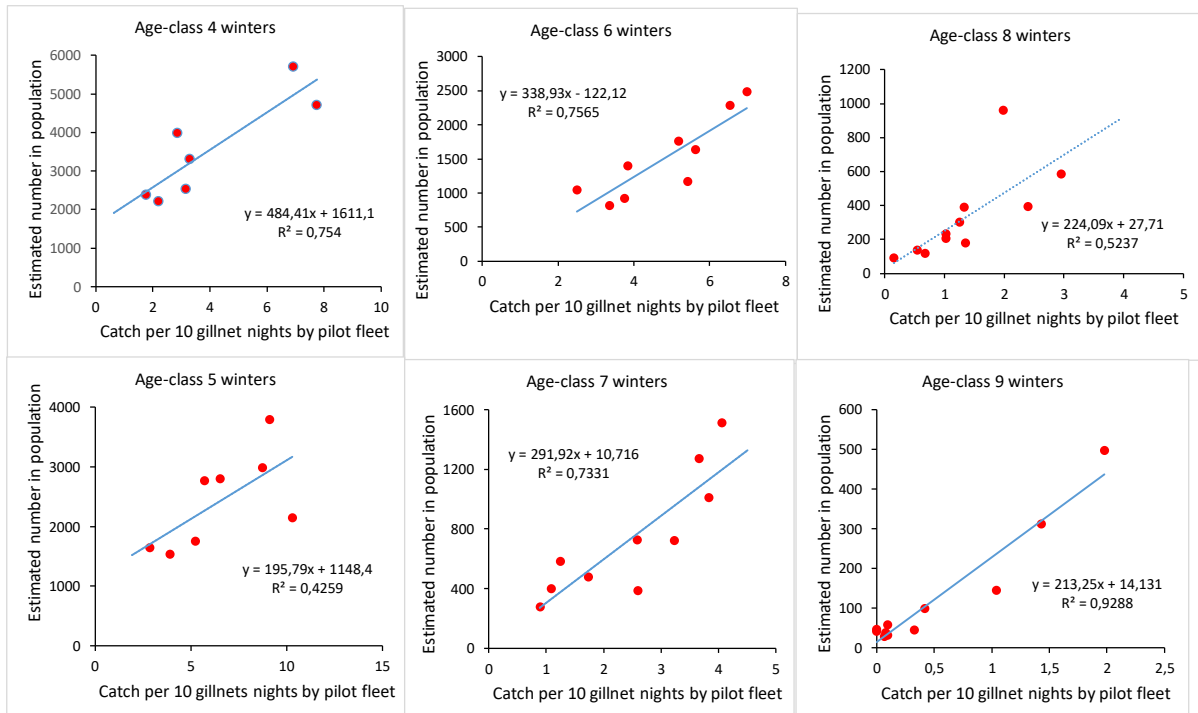
9.2.2 Garnfisket

Jensen (1977) opererte med ein ‘pilotgarnserie’ bestående av settegarn med fylgjande maskevidder: 24, 26, 28, 30, 32, 34, 36, 38 mm, og ut frå hans data kunne regresjonsmodellar for samanheng mellom fangst per innsats med pilotgarnserien og talet på fisk i kvar aldersklasse setjast opp (Fig. 33). Fleire av garna i denne serien er ikkje i ordinært sal i dag, og vi har brukt ein tilnærma serie bestående av fylgjande maskevidder: 24, 26, 29, 31, 2 x 35, og 2 x 39 mm. Dei yngste aldersklassane (fire- og femåringar) blir i hovudsak fanga på 24 og 26 mm (Fig. 34A), og skulle såleis bli relativt likt fanga med begge seriane. For eldre og større fisk er det stort overlapp i fangst på dei ulike maskeviddene (Fig. 34A og Vedlegg). Samstundes er det stagnering i lengdevekst for eldre fisk, og dessutan med stor spreing i storleik ved same alder. Om maskeviddene i dei to seriane difor ikkje er heilt like, vil dei teoretisk kunne fanga med om lag same effektivitet, noko Fig. 34B indikerer. Jensen (1977) gjennomførte sitt pilotgarnfiske i august-september, og vårt fiske er difor gjennomført i overgangen august-september i dei fire åra 2015-2018. Vi har fiska med den tilnærma pilotgarnserien førebels i fire år, frå 2015 til 2018. Samla tal garnnetter i dei fire åra er vist i Tabell 17. Materialet frå 2015 og 2016 er samla inn i samarbeid med Knutsdatter Strand (2017).

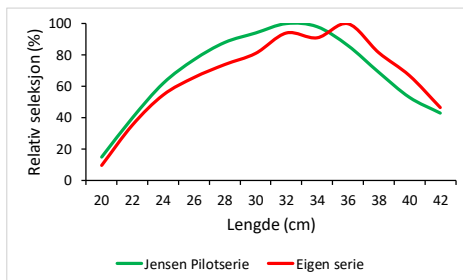
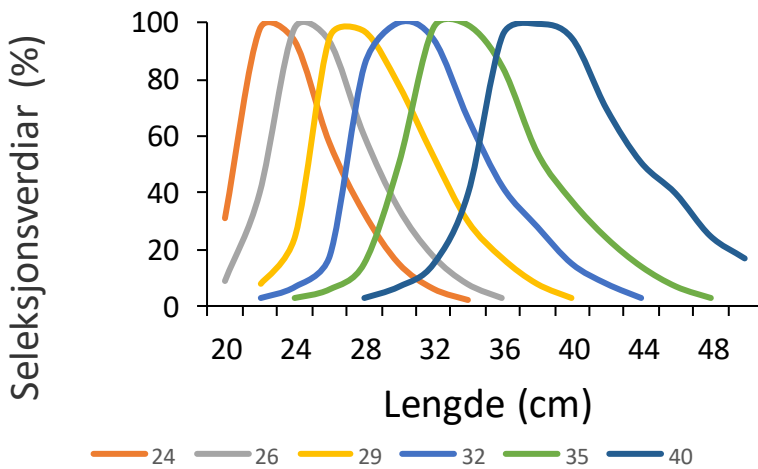
Tabell 17. Garninnsats i 2015-2018 i samband med bestandsestimeringa med fangst per innsatseining.

Maskevidde	2015	2016	2017	2018
24	8	7	7	8
26	8	7	7	8
29	8	7	8	8
31	12	12	14	8
35	10	12	14	16
39	7	7	7	8

Ved utrekning av fangst per pilotgarnserie, er fyrst fangst per garnnatt for kvar maskevidde utrekna.



Figur 33. Fangst per innsatseining på Jensens pilotseriegarn plotta mot estimert tal fisk i bestanden for aldersklassane 4-9 år, med tilhørende regresjonsmodellar for samanheng mellom fangst og tal fisk i bestanden (alle data etter Jensen 1977).



Figur 34. A) Seleksjonsverdiar for maskeviddene 24, 26, 29, 32, 35 og 40 (etter Jensen 1972), og B) relativ selektivitet for Jensens pilotgarnserie og eigen serie (data frå Jensen 1972; 1977).

9.2.3 Aldersbestemming

Auren er aldersbestemt ved hjelp av otolittar. Før avlesing i stereomikroskop vart otolittane delt gjennom sentrum, og deretter lagt på ein spatel og brent over spritflamme til passe mørkebrun farge. Brend otolithalvdel vart så sett i plastilina nedsenka i propandiol, og deretter studert i stereomikroskop, og evt. fotografert (Fig. 35). Vintersonene kjem fram som mørkebrune ringar (Fig. 35).

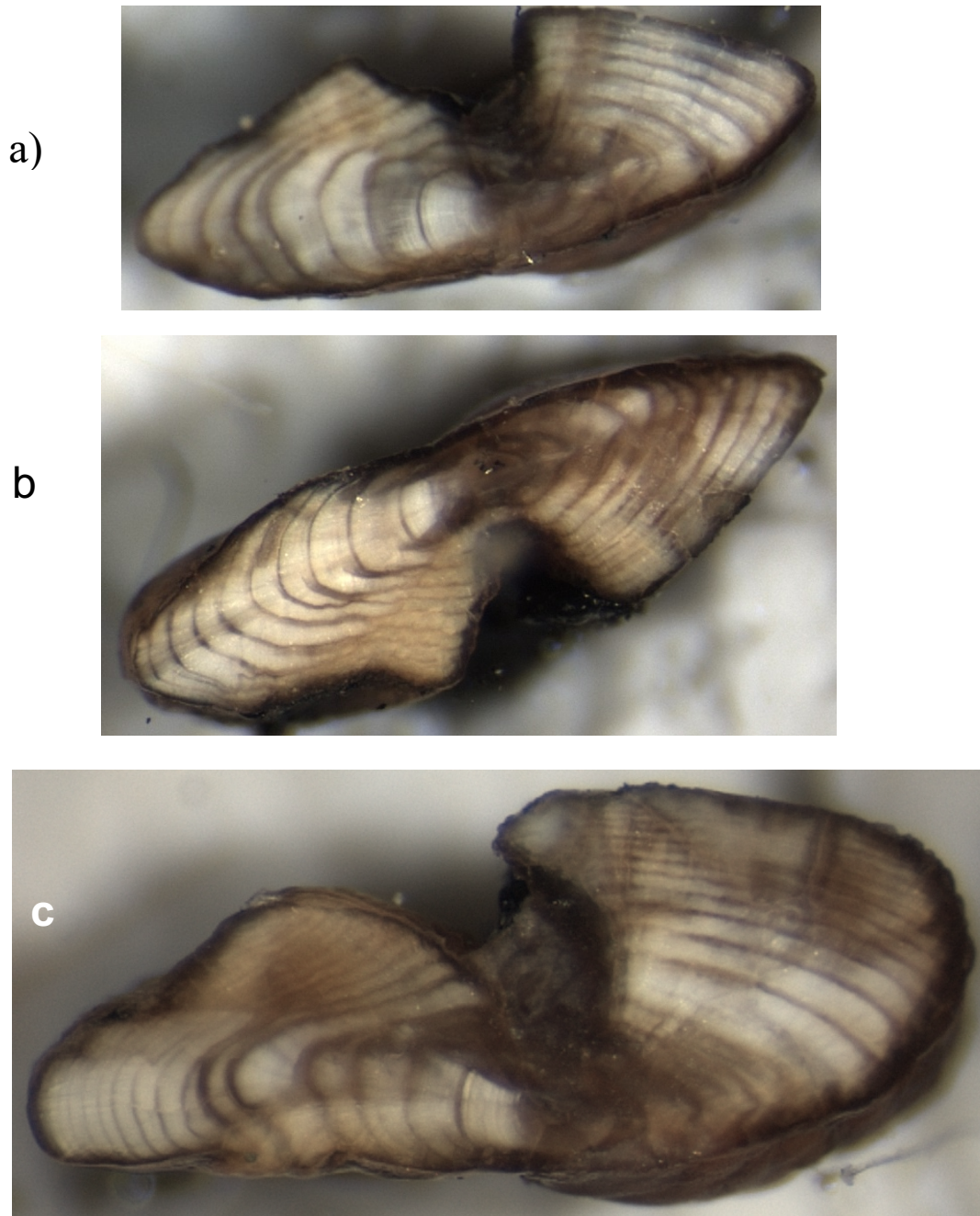


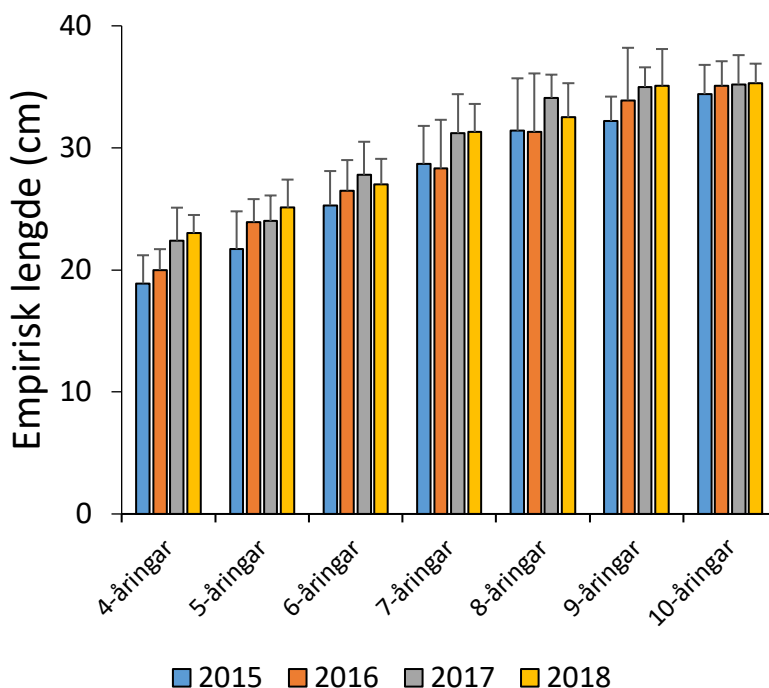
Fig. 35. Knekt og brent otolitt frå ein a) sjuåring, b) niåring, og c) ein femten år gamal aure frå Øvre Heimdalsvatn, tekne i september 2018.

9.3 Resultat og Diskusjon

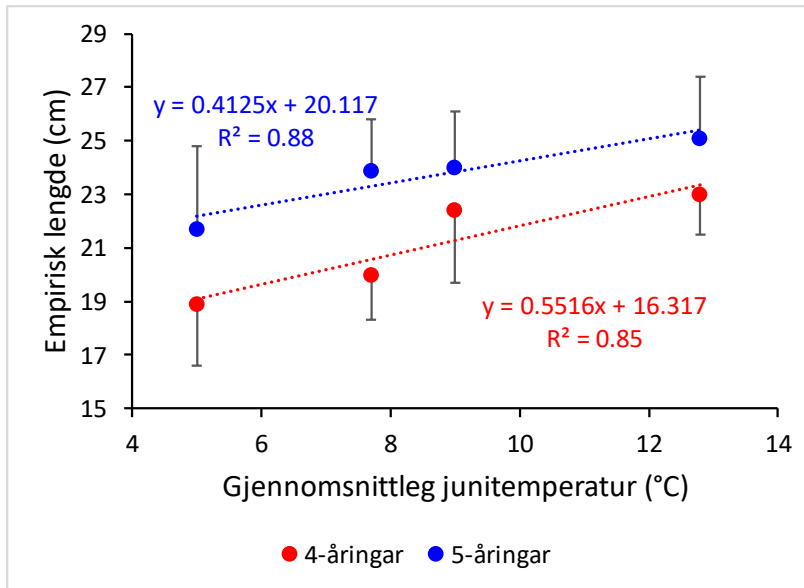
9.3.1 Alder og lengde

Lengde ved ein gjeven alder har endra seg frå 2015 til 2018, særleg for yngre fisk (Fig. 36). Fire- og femåringane var vesentleg større i 2018 enn i 2015, men også eldre fisk var større i 2018 enn i 2015. Lengde ved alder i 2016 og 2017 fell stort sett mellom lengdane i 2015 og 2018. Jensen (1977) fann at junitemperaturen påverka aureveksten i Øvre Heimdalsvatn om lag like mykje som påverknaden frå auretettleiken i vatnet. I dei fire åra frå 2015 til 2018 har det ikkje vore dramatiske endringar i fiskebiomassen, og det betyr at endringar i temperatur vil vera viktigaste faktor med omsyn til endring i fiskevekst. Junitemperaturen ser også ut til å vera ein god forklaringsvariabel på empirisk lengde av fire- og femåringar tekne i overgangen august – september (Fig. 37) i åra 2015-2018.

Jensen (1977) estimerte at avkastninga i Øvre Heimdalsvatn ville auka med om lag 10 prosent om lufttemperaturen i juni (på Skåbu meteorologiske stasjon) auka frå 12,8 til 13,8 °C, og tilsvarande ville eit fall i temperaturen på ei grad til 11,8 °C føra til at det varige utbyttet vart redusert med 10 %. Med andre ord ville ein forskjell i temperatur på to grader bety 20 % endring i årleg fangstutbyte. Den gode samanhengen mellom junitemperatur og empirisk lengde for 4- og 5-åringar i august-september i åra 2015-2018 (Fig. 37) er heilt i tråd med Jensen sine observasjonar. Ein varm juni betyr altså høg årleg aureproduksjon, og ut frå temperaturtilhøva kan produksjonen sommaren 2018 ha vore betydeleg over produksjonen i 2015, og ein god del høgare enn i 2016-2017.

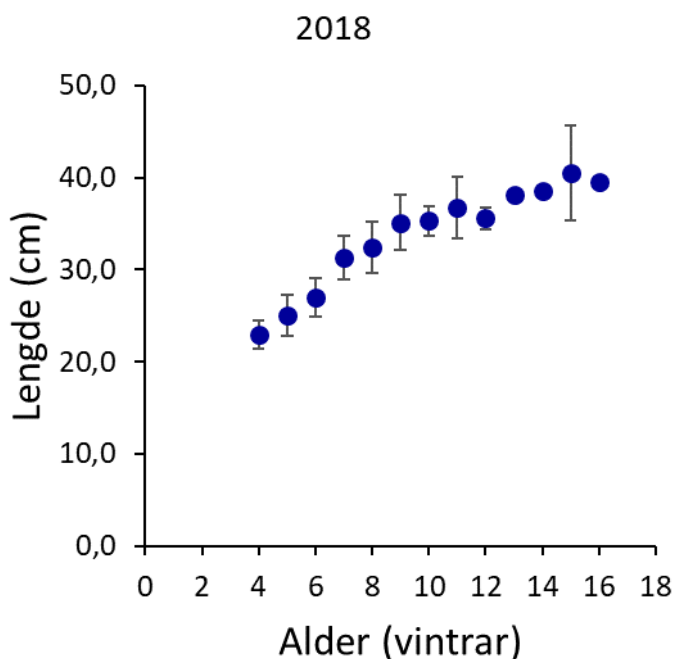


Figur 36. Gjennomsnittleg lengde for aldersklassane 4 – 10 år tekne i Øvre Heimdalsvatn i august-september 2015-2018.



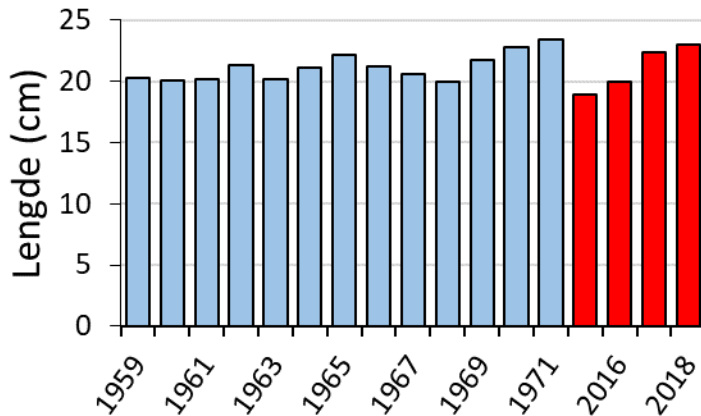
Figur 37. Samanheng mellom gjennomsnittleg junitemperatur i Hinøgla i åra 2015 – 2018 og empirisk gjennomsnittslengde av 4- og 5-åringar tekne i august-september i Øvre Heimdalsvatn. Vertikal line indikerer storleik på Standard avvik av gjennomsnitta.

Gjennomsnittleg empirisk lengde for aldersgruppene 4 – 16 år for aure teken i Øvre Heimdalsvatn i byrjinga av september 2018 antyder at årleg tilvekst går mykje ned frå og med alder 10 år (Fig. 38). Det er likevel stor spreing i lengde innan mange av aldersklassane, og det betyr at enkelte fisk veks relativt bra, sjølv om gjennomsnittet er vesentleg lågare.



Figur 38. Alder og gjennomsnittleg lengde for aure fanga i Øvre Heimdalsvatn 1. – 3. september 2018. Vertikale liner viser Standard avvik

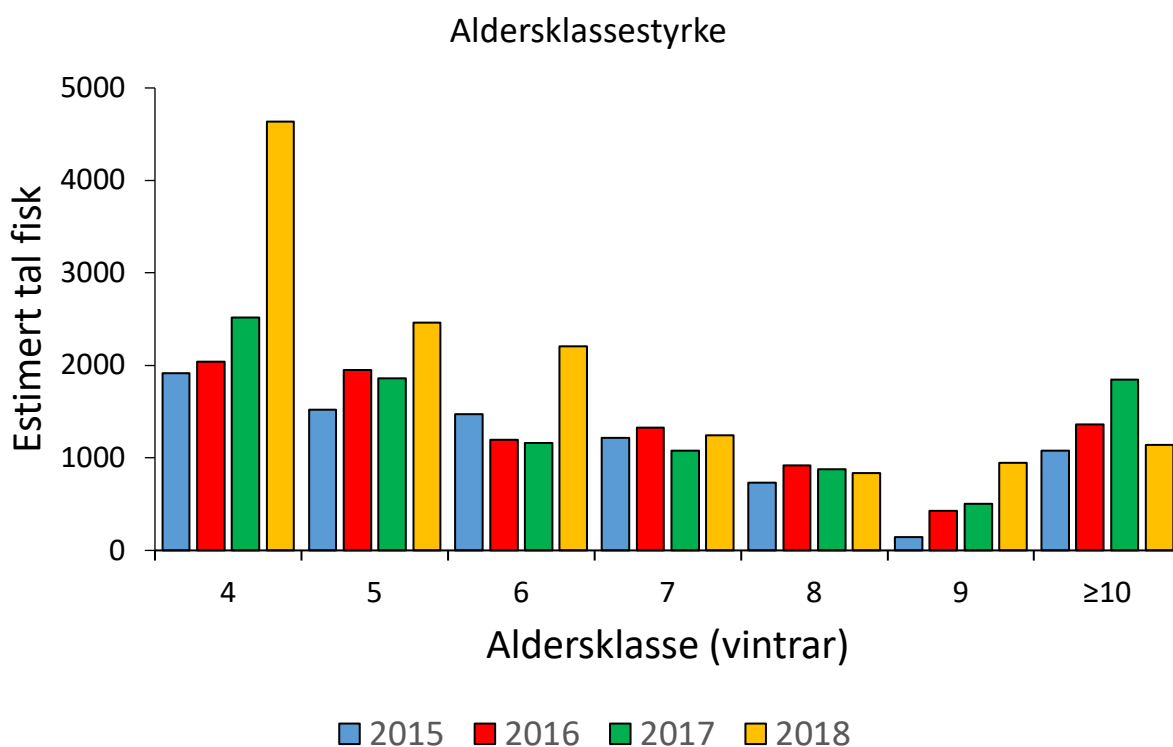
Aureveksten er neppe heilt avslutta i overgangen august – september, og fireåringane vil truleg vera litt mindre ved fangst i denne perioden enn lengda etter avslutta vekstsesong, I åra 1959 til 1971 låg tilbakerekna lengde til vekststart for femåringane mellom 20,2 og 23,4 cm, medan empirisk lengde for fireåringane fanga i overgangen august-september 2015-2018 låg mellom 18,9 og 23 cm (Fig. 38). Storleiken på fireåringane etter nesten fem vekstsesongar var vesentleg kortare i 2015 enn i åra 2016-2018, og dei var òg kortare enn lengde etter fem vekstsesongar i alle åra 1959-1971 (Fig. 38). På den andre sida var lengd på fireåringane i 2017 og 2018 om lag like stor som tilbakerekna lengd til vekststart for femåringar i dei to beste åra i perioden 1959-1971 (Fig. 38).



Figur 38. Tilbakerekna lengde til vekststart for femårig aure i Øvre Heimdalsvatn i åra 1959-1971, dvs. lengde etter fem vekstsesongar (Data etter Jensen (1977)), og empirisk lengde i slutten av august 2015-2018 for fireåringar(merka med raudt), dvs. etter nesten fem vekstsesongar.

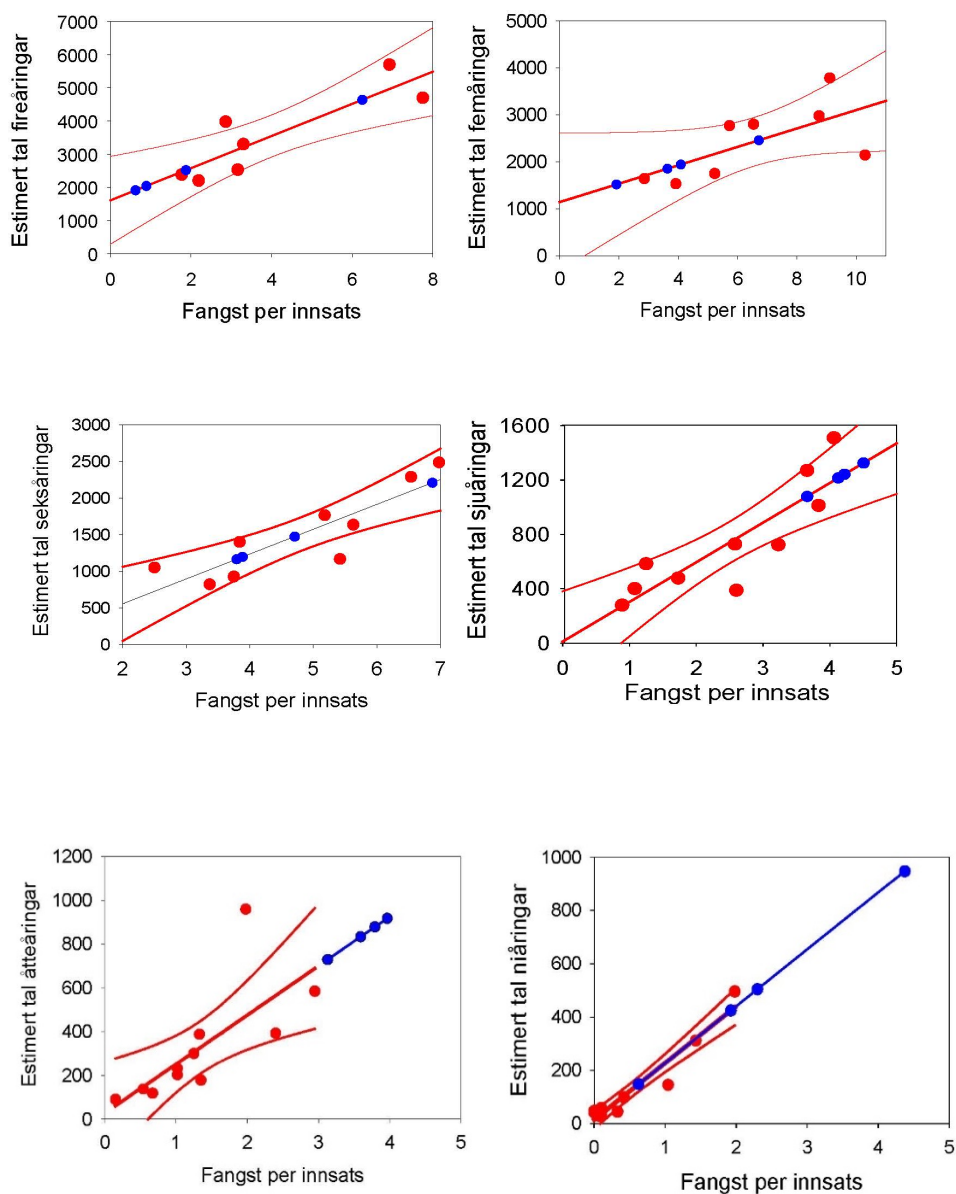
9.3.2 Fangst per innsatseining og årsklassestyrke

Fangst av aldersklassane 4-9 år var til dels vesentleg større i 2018 enn i dei føregåande åra, og ut frå regresjonen mellom fangst per innsatseining og tal individ innan kvar aldersklasse (sjå Fig. 33) blir estimata for aldersklasse n til dels høgare eller nesten like høge som estimata frå fjoråret for aldersklasse n-1, dvs. dei same årsklassane hadde eit høgare estimert individtal i 2018 enn i 2017 (Fig. 39). Dette rimer dårleg, men konfidensgrensene for estimata er store (Fig. 40), så slik sett kan vi venta større utslag i estimata for same årsklasse frå eit år til eit anna, særleg når beskatninga og årleg dødelegheit er låg. Ifylgje fangst per innsatseining er det særleg fireåringane som var langt tallrikare i 2018, med 4639 individ samanlikna med 1914-2519 individ i åra 2015-2017, dvs. i gjennomsnitt meir enn ein dobling av talet på fireåringar i 2018, og meir enn gjennomsnittstalet på fireåringar i åra 1959-1966 ifylgje Jensen (1977). Sidan fire- og femåringane er større i 2018 enn i dei føregåande åra, kan det bety at ein større del av desse aldersklassane er så store dette året at dei stod betre på maskeviddene 24 og 26 mm enn det dei same aldersklassane gjorde i 2015 – 2017. Fire- og femåringar blir i fyrste rekke fanga på maskeviddene 24 og 26 mm i pilotgarnserien. Når fleire fisk innan aldersklassen er fangbare, betyr det òg at estimert tal fisk i desse aldersklassane vert høgare som eit resultat av regresjonsmodellen mellom fangst per innsats og tal fisk i aldersklassen (Fig. 40). Med andre ord kan det godt tenkjast at i fyrste rekke fireåringane er blitt overestimert i 2018 relativt til estimeringane i åra før, rett og slett fordi ein større del av aldersklassen er fangbar på maskeviddene 24 og 26 mm. Men også aldersklassane 5 – 9 år (årsklasse 2013 – 2009) ser ut til å vera for talrike samanlikna med estimert tal fisk i dei same årsklassane i dei føregåande åra. Ein indikasjon på dette vil vi evt. få ved neste års fiske med pilotgarnserien. Dersom fireåringane i 2018 var ekstra tallrike, burde femåringane til neste år visa ein tilsvarende auke.



Figur 40. Estimert tal fisk i aldersklassane 4 - ≥ 10 år, basert på regresjonsmodellane for samanheng mellom fangst per 10 pilotgarnserienetter etter Jensen (1977) og tal fisk i aldersklassen i bestanden (sjå Fig. 40).

Estimata for kvar aldersklasse i åra 2015 – 2018 kjem fram i regresjonsmodellane i figur 40. Det framgår her at konfidensgrensene for regresjonsmodellane er vide, særleg mot ytterkantane, og det gjer at estimata blir ekstra usikre ved høg og låg fangst per innsatsdata, slik det har vore for fleire av aldersklassane i desse åra (Fig. 41).



Figur 41. Fangst per innsatseining plotta mot estimert tal individ i aldersklassane 4 – 9 år etter data frå Jensen (1977), med tilhøyrande regresjonsliner og 95 % konfidensintervall vist i raudt, og fangst per innsats i august-september 2015- 2018 plotta mot estimert tal aure i aldersklassane 4 til 9 år (i blått) ved bruk av regresjonsmodellen for Jensen sine data. NB! Ulik skala på y-aksane.

9.3.3 Predasjon på smånagarar

Trass i at det i 2018 ikkje var noko stort lemenår, fann vi lemen i seks av 27 undersøkte aure med lengder mellom 36 og 48 cm. Den største auren på 48,5 cm og vekt 1198 gram (Fig. 42) hadde i tillegg til restar av eit lemen også ei markmus og ei fjellmarkmus i magesekken.



Figur 42. Denne auren på 48,5 cm og 1198 gram hadde ete tre smågnagarar. I tillegg til restar av eit lemen, hadde den ei fjellmarkmus og ei markmus i magesekken

Ein relativt stor del av aurebestanden i Øvre Heimdalsvatn består av fisk med alder over ti år. Mange fisk har lengder rundt 40 cm, og nokre få har lengder opp mot 50 cm (sjå Vedlegg). I 2018 vart talet på fisk med lengde over 36.0 cm estimert til 1275 fisk. Sidan 22 % av undersøkte aure over 36 cm hadde ete smågnagarar, indikerer dette at minst 280 aure i bestanden hadde ete lemen og andre smågnagarar i dei fyrste dagane av september. Har det vore liknande predasjon på smågnagarar tidlegare på sommaren, og eventuelt seinare, i september - oktober, vert det eit formidabelt tilskot av næring frå land i form av smågnagarar som vert tilført aurebestanden. Dette aspektet burde fylgjast opp med meir inngåande undersøkelser i dei komande åra.

10. Konklusjoner

I løpet av 2016 og 2017 er det med støtte fra Miljødirektoratet gjennomført omfattende undersøkelser av økosystemet i Øvre Heimdalsvatn. I tillegg til registrering av fysiske parameter som vannstand, vanntemperatur og isforhold, er det foretatt undersøkelser av vannkjemi, planteplankton, vannvegetasjon, dyreplankton, bunndyr i strandsonen og ørret. Disse undersøkelsene og registreringene viser endringer i noen kvalitetselementer, mens andre er uendret.

Registreringer i 2016 og 2017 viser at det fortsatt er en tydelig vårflokk, men at regnværslommer kan forekomme særlig om høsten. Størrelsen på vårflokken bestemmes av snømengden, temperaturforhold og eventuelt nedbør som regn. Tidligere har Kvambekk og Melvold (2010) vist at vanntemperaturen har økt særlig om høsten og at islegging i gjennomsnitt finner sted ca. 9 dager senere i løpet av de siste 40 årene. Isgang om våren er vanligvis noe senere, slik at den isfri perioden er noe lengre. Denne trenden, forårsaket av klimaendringene, synes å vedvare i 2016-2017.

På grunn av mindre sur nedbør siden 1970-tallet har det vært en markant endring i vannkvalitet i avrenningen fra nedbørfeltet. Som et resultat av dette er konsentrasjon av kalsium og magnesium noe lavere i dag. Konsentrasjon av sulfat har også gått kraftig tilbake. Konsentrasjon av næringssalter er som ventet relativt lav og på nivå med det som er målt for mer enn 40 år siden. I 2016 og 2017 ligger Øvre Heimdalsvatn, som typifiseres som en kalkfattig og svært klar innsjø på fjellet, i tilstandsklassen *god* med hensyn til labilt aluminium ifølge Vanddirektivet. Med hensyn til forurensningstypen eutrofiering i Øvre Heimdalsvatn, ligger TP-konsentrasjonen i 2016 og 2017 i all hovedsak i tilstandsklassene *god* til *svært god*. TN verdier tilsvarer tilstandsklassen *svært god*.

Som tidligere (Tangen & Brettum 1978) var gullalger den dominerende gruppen i Øvre Heimdalsvatn begge årene. Basert på planteplanktonet fikk Øvre Heimdalsvatnet tilstanden *svært god*, på grensen til *god* for både 2016 og 2017.

Samfunnene av mikrokrepsdyr og rotatorier i Øvre Heimdalsvatn er relativt stabilt fra observasjonene på 1960-70 tallet, 1980-tallet og 1990 tallet. Det er få endringer, bortsett fra forekomst av *D. galeata* i 2017. Sammensetningen av dyreplanktonet viser at fiskepredasjonen i Øvre Heimdalsvatn er sterk. Når det gjelder mikrokrepsdyr i littoralsonen er biomassen av større arter som f.eks. *E. lamellatus* og *H. saliens* relativt lav, noe som kan skyldes predasjon fra ørekyt og småørret.

Bunndyrfaunaen har endret seg i forhold til sammensetningen tidlig i 1970-årene på grunn av inntreden av ørekyt i vannet (Næstad & Brittain 2010), men siden den gangen har det vært bare små endringer. Fordelingen av bunndyr i 2016 og 2017 var forholdsvis lik, både mellom hovedgrupper og mellom de ulike artene. Det er registrert flere nye arter fåbørstemark, noe som antagelig skyldes at bare profundal arter er artsbestemt tidligere. Enkelte mer sjeldne arter døgnfluer og steinfluer er ikke registrert, men de vanlige artene er registrert i begge årene. En døgnflueart og to vårflyearter er registrert for første gang i Øvre Heimdalsvatn, men bare i et fåtall.

Vannvegetasjon er undersøkt for første gang siden tidlig i 1969. *Isoetes lacustris* er fortsatt den dominerende art og det er lite forskjell i dybdeutbredelsen mellom 1969 og 2016-17. I 2016 er det registrert økt forekomst av *Myriophyllum alterniflorum* og flere nye arter, som kan

ha sammenheng med noe høyere vanntemperatur og forlengelse av den isfrie perioden om høsten.

Ørretundesøkelsene i årene 2015-18 har vist med tydelighet sammenhengen mellom juni temperatur og årlig ørretproduksjon, og er i tråd med tidligere observasjoner. En relativt stor del av undersøkt større ørret hadde spist smågnagere. Dette kan indikere et stort tilskudd av næring fra land i form av smågnagere, noe som bør følges opp i fremtiden.

Øvre Heimdalsvatn var utsatt for et stort radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl ulykken i 1986. Dette har siden vært overvåket med årlige undersøkelser av flere økosystem komponenter: innsjøvannet, innsjøsedimenter, akvatisk mose, plantemateriale tilført vannet fra nedbørfeltet og ørret. Dette foregår i regi av overvåkingsprogrammet til Statens strålevern. Konsentrasjoner av radiocesium har gått ned vesentlig siden 1986, men det er nå en tilnærmet likevektssituasjon med lite eller ingen nedgang fra år til år, og hvor nedgangen bestemmes hovedsakelig av den fysiske halveringstid på 30 år.

Øvre Heimdalsvatn er klassifisert som en kalkfattig, klar innsjø i forhold til Vanndirektivets tilstandsklasser. På basis av undersøkelser i 2016 og 2017, er tilstandsklassen vurdert. For vannkjemi er tilstandsklassen *god* til *svært god*, mens for både planteplankton, dyreplankton, bunndyr og vannvegetasjon er tilstanden *svært god*.

Høyfjellsinnsjøen, Øvre Heimdalsvatn, med sine unike langtidsserier er et viktig referansevann for miljøendringer. Dataseriene er tidligere dokumentert i to tidsskrift særnummere (Vik 1978, Brittain & Borgstrøm 2010). Overvåkingsundersøkelsene av Øvre Heimdalsvatn i 2016 og 2017 har bidratt vesentlig til å oppdatere disse seriene på en rekke økosystem bestanddeler, men spesielt på de deler som ikke har vært undersøkt på flere år. Dette gjelder blant annet vannkjemi, planteplankton og vannvegetasjon. Øvre Heimdalsvatn har en dataserie som strekker seg tilbake til 1950 årene, og er nå registrert som LTER (Long-term Ecological Research Network) lokalitet.

Med bakgrunn i langtidsseriene og den inngående kjennskap til økosystemet Øvre Heimdalsvatn, bør Øvre Heimdalsvatn inngå i Miljødirektoratets langtidsovervåking av referansesjøer. Øvre Heimdalsvatn er med sitt areal på 0,78 km² og gjennomsnittsdyp på 4,7 m, typisk for mange høyfjellssjøer. Her vil fremtidige miljøendringer både lokalt og globalt kunne fanges opp og dermed fungerer som en målestokk for påvirkninger på andre innsjøer. Dette gjelder både klimaendringer, vassdragsreguleringer, forurensninger og fremmede arter.

11. Litteratur

- Bjørnstad, L.K. 2000. Zooplanktonsamfunnet i Øvre Heimdalsvatn sommeren 1999; Status 30 år etter introduksjon av ørekyt (*Phoxinus phoxinus*). Hovedoppgave Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Ås. 36 s. + vedlegg.
- Borgstrøm, R., Garnås, E. og Saltveit, S. J. 1985. Interactions between brown trout, *Salmo trutta* L., and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.), for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2548-2552.
- Borgstrøm, R., Brittain, J. E., Hasle, K., Skjølås, S. og Dokk, J. G. 1996. Reduced recruitment in brown trout *Salmo trutta*, the role of interactions with the minnow, *Phoxinus phoxinus*. Nordic J. Freshw. Research 72: 30-38.
- Borgstrøm, R., Museth, J. & Brittain, J. E. 2010. The brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: long-term changes in population dynamics due to exploitation and the invasive species, European minnow (*Phoxinus phoxinus*). *Hydrobiologia* 642: 81-91.
- Brettum, P. 1971. Fordeling og biomasse av *Isoetes lacustris* og *Scorpidium scorpioides* i Øvre Heimdalsvatn, et høyfjellsvann i Sør-Norge. *Blyttia* 29 (1): 1-11.
- Brettum, P. Berge, D. Løvik, J.E. Mjelde, M. Saltveit, S.J., Brabrand, Å. & Bremnes, T. 1999. Undersøkelse av vannkvalitet og økologiske forhold i Østmarka berørt av lekkasjene til Romeriksporten NIVA-rapport Inr. 4016.
- Brittain, J. E. & Borgstrøm, R. 2010. Preface. *Hydrobiologia* 642: 1-4.
- Brittain, J.E.; Borgstrøm, R. (Eds.) 2010. The subalpine lake ecosystem, Øvre Heimdalsvatn, and its catchment: local and global changes over the last 50 years. *Hydrobiologia* 211. Springer.
- Brittain, J. E. & Borgstrøm, R. 2010. The Norwegian reference lake ecosystem, Øvre Heimdalsvatn. *Hydrobiologia* 642: 5-12.
- Brittain, J. E. & Bjørnstad, H. E. 2010. A long-term study of catchment inputs of ¹³⁷Cs to a subalpine lake in the form of allochthonous terrestrial plant material. *Hydrobiologia* 642: 101-106.
- Brittain, J. E. & Gjerset, J. E. 2010. Long-term trends and variation in ¹³⁷Cs activity concentrations in brown trout (*Salmo trutta*) from Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake. *Hydrobiologia* 642: 107-113.
- Cacia, E. & Ballesteros, E. 1996. The effect of Increased Water Level on *Isoetes lacustris* L. in Lake Baciver, Spain. *J. Aquat. Plant Manage.* 34: 57-59.
- Direktoratsgruppen 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013, revidert 2015.
- Eikeland, T. J. 1982. Livssyklus og fødeopptak hos *Polycentropus flavomaculatus* (Pictet)(Trichoptera) i Øvre Heimdalen, Øst Jotunheimen. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, 64 s.
- Grøterud O (1972). Nutrient in ice. Some data from a high mountain lake. *Hydrobiologia* 40: 371-391.
- Grøterud O, Kloster AE (1978). Hypsography, meteorology and hydrology of the Øvre Heimdalen catchment. *Ecography* 1(2-3):111-116.
- Haaland S, Blakar I, Grøterud O, Hongve D, Riise G. (2007). TOC concentrations in Norwegian lakes - the effect of sea-salts and anthropogenic acid components. Paper presented at the SIL Congress, 12.-18. August 2007, Montreal.
- Hansen, H. 1988. Ernæring hos ørekyt, *Phoxinus phoxinus* (L.), i Øvre Heimdalsvatn, og mulige forandringer i zooplanktonsamfunnet som følge av introduksjon av ørekyt. Cand.scient. Avd.Zool., Biol.Inst., UiO.

- Hasle, K. og S. Skjølås, 1995. Ørret (*Salmo trutta*) i Øvre Heimdalsvatn – dynamikk og endringer i bestanden etter etablering av ørekyt (*Phoxinus phoxinus*). Cand. agric.-thesis, Agricultural University of Norway.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i Norske Vande. Centraltrykkeriet, Kristiania. 199 s. +3 plansjer and 9 tabeller (norsk med tysk resumé).
- Hultén, E. & Fries, M. 1986. Atlas of North European vascular plants: north of the Tropic of Cancer I-III. - Koeltz Scientific Books, Königstein.
- Jensen, K. W. 1968. Forsøksdrift i Øvre Heimdalsvatn. S. 356 – 363 I: Frislid, R. og Rom, K. (red.) Jakt Fiske Friluftsliv Bind 4. Tiden Norsk Forlag, Oslo.
- Jensen, K. W. 1972. Drift av fiskevann. Fisk og Fiskestell 5: 1 – 61.
- Jensen, K. W. 1977. On the dynamics and exploitation of the population of brown trout, *Salmo trutta* L., in Lake Øvre Heimdalsvatn, Southern Norway. Report Institute of Freshwater Research Drottningholm 56: 18 - 69.
- Kloster AE (1978). Physical and chemical properties of the waters of Øvre Heimdalen. Holarctic Ecology 1: 117-123. Copenhagen.
- Knutsdatter Strand, M. 2017. Angler impact on the brown trout *Salmo trutta* population size and structure in the lake, Øvre Heimdalsvatn. Masteroppgave, Inst. for naturforvaltning, NMBU, Ås.
- Kvambekk, A. S. & Melvold, K. 2010. Long-term trends in water temperature and ice cover in the subalpine lake, Øvre Heimdalsvatn, and nearby lakes and rivers. *Hydrobiologia* 642: 47-60.
- Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.
- Larsson, P. 1978. The life cycle dynamics and production of zooplankton in Øvre Heimdalsvann. Holarct. ecol. 1: 162-218.
- Larsson, P., Hansen, H. & Bjørnstad Helland, L. K. 2010. Between-year variations in the development of crustacean zooplankton in the Norwegian subalpine lake, Øvre Heimdalsvatn. *Hydrobiologia* 642: 61-70.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.
- Lien, L. 1978. The energy budget of the brown trout population of Øvre Heimdalsvatn. Holarctic Ecology 1: 279 – 300.
- Lien, L. 1981. Biology of the minnow *Phoxinus phoxinus* and its interactions with brown trout *Salmo trutta* in Øvre Heimdalsvatn, Norway. *Holarctic Ecology* 4: 191 - 200.
- Markhus, J. og V. Meland, 1997. Dynamikk og avkastningspotensiale hos ørret *Salmo trutta* L. i et høyfjellsvann – effekter av interaksjoner med ørekyt *Phoxinus phoxinus* (L). Cand. agric. thesis, Agricultural University of Norway.
- Mjelde 2013. Vannplanter. I: Direktoratgruppen 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013, revidert 2015.
- Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes *Hydrobiologia* vol 704 (1): 141-151.
- Monteith DT, Stoddard JL, Evans CD, et al. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 2007; 450: 537-40. DOI: 10.1038/nature06316.
- Murphy, K.J., Rørslett, B., Springuel, I. 1990. Strategy Analysis of Submerged lake Macrophyte Communities: An International Example. *Aquatic Botany* 36: 303-323.
- Museth, J., Borgstrøm, R., Brittain, J. E., Herberg, I. og Naalsund, C. (2002). Introduction of the European minnow into a subalpine lake: habitat use and long-term changes in population dynamics. *Journal of Fish Biology* 60: 1308 - 1321.
- Museth, J., Borgstrøm, R. & Brittain, J. E. 2010. Diet overlap between introduced European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and young brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: a result of abundant resources or forced niche overlap? *Hydrobiologia* 642: 93-100.
- Nilssen, J.P. 1976. Community analysis and altitudinal distribution of limnetic Entomostraca from different areas in southern Norway. *Pol.Arch.Hydrobiol.* 23: 105-122.

- Nilssen, J.P., Hobæk, A., Petrussek, A., Skage, M., 2007. Restoring *Daphnia lacustris* G.O. Sars, 1862 (Crustacea, Anomopoda): a cryptic species in the *Daphnia longispina* group. *Hydrobiologia* 594: 5-17.
- Nilsson, N.-A. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 53: 51-77.
- Nytrø, T. E. 2010. Ørret *Salmo trutta* i Øvre Heimdalsvatn – en viktig predator på ørekyt *Phoxinus phoxinus*. Masteroppgave, Inst. for naturforvaltning, UMB, Ås.
- Næstad, F. & Brittain, J. E. 2010. Long-term changes in the littoral benthos of a Norwegian subalpine lake following the introduction of the European minnow (*Phoxinus phoxinus*). *Hydrobiologia* 642: 71-79.
- Næstad, F. 2004. Effekten av ørekyt *Phoxinus phoxinus* på bunndyrsammfunnet, med spesiell vekt på marflo *Gammarus lacustris* i Øvre Heimdalsvatn og tre nærliggende innsjøer. Cand. scient. thesis, Institutt for naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås. 47 s. + vedlegg.
- Petrusek, A., Hobæk, A., Nilssen, J.P., Skage, M., Cerny, M., Brede, N., Schwenk, K., 2008. A taxonomic reappraisal of the European *Daphnia longispina* complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). *Zool. Scr.* 37: 507–519.
- Reiso, S., & Brittain, J. E. (2000). Life cycle, diet and habitat of *Polycentropus flavomaculatus*, *Plectrocnemia conspersa* and *Rhyacophila nubila* (Trichoptera) in Øvre Heimdalen, Jotunheimen Mountains, Norway. *Norwegian Journal of Entomology*, 47(2), 113-124.
- Reiso, S., & Brittain, J. E. (2000). Distribution of Trichoptera in Øvre Heimdalen, Jotunheimen Mountains, Norway. *Norwegian Journal of Entomology*, 47(2), 185-195.
- Rørslett, B. 1983. Tyrifjord og Steinsfjord. Undersøkelse av vannvegetasjon, 1977-82. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport Inr. 1510.
- Rørslett, B., Brettum, P. 1989. The genus *Isoëtes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. *Aquatic Botany* 35: 223-261.
- Sars, G. O., 1890. Oversigt af Norges Crustaceer med foreløbige Bemærkninger over de nye eller mindre bekjente Arter. II. Branchiopoda, Ostracoda, Cirripedia. Forh.Vidensk.-Selsk. Christ. 1890: 1-80.
- Schöpp W, Posch M, Mylona S, Johansson M. (2003). Long-term development of acid deposition (1880 - 2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth Sciences*: 7(4): 436-446.
- Skjeseth S, Kloster AE (1978). The geology of the Øvre Heimdalen Valley. *Holarctic Ecology* 1: 89-92. Copenhagen.
- Solhaug Jensen, M. T., Borgstrøm, R., Salbu, B. & Rosseland, B. O. 2010. The importance of size and growth rate in determining mercury concentrations in European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in the subalpine lake, Øvre Heimdalsvatn. *Hydrobiologia* 642: 115-126.
- Solberg, R., Koren, H., Amlie, J., Malnes, E., Vikhamar Schuler, D. & Orthe, N. K. 2010. The development of new algorithms for remote sensing of snow conditions based on data from the catchment of Øvre Heimdalsvatn and the vicinity. *Hydrobiologia* 642: 35-46.
- Sægrov, H., Hobæk, A. & L'Abée-Lund, J.H. 1996. Vulnerability of melanic *Daphnia* to brown trout predation. *J.Plankton Res.* 18: 2113-2118.
- Sætre Liberg, M. 2018. Ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) i Øvre Heimdalsvatn: Bestandsdynamikk og habitatbruk etter om lag femti års sameksistens med ørret (*Salmo trutta*). MSc-oppgåve, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU.
- Trømborg, J. 2014. Infection of *Diphyllbothrium ditremum* in brown trout, *Salmo trutta*, in Lake Øvre Heimdalsvatn, analysed in relation to diet, trophic status and mercury concentration. MSc-oppgåve Institutt for naturforvaltning, NMBU.
- Velle, G., Bjune, A. E., Larsen, J. & Birks, H. J. B. 2010. Holocene climate and environmental history of Brurskardstjørni, a lake in the catchment of Øvre Heimdalsvatn, south-central Norway. *Hydrobiologia* 642: 13-34.

Vik, R. (ed.) 1978. The lake Øvre Heimdalsvatn. A subalpine freshwater ecosystem. The Norwegian contribution to the freshwater section of the International Biological Programme. Holarct. Ecol. 1: 81-320.

12. Vedlegg

12.1 Vedlegg til planteplankton

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Øvre Heimdalsvatnet 2016

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	14.06.2016	13.07.2016	11.08.2016	21.09.2016
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)				
<i>Botryococcus braunii</i>	-	0.06	0.01	0.06
<i>Carteria</i> (l= 8-10)	-	1.00	-	-
<i>Carteria</i> (l=12-14)	1.92	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	2.00	2.80	4.01	0.80
Chlorophyta (d=10)	3.33	-	-	-
Chlorophyta (d=5)	0.26	2.08	1.56	0.52
<i>Cosmarium reniforme</i>	-	0.24	-	-
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	0.04	0.56	0.22
<i>Gyromitus cordiformis</i>	-	-	0.02	-
<i>Haplotaenium minutum</i> var. <i>crassum</i>	1.50	-	-	-
<i>Monomastix</i>	1.80	4.61	2.60	3.00
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	0.34	2.38	9.87
<i>Oedogonium</i>	-	0.90	-	0.60
<i>Oocystis submarina</i>	0.56	0.28	5.61	8.01
<i>Scherffelia dubia</i>	0.80	-	-	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	0.80	1.40	0.40
<i>Scourfieldia cordiformis</i>	-	-	0.10	0.10
<i>Tetrastrum triangulare</i>	-	-	-	1.60
Sum - Grønnalger	12.18	13.15	18.26	25.20

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	0.16	0.24	1.60	0.56
<i>Chromulina</i>	11.72	16.40	24.74	9.89
<i>Chrysococcus</i>	8.33	-	8.33	1.20
<i>Chrysoikos skujae</i>	4.85	1.54	0.22	0.22
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	0.22	-	-	-
Chrysophyceae (<7)	31.25	13.80	10.94	4.95
Chrysophyceae (>7)	11.72	5.21	5.21	1.30
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	3.00	-	5.01	5.01
<i>Dinobryon acuminatum</i>	-	0.12	1.80	0.12
<i>Dinobryon borgei</i>	0.20	5.81	0.30	0.10
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0.02	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	1.02	0.36	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	-	0.10	-	-

<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	0.44	0.44	0.22
<i>Kephyrion boreale</i>	-	0.36	-	-
<i>Kephyrion littorale</i>	1.54	0.88	0.22	0.44
<i>Mallomonas</i>	3.00	1.20	6.61	1.20
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	22.83	3.61	10.82	4.81
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0.40	0.20	1.00	3.20
<i>Mallomonas hamata</i>	-	2.00	-	1.26
<i>Mallomonas ploesslii</i>	-	1.00	-	0.13
<i>Mallomonas schwemmlei</i>	-	-	0.16	-
<i>Mallomonas tonsurata</i>	-	0.36	-	-
<i>Ochromonas</i>	3.85	2.88	3.85	2.88
<i>Spiniferomonas</i>	10.14	2.76	5.07	4.15
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	0.92	-	0.92
Sum - Gullalger	114.24	60.21	86.31	42.56

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	0.12	0.12	-	-
<i>Amphora ovalis</i>	-	-	0.80	-
<i>Aulacoseira alpigena</i>	-	-	0.34	-
<i>Aulacoseira lirata</i>	-	0.16	-	-
<i>Cyclotella</i>	-	-	-	0.50
<i>Cyclotella</i>	0.50	-	-	-
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	0.40	0.80	-	0.80
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	-	-	1.00	-
<i>Cyclotella ocellata</i>	-	-	3.20	5.01
<i>Eunotia glacialis</i>	0.10	-	-	-
<i>Gomphonema acuminatum</i>	-	-	0.25	-
<i>Navicula</i> (l=15-20)	0.40	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.64	-	-	-
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0.02	-	-	-
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0.04	-	0.32	-
Sum - Kiselalger	2.22	1.08	5.92	6.31

Dictyochophyceae (Pedinellider)

<i>Pseudopedinella</i>	-	2.15	7.52	5.37
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	22.83	3.00	0.60	4.81
Sum - Pedinellider	22.83	5.15	8.12	10.18

Cryptophyta (Sveigflagellater)

<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	1.92	-	0.96	1.92
------------------------------	------	---	------	------

<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	6.41	0.40	2.80	0.80
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	-	-	0.40	1.60
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	0.41	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=8-10)	0.32	0.96	1.28	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	2.52	1.08	4.69	1.08
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	7.81	1.80	5.41	3.00
<i>Telonema</i>	-	-	0.72	0.36
Sum - Svelgflagellater	19.40	4.25	16.26	8.77

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	0.32	6.57	-	-
Sum - Svepeflagellater	0.32	6.57	0.00	0.00

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Gymnodinium</i> (l=12)	2.40	-	0.40	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	-	-	2.52	-
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	3.85	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	0.63	1.26	1.26	0.63
<i>Gymnodinium lacustre</i>	2.24	1.12	0.84	0.56
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	-	4.38	1.46
<i>Katodinium</i> (l=12-14)	-	-	3.20	-
<i>Parvodinium umbonatum</i>	0.68	-	1.02	-
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i>	0.75	-	-	-
<i>Prosoaulax lacustris</i>	-	-	0.20	-
Sum - Fureflagellater	10.56	2.38	13.83	2.65

Choanozoa (Krageflagellater)

Krageflagellater	1.30	0.26	1.30	1.04
Sum - Krageflagellater	1.30	0.26	1.30	1.04

Ubestemte taksa

µ-alger, Picoplankton	8.89	13.50	26.88	13.98
Heterotrof flagellat (l<15)	2.80	0.80	0.60	1.80
Phytoplankton, flagellated	0.20	-	-	-
Sum - Ubestemte taksa	11.90	14.30	27.48	15.78

Sum - Planteplankton	194.95	107.35	177.48	112.49
----------------------	--------	--------	--------	--------

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Øvre Heimdalsvatnet 2017

 Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	18.06.2017	10.07.2017	08.08.2017	07.09.2017
Cyanobacteria (Cyanobakterier)				
<i>Chroococcus turgidus</i>	-	-	-	0.30
<i>Dolichospermum</i>	-	-	0.04	-
<i>Snowella septentrionalis</i>	-	-	-	0.02
Sum - Cyanobakterier	0.00	0.00	0.04	0.32
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)				
<i>Botryococcus braunii</i>	0.32	0.32	0.32	0.96
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	-	-	-	0.72
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	-	-	-	0.45
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	-	-	1.60	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	3.20	0.27	0.53	1.34
Chlorophyta (d=5)	0.78	1.56	1.39	1.21
<i>Collodictyon triciliatum</i>	-	-	-	0.48
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	-	0.08	-	0.11
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	0.34	0.67	0.34
<i>Gyromitus cordiformis</i>	-	-	0.02	0.18
<i>Microspora</i>	-	-	-	0.52
<i>Monomastix</i>	2.20	4.01	1.87	3.07
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	2.72	1.59	8.40
<i>Mougeotia</i> (b=6-8)	-	-	-	0.35
<i>Oedogonium</i>	-	-	-	1.20
<i>Oocystis borgei</i>	-	-	0.36	-
<i>Oocystis rhomboidea</i>	-	-	0.40	-
<i>Oocystis submarina</i>	-	1.50	5.23	6.17
<i>Paramastix conifera</i>	0.60	-	-	-
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	0.28	0.09	0.09
<i>Polytoma</i>	0.10	0.32	0.32	-
<i>Scourfieldia</i>	-	0.40	-	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	0.60	-	0.13	0.13
<i>Tetradesmus obliquus</i>	-	-	0.48	-
Sum - Grønnalger	7.81	11.79	15.02	25.72
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)				
<i>Bitrichia chodatii</i>	0.16	2.67	0.80	2.40
<i>Chromulina</i>	5.73	5.55	2.26	1.21
<i>Chrysococcus</i>	0.92	-	0.31	0.92
<i>Chrysoikos skujae</i>	0.22	0.15	-	-
Chrysophyceae (<7)	38.80	10.07	11.28	8.68
Chrysophyceae (>7)	2.60	0.87	-	-
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	7.81	0.40	3.20	3.20
<i>Dinobryon</i>	1.80	-	-	-
<i>Dinobryon acuminatum</i>	-	0.36	0.40	0.12
<i>Dinobryon borgei</i>	1.00	0.73	0.53	0.20
<i>Dinobryon crenulatum</i>	3.12	0.24	2.00	2.00
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	3.69	-	-	-
<i>Dinobryon hilliardii</i>	0.60	-	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	0.44	-	0.15	0.15
<i>Kephyrion littorale</i>	2.42	0.44	-	-
<i>Mallomonas</i>	4.21	3.00	3.00	1.80
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	20.43	4.81	4.81	4.81
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0.03	0.05	0.80	1.80
<i>Mallomonas alpina</i>	1.08	-	0.93	0.36

<i>Mallomonas hamata</i>	2.33	-	-	-
<i>Mallomonas ploesslii</i>	-	1.00	-	-
<i>Ochromonas</i>	-	0.59	-	-
<i>Spiniferomonas</i>	3.69	0.92	1.54	1.54
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	0.83	-
Sum - Gullalger	101.09	31.85	32.84	29.20
Bacillariophyta (Kiselalger)				
<i>Aulacoseira alpigena</i>	2.38	-	1.02	-
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	0.80	-	-	-
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	3.00	7.01	4.01	-
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>	-	3.36	13.46	24.83
<i>Eunotia</i>	-	-	-	0.10
<i>Eunotia exigua</i>	-	-	-	0.04
<i>Eunotia praerupta</i>	0.24	-	-	-
<i>Gomphonema truncatum</i>	0.09	-	-	-
<i>Hannaea arcus</i>	0.05	-	-	-
<i>Tabellaria fenestrata</i>	1.20	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.64	0.08	0.32	0.24
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0.08	-	-	-
Sum - Kiselalger	8.49	10.45	18.80	25.21
Dictyochophyceae (Pedinnelider)				
<i>Pseudopedinella</i>	8.59	-	-	1.43
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	9.01	1.60	2.00	1.60
Sum - Pedinnelider	17.60	1.60	2.00	3.03
Cryptophyta (Svelgflagellater)				
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0.40	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	-	-	0.53	1.07
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	1.20	0.80	0.80	0.40
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	3.84	1.92	0.96	0.96
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	0.60	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	0.54	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=8-10)	-	-	0.85	0.21
<i>Katablepharis ovalis</i>	7.21	1.68	1.68	1.44
<i>Plagioselmis lacustris</i>	0.80	-	-	-
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	0.60	5.21	12.82	4.01
<i>Telonema</i>	0.72	-	0.72	0.72
Sum - Svelgflagellater	15.92	9.61	18.37	8.81
Haptophyta (Svepeflagellater)				
<i>Chrysochromulina parva</i>	2.08	0.21	0.32	0.21
Sum - Svepeflagellater	2.08	0.21	0.32	0.21
Dinophyceae (Fureflagellater)				
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	5.89	1.68	1.68	1.68
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	0.70	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	0.63	0.63	-
<i>Gymnodinium lacustre</i>	11.22	2.00	0.93	1.07
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	0.72	0.80	-	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	0.73	0.73	0.73
<i>Parvodinium umbonatum</i>	4.09	-	-	-
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i>	2.25	-	-	-
<i>Prosoaulax lacustris</i>	-	0.67	2.67	0.53

	Sum - Fureflagellater	24.86	6.51	6.65	4.01
Choanozoa (Krageflagellater)					
	Krageflagellater	0.52	0.17	0.17	0.17
	Sum - Krageflagellater	0.52	0.17	0.17	0.17
Ubestemte taksa					
	μ-alger, Picoplankton	9.63	9.92	5.61	5.99
	Heterotrof flagellat (l<15)	1.40	1.74	1.20	0.67
	Sum - Ubestemte taksa	11.04	11.65	6.81	6.66
<hr/>					
	Sum - Planteplankton	189.40	83.86	101.02	103.36
<hr/>					

12.3 Vedlegg til aureundersøkingar

Fangst av aure i Øvre Heimdalsvatn på kvar av maskeviddene 24, 26, 29, 31, 35 og 39 mm i åra 2015-2016 og 2017-2018.

