

Overvåking av innsjøen Næra i Ringsaker kommune i 2016



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Overvåking av innsjøen Næra i Ringsaker kommune i 2016	Løpenummer 7155-2017	Dato 25.05.2017
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Birger Skjelbred, Tor Erik Eriksen og Maia Røst Kile	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hedmark	Utgitt av NIVA

Oppdragsgiver(e) Ringsaker kommune	Oppdragsreferanse Elin Sveinhaus og Atle Ruud
Oppdragsgivers utgivelse:	Heftenr.:

Sammendrag

Rapporten omhandler vannkvalitet, biologiske forhold og økologisk tilstand i innsjøen Næra med tilløpselver i 2016. Endringer i innsjøens tilstand over tid er også vurdert. Samlet klassifisering basert på planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere ga god tilstand for Næra iht. vannforskriften i 2016. Prøvestasjonen i søndre del av innsjøen var imidlertid nær moderat tilstand, og planteplanktonets mengde og sammensetning ga moderat tilstand på prøvestasjonen i nord. Undersøkelsene av begroing, bunndyr og fysisk-kjemiske støtteparametere i tilløpsbekkene indikerte moderat eller dårlig tilstand i alle bekkene i 2016. Næra ser ut til å være i en labil tilstand der små økninger i tilførselene av næringsstoffer kombinert med gunstige værforhold for algevekst lett kan føre til algeoppblomstring og at innsjøen kommer i økologisk ubalanse. Konsentrasjonen av total-fosfor og mengden i de frie vannmasser i Næra synes å ha økt i de senere årene sammenlignet med på slutten av 1990-tallet og begynnelsen av 2000-tallet. For å hindre en videre forringelse av Næras miljøtilstand anser vi det som nødvendig å gjennomføre tiltak for å begrense tilførselene av næringsstoffer til innsjøen. Det er også viktig å videreføre overvåkingen, både for å få en sikrere vurdering av dagens tilstand og for å kunne evaluere effekten av gjennomførte tiltak i framtida.

Fire emneord	Four keywords
1. Næra	1. Lake Næra
2. Overvåking	2. Monitoring
3. Eutrofiering	3. Eutrophication
4. Økologisk tilstand	4. Ecological status



Jarl Eivind Løvik
Prosjektleder



Markus Lindholm
Forskningsleder

**Overvåking av innsjøen Næra i Ringsaker
kommune i 2016**

Forord

Rapporten presenterer resultatene fra overvåkingen av miljøtilstanden i innsjøen Næra med tilløpselver i Ringsaker kommune i 2016. Oppdragsgiver for prosjektet har vært Ringsaker kommune, og våre kontaktpersoner i kommunen har vært Elin Sveinhaus og Atle Ruud.

Jarl Eivind Løvik ved NIVA Region Innlandet har vært prosjektleder og har stått for gjennomføringen av feltarbeidet, med assistanse fra Ringsaker kommune ved Elin Sveinhaus, Simen Myrvang og Atle Ruud.

Kjemiske og bakteriologiske analyser er utført av ALcontrol i Hamar og Skien, med unntak av klorofyll-a som er analysert ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Analysene og vurderingene av planteplankton er utført av Birger Skjelbred (NIVA Oslo), mens dyreplankton er analysert og vurdert av Jarl Eivind Løvik. Undersøkelsene av begroingsorganismer er utført av Maia Røst Kile (NIVA Oslo). Prøvene av bunndyr i bekkene ble innsamlet av Jarl Eivind Løvik, mens bunndyrmaterialet er analysert og vurdert av Tor Erik Eriksen (NIVA Oslo).

Mette-Gun Nordheim (NIVA Region Innlandet) har bistått med tilrettelegging av kart og tilrettelegging av data for overføring til den nasjonale vann-databasen Vannmiljø. Roar Brænden (NIVA Oslo) har hatt ansvar for datalagring og overføring av data til Vannmiljø. Rapporten er kvalitetssikret av Markus Lindholm (NIVA Oslo).

Ottestad, 25. mai 2017

Jarl Eivind Løvik

Innholdsfortegnelse

1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn	7
1.2 Målsetting	7
1.3 Kort beskrivelse av Næra og nedbørfeltet	7
1.4 Tidligere undersøkelser	8
2 Materiale og metoder	9
2.1 Næra	9
2.2 Tilløpsbekker	10
2.3 Samlet vurdering av økologisk tilstand	12
3 Resultater – Næra	13
3.1 Fysisk-kjemiske forhold	13
3.1.1 Generell vannkjemi - typifisering.....	13
3.1.2 Siktedyp	14
3.1.3 Oksygen	14
3.1.4 Næringsstoffer	15
3.2 Planteplankton.....	17
3.3 Dyreplankton	20
3.4 Økologisk tilstand i Næra	20
4 Resultater – tilløpsbekker	21
4.1 Fysisk-kjemiske forhold	21
4.2 Hygienisk-bakteriologiske forhold	23
4.3 Begroing	23
4.4 Bunndyr	24
4.5 Økologisk tilstand i tilløpsbekker	25
5 Diskusjon	26
6 Litteratur	28
7 Vedlegg	31

Sammendrag

Hensikten med overvåkingen av Næra med tilløpsbekker i 2016 har vært å vurdere vannforekomstenes økologiske tilstand mht. eutrofiering (overgjødning). Overvåkingen har omfattet fysisk-kjemiske og biologiske undersøkelser ved tre prøvestasjoner på Næra og fem prøvestasjoner i fire av tilløpsbekkene til innsjøen.

Samlet klassifisering basert på planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere ga god økologisk tilstand i henhold til vannforskriften ved alle prøvestasjonene på Næra i 2016. Det samme ble konklusjonene ved de tre siste undersøkelsene, i 2009, 2012 og 2014. Flere forhold tyder imidlertid på at Næra er i en labil tilstand, dvs. at det skal lite til før innsjøen kommer i økologisk ubalanse og havner i moderat tilstand. Prøvestasjonen Næra S (sør) var også nær grensen til moderat tilstand i 2016.

Algemengdene målt som klorofyll-*a* var lave og indikerte svært god tilstand i 2016. Totalt volum av planteplankton viste imidlertid høyere verdier og ga moderat tilstand på stasjon Næra N (nord) samt god tilstand på stasjonene Næra M (midt) og Næra S. Gullalger, cyanobakterier (blågrønnalger) og svelgflagellater var de gruppene som utgjorde de største andelene innen planteplanktonet i 2016, mens kiselalger og fureflagellater utgjorde mindre andeler. Den dominerende gullalgen var *Uroglenopsis americana*. Det var også først og fremst denne arten som forårsaket algeoppblomstring i 2015. Store algemengder i kombinasjon med dårlige oksygen-forhold i dypvannet kan ha vært utløsende faktorer for at fisk døde i 2015. Sammensetningen av planteplanktonet (PTI-indeksen) ga god tilstand på stasjonene Næra M og Næra S, og moderat tilstand på Næra N i 2016. Volumet av cyanobakterier var relativt lavt og indikerte svært god til god tilstand i 2016. Flere av artene av cyanobakterier som ble observert, har imidlertid en tendens til å flyte på overflaten ved rolige vindforhold. Dette kan gi inntrykk av markante oppblomstringer selv om mengden cyanobakterier i vannmassene totalt sett er relativt beskjeden.

Middelverdiene for total-fosfor (tot-P) varierte fra 10,6 µg P/l til 12,6 µg P/l på de ulike prøvestasjonene i 2016. Dette ga god tilstand på alle tre stasjonene, men nær grensen til moderat tilstand på Næra S. Overvåkingen i 2016 og tidligere kan tyde på at konsentrasjonen av tot-P har økt noe i de senere årene sammenlignet med på slutten av 1990-tallet og tidlig på 2000-tallet. Total-nitrogen (tot-N) indikerte god tilstand på Næra M og moderat tilstand på Næra N og Næra S. Tot-N brukes ikke i totalvurderingen av økologiske tilstand ettersom nitrogen ikke anses som begrensende for algeveksten.

Basert på undersøkelser av begroing, bunndyr og fysisk-kjemiske støtteparametere ble den økologiske tilstanden mht. eutrofiering og organisk belastning vurdert som moderat i tilløpsbekkene Mysuholta (to stasjoner), Lonsvebekken og Stenshullbekken i 2016. I Haugsvebekken ble tilstanden vurdert som dårlig. De fleste av bekkene var til tider markert påvirket av fersk fekal forurensning. Minst påvirket var den nederste stasjonen i Mysuholta.

Resultatene fra overvåkingen av Næra i 2016 og observasjonene av algeoppblomstring og fiskedød i 2015 kan tyde på at tilførselene av næringsstoffer har økt i den senere tid. Dvs. at innsjøen er i en ustabil tilstand der små økninger i tilførselene av næringsstoffer lett kan føre til markante algeoppblomstringer og dårlig vannkvalitet. Dette vil kunne øke sannsynligheten for at fiskedød vil inntreffe igjen, og det vil forringe innsjøens verdi for ulike bruksformål slik som bading, fiske og friluftsliv. For å unngå en slik utvikling er det etter vår vurdering nødvendig å redusere tilførselene av næringsstoffer til innsjøen.

Tilførselene av næringsstoffer samt mengden og sammensetningen av planteplankton vil variere fra år til år, bl.a. som følge av variasjoner i vær- og avrenningsforholdene. Det er derfor viktig å fortsette overvåkingen, både for å få et sikrere vurderingsgrunnlag mht. innsjøens tilstand i dag, og for å kunne vurdere effektene av eventuelle tiltak for å redusere tilførselene av næringsstoffer i framtida.

Summary

Title: Monitoring of Lake Næra in the municipality of Ringsaker, S Norway 2016.

Year: 2017

Authors: Jarl Eivind Løvik, Birger Skjelbred, Tor Erik Eriksen and Maia Røst Kile.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6890-4

The report presents results from monitoring of water quality, biota and ecological status of Lake Næra and tributaries in 2016. Long time changes of the lakes environmental condition have also been assessed.

Based on mean algal biomass, the composition of phytoplankton and physic-chemical parameters in 2016, the ecological status of Lake Næra was classified as good at all three sampling stations. However, at the sampling station Næra S the ecological status was close to moderate, and at the sampling station Næra N both the phytoplankton biomass and the phytoplankton trophic index (PTI) indicated moderate status.

Based on investigations of benthic algae and macro-invertebrates the ecological status was classified as moderate at four out of five sampling stations in inlet brooks, and as bad at one of the sampling stations.

Both the concentrations of total phosphorus and the phytoplankton biomass seems to have increased in Næra in later years compared to 10-20 years ago. In 2015, an algal bloom (dominated by the Chrysophyceae *Uroglenopsis americana*) and observations of dead fish in the lake were reported.

Lake Næra is probably in an unstable state, which means that relatively small increases in nutrient inputs may cause algal blooms and significantly deteriorating water quality. We therefore recommend measures to reduce nutrient inputs to the lake. To be able to evaluate the response of nutrient reduction efforts in the future, it is also important to continue the monitoring of the lake.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

NIVA har på oppdrag fra og med assistanse av Ringsaker kommune gjennomført overvåking av vann og vassdrag i kommunen, med årlige undersøkelser i utvalgte lokaliteter i perioden 1997-2015 (Løvik og Skjelbred 2016). Innsjøen Næra har vært en del av overvåkingsprogrammet i denne perioden, og ble undersøkt bl.a. i 2009 og 2012 (Løvik 2010, Løvik og Brettum 2013). Den siste mer omfattende overvåkingen av Næras miljøtilstand ble gjennomført av Rambøll på oppdrag fra Fylkesmannen i Hedmark i 2014. På bakgrunn av denne undersøkelsen ble Næras økologiske tilstand vurdert som god (Ruiter 2015).

Sommeren 2015 ble det rapportert om algeoppblomstring, dårlig sikt i vannet og observasjoner av død fisk (abbor) i Næra. Som en følge av dette ble det samlet inn noen få prøver i løpet av sommeren og høsten dette året. Det ble bl.a. konstatert at planteplanktonet under oppblomstringen i begynnelsen av juli var sterkt dominert av den kolonidannende gullalgen *Uroglenopsis americana* (*Uroglena americana*) (Løvik og Skjelbred 2015). I tillegg var det innslag av bl.a. ulike cyanobakterier (blågrønnalger). Algeoppblomstringen kan ha vært en mulig eller sannsynlig årsak til fiskedøden denne sommeren. På denne bakgrunnen ønsket Ringsaker kommune å få gjennomført en mer omfattende overvåking av Næra med tilløpsbekker i 2016.

1.2 Målsetting

Hensikten med overvåkingen har vært å skaffe et godt datagrunnlag for å vurdere Næras økologiske tilstand, spesielt i forhold til eutrofiering (overgjødning). Undersøkelsene har omfattet så vel biologiske kvalitetselementer som fysisk-kjemiske støtteparametere. Det innsamlede datamaterialet skal kunne gi en beskrivelse av variasjoner i både tid og rom. Prøver er derfor samlet inn ved flere prøvestasjoner og dyp og gjennom hele vekstsesongen for alger. Overvåkingen har også omfattet fysisk-kjemiske, bakteriologiske og biologiske undersøkelser i noen av de viktigste tilløpsbekkene til Næra. Hensikten har vært å vurdere økologisk tilstand og hygienisk vannkvalitet i disse bekkene.

1.3 Kort beskrivelse av Næra og nedbørfeltet

Næra er en stor, relativt grunn, moderat kalkrik og humøs innsjø i øvre del av Moelvvassdraget (<http://vann-nett.no/>). Hydrologiske og morfologiske data om innsjøen er gitt i **Tabell 1**.

Tabell 1. Innsjøen Næra i Ringsaker kommune, innsjøspesifikke data. Kilder: <http://vann-nett.no/>, <http://www.norgeskart.no>, DVF (1977), Kulsvehagen (1981) og Kjellberg (1999).

Vannregion	Glomma
Vannområde	Mjøsa
Vannforekomst-ID	002-196-L
Høyde over havet	339 m
Areal	9,45 km ²
Oppstrømsareal	153 km ²
Maksdyp	24,2 m
Middeldyp	8,32 m
Reguleringshøyde	2,41 m

Næras nedbørfelt er dominert av skog og myr, og andelen dyrka mark er på ca. 7 % (pers. oppl. Stein Inge Wien, Ringsaker kommune). De største tilløpsvassdragene er Lona (kalles Mysuholta i midtre og øvre deler), som munner ut i nordvestre del av innsjøen, og Bøvra, som munner ut i Næras sørøstre del ca. 700 m fra utløpsoset.

Berggrunnen i nedbørfeltet består av sedimentære bergarter framskjøvet under den kaledonske fjellkjededannelsen, tilhørende Hedmarksgruppen (Nordgulen 2005). De nordvestre delene av nedbørfeltet er dominert av sandstein og skifer, midtre deler domineres av skifer og kalkstein samt konglomerat, og de sørøstre delene består vesentlig av kvartsitt, sandsteiner og konglomerat. Berggrunnens og løsmassenes sammensetning gjør at Næra har en etter norske forhold moderat kalkrik vannkvalitet (Løvik og Brettum 2013, Ruiters mfl. 2015).

Følgende opplysninger om aktiviteter i nedbørfeltet er i hovedsak innhentet fra Ringsaker kommune (pers. oppl. Simen Myrvang, Stein Inge Wien, Atle Ruud, Elin Sveinhaug, Ole Roger Strandbakke og Anders Smedsrud).

Det bor ca. 800 personer i Næras nedbørfelt, de fleste i spredt bosetting og i grendene Lismarka, Brukroa, Onsum og Åsmarka nord og øst for innsjøen samt på Næroset ved utløpet. Den dominerende typen avløpsløsning for bebyggelsen omkring innsjøen er slamavskiller, med eller uten infiltrasjon i etterkant. Det er også enkelte fellesanlegg med minirensanlegg med flere hus tilkoblet. Enkelte hus har tett tank. Bebyggelsen i Åsmarka hadde tidligere eget rensanlegg med utslipp til Haugsvebekken på østsiden av innsjøen, men er nå koblet på den nye felles avløpsledningen fra fjellområdene til Moelv. Rensanlegget i Lismarka er planlagt koblet til kommunalt avløpsnett. Det er også planer om å koble bebyggelsen langs nordøstsiden av Næra inn på offentlig avløpsnett. Omkring Næra fins det ca. 50 hytter. De fleste har trolig ikke innlagt vann, og vanligste toalettløsning er antagelig utedo eller biodo, mens enkelte har tett tank.

Det er ca. 10 700 dekar fulldyrka mark og ca. 50 dekar overflatedyrka mark i Næras nedbørfelt (pers. oppl. Stein Inge Wien, Ringsaker kommune). Jordbruksarealene nyttes hovedsakelig til grasproduksjon, og husdyrproduksjonen i området er allsidig, med svin, fjørfe, storfe og sau. Det pågår nydyrking i områdene nordøst for Næra.

Ved den sørøstre enden av innsjøen ligger Buviksaga (Ringsaker almenning). Her skjæres det ca. 60 000 m³ av gran i året (Trond Lunås, Ringsaker almenning pers. opp.). Tømmeret vatnes på sagbruksområdet i perioden ca. juni-august, men bedriften har i sin overordnede plan at de skal være restriktive mht. vatning. Plassen det vatnes på er ikke asfaltert, og avrenninga går dels som overflateavrenning og dels som infiltrasjon i grunnen og videre via grøfter til utløpsoset i Næra. Saga er bruker av vann fra Næra, til toaletter og vask samt til prosesser i forbindelse med tørkingen av materialer. Kvaliteten på dette vannet har vært svært dårlig («mye brunt slam»). Bedriften har nylig bygd en fabrikkhall for overflatebehandling av materialer. Avløp fra denne fabrikk og fra toaletter etc. er koblet inn på hovedavløpsledningen fra «fjellet» til Moelv.

1.4 Tidligere undersøkelser

Undersøkelser av Næra på 1970-tallet dokumenterte store biomasser av planteplankton og dominans av cyanobakterien (blågrønnalgen) *Planktothrix agardhii* (Holtan 1977). Innsjøen ble da karakterisert som middels næringsrik (mesotrof) og ble vurdert å være markert påvirket av næringssaltforurensning. De forurensningsbegrensende tiltakene som ble gjennomført i forbindelse med Mjøsaksjonen på 1970- og 1980-tallet, innebar imidlertid betydelige reduksjoner i forurensningstilførslene (Kjellberg 1999). Det har likevel blitt registrert relativt store biovolumer av planteplankton og betydelige andeler cyanobakterier i Næra også på 1990-tallet og 2000-tallet (Kjellberg 1999 og 2006, Løvik 2010).

Rapporter fra overvåking i 2009, 2012 og 2014, konkluderte med at Næra var i god økologisk tilstand (Løvik 2010, Løvik og Brettum 2013, Ruiters 2015), men det var betydelige andeler av cyanobakterien *Planktothrix* alle årene. Dette viser at innsjøen fortsatt var noe påvirket av eutrofiering (overgjødsling). Ulike arter av cyanobakterier var også til stede i planktonet i 2015, men det var først og fremst gullalgen *Uroglenopsis americana* som bidro mest til det store algevolumet i begynnelsen av juli dette året (Løvik og Skjelbred 2015). Algeoppblomstringen kan videre ha medvirket til den rapporterte fiskedøden i Næra sommeren 2015.

2 Materiale og metoder

2.1 Næra

Prøver fra Næra ble samlet inn i alt seks ganger, dvs. månedlig fra slutten av mai til midten av oktober. Prøvene ble samlet inn fra tre stasjoner, i det nordre bassenget (Næra N), i det midtre smalere partiet av innsjøen (Næra M) og i det søndre bassenget (Næra S) (**Figur 1**). Maksdypene som ble registrert ved de ulike stasjonene, var 24 m ved Næra N, 11 m ved Næra M og 21 m ved Næra S.



Figur 1. Næra med prøvestasjoner i innsjøen og utvalgte tilløpsbekker (kartgrunnlag: Kartverket).

Prøver for fysisk-kjemiske analyser og for planteplankton ble samlet inn i form av blandprøver fra det øvre varme sjiktet (epilimnion) fra overflaten og ned til ca. 2 ganger siktedypet (eufotisk sone), dvs. 0-8 m på Næra N, 0-6 m på Næra M og 0-7 m på Næra S. I tillegg ble det hver gang samlet inn prøver fra dypvannet (hypolimnion) ca. 1 m over bunnen. De fysisk-kjemiske analysene omfattet total-fosfor (tot-P), total-nitrogen (tot-N), pH, kalsium, konduktivitet, turbiditet, fargetall og total organisk karbon (TOC). Videre ble det fra 1 m dyp, fra temperatursprangsjiktet (metalimnion) og fra ca. 1 m over bunnen tatt prøver for analyser av oksygen-konsentrasjonen. En oversikt over analysemetodene er gitt i **Tabell 2**.

Prøvene for planteplankton-analyser ble fylt på glassflasker og konserverte med Lugols løsning (fytofiks). Planteplanktonprøvene ble analysert i omvendt mikroskopering i henhold til metoder beskrevet i NS EN 15204:2006 og NS-EN 16695:2015. Mengden alger i de frie vannmasser (planteplankton) uttrykkes som konsentrasjon av algepigmentet klorofyll-a bestemt ved kjemisk analyse, og/eller som totalt planteplanktonvolum (eller -biomasse) basert på identifisering av ulike algetaksa (arter eller grupper). Økologisk tilstand bestemmes ut fra klorofyll-a, totalt biovolum, artssammensetningsindeksen PTI og maksimum biomasse av cyanobakterier ut fra klassegrensene for disse fire parametrene for den aktuelle vanntypen og i henhold til kombinasjonsregler gitt i klassifikasjonsveilederen (Veileder 02:2013 – revidert 2015, Direktoratgruppen 2015).

Prøver av dyreplankton ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk fra ca. 1 m over bunnen og opp til overflaten. Håvens diameter var 30 cm, og maskevidden var 90 µm. Prøvene ble i felt fylt på glassflasker og konserverte med Lugols løsning. Hele eller en representativ del av prøven ble gjennomgått, ulike taksa ble identifisert, og deres relative forekomst i prøven ble skjønsmessig vurdert på en skala fra 1-3.

Samtidig med prøvetakingen ble siktedyp og temperatur i en vertikalserie målt.

Tabell 2. Oversikt over fysiske-kjemiske analyser og metoder ved ALcontrol og NIVAlab.

Parameter	Enhet	Standard (metodebetegnelse)
ALcontrol		
Total-fosfor	µg P/l	NS-EN ISO 6878, AA
Total-nitrogen	µg N/l	NS 4743
pH		NS-EN ISO 10523
Konduktivitet	mS/m	NS-ISO 7888
Turbiditet	FNU	NS-EN 7027
Fargetall (etter filtrering)	mg Pt/l	NS-EN ISO 7887-C
Total organisk karbon	mg C/l	NS-EN 1484
Kalsium	mg/l	ICP-AES
Oksygen	mg O/l	NS 5814
E. coli, Colilert	kde/100 ml	US Standard methods, metode 9923 B
NIVAlab		
Klorofyll-a	µg/l	NS 4767 (H1-1)

2.2 Tilløpsbekker

Vannprøver

Vannprøver ble samlet inn fra fem stasjoner i fire tilløpsbekker til Næra i 2016 (**Figur 1, Tabell 3**). Prøvene ble samlet inn månedlig fra slutten av mai til midten av oktober, dvs. totalt seks ganger.

Tabell 3. Navn, koder og UTM-koordinater på prøvestasjoner i tilløpsbekker i 2016.

Stasjonsnavn	Kode	sone	Øst	Nord
Mysuholta 1	Mys-1	33	263060	6776853
Mysuholta 2	Mys-2	33	262251	6774998
Lonsvebekken	Lonsve	33	264641	6774772
Haugsvbekken	Haugsv	33	268877	6772840
Stenshullbekken	Stenshull	33	269939	6771521

Prøvene ble analysert mht. tot-P, tot-N, pH, turbiditet, kalsium, fargetall, TOC og *E. coli*. Oversikt over analysemetodene er gitt i **Tabell 2**.

Begroing

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 3. august 2016 på 5 lokaliteter i tilløpsbekker til Næra (**Figur 1, Tabell 3**).

På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger, og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass), konserverte med formaldehyd. Forekomst av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som «prosent dekning». For prøvetaking av mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 ganger 8 cm, på oversiden av hver stein ble børstet med en tannbørste. Det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve som ble konserverte med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene, ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken er i henhold til overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppa, 2010), siste versjon av klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa, 2015) og den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (NS-EN ISO 15708:2009).

Basert på funnene over rapporteres økologisk tilstand for hver lokalitet. Dette rapporteres som avvik fra referansesituasjonen («naturlig tilstand») mht. effekter av eutrofiering og forsuring. NIVA har utviklet sensitive og effektive metoder for å overvåke dette ved hjelp av begroingsalger; indeksene PIT for

eutrofiering (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011) og AIP for forsurening (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009). PIT og AIP benyttes i dag som gjeldende standard for tilstandsklassifisering basert på begroingsalger, jamfør overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppa, 2010) og siste versjon av klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa, 2015).

PIT beregnes basert på forekomsten av 153 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av PIT (krever minst to indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 1.87 – 68.91, hvor lave verdier indikerer lav fosforkonsentrasjon (oligotrofe forhold) mens høye verdier indikerer høy fosforkonsentrasjon (eutrofe forhold). Beregning av tilstandsklasse basert på PIT krever Ca-verdier for den gitte vannforekomsten (Direktoratsgruppa, 2015).

AIP beregnes basert på forekomst av 108 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, og disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av AIP (krever minst tre indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 5.13-7.50, hvor lave verdier indikerer sure vannforekomster mens høye verdier indikerer nøytrale til lett basiske vannforekomster. Beregning av tilstandsklasse basert på AIP krever Ca- og TOC-verdier for den gitte vannforekomsten (Schneider, 2011; Direktoratsgruppa, 2015).

Beregnet PIT- og AIP-indeksverdier kan sammenlignes med nasjonale referanseverdier, og forholdet mellom beregnet indeksverdi og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). EQR kan videre regnes om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) for enklere sammenligning med andre indekser og andre europeiske land. PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at grensene mellom de økologiske tilstandsklassene tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land. For AIP er det foreløpig ikke gjennomført en tilsvarende prosess, så klassegrensene for denne indeksen er pr i dag ikke bindende og kan bli endret ved en senere interkalibrering. PIT og AIP slås sammen etter «det verste-styrer-prinsippet». Det vil si at det kvalitetselementet som viser dårligst økologisk tilstand blir gjeldende for den samlede økologiske tilstanden.

Bunndyr

Prøver av bunnfauna ble tatt den 20.10.2016 fra to lokaliteter i Mysuholta, samt én lokalitet i hver av bekkene Lonsvebekken, Haugsvebekken og Stenshullbekken. Stasjonsplasseringen er vist i **Figur 1**, og koordinater er gitt i **Tabell 3**.

Prøvene ble tatt ved å benytte en standardisert sparkemetode (NS 4718 og NS-ISO 7828) som er i henhold til retningslinjer gitt i klassifiseringsveiledere for Vannforskriften siden 2009 (Direktoratsgruppa 2009; Direktoratsgruppa 2015). Metoden består av flere enkeltprøver som er bundet opp til et bestemt areal og tidsbruk. Dette gjør metoden stringent og lett etterprøvbart. Hver enkeltprøve tas over en strekning på én meter, der det anvendes 20 sekunder pr. 1 m prøve. I alt tas det tre slike delprøver per minutt. Dette gjentas tre ganger, og i alt representerer materialet ni én-meters prøver. Dette tilsvarer 3 x 1 minuttss prøver, som var et vanlig tidsforbruk i mange slike undersøkelser tidligere, og representerer bunndyrsamfunnet på omlag 2,25 m² av elvebunnen. Det ble benyttet elve/sparkehåv med med åpning 25 x 25 cm og 250 µm maskevidde under prøvetakingen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt), eller oftere hvis substratet er finpartikulært. Alle ni delprøvene fra hver lokalitet samles til en blandprøve og fikseres med etanol i felt. Materialet tas med til NIVAs laboratorier og blir identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe.

Økologisk tilstand på elvestasjoner vurderes etter kriterier gitt i vannforskriften. For eutrofiering/organisk belastning benyttes bunndyrindeksen Average Score Per Taxon (ASPT) (Armitage et al. 1983). ASPT-indeksen ble brukt som «norsk vurderingssystem» ved interkalibreringen av bunndyrsystemer i EU. Her ble nasjonale vurderingssystemer for den nordiske interkalibreringsgruppen (Northern Intercalibration Group; N-GIG) testet mot multi-indeksen ICMi (Intercalibration Common Metric), som er følsom mot flere typiske påvirkningstyper i europeiske vassdrag. Av disse påvirkningstypene anses ASPT å være mest

følsom for organisk forurensing (Van De Bund 2009). ASPT beregnes som en gjennomsnittlig poengverdi av Biological Monitoring Working Party scoring system (BMWP; Direktoratgruppen 2015). Indeksen opererer på de taksonomiske nivåene klasse, familie eller underfamilie. Referanseverdi for ASPT er satt ved 6,9. Klassegrensene for ASPT er satt ved 6,8 = svært god/god, 6,0 = god/moderat, 5,2 = moderat/dårlig og 4,4 = dårlig/svært dårlig. Klassegrensene gjelder foreløpig for alle elvetyper unntatt isbre-påvirkede elver, hvor det ikke finnes noe vurderingssystem.

Påvirkningsgraden måles ved å sammenligne målte indeksverdier mot verdier for et ideelt referansesamfunn (ASPT = 6,9), det vil si et som ikke er utsatt for menneskelig påvirkning. Dette forholdet kalles for EQR (Ecological Quality Ratio).

I tillegg er det gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på antall taksa (arter/slekter/familier) i gruppene døgnfluer (**E**phemeroptera), steinfluer (**P**lecoptera) og vårfluer (**T**richoptera) i materialet. Dette systemet er ikke interkalibrert, slik som ASPT, men brukes gjerne kvalitativt som et mål på diversitet og for å underbygge vurderinger med ASPT. EPT verdien forventes å avta med økende grad av en rekke påvirkningstyper, slik som metaller, forsuring og organisk belastning (Aanes 1980; Aanes and Bækken 1995; Aanes and Bækken 1989; Eriksen In prep.; Wright et al. 2013).

2.3 Samlet vurdering av økologisk tilstand

Ulike indekser opererer ofte på ulike indeksskalaer. En normalisering av EQR (nEQR) medfører skalering av indeksverdien slik at alle de biologiske indeksene blir direkte sammenlignbare. Beskrevet som nEQR ligger økologisk tilstand alltid på en skala mellom 0 og 1, hvor de ulike klassegrensene er gitt ved henholdsvis: 0 – 0,2 (svært dårlig), 0,21 – 0,4 (dårlig), 0,41 – 0,6 (moderat), 0,61 – 0,8 (god) og 0,81 – 1 (svært god).

Ved den samlede klassifiseringen gjelder «det verste styret» prinsippet, dvs. den indeksen med lavest nEQR-verdi for de kvalitetselementene som er benyttet, bestemmer den endelige nEQR-verdien for stasjonen eller vannforekomsten (Veileder 02:2013 – revidert 2015, Direktoratgruppen 2015). De fysisk-kjemiske kvalitetselementene (slik som tot-P) kan brukes til å nedgradere tilstanden fra god til moderat, dersom alle de biologiske kvalitetselementene er i god eller bedre tilstand. Dersom minst ett av de biologiske kvalitetselementene er i moderat eller dårligere tilstand, brukes ikke de fysisk-kjemiske kvalitetselementene i den samlede klassifiseringen.

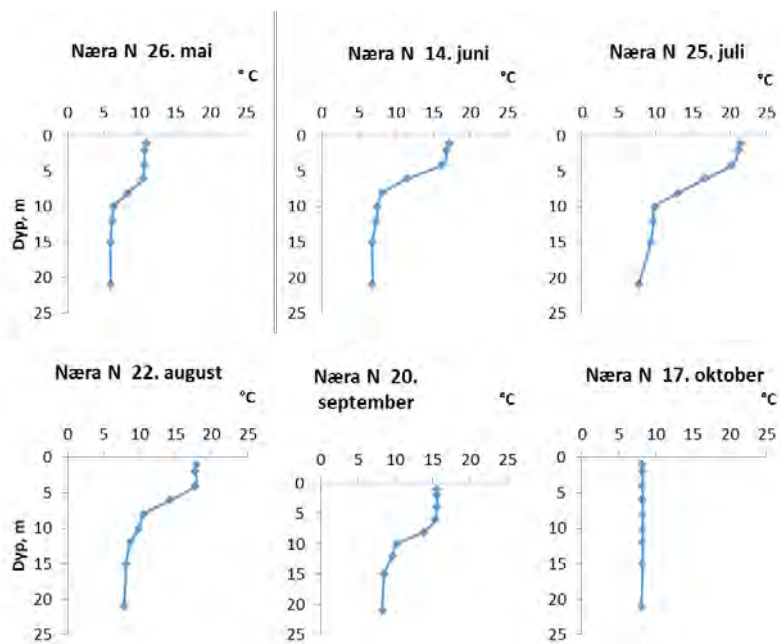
3 Resultater – Næra

Alle primærdata fra Næra i 2016 er gitt i Vedlegg, **Tabell 11-19**.

3.1 Fysisk-kjemiske forhold

Temperatur

Næra var temperaturmessig sjiktet fra slutten av mai til slutten av september og trolig noe lengre (**Figur 2**). Høyeste målte temperatur var 21,5 °C på 1 m dyp på alle stasjonene den 25. juli. Sprangsjiktet mellom det øvre, varme vannlaget (epilimnion) og det kaldere dypvannet (hypolimnion) lå stort sett på fra 4-10 m på forsommeren til ca. 6-12 m i september (stasjon Næra N). Den 17. oktober var det høstfullsirkulasjon med en temperatur på ca. 8 °C fra overflaten og helt ned til bunnen.



Figur 2. Vertikalprofiler av temperatur i Næra stasjon N i 2016.

3.1.1 Generell vannkjemi - typifisering

Middelverdien for kalsium varierte fra 7,7 mg/l på stasjon Næra S til 8,1 mg/l på stasjon Næra N (**Tabell 4**). Dette betyr at Næra er en moderat kalkrik innsjø (Veileder 02:2013 – revidert 2015, Direktoratgruppen 2015).

Tabell 4. Middelverdier for fysiske-kjemiske parametere som beskriver Næras generelle vannkvalitet i 2016.

	Prøvedyp m	Kalsium mg/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Konduktivitet mS/m	pH	Turbiditet FNU
Næra N	0-8 m	8,1	38	7,0	6,7	7,3	1,0
	21 m		38	6,7	6,9	6,9	0,7
Næra M	0-4 m	7,8	43	7,2	6,5	7,4	1,0
	8 m		49	7,0	6,7	7,0	2,0
Næra S	0-6 m	7,7	46	7,2	6,4	7,3	1,2
	18 m		45	6,9	6,8	6,9	2,2

Middelverdiene for fargetall og TOC varierte henholdsvis i områdene 38-49 mg Pt/l og 6,7-7,2 mg C/l. Det vil si at innsjøen kan betegnes som humøs.

Data over kalsium, farge og TOC samt beliggenhet i høydesonen skog tilsier at Næra hører til innsjøtype 19 (moderat kalkrik, humøs innsjø i skog). For denne innsjøtypen anbefaler klassifiseringsveilederen vannkjemiske grenseverdier som følger den nordiske innsjøtypen L-N3 (Direktoratsgruppa 2015).

Næra har et overflateareal på 9,45 km² og kan dermed karakteriseres som en stor innsjø. Innsjøen er ikke spesielt dyp, men den er temperaturmessig (termisk) sjiktet om sommeren. Generelt tåler dype innsjøer lavere konsentrasjoner av fosfor før økologisk ubalanse inntreffer, enn grunne innsjøer (Berge 1987). Tilløpene til Næra består i hovedsak av bekker og mindre elver. Det betyr at innsjøen trolig har relativt liten vanngjennomstrømning, dvs. at oppholdstiden på vannet er lang.

I rapporten fra prosjektet Økosystemovervåking av store innsjøer 2015 (Lyche Solheim mfl. 2016) sies det bl.a.:

De pelagiske (frie) vannmassene i store, dype innsjøer er også ofte mer næringsfattige enn litoralsonen (strandsonen), fordi den lange oppholdstiden og den store avstanden til tilførselene gir sedimentasjon av mye partikulært bundet fosfor nærmere land. For de pelagiske kvalitetselementene planteplankton, næringsalter og siktedyp vil disse forholdene gi en referansetilstand med lavere algebiomasse, lavere fosforkonsentrasjon og høyere siktedyp enn i mindre, grunnere innsjøer med tilsvarende kalsium og humusinnhold.

Dette er forhold som etter vår vurdering er relevante for Næra. På denne bakgrunnen har vi valgt å benytte grenseverdier for norsk innsjøtype nr. 17 (nordisk innsjøtype L-N6) i stedet for innsjøtype nr. 19 (nordisk innsjøtype L-N3). Innsjøtype nr. 17 har noe strengere grenseverdier enn innsjøtype nr. 19.

Verdier for konduktivitet på 6,4-6,9 mS/m indikerer at Næra har en vannkvalitet som etter norske forhold kan betegnes som moderat rik på løste mineralsalter. Middelverdier for pH på 6,9-7,4 viser en nær nøytral til svakt basisk vannkvalitet (**Tabell 4**). Dette, sammen med kalsium-konsentrasjoner på ca. 8 mg/l indikerer at forsuring ikke er en relevant problemstilling for Næra.

Turbiditet er et mål på innholdet av partikler i vannmassene. I mange innsjøer bestemmes turbiditeten først og fremst av mengden alger i de frie vannmasser. Flompåvirkning og tilførsler av uorganiske og organiske partikler fra nedbørfeltet kan også øke verdiene for turbiditet. I Næra varierte middelverdiene for turbiditet fra 0,7 FNU til 2,2 FNU (**Tabell 4**). Mindre enn 1 FNU kan betegnes som lave verdier, mens verdier på over 2 FNU indikerer forholdsvis høyt partikkelinnhold (jf. Andersen mfl. 1997). På stasjonene Næra M og S var det enkelte tilfeller med relativt mye partikler i prøver fra dypvannet (turbiditet på 3,5-5,3 FNU) (se Vedlegg, **Tabell 15-16**) som førte til at middelverdiene ble noe forhøyet.

3.1.2 Siktedyp

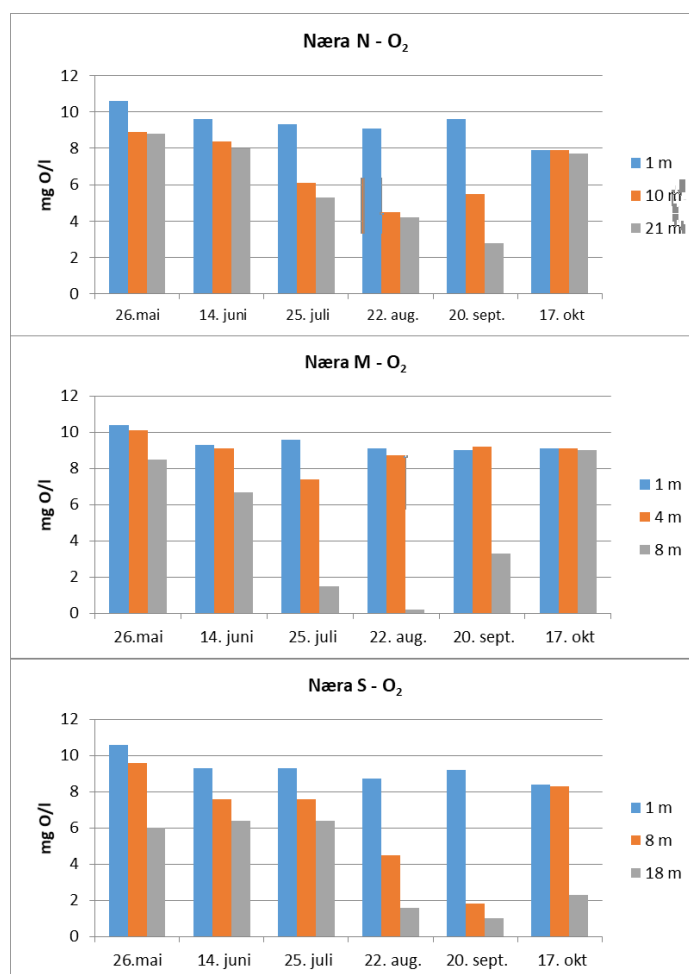
Siktedypet bestemmes i de fleste innsjøer først og fremst av graden av humuspåvirkning og mengden planteplankton. Redusert siktedyp kan også være forårsaket av mye partikler i vannmassene pga. tilførsler av grumsete vann fra nedbørfeltet i forbindelse med flommer eller pga. oppvirvling av sedimenter langs land og i grunne områder ved sterk vind. Middelverdiene for siktedyp var på 3,7 m; 3,4 m og 3,2 m henholdsvis ved stasjonene N, M og S (Vedlegg, **Tabell 14-16**). Dette gir god tilstand mht. siktedyp for alle de tre stasjonene på Næra i 2016. På enkelte datoer ble det imidlertid målt siktedyp på bare 2,3 m på stasjonene M og S, mens laveste verdi for stasjon N var 3,2 m.

3.1.3 Oksygen

Det ble registrert et betydelig avtak i oksygen-konsentrasjonen i dypvannet på alle stasjonene utover i sesongen (**Figur 3** og Vedlegg, **Tabell 12-13**).

På stasjon N falt oksygenkonsentrasjonen på 21 m dyp fra 8,8 mg O/l (71 % metning; 26. mai) til 2,8 mg O/l (24 % metning; 20. september). Et lignende mønster ble observert på de to andre stasjonene, men på disse ble det målt enda lavere oksygenkonsentrasjoner på dyppet i august eller september. Den svært lave oksygen-konsentrasjonen spesielt på stasjon M den 22. august (0,2 mg O/l) kan skyldes at prøven ble tatt for nær bunnen. Den 17. oktober var oksygenmetningen økt som følge av sirkulasjonen og lufting av vannmassene på stasjon N og M, men i mindre grad på stasjon S. Reduksjonene i oksygen-konsentrasjonen i dypvannet skyldes nedbrytning av organisk stoff, trolig først og fremst planteplankton.

Medianverdiene for oksygenkonsentrasjonene i hypolimnion i den perioden da innsjøen var termisk sjiktet (mai-september) var 5,3 mg på stasjon N, 3,3 mg på stasjon M og 6,0 mg O/l på stasjon S. I henhold til klassifiseringsveilederen gir dette god tilstand for denne parameteren på Næra N og Næra S, samt moderat tilstand på Næra M.



Figur 3. Oksygenkonsentrasjoner på tre dyp ved de tre stasjonene i Næra i 2016. Blå stolper viser konsentrasjonene i det øvre varme sjiktet (epilimnion), oransje i temperatursprangsjiktet (metalimnion) og grå i det kalde dypvannet (hypolimnion).

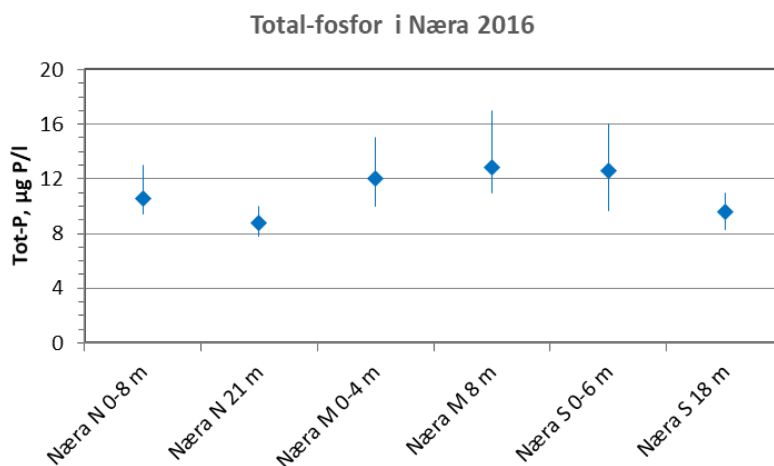
3.1.4 Næringsstoffer

Middelverdiene for tot-P i epilimnion var på 10,6; 12,0 og 12,6 µg P/l henholdsvis på stasjonene Næra N, M og S (Tabell 5, Figur 4). Verdiene gir god tilstand ved de tre stasjonene på Næra i 2016 i henhold til klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2015).

Tabell 5. Middelerverdier for konsentrasjoner av tot-P og tot-N i Næra i 2016. Farger viser tilstandsklasser; grønn = god og gul = moderat tilstand. Grenseverdier for innsjøtype 17 (L-N6) er benyttet.

	Provedyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
Næra N	0-8 m	10,6	625
	21 m	8,8	675
Næra M	0-4 m	12,0	549
	8 m	12,8	584
Næra S	0-6 m	12,6	554
	18 m	9,6	668

På stasjonene Næra N og Næra S var konsentrasjonene av tot-P på dypvannet noe lavere enn i epilimnion (**Figur 4**). På Næra M ble det målt høyere konsentrasjoner på 8 m enn på 0-4 m i juli og august, men det var ingen vesentlig forskjell mellom middelkonsentrasjonene av tot-P for de to dypene (se **Figur 4** og Vedlegg, **Tabell 17**).



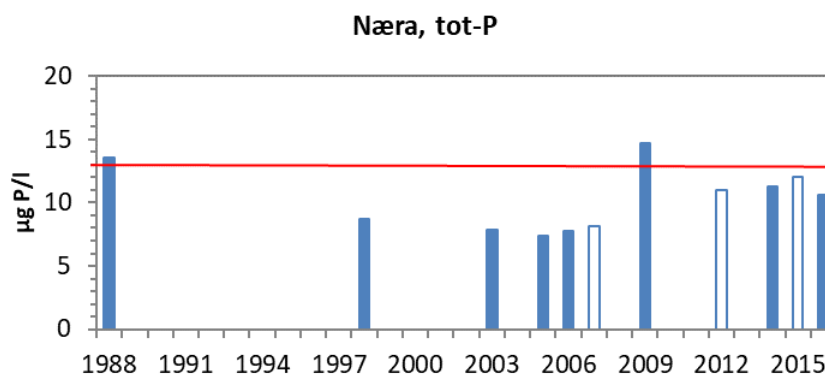
Figur 4. Middelerverdier og variasjonsbredder for tot-P i Næra i 2016

Middelerverdiene for tot-N i de øvre vannmasser av Næra varierte fra 549 µg N/l på Næra M til 625 µg N/l på Næra N. Dette tilsvarer god tilstand på stasjon M og moderat for de to andre stasjonene (Direktoratsgruppa 2015).

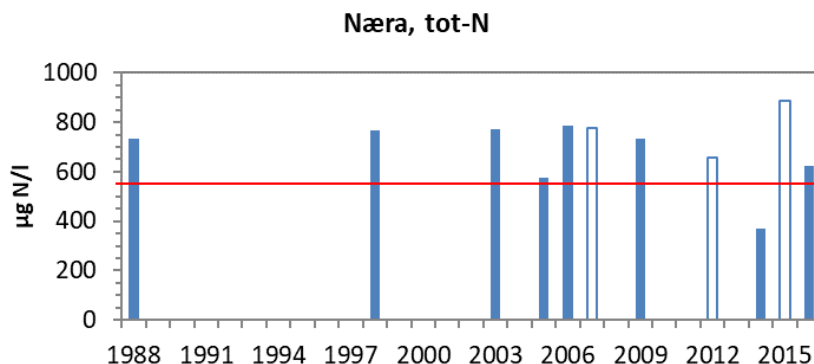
Forholdet mellom tot-N og tot-P (N/P-forholdet) sier noe om hvilket næringsstoff som er begrensende for planteplanktonets vekst i innsjøer. Fosfor har tradisjonelt blitt regnet som begrensende for algeveksten når N/P-forholdet er større enn 12, mens ved lavere verdier er nitrogen begrensende (Berge 1987 med referanser). Andre forfattere opererer med N/P = 20 som grense mellom fosfor- og nitrogenbegrensning (Lyche Solheim mfl. 2016). Næra hadde i 2016 et midlere N/P-forhold på 59, 46 og 44 henholdsvis ved stasjonene N, M og S. Det er derfor rimelig å anta at fosfor er det begrensende næringsstoffet for algevekst i innsjøen. Av den grunn har vi valgt ikke å bruke tot-N i klassifisering av økologisk tilstand for vannforekomsten.

Konsentrasjonen av næringsstoffer i innsjøer kan variere betydelig fra år til år av naturlige årsaker. Vi kan derfor ikke ut fra de relativt spredte observasjonene som finnes, si noe sikkert om trender mht. næringsstoffer i Næra (**Figur 5-6**). Det er likevel verdt å merke seg at det har blitt målt høyere konsentrasjoner av tot-P i de senere årene (middelerverdier på 11-15 µg P/l i 2009-2016) sammenlignet med i perioden 1998-2007 (7 - 9 µg P/l).

Middelverdiene for tot-N har variert usystematisk over tid, men ligget innenfor intervallet for moderat tilstand de fleste årene.



Figur 5. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av tot-P i Næra (middelverdier for nordre basseng). Rød linje viser grenseverdien for god/moderat tilstand (innsjø type nr. 17). Åpne stolper representerer enkeltmålinger eller middelverdier som er basert på kun to målinger per år.



Figur 6. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av tot-N (middelverdier for nordre basseng). Rød linje viser grenseverdien for god/moderat tilstand (innsjøtype nr. 17). Åpne stolper representerer enkeltmålinger eller middelverdier som er basert på kun to målinger per år.

3.2 Planteplankton

Verdiene for klorofyll-*a* var lave, og alle tre stasjonene fikk svært god tilstand for denne parameteren (**Tabell 6**). Totalt volum viste noe høyere verdier; Næra M og Næra S fikk tilstandsklasse god, mens Næra N fikk tilstandsklasse moderat for denne parameteren.

I alle prøvene utgjorde gullalger, cyanobakterier og svelgflagellater de største andelene, med mindre andeler kiselalger og fureflagellater (**Figur 7**). De andre gruppene bidro lite til det totale volumet. Den dominerende gullalgen var *Uroglenopsis americana*, dvs. samme art som dominerte ved algeoppblomstringen i 2015 (se Vedlegg, **Tabell 17-19**). *U. americana* er vanligst i innsjøer med moderat forhøyde fosfor-konsentrasjoner, og den er en god indikator for middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer (Brettum og Andersen 2005). Videre er den kjent for både å kunne leve autotroft ved fotosyntese, men også heterotroft ved at den kan ernære seg på bakterier (miksotrof alge). En slik egenskap gir den et konkurransemessig fortrinn og muligheten

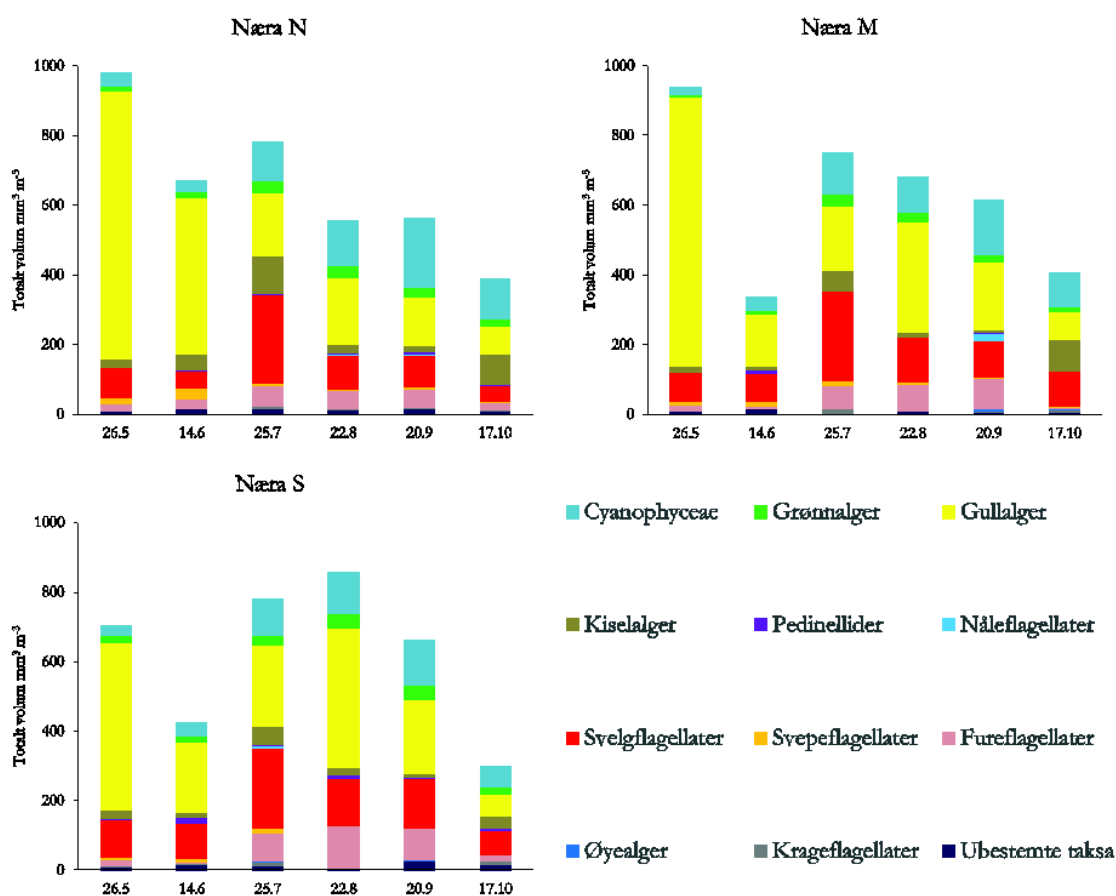
til å utvikle og opprettholde algeoppblomstringer i situasjoner med liten tilgang på fosfor i vannet (Urabe mfl. 1999).

Cyanobakteriene besto først og fremst av arter som er vanligst i mesotrofe eller eutrofe (næringsrike) innsjøer (Brettum og Andersen 1999, Direktoratgruppen 2015). S sammensetningen av planteplanktonet (PTI) ga tilstandsklasse god for stasjonene Næra M og Næra S, mens Næra N fikk tilstandsklasse moderat for denne parameteren. Det totale volumet av cyanobakterier var forholdsvis lavt, så tilstandsklassen ble svært god for Cyano_{\max} på stasjonene Næra M og Næra S, mens Næra N fikk tilstandsklasse god for denne parameteren.

Totalvurderingen av Næra i 2016 basert på planteplanktonet ga tilstandsklasse god for alle stasjonene, med en gjennomsnittlig nEQR på 0.68.

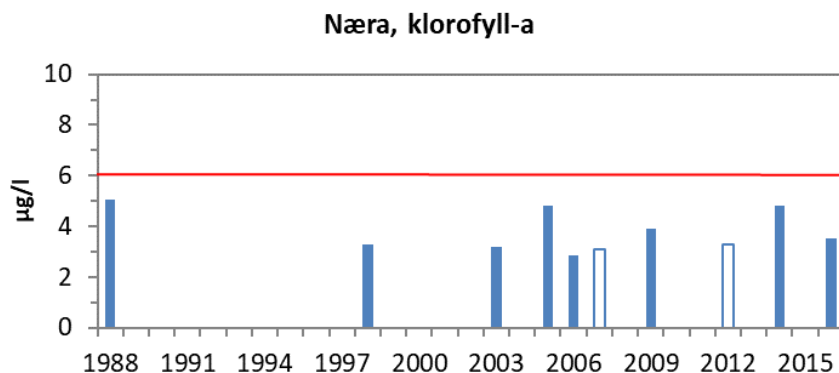
Tabell 6. Oppsummering av resultatene for planteplankton (PP) på de ulike stasjonene i Næra 2016. Fargene angir tilstandsklassen: blå = svært god, grønn = god og gul = moderat.

Stasjon	IC type	Klf a $\mu\text{g l}^{-1}$	Totalt volum $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$	PTI	Cyano_{\max} $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$	Totalvurdering PP nEQR
Næra N	L-N6	3.84	0.66	2.35	0.20	0.65
Næra M	L-N6	2.88	0.62	2.30	0.16	0.70
Næra S	L-N6	3.60	0.62	2.29	0.13	0.69
Gjennomsnitt						0.68

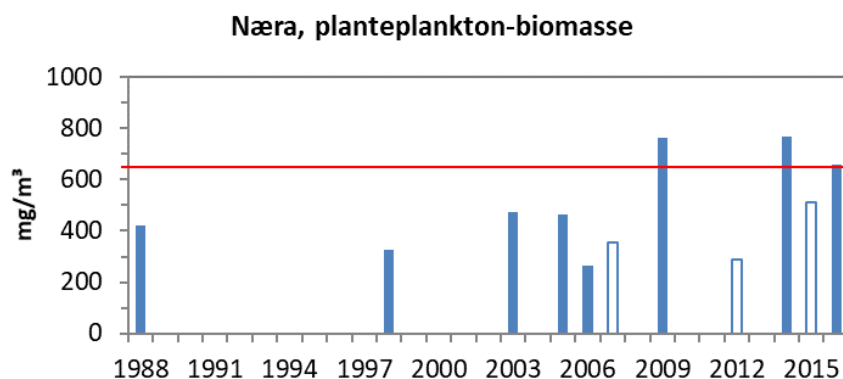


Figur 7. Totalmengde og sammensetting av planteplankton i Næra 2016.

Middelverdiene for klorofyll-*a* viser ingen klar tidstrend fra 1980-tallet og fram til 2016 (Figur 8). Verdiene har i alle årene vi har data fra, ligget innenfor tilstandsklasse svært god eller god. Middelverdiene for totalt planteplanktonvolum viser heller ingen klar tidstrend, men de høyeste verdiene er fra de senere årene, dvs. 2009, 2014 og 2016 (Figur 9), og indikerer moderat tilstand, noe som muligens kan antyde en negativ utvikling mht. algemengden.



Figur 8. Tidsutviklingen i klorofyll-*a* i Næra (middelverdier). Åpne søyler gjelder enkeltmålinger eller middelverdier basert på kun to målinger. De fleste årene er prøvene tatt ved stasjon N. Rød linje markerer grensen god/moderat tilstand. De fleste årene er prøvene tatt ved stasjon N. Data for 2014 fra Ruiter mfl. (2015).



Figur 9. Tidsutviklingen i totalvolum av planteplankton i Næra (middelverdier). Åpne søyler gjelder resultater fra enkeltprøver eller middelverdier basert på kun to prøver. Rød linje viser grensen god/moderat tilstand. De fleste årene er prøvene tatt ved stasjon N. Data for 2014 fra Ruiter mfl. (2015).

3.3 Dyreplankton

Prøver av dyreplankton ble analysert for hver prøvedato på stasjon Næra N, dvs. månedlig i perioden mai-oktober (se Vedlegg, **Tabell 20**). For de to andre stasjonene ble kun prøver fra 22. august analysert.

Sammensetningen av dyreplanktonet var i hovedtrekkene den samme som ved de senere årenes undersøkelser (Løvik 2010, Løvik og Skjelbred 2013, Ruiter mfl. 2015). Krepssdyrplanktonets sammensetning, med forekomster av både eutrofifølsomme og eutrofitolerante arter, indikerer at Næra er en middels næringsrik innsjø (jf. Halvorsen mfl. 2002).

Middellengden av de dominerende vannloppene *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* var på henholdsvis 0,69 mm og 0,41 mm (Vedlegg, **Tabell 21**). Dette er små individer og kan tyde på at krepssdyrplanktonet var sterkt påvirket av predasjon (beiting) fra planktonspisende fisk.

3.4 Økologisk tilstand i Næra

I en samlet vurdering i henhold til vannforskriften havner alle prøvestasjonene på Næra i god tilstand i 2016 (**Tabell 7**). nEQR-verdiene ligger i nedre del av intervallet for god tilstand på alle stasjonene, og for Næra S er nEQR svært nær grensen til moderat tilstand (0,60). Det skal derfor lite til før en eller flere av stasjonene havner i moderat tilstand. Etttersom nitrogen ikke anses som begrensende for algeveksten i Næra, har vi ikke tatt med nitrogen i totalklassifiseringen.

Tabell 7. Samlet økologisk tilstand for Næra i 2016. nEQR-verdier for de ulike parameterne og samlet er gitt. Grenseverdier iht. innsjøtype nr. 17 (L-N6) er benyttet.

	Planteplankton nEQR	Tot-P nEQR	Siktedyp nEQR	Samlet økologisk tilstand nEQR	Tilstand
Næra N	0,65	0,70	0,75	0,65	God
Næra M	0,70	0,64	0,68	0,66	God
Næra S	0,69	0,61	0,61	0,61	God
Middel	0,68	0,65	0,68	0,64	God

4 Resultater – tilløpsbekker

Alle primærdata fra undersøkelsene i tilløpsbekkene i 2016 er gitt i Vedlegg, **Tabell 22-24**.

4.1 Fysisk-kjemiske forhold

Alle stasjonene hadde relativt høye konsentrasjoner av kalsium med middelveier varierende fra 9,61 mg Ca/l i Mysuholta 2 til 24,9 mg Ca/l i Stenshullbekken (**Tabell 8**). Ut fra dette kan Mysuholta (stasjon 1 og 2), Lonsvebekken og Haugsvebekken betegnes som moderat kalkrike, mens Stenshullbekken kan betegnes som kalkrik (Direktoratsgruppa 2015). Alle bekkene hadde en basisk vannkvalitet med middelveier for pH varierende fra 7,3 i Mysuholta 2 til 7,8 i Stenshullbekken. Forsuring anses derfor ikke å ha noen relevans for disse bekkene.

Tabell 8. Middelveier for kalsium, fargetall, TOC og pH i tilløpsbekker 2016. Elvetyper er gitt.

	Kalsium mg/l	Fargetall mg Pt/l	TOC mg C/l	pH	Elvetype
Mysuholta 1	10,5	43	6,1	7,5	19 Moderat kalkrik, humøs i skog
Mysuholta 2	9,61	58	7,9	7,3	19 Moderat kalkrik, humøs i skog
Lonsvebekken	16,9	78	10,0	7,4	19 Moderat kalkrik, humøs i skog
Haugsvbekken	16,2	48	6,8	7,5	19 Moderat kalkrik, humøs i skog
Stenshullbekken	24,9	25	4,2	7,8	18 (Moderat) kalkrik, klar i skog

I Mysuholta, Lonsvebekken og Haugsvebekken varierte middelveierne for fargetall og TOC henholdsvis innenfor intervallene 43-78 mg Pt/l og 6,1-10,0 mg C/l (**Tabell 10**). Dette karakteriserer disse vannforekomstene som humøse. Stenshullbekken hadde lavere nivåer for fargetall og TOC (middelveier henholdsvis 25 mg Pt/l og 4,2 mg C/l). Bekken kan dermed betegnes som klar.

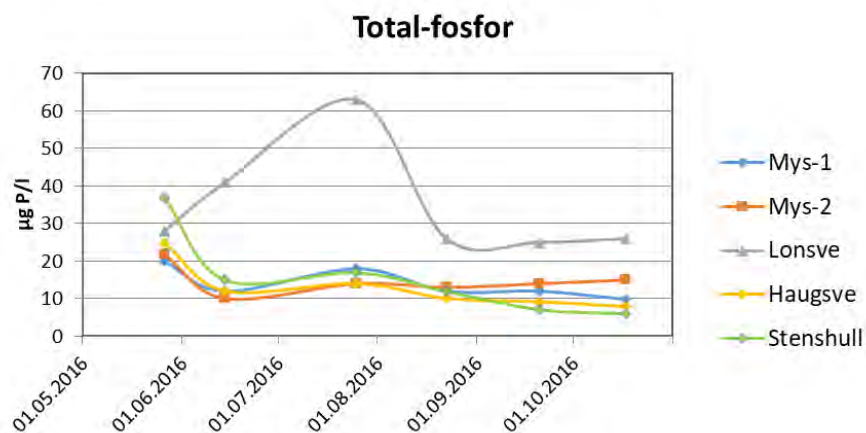
Ut fra de gitte typifiseringsfaktorene tilhører Mysuholta (stasjon 1 og 2), Lonsvebekken og Haugsvebekken elvetype 19 (moderat kalkrike, humøse elver i skog). Stenshullbekken, som hadde midlere kalsium-konsentrasjon på over 20 mg Ca/l, tilhører egentlig en kalkrik vanntype. Men ettersom det i typologien ikke er opprettet en kalkrik elvetype for skogområder, velger vi å benytte grenseverdier for elvetype 18 (moderat kalkrike, klare elver i skog) for denne vannforekomsten.

På de fleste bekkestasjonene ble de høyeste konsentrasjonene av totalfosfor (tot-P) og total-nitrogen (tot-N) registrert den 26. mai (**Figur 10-11**). Konsentrasjonene var sunket den 14. juni og flatet ut videre utover i sesongen fram til midten av oktober.

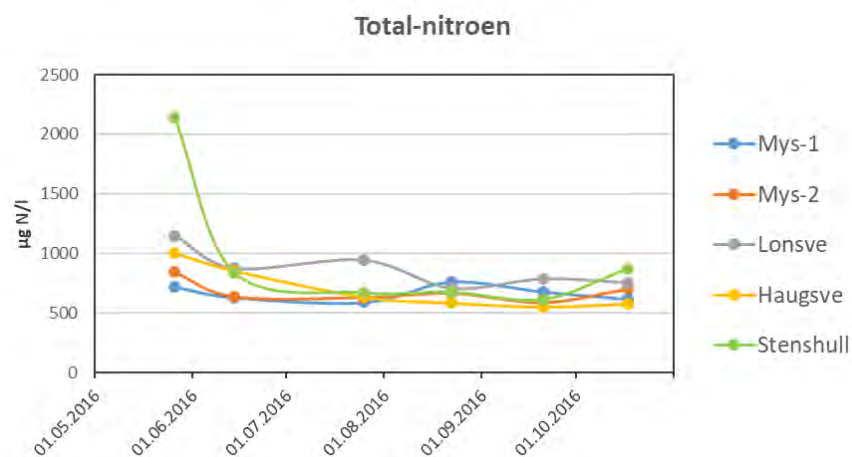
I Lonsvebekken økte konsentrasjonen av tot-P til et maksimum den 25. juli. Konsentrasjonen var sunket relativt mye den 22. august og så ut til å holde seg stabil til midten av oktober. Det var svært lav vannføring i bekkene den 25. juli. Økende konsentrasjoner av tot-P i forbindelse med minkende vannføring kan være en indikasjon på punktutslipp, dvs. at utslippet fortynnes mindre når vannføringen synker. Dette kan være en mulig forklaring på den relativt høye konsentrasjonen av tot-P i Lonsvebekken den 25. juli. En annen mulig og like sannsynlig forklaring kan imidlertid være at en ved selve prøvetakingen har kommet i skade for å få med noe partikkelbundet fosfor fra bekkesedimentet, som følge av at det var svært lite vann i bekken på dette tidspunktet. Lavt innhold av *E. coli* den 25. juli (se kpt. 4.2) støtter den siste forklaringen.

Basert på medianverdiene for tot-P kan tilstanden betegnes som svært god i Mysuholta 1, Mysuholta 2 og Haugsvebekken, god i Stenshullbekken og moderat i Lonsvebekken (**Tabell 9**) (Direktoratsgruppa 2015). Konsentrasjonen av fosfor i bekker kan variere relativt mye som følge av variasjoner i nedbør og avrenningsforholdene til ulike årstider, aktiviteter i nedbørfeltet osv. Det er her ikke foretatt beregninger av tilførselene av fosfor til Næra med de ulike bekkene, og selv om de utvalgte bekkene som er prøvetatt er

antatt å representere noen av de viktigste mht. tilførsler, vil de ikke representere de samlede tilførslene. Noe vil komme med andre bekker, via grøfter eller som overflateavrenning mer direkte til innsjøen.



Figur 10. Variasjoner i konsentrasjonene av tot-P i tilløpsbekker til Næra i perioden mai-oktober 2016.



Figur 11. Variasjoner i konsentrasjonene av tot-N i tilløpsbekker til Næra i perioden mai-oktober 2016.

Middelverdiene for total-nitrogen (tot-N) varierte fra 608 µg N/l i Haugsvebekken til 831 µg N/l i Lonsvebekken (**Tabell 11**). Dette gir god tilstand i Haugsvebekken og moderat tilstand mht. tot-N i de øvrige bekkene.

Tabell 9. Tot-P, tot-N og E. coli i tilløpsbekker i 2016 (medianverdier for tot-P og tot-N samt 90-persentiler for E. coli). Fargene viser miljøtilstanden. For tot-P og tot-N er Veileder 02:2013 – revidert 2015 (Direktoratsgruppa 2015) benyttet. For E. coli er SFT-veiledning 97:04 benyttet (Andersen mfl. 1997).

	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml
Mysuholta 1	12,0	656	201
Mysuholta 2	14,0	650	2
Lonsvebekken	27,0	831	99
Haugsvebekken	11,0	608	157
Stenshullbekken	13,5	757	140

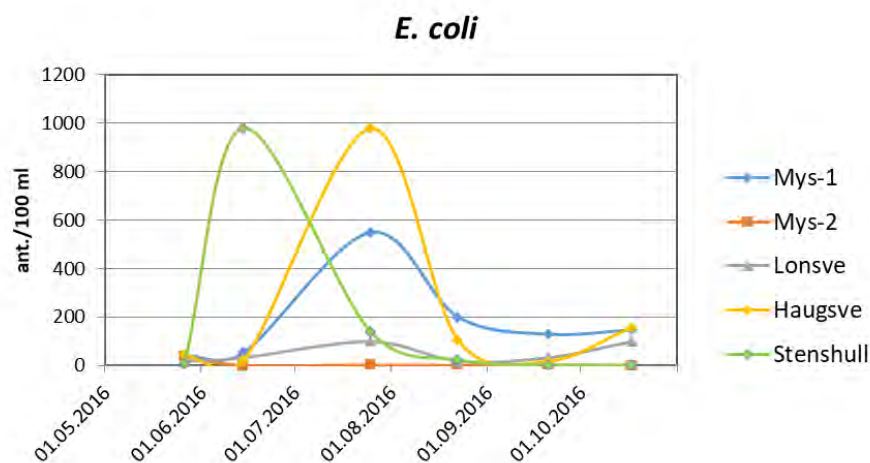
Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

4.2 Hygienisk-bakteriologiske forhold

Prøvelokalitetene var i større eller mindre grad påvirket av fersk fekal forurensning («tarmbakterier») i 2016, illustrert ved forekomster av *E. coli* (**Figur 12**). Minst påvirket var stasjon Mysuholta 2, med 90-persentil for *E. coli* på 2 kde. (kolonidannende enheter) pr. 100 ml. Dette indikerer svært god tilstand mht. fekal forurensning (**Tabell 9**). Mest påvirket var stasjon Mysuholta 1, med en 90-persentil på 201 kde. pr. 100 ml, som indikerer en dårlig hygienisk vannkvalitet. Lonsvebekken, Haugsvebekken og Stenshullbekken hadde alle forekomster av *E. coli* som indikerer en mindre god hygienisk vannkvalitet.

På de fleste stasjonene var nivåene av *E. coli* ikke spesielt høye i mesteparten av prøveperioden, men i Stenshullbekken ble det målt høy bakterietetthet den 14. juni, og i Haugsvebekken og Mysuholta 1 var det høy bakterietetthet den 25. juli (**Figur 12**).

De markert høyere nivåene av *E. coli* i Mysuholta på stasjon 1 sammenlignet med på stasjon 2 tyder på at det var betydelig fekal forurensning i øvre deler av vassdraget, og at graden av påvirkning avtok nedover i vassdraget pga. fortykning og utdøing av bakterier.



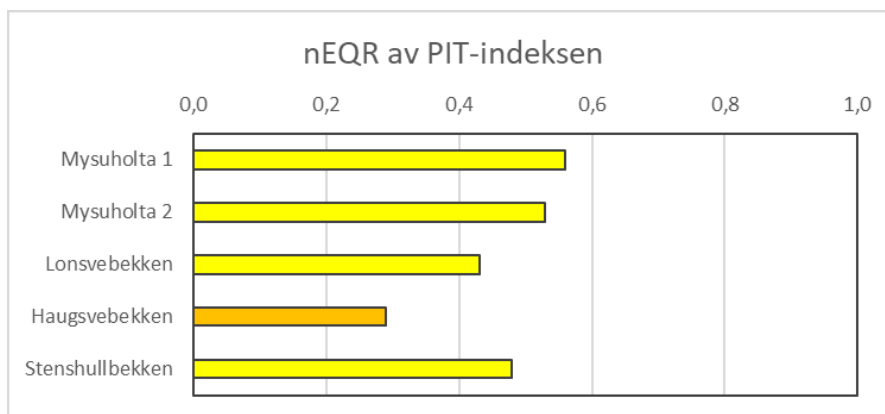
Figur 12. Variasjoner i forekomster av *E. coli* i tilløpsbekker til Næra i perioden mai-oktober 2016.

4.3 Begroing

Det var lav artsrikdom og liten dekning av alger på samtlige stasjoner. Bare Mysuholta 2 hadde totalt sett høyere dekningsgrad enn 1 %, der cyanobakterien *Phormidium retzii* dominerte. For fullstendig artsliste se Vedlegg, **Tabell 23**.

Eutrofieringsindeksen PIT resulterte i moderat tilstand på Mysuholta1, Mysuholta 2, Lonsvebekken og Stenshullbekken, samt dårlig tilstand på Haugsvebekken i 2016 (**Figur 13, Tabell 10**). Ingen av lokalitetene tilfredsstilte dermed miljømålet i vannforskriften.

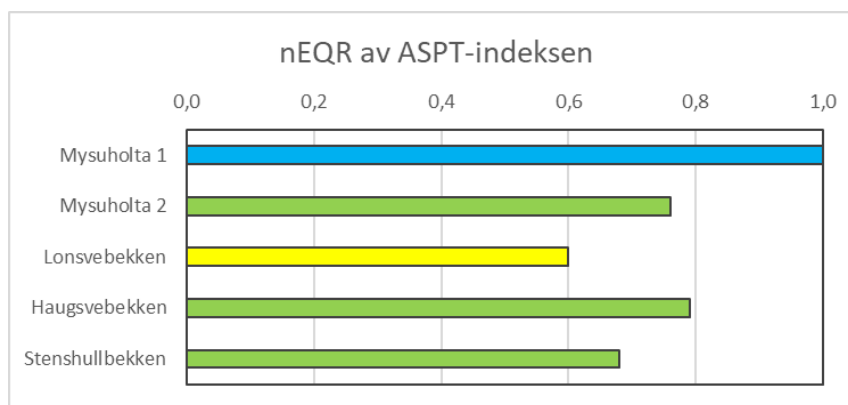
PIT-indeksen måler kun eutrofi (overgjødning) og indikerer dermed ikke organisk belastning. Bakterien med det norske navnet lammehaler (*Sphaerotilus natans*) er en indikatorart for organisk belastning. Mikroskopiske funn av denne på lokalitetene Lonsvebekken og Stenshullbekken tyder på organisk påvirkning, som f.eks. kan skyldes urensset avløpsvann. På de øvrige stasjonene var det ingen tilsvarende observasjoner.



Figur 13. Normalisert EQR for eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for fem lokaliteter i tilløpsbekker til Næra i 2016. Verdiene angir økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Gul = moderat og oransje = dårlig tilstand. Grensen mellom god og moderat tilstand er 0,60.

4.4 Bunndyr

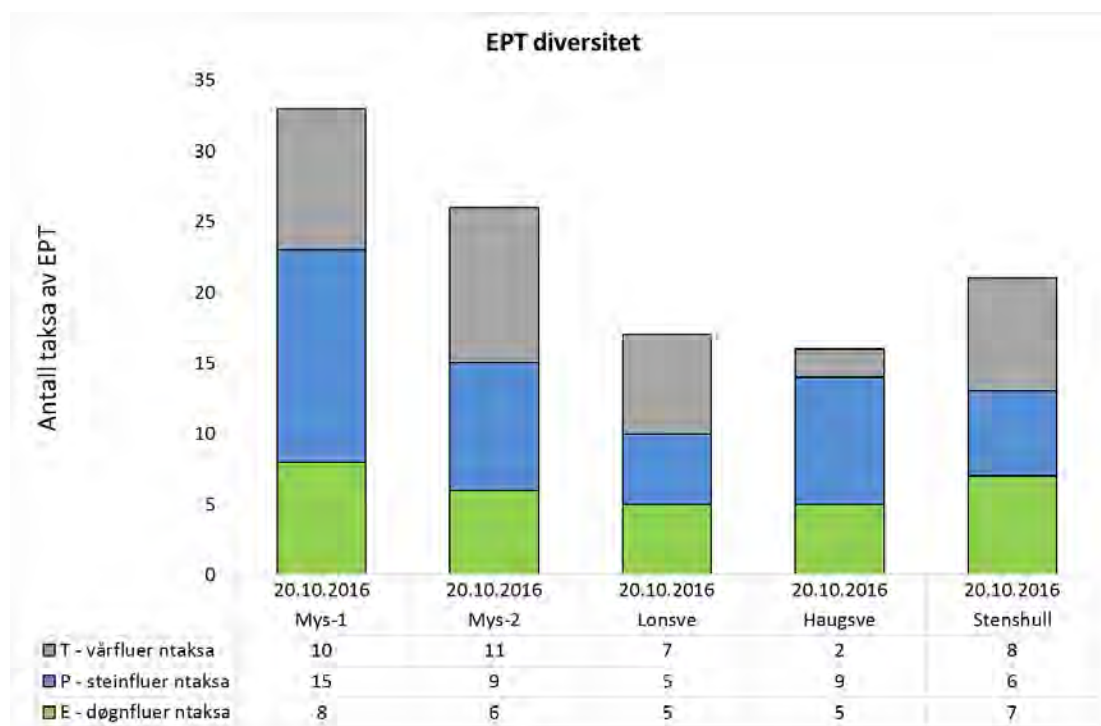
I følge kriteriene for eutrofi/organisk belastning med indeksen ASPT ble den økologiske tilstanden vurdert til svært god i Mysuholta 1 (nEQR = 1,0), god i Mysuholta 2 (nEQR = 0,76), moderat i Lonsvebekken (nEQR = 0,60), og god i Haugsvebekken (nEQR = 0,79) og Stenshullbekken (nEQR = 0,68 (**Figur 14**). Beregnede indeksverdier for ASPT samt normaliserte EQR-verdier er gitt i **Tabell 10**, og taksalister fra undersøkelsen er gitt i Vedlegg, **Tabell 24**. Resultatene viser med dette at Lonsvebekken står i fare for ikke å oppnå miljømålet om god økologisk tilstand. Stenshullbekken lå også noe lavt i forhold til Mysuholta og Haugsvebekken. Flere prøver vil gi en sikrere vurdering av den faktiske miljøtilstanden.



Figur 14. Vurdering av bunnsfaunasammfunnene med hensyn til organisk belastning (ASPT) på utvalgte prøvetakingsstasjoner i Mysuholta, Lonsvebekken, Haugsvebekken og Stenshullbekken i 2016. ASPT-verdier er vist som normalisert EQR (nEQR). Farger viser tilstanden: blå = svært god, grønn = god og gul = moderat tilstand.

Det høyeste antallet EPT-taksa (33) ble registrert på lokaliteten Mysuholta 1 (**Figur 15**). Dette fordelte seg på 8 døgnfluer, 15 steinfluer og 10 vårfluer. Lavest antall hadde lokaliteten i Haugsvebekken med totalt 16 EPT-taksa, fordelt på 5 døgnfluer, 9 steinfluer og 2 vårfluer. På lokalitetene Mysuholta 2 ble det funnet 26 EPT-taksa, i Lonsvebekken 17 og i Stenshullbekken 21 EPT-taksa. Antall EPT-taksa viser dermed en god sammenheng med ASPT-indeksen med unntak av Haugsvebekken. Her lå totalt antall EPT-taksa noe

lavere enn forventet ut fra ASPT-verdien, og det var spesielt antall vårfluer som trakk verdien ned. Dette skyldes trolig naturgitte forhold slik som substrattypen, strømningsforhold etc.



Figur 15. Samlet antall taksa av EPT - Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer), fra utvalgte stasjoner i Mysuholta, Lonsvebekken, Haugsvebekken og Stenshullbekken, prøver samlet inn den 20.10.2016.

4.5 Økologisk tilstand i tilløpsbekker

Den samlede vurderingen gir moderat tilstand i Mysuholta 1 og 2, Lonsvebekken og Stenshullbekken samt dårlig tilstand i Haugsvebekken i 2016 (**Tabell 10**). Dermed når ingen av lokalitetene målet om god økologisk tilstand. Eutrofieringsindeksen PITT er utslagsgivende for alle bekkene, men for Lonsvebekken ga også bunndyr-indeksen ASTP og tot-P moderat tilstand.

Tabell 10. Samlet klassifisering av økologisk tilstand i tilløpsbekker i 2016, basert på de biologiske kvalitetselementene begroing og bunndyr samt fysisk-kjemiske støtteparametere.

	Mysu- holta 1	Mysu- holta 2	Lonsve- bekken	Haugsv- bekken	Stenshull- bekken
Elvetype	19	19	19	19	18
Begroing					
Antall indikatorarter	3	4	5	2	3
PIT	19,22	20,93	28,74	39,48	25,34
nEQR, PIT	0,56	0,53	0,43	0,29	0,48
Tilstand	Moderat	Moderat	Moderat	Dårlig	Moderat
Bunndyr					
EPT	33	26	17	16	21
ASPT	6,94	6,65	6	6,75	6,33
nEQR, ASPT	1,00	0,76	0,60	0,79	0,68
Tilstand	Svært god	God	Moderat	God	God
Fysisk-kjemiske støtteparametere					
Tot-P, µg P/l	12,0	14,0	27,0	11,0	13,5
nEQR	0,89	0,85	0,55	0,92	0,70
Tilstand	Svært god	Svært god	Moderat	Svært god	God
Tot-N, µg N/l	656	650	831	608	757
nEQR	0,60	0,60	0,49	0,64	0,41
Tilstand	Moderat	Moderat	Moderat	God	Moderat
Samlet økologisk tilstand					
nEQR	0,56	0,53	0,43	0,29	0,48
Tilstand	Moderat	Moderat	Moderat	Dårlig	Moderat

5 Diskusjon

Den samlede klassifiseringen indikerer at Næra var i god økologisk tilstand i 2016. Dette var konklusjonen også etter de tre foregående undersøkelsene av Næra, i 2009, 2012 og 2014 (Løvik 2010, Løvik og Brettum 2013, Ruitter mfl. 2015). Flere forhold tyder imidlertid på at Næra er i en labil miljøtilstand der små økninger i tilførselen av næringsstoffer lett kan føre til at innsjøen kommer i økologisk ubalanse, og havner i moderat tilstand.

Dette kan begrunnes med følgende:

- Selv om samlet klassifisering ga god tilstand, indikerte både totalvolumet av planteplankton og artssammensetningen av planteplankton moderat tilstand på stasjon N i 2016 (se kpt. 3.2).
- Andelen cyanobakterier (blågrønnalger) var betydelig på alle stasjonene på sensommeren i 2016.
- nEQR på 0,61-0,64 for tot-P på stasjon S og M viser at innsjøen var nær grensen til moderat tilstand for denne parameteren, spesielt på stasjon S (nEQR på 0,61-0,80 gir god tilstand og nEQR på 0,41-0,60 gir moderat tilstand).
- Totalklassifiseringen er i nedre del av intervallet for god tilstand på alle stasjonene og for Næra som helhet (nEQR = 0,61-0,66).
- Oksygen-målingene i 2016 viste markerte reduksjoner i konsentrasjonene i dypvannet utover sommeren på alle stasjonene. Lite oksygen i dypvannet kombinert med betydelige algemengder i de øvre vannlagene kan ha vært utløsende faktorer for at fisk døde i 2015 og 2016.

Verdt å merke seg er det også at det har blitt målt noe høyere nivåer av total-fosfor og planteplankton i Næra i de senere årene sammenlignet med for ca. 10-20 år siden (men dataene er ikke robuste; se kpt. 3).

På basis av data fra 25 grunne, norske innsjøer utviklet Berge (1987) modeller for å kunne beregne akseptabel fosfor-konsentrasjon og akseptabel fosfor-belastning for grunne innsjøer (middeldyp 1,5-15 m). Modellen for øvre akseptable fosfor-konsentrasjon beskrives av følgende funksjon:

$$P = -8,68 \cdot \ln Z + 30,13$$

der:

P = midlere konsentrasjon av fosfor i innsjøen

Z = innsjøens middeldyp

Anvendt på Næra (middeldyp 8,32 m) gir modellen en akseptabel fosfor-konsentrasjon på 11,7 µg P/l. Middelerdien for Næra (alle tre stasjonene, øvre vannsjikt) i 2016 var også på 11,7 µg P/l, mens for to av stasjonene var middelerdien høyere enn denne grensen (kpt. 3, **Tabell 5**). Middelerdiene for 2009, 2012 og 2014 var på henholdsvis 14,7 µg P/l, 11,0 µg P/l og 11,3 µg P/l (Løvik 2010, Løvik og Brettum 2013, Ruitter mfl. 2015). Dette indikerer at tilførselene av fosfor til Næra er i ferd med å passere (eller har passert) en grense der økologisk ubalanse lett kan inntreffe.

Dyreplanktonet i Næra har i de senere årene vært dominert av småvokste arter, og andelen effektive algebeitere slik som store dafnier har vært liten. Dette indikerer at innsjøens «selvrensingsevne» er redusert. Dermed øker algemengdene og sannsynligheten for at det kan utvikles oksygensvinn i bunnvannet når disse skal brytes ned.

De tilløpsbekkene som ble overvåket i 2016, ble vurdert til å være i moderat tilstand eller dårligere mht. påvirkningstypen eutrofiering (se kpt. 4). Haugsvekkens tilstand ble vurdert som dårlig, men antallet indikatorarter av begroingsalger var her lavt, slik at vurderingen bør anses som noe mer usikker enn for de andre bekkene.

Resultatene fra overvåkingen av Næra og tilløpsbekkene kan tyde på at tilførselene av næringsstoffer har økt i de senere årene. Dersom perioder med stor avrenning og betydelige tilførsler av næringsstoffer (f.eks. fra urensset avløpsvann eller etter gjødsling av jorder) etterfølges av fint og varmt vær, kan dette være utløsende faktorer for algeoppblomstringer. Flere av de cyanobakteriene som ble funnet i Næra, har en tendens til å konsentreres på overflaten og gir dermed inntrykk av omfattende oppblomstringer, selv om mengden i dypere vannlag kan være relativt beskjeden.

Fiskedød og godt synlige algeoppblomstringer i 2015 og 2016 er tegn på at innsjøens tilstand kan være i ferd med å bli forringet. Økende vanntemperatur, forlenget vekstsesong for alger og andre endringer pga. de pågående klimaendringene, er faktorer som vil kunne forsterke de eutrofierende effektene av evt. økte tilførsler av næringsstoffer (se f.eks. Jeppesen mfl. 2010). Resultatene fra overvåkingen i 2016 tilsier etter vår vurdering at tilførselene av næringsstoffer til Næra bør reduseres. Hensikten må være å hindre en forverring av tilstanden mot enda mer markante algeoppblomstringer og sterkt forringet vannkvalitet. Vannforskriften sier da også at tilstanden i en vannforekomst ikke skal forringes, selv om vannforekomsten fortsatt er i god tilstand (Direktoratsgruppa 2015). Miljømålet om god tilstand er et minimumsmål, og det er fullt mulig å fastsette strengere mål lokalt, slik det f.eks. er gjort for Mjøsa (Løvik mfl. 2017). Det er rimelig å anta at de viktigste kildene til tilførsler av næringsstoffer til Næra er jordbruksaktiviteter (inklusive husdyrhold) samt avløpsvann fra bebyggelsen i nedbørfeltet.

Så vel tilførselene av næringsstoffer som mengden og sammensetningen av planteplankton kan variere betydelig fra år til år som følge av variasjoner i vær- og avrenningsforholdene samt variasjoner i de menneskeskapte aktivitetene i nedbørfeltet. De samme faktorene påvirker også miljøtilstanden i elver og bekker. Vi anbefaler at overvåkingen av Næra og tilløpsbekkene videreføres i minst ett år til, slik kommunen har planlagt. Dette vil gi et sikrere grunnlag for å fastslå innsjøens og tilløpsbakkens faktiske tilstand, og det vil være et nødvendig verktøy for å kunne vurdere effektene av gjennomførte tiltak i framtida.

6 Litteratur

Aanes, K. J., 1980. A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway. In: *Advances in Ephemeroptera Biology* Ed John F Flannagan and K Eric Marshall Plenum Publishing Corp, New York. 419-442.

Aanes, K. J. & T. Bækken, 1995. Use of macroinvertebrates to classify water quality. Report No. 2 A. Acidification. NIVA Report. 47 s.

Aanes, K. J. & T. Bækken, 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr 1. Generell del. NIVA rapport 2278-1989. 62 s.

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, SFT. Veiledning 97:04. TA 1468/1997. 31 s.

Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse, 1983. The performance of a new biological water-quality score system based on macroinvertebrates over a wide-range of unpolluted running-water site. *Water Res* 17(3): 333-347.

Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5-15 m. NIVA-rapport lnr. 2001. 44 s.

Brettum, P. og Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA-report 4818-2004. 33 pp. + 164 fact-sheets.

Buffagni, A., S. Erba, M. Cazzola, J. Murray-Bligh, H. Soszka & P. Genoni, 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia* 566: 379-399.

Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk (DVF) 1977. Fiskeribiologiske undersøkelser i Moelva og Mesnavassdraget i 1976. DVF rapport nr. 7. 41 s.

Direktoratsgruppa, 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann: Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften, Direktoratets gruppa for gjennomføringen av vanndirektivet: 184 s.

Direktoratsgruppa 2010. Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. <http://www.vannportalen.no>.

Direktoratsgruppa 2015. Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratets gruppa for gjennomføring av vanndirektivet. 263 s. <http://www.vannportalen.no>.

EN, European Committee for Standardization, 2009. Water quality - Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water. EN 15708:2009.

Eriksen, T. E., Jannicke S. M, Brittain, J. E., Saltveit, S. J., Bækken, T., In prep. Macroinvertebrate community responses to phosphorus in Norwegian streams.

- Halvorsen, G., Schartau, A.K. og Hobæk, A. 2002. Planktoniske og litorale krepsdyr. I: Aagaard, K., Bækken, T. og Johnsson, B. (red.). Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA Temahefte 21. NIVA-rapport 4590-2002. 48 s.
- Hawkes, H. A., 1998. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. *Water Res* 32(3): 964-968.
- Holtan, H. 1977. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 7. Undersøkelser i 1976. NIVA-rapport, O-91/69. 45 s.
- Jeppesen, E., Moss, B., Bennion, H. mfl. 2010. Interactions of climate change and eutrophication. In: Kernan, M., Batterbee, R.W. and Moss, B. (eds.). *Climat change impacts on freshwater ecosystems*. Wiley-Blackwell: 119-151.
- Kjellberg, G. 1999. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1998. NIVA-rapport 4023-1999. 54 s.
- Kjellberg, G. 2006. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 2003. NIVA-rapport 5192-2006. 32 s.
- Kulsvehagen, E. 1981. Hydrografi, oksygenforbruk og primærproduksjon i Næra. Hovedfagsoppgave i limnologi. Institutt for Marinbiologi og Limnologi. Avdeling for Limnologi. Universitetet i Oslo. 160 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T. mfl. 2016. ØKOSTOR: Økosystemovervåking av store innsjøer 2015. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht. vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-587, NIVA-rapport 7070-2016. 151 s.
- Løvik, J.E. 2010. Overvåking av vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 2009. NIVA-rapport 5965-2010. 32 s.
- Løvik, J.E., Bækken, T., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2011. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2010. NIVA-rapport 6132-2011. 81 s.
- Løvik, J.E. og Brettum, P. 2013. Overvåking av vassdrag i Ringsaker. Undersøkelser av innsjøer og bekker i 2012. NIVA-rapport 6522-2013. 37 s.
- Løvik, J.E. og Skjelbred, B. 2015. Vurdering av vannkvaliteten i innsjøen Næra i tilknytning til rapportert fiskedød sommeren 2015. NIVA-notat, journalnr. 1858/15, datert 17. desember 2015. 7 s.
- Løvik, J.E. og Skjelbred, B. 2016. Overvåking av vannforekomster i Ringsaker kommune i 2015. NIVA-rapport 7036-2016. 40 s.
- Løvik, J.E., Lyche Solheim, A., Eriksen, T.E., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2017. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2016. NIVA-rapport 7144-2017. 96 s.
- Nordgulen, Ø. 2005. Mjøsregionen, berggrunnskart M 1:125 000. Norges geologiske undersøkelse.
- Paisley, M. F., D. J. Trigg & W. J. Walley, 2014. Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: Derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Res Appl* 30(7): 887-904.
- Ruiter, H., Helland, A., Kaurin, M. og Bremnes, T. 2015. Vannovervåking i elver og innsjøer, Hedmark 2014, Rambøll rapport 1350005286. 43 s. + vedlegg.

Schneider, S. C. 2011. "Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers." *Science of the Total Environment* 409(6): 1164-1171.

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. 2009. Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 1206-1211.

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665(1): 143-155.

Urabe, J., Gurung, T.B. og Yoshida, T. 1999. Effects of phosphorus supply on phagotrophy by the mixotrophic alga *Uroglena americana* (Chrysophyceae). *Aquat Microb Ecol* 18: 77-83.

Van De Bund, W., 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1: Rivers. JRC scientific and technical reports EUR 23838 EN/1 136 s.

Wright, R., T. Eriksen & S. Schneider, 2013. Nitrogen dose-response relationships: benthic algae and macroinvertebrates in running water. NIVA rapport 6596-2013. 19 s.

7 Vedlegg

Tabell 11. Temperatur i Næra ved tre prøvestasjoner i 2016.

	Dyp, m	26.05.2016	14.06.2016	25.07.2016	22.08.2016	20.09.2016	17.10.2016
Næra N	1,0	11,0	17,2	21,5	17,9	15,6	8,2
	2,0	10,8	16,8	21,2	17,7	15,6	8,2
	4,0	10,7	16,2	20,3	17,7	15,6	8,2
	6,0	10,5	11,5	16,7	14,3	15,3	8,2
	8,0	8,4	8,2	13,0	10,6	13,8	8,2
	10,0	6,5	7,5	9,9	9,9	10,2	8,2
	12,0				8,7	9,6	8,2
	15,0	6,0	6,8	9,3	8,1	8,5	8,2
	20,0				7,9		8,0
	21,0	6,0	6,8	7,7		8,2	
Næra M	1,0	10,6	17,1	21,5	18,2	15,7	6,5
	2,0	10,1	17,0	21,2	18,2	15,7	6,6
	3,0	9,7	16,7	20,5	18,1	15,7	6,6
	4,0	9,5	16,0	18,4	17,7	15,6	6,6
	6,0	8,4	12,4	18,4	14,6	15,1	6,6
	8,0	8,0	8,8	11,3	11,3	13,2	6,5
Næra S	1,0	10,7	17,1	21,5	17,6	15,3	6,9
	2,0	10,6	16,8	20,8	17,5	15,3	7,0
	4,0	10,3	15,1	19,6	16,7	15,2	7,0
	6,0	10,2	13,7	16,5	16,2	15,0	7,0
	8,0	8,6	8,3	12,3	12,5	11,1	7,0
	10,0	7,0	7,2	12,2	8,7	8,6	7,0
	12,0	5,4	6,4	11,1	7,7	7,6	7,0
	15,0	5,2	5,7	7,2	6,6	6,8	6,7
	18,0	4,8	5,7	6,7	6,5	6,5	6,5

Tabell 12. Oksygen-konsentrasjoner ved tre prøvestasjoner i Næra i 2016.

	Dyp m	26.05.2016 mg O/l	14.06.2016 mg O/l	25.07.2016 mg O/l	22.08.2016 mg O/l	20.09.2016 mg O/l	17.10.2016 mg O/l
Næra N	1	10,6	9,6	9,3	9,1	9,6	7,9
	10	8,9	8,4	6,1	4,5	5,5	7,9
	21	8,8	8,0	5,3	4,2	2,8	7,7
Næra M	1	10,4	9,3	9,6	9,1	9,0	9,1
	4	10,1	9,1	7,4	8,7	9,2	9,1
	8	8,5	6,7	1,5	0,2	3,3	9,0
Næra S	1	10,6	9,3	9,3	8,7	9,2	8,4
	8	9,6	7,6	7,6	4,5	1,8	8,3
	18	6,0	6,4	6,4	1,6	1,0	2,3

Tabell 13. Oksygen-metning ved tre prøvestasjoner i Næra i 2016.

	Dyp m	26.05.2016 %	14.06.2016 %	25.07.2016 %	22.08.2016 %	20.09.2016 %	17.10.2016 %
Næra N	1	94,6	99,9	105,4	96,0	96,6	67,1
	10	72,4	70,1	53,9	39,8	49,0	67,1
	21	70,7	65,6	44,5	35,4	23,8	65,0
Næra M	1	93,5	96,6	108,8	96,6	90,7	74,0
	4	88,5	92,3	78,9	91,4	92,6	74,2
	8	71,8	57,7	13,7	1,8	31,5	73,2
Næra S	1	95,5	96,6	105,4	91,3	91,9	69,0
	8	82,3	64,7	71,0	42,3	16,4	68,4
	18	46,7	51,0	52,3	13,0	8,1	18,7

Tabell 14. Siktedyp og kjemiske data fra Næra stasjon N i 2016.

	Dyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	pH	Kond. mS/m	Turb. FNU	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Kalsium mg/l	Klorofyll-a µg/l	Sikted. m
26.05.2016	0-8	13	724	7,3	6,53	0,70	46	7,0	7,86	8,3	3,2
14.06.2016	0-8	9,5	737	7,2	6,37	0,63	44	6,8		2,4	3,7
25.07.2016	0-8	9,6	622	7,4	6,67	1,1	38	6,7		2,6	3,7
22.08.2016	0-8	11	624	7,3	6,76	0,73	34	7,4	8,33	2,1	4,0
20.09.2016	0-8	9,4	488	7,5	6,77	0,82	34	7,0		3,8	4,3
17.10.2016	0-8	11	554	7,0	6,87	1,8	33	7,0		1,5	3,4
Min		9,4	488	7,0	6,37	0,63	33	6,7	7,86	1,5	3,2
Maks		13	737	7,5	6,87	1,8	46	7,4	8,33	8,3	4,3
Middel		10,6	625	7,3	6,66	0,96	38	7,0	8,10	3,5	3,72
St.avvik		1,4	96	0,2	0,18	0,44	5,6	0,2	0,33	2,5	0,4
26.05.2016	21	10	615	7,0	6,85	0,58	42	7,0			
14.06.2016	21	8,8	779	6,9	6,73	0,52	40	6,9			
25.07.2016	21	9,0	666	6,9	6,89	0,56	39	6,4			
22.08.2016	21	8,4	792	6,8	7,01	1,1	37	6,4			
20.09.2016	21	7,8	670	7,0	7,14	0,47	38	6,8			
17.10.2016	21	8,6	529	7,0	6,84	1,0	33	6,9			
Min		7,8	529	6,8	6,73	0,47	33	6,4			
Maks		10	792	7,0	7,14	1,1	42	7,0			
Middel		8,8	675	6,9	6,91	0,71	38	6,7			
St.avvik		0,7	100	0,1	0,14	0,27	3,1	0,3			

Tabell 15. *Siktedyp og kjemiske data fra Næra stasjon M i 2016.*

	Dyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	pH	Kond. mS/m	Turb. FNU	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Kalsium mg/l	Klorofyll-a µg/l	Sikted. m
26.05.2016	0-4	15	616	7,2	5,93	0,93	57	7,5	7,38	2,8	2,3
14.06.2016	0-4	13	709	7,3	6,22	0,79	49	7,1		1,7	4,1
25.07.2016	0-4	10	543	7,4	6,50	0,91	40	7,0		3,4	3,2
22.08.2016	0-4	11	501	7,5	6,61	0,77	37	6,9	8,26	3,2	3,6
20.09.2016	0-4	11	443	7,5	6,71	0,70	37	7,4		3,3	3,5
17.10.2016	0-4	12	480	7,2	6,75	1,9	38	7,2		2	3,8
Min		10	443	7,2	5,93	0,70	37	6,9	7,38	1,7	2,3
Maks		15	709	7,5	6,75	1,9	57	7,5	8,26	3,4	4,1
Middel		12,0	549	7,4	6,45	1,00	43	7,2	7,82	2,7	3,4
St.avvik		1,8	98	0,1	0,32	0,45	8,2	0,2	0,62	0,7	0,6
26.05.2016	8	12	576	7	6,26	0,95	51	6,8			
14.06.2016	8	11	723	6,8	6,22	0,96	49	6,8			
25.07.2016	8	17	652	6,8	6,68	2,2	48	6,6			
22.08.2016	8	14	532	6,9	7,19	5,3	49	6,3			
20.09.2016	8	12	539	7,2	7,17	1,3	61	8,2			
17.10.2016	8	11	481	7,2	6,74	1,0	37	7,2			
Min		11	481	6,8	6,22	0,95	37	6,3			
Maks		17	723	7,2	7,19	5,3	61	8,2			
Middel		12,8	584	7,0	6,71	2,0	49	7,0			
St.avvik		2,3	89	0,2	0,42	1,7	7,7	0,7			

Tabell 16. *Siktedyp og kjemiske data fra Næra stasjon S i 2016.*

	Dyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	pH	Kond. mS/m	Turb. FNU	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Kalsium mg/l	Klorofyll-a µg/l	Sikted. m
26.05.2016	0-6	16	640	7,2	5,53	1,0	63	7,2	6,96	5,2	2,3
14.06.2016	0-6	16	726	7,2	6,10	0,73	52	7,3		2,5	3,5
25.07.2016	0-6	11	532	7,4	6,48	1,3	42	7,1		3,2	3,0
22.08.2016	0-6	12	494	7,5	6,61	1,4	40	6,9	8,41	4,5	3,5
20.09.2016	0-6	9,7	411	7,5	6,75	0,63	39	7,2		2,6	3,9
17.10.2016	0-6	11	521	7,1	6,69	1,9	40	7,4		0,95	3,0
Min		9,7	411	7,1	5,53	0,63	39	6,9	6,96	0,95	2,3
Maks		16	726	7,5	6,75	1,9	63	7,4	8,41	5,2	3,9
Middel		12,6	554	7,3	6,36	1,2	46	7,2	7,69	3,2	3,2
St.avvik		2,7	112	0,2	0,47	0,47	9,6	0,2	1,03	1,5	0,6
26.05.2016	18	11	586	6,9	6,76	0,88	48	6,6			
14.06.2016	18	9,2	745	6,8	6,40	1,5	48	7,2			
25.07.2016	18	11	660	6,8	6,38	1,3	43	6,9			
22.08.2016	18	9,0	670	6,9	6,79	1,1	44	6,8			
20.09.2016	18	8,3	722	7,0	7,04	4,8	44	6,5			
17.10.2016	18	8,9	627	6,9	7,24	3,5	41	7,3			
Min		8,3	586	6,8	6,38	0,88	41	6,5			
Maks		11	745	7,0	7,24	4,8	48	7,3			
Middel		9,6	668	6,9	6,77	2,2	45	6,9			
St.avvik		1,2	59	0,1	0,34	1,6	2,8	0,3			

Tabell 17. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Næra stasjon N i 2016.Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/ m^3 våtvekt).

	26.05.2016	14.06.2016	25.07.2016	22.08.2016	20.09.2016	17.10.2016
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	-	0.96	-	-	-	-
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	-	2.08	1.43	-	-	-
<i>Jaaginema</i>	-	0.70	-	-	-	-
<i>Planktothrix isothrix</i>	23.10	3.04	20.37	20.06	20.67	-
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	-	-	-	-	0.48	-
<i>Snowella lacustris</i>	-	-	-	2.40	10.81	0.08
<i>Woronichinia naegeliana</i>	14.40	27.20	91.20	107.20	167.20	115.20
Sum - Cyanobakterier	37.50	33.98	113.00	129.67	199.17	115.28
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Botryococcus braunii</i>	-	-	0.64	1.60	0.32	-
<i>Carteria</i> (l= 8-10)	1.20	-	-	-	-	8.01
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	-	-	4.81	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	2.72	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0.56	2.24	0.84	0.28	0.56	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	5.61	8.01	7.21	-	3.20	0.80
Chlorophyta (d=10)	-	1.04	-	4.17	-	-
Chlorophyta (d=5)	-	2.08	5.21	1.56	5.73	1.04
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	-	-	3.20	3.20	1.60	1.60
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	-	-	2.16	2.16	-	-
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	-	0.37	-	-	-
<i>Gyromitus cordiformis</i>	1.80	1.35	0.60	-	0.30	0.90
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0.68	2.04	1.36	0.68	0.68	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	-	0.80	-	-	-
<i>Oocystis submarina</i>	1.12	0.56	3.36	2.24	1.12	1.12
<i>Paramastix conifera</i>	2.00	-	-	-	-	-
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	-	-	-	-	-	0.64
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	7.37	-	-
<i>Scenedesmus eornis</i>	-	-	1.20	7.21	8.01	4.81
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	0.80	0.80	1.20	-	1.20
<i>Stauridium privum</i>	-	-	4.01	2.00	6.01	2.00
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	-	-	-	-	-	0.30
Sum - Grønnalger	15.70	18.14	36.58	33.68	27.54	22.43
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)						
<i>Bicosoeca paropsis</i>	-	-	-	-	1.04	-
<i>Chromulina</i>	5.73	16.14	11.46	10.94	5.21	11.46
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	-	6.25	-	-	-	-
<i>Chrysococcus</i>	4.17	8.33	20.83	10.41	12.50	4.17
<i>Chrysococcus furcatus</i>	-	-	-	-	0.27	-
Chrysophyceae (<7)	8.33	13.02	32.28	9.89	7.81	8.85
Chrysophyceae (>7)	-	-	2.60	7.81	-	2.60
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	-	4.01	8.01	-	-	12.02
Chrysophyceae, hvilespore	8.81	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon</i>	20.83	3.20	-	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	2.00	-	0.27	12.28	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>	-	1.00	0.40	-	-	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	-	0.40	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0.72	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	0.48	13.22	11.61	7.21	-	0.66

<i>Dinobryon sociale</i>	27.04	9.91	-	0.18	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>stipitatum</i>	46.87	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	0.44	-	-	-	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	0.72	0.72	-	-	-
<i>Kephyrion littorale</i>	-	0.88	0.88	-	-	-
<i>Mallomonas</i>	19.53	10.52	12.02	6.01	12.02	-
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	12.02	4.81	12.02	2.40	12.02	7.21
<i>Mallomonas caudata</i>	-	19.53	13.02	13.02	13.02	4.34
<i>Mallomonas crassisquama</i>	0.07	1.47	0.98	-	-	-
<i>Mallomonas punctifera</i>	3.81	1.90	-	-	1.27	1.27
<i>Mallomonas tonsurata</i>	-	-	1.80	-	0.60	-
<i>Ochromonas</i>	-	1.92	1.92	-	-	-
<i>Paraphysomonas</i>	-	-	10.73	2.15	10.73	17.18
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	-	-	0.80	-	-	-
<i>Spiniferomonas</i>	3.69	4.61	9.21	0.92	-	8.29
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	5.53	2.76	1.84	-
<i>Synura</i>	64.10	55.08	2.00	0.67	-	-
<i>Synura splendida</i>	-	-	-	-	0.67	0.33
<i>Uroglena</i>	2.40	-	-	-	-	-
<i>Uroglenopsis americana</i>	539.94	269.17	19.23	105.75	59.28	-
Sum - Gullalger	770.53	446.14	178.73	192.40	138.27	78.37

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	-	1.20	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	5.51	5.51	45.52	6.61	2.64	35.98
<i>Aulacoseira alpigena</i>	0.85	17.88	51.63	2.84	-	-
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	-	1.00	0.67	0.67	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	-	-	0.28	6.27	7.81
<i>Stephanodiscus medius</i>	3.20	3.20	6.41	2.00	-	4.01
<i>Tabellaria flocculosa</i>	6.41	-	-	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	1.12	-	-	1.60	5.92	36.16
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	0.08	0.24	-	-	-	-
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	-	1.60	-	-	-	-
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	4.80	15.40	1.60	7.60	1.60	1.60
<i>Urosolenia eriensis</i>	-	-	-	-	0.40	0.20
<i>Urosolenia longisetata</i>	0.30	2.10	2.00	1.60	2.00	1.60
Sum - Kiselalger	22.27	48.14	107.83	23.19	18.84	87.36

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	-	3.60	4.81	4.81	6.01	2.40
Sum - Pedinnelider	0.00	3.60	4.81	4.81	6.01	2.40

Raphidophyceae (Nåleflagellater)

<i>Merotricha capitata</i>	-	-	-	2.12	2.65	-
Sum - Nåleflagellater	0.00	0.00	0.00	2.12	2.65	0.00

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0.80	-	0.80	4.01	-	0.80
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	-	-	-	-	1.60	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	4.01	1.00	6.01	8.01	1.34	-
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	16.83	2.40	44.86	12.82	22.43	12.82
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	28.04	4.01	37.38	5.34	10.68	8.01
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	10.82	-	25.23	18.02	3.60	10.81
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	0.82	0.41	0.41	2.05	0.82	0.41
<i>Cryptomonas</i> (l=8-10)	-	-	1.28	-	-	-

<i>Katablepharis ovalis</i>	7.21	15.86	19.47	10.09	18.02	2.16
<i>Plagioselmis lacustris</i>	11.22	11.22	62.49	12.82	22.43	6.41
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	7.21	13.22	52.87	21.63	9.61	3.60
<i>Telonema</i>	-	-	1.44	2.16	2.16	1.44
Sum - Svelgflagellater	86.95	48.12	252.23	96.95	92.70	46.47
Haptophyta (Svepeflagellater)						
<i>Chrysochromulina parva</i>	18.59	32.68	7.69	4.49	4.81	3.52
Sum - Svepeflagellater	18.59	32.68	7.69	4.49	4.81	3.52
Dinophyceae (Fureflagellater)						
<i>Ceratium hirundinella</i>	-	9.75	19.50	3.25	6.50	-
Dinophyceae	0.35	-	-	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	-	-	12.02	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	12.02	2.40	1.40	1.40	2.80	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	2.52	3.78	-	-	-
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	-	-	2.80	5.61	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	2.19	2.19	2.19	3.65	5.11	8.76
<i>Gyrodinium helveticum</i>	5.40	2.40	0.90	3.00	1.80	2.40
<i>Katodinium fungiforme</i>	-	-	-	1.00	1.00	-
<i>Parvodinium goslaviense</i>	-	-	5.07	15.22	10.15	5.07
<i>Parvodinium umbonatum</i>	-	-	4.54	9.08	13.62	-
<i>Peridinium willei</i>	-	4.50	9.00	9.00	4.50	-
<i>Prosoanlax lacustris</i>	-	-	-	-	-	2.00
<i>Tyrannodinium edax</i>	-	-	-	4.01	2.00	2.00
Sum - Fureflagellater	19.96	23.76	58.40	52.41	53.09	20.24
Euglenophyta (Øyعالger)						
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	-	-	-	-	1.32	-
Sum - Øyعالger	0.00	0.00	0.00	0.00	1.32	0.00
Choanozoa (Krageflagellater)						
Krageflagellater	2.08	4.69	6.77	3.12	4.17	3.12
Sum - Krageflagellater	2.08	4.69	6.77	3.12	4.17	3.12
Ubestemte taksa						
µ-alger, Picoplankton	4.85	9.57	13.78	7.53	4.69	5.13
Heterotrof flagellat (l<15)	2.40	3.60	3.20	4.81	9.61	4.81
Sum - Ubestemte taksa	7.25	13.18	16.98	12.34	14.30	9.93
Sum - Planteplankton	980.83	672.43	783.02	555.17	562.85	389.13

Tabell 18. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Næra stasjon M i 2016. Verdier gitt i mm^3 / m^3 (=mg/ m^3 våtvekt).

	26.05.2016	14.06.2016	25.07.2016	22.08.2016	20.09.2016	17.10.2016
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	-	4.55	2.60	-	-	-
<i>Planktobrix isothrix</i>	0.30	-	4.86	10.34	2.13	-
<i>Snowella lacustris</i>	-	-	-	0.09	34.84	0.08
<i>Woronichinia naegeliana</i>	21.60	31.20	111.20	91.20	119.20	96.00
Sum - Cyanobakterier	21.90	35.75	118.66	101.63	156.17	96.08

Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)

<i>Carteria</i> (l=20-25)	-	1.12	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=10 d=3)	-	-	0.40	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	-	-	-	-	0.68	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	-	-	9.61	-	-	2.40
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	-	2.52	-	-	0.28	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	2.40	0.80	6.41	4.81	5.61	1.60
Chlorophyta (d=10)	-	-	6.25	-	-	-
Chlorophyta (d=5)	-	0.52	1.56	3.12	1.04	2.86
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	-	-	0.80	6.41	1.60	1.60
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	-	-	-	-	2.16	-
<i>Elakatothrix</i>	-	-	-	-	-	0.07
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	-	0.37	0.19	-	-
<i>Gyromitus cordiformis</i>	2.70	-	0.60	0.60	-	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0.68	3.40	2.04	1.36	2.38	1.02
<i>Oocystis rhomboidea</i>	-	-	0.80	-	-	-
<i>Oocystis submarina</i>	-	1.12	0.56	1.12	1.12	1.40
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	-	4.91	-
<i>Polytoma</i>	-	-	-	-	2.40	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	0.40	-	0.80	0.20	0.80
<i>Staurastrum paradoxum</i>	-	-	-	-	0.25	-
<i>Stauridium primum</i>	-	-	1.34	8.01	1.00	1.34
<i>Stauridium tetras</i>	-	-	0.40	0.03	-	-
<i>Tetradismus dimorphus</i>	-	-	1.60	-	-	-
Sum - Grønnalger	5.79	9.89	32.75	26.45	23.65	13.10

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca paropsis</i>	-	-	-	-	-	0.26
<i>Chromulina</i>	2.08	11.46	9.37	17.18	1.04	11.46
<i>Chrysococcus</i>	-	2.08	22.91	6.25	6.25	8.33
Chrysophyceae (<7)	4.69	0.52	11.98	16.14	18.23	6.25
Chrysophyceae (>7)	2.60	2.60	5.21	-	-	1.30
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	-	-	4.01	-	-	5.01
Chrysophyceae, hvilespore	15.22	1.20	-	-	-	-
<i>Dinobryon</i>	44.86	-	1.60	0.53	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	-	-	12.28	3.32	10.95
<i>Dinobryon borgei</i>	-	0.20	0.40	0.20	0.10	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	-	0.40	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0.21	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	0.18	6.73	5.01	15.82	1.05	21.03
<i>Dinobryon sociale</i>	24.04	-	-	12.02	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>stipitatum</i>	24.64	0.23	1.80	-	0.08	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	-	1.32	-	-	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	-	0.72	0.72	0.36
<i>Kephyrion littorale</i>	-	0.44	3.08	-	-	-
<i>Mallomonas</i>	12.02	6.61	20.03	5.01	9.01	1.00
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	28.84	16.82	16.82	7.21	22.83	-
<i>Mallomonas akrokomos</i>	-	0.20	-	-	-	-
<i>Mallomonas caudata</i>	6.51	-	8.68	17.36	17.36	0.33
<i>Mallomonas crassisquama</i>	-	-	-	0.98	-	-
<i>Mallomonas punctijera</i>	1.90	-	-	1.27	1.27	0.10
<i>Ochromonas</i>	3.85	-	1.92	1.92	0.96	-
<i>Paraphysomonas</i>	-	-	4.29	4.29	2.15	3.22
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	-	-	0.80	-	-	-

<i>Spiniferomonas</i>	1.84	7.37	5.53	-	3.69	0.92
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	-	4.61	0.92	-
<i>Synura</i>	80.12	6.01	-	0.67	-	0.67
<i>Synura splendida</i>	-	-	-	-	2.00	3.00
<i>Uroglena</i>	6.17	-	-	6.41	-	-
<i>Uroglenopsis americana</i>	513.91	89.72	60.88	185.05	103.35	6.01
Sum - Gullalger	773.67	152.19	186.05	315.92	194.33	80.19
Bacillariophyta (Kiselalger)						
<i>Asterionella formosa</i>	4.41	3.08	49.19	4.41	0.06	72.69
<i>Aulacoseira alpigena</i>	3.41	2.38	0.57	-	-	-
<i>Aulacoseira italica</i>	-	-	0.33	-	-	-
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	3.00	-	-	0.67	2.00	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	-	-	-	0.28	0.83
<i>Stephanodiscus medius</i>	0.60	-	1.13	-	1.13	1.13
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	0.08	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	0.80	-	-	-	1.12	9.44
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	0.08	-	-	-	-	-
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0.80	-	-	-	-	-
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0.80	-	-	-	-	-
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	4.40	0.80	4.60	7.20	1.00	0.40
<i>Ulnaria ulna</i>	-	-	-	-	0.60	-
<i>Urosolenia longiseta</i>	0.30	1.20	4.81	1.60	1.00	4.01
Sum - Kiselalger	18.60	7.47	60.71	13.88	7.19	88.50
Dictyochophyceae (Pedinnelider)						
<i>Pseudopedinella</i>	-	-	-	-	1.07	2.15
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	-	10.81	-	-	-	1.20
Sum - Pedinnelider	0.00	10.81	0.00	0.00	1.07	3.35
Raphidophyceae (Nåleflagellater)						
<i>Merotricha capitata</i>	-	-	-	-	21.23	-
Sum - Nåleflagellater	0.00	0.00	0.00	0.00	21.23	0.00
Cryptophyta (Svelgflagellater)						
<i>Chroomonas</i>	6.81	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	-	-	-	-	3.20	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	5.01	0.80	12.02	24.03	6.01	3.34
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	21.63	5.77	56.07	8.01	28.84	24.03
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	4.01	6.41	13.35	16.02	16.02	37.38
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	10.82	12.98	7.21	14.42	7.21	14.42
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	-	-	-	2.87	0.41	1.64
<i>Cryptomonas</i> (l=8-10)	-	-	2.56	-	-	-
<i>Goniomonas truncata</i>	-	-	-	0.96	-	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	5.05	10.09	20.91	18.02	25.24	2.88
<i>Plagioselmis lacustris</i>	25.64	20.83	70.50	25.64	13.62	14.42
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	4.81	25.23	72.10	15.62	4.81	2.40
<i>Telonema</i>	-	0.72	1.44	2.88	-	0.72
Sum - Svelgflagellater	83.76	82.83	256.15	128.48	105.35	101.24
Haptophyta (Svepeflagellater)						
<i>Chrysochromulina parva</i>	9.29	14.74	10.89	9.29	2.56	1.76
Sum - Svepeflagellater	9.29	14.74	10.89	9.29	2.56	1.76
Dinophyceae (Fureflagellater)						

<i>Ceratium hirundinella</i>	9.75	-	3.25	16.25	-	-
<i>Dinophyceae</i>	-	1.44	-	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	-	-	-	-	6.01	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	2.10	-	-	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	-	4.41	0.63	1.26	1.26
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	-	14.02	1.40	1.40	-
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	-	-	-	0.67	0.67	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	0.73	-	2.92	1.46	-	0.73
<i>Gyrodinium helveticum</i>	3.90	0.60	0.30	0.30	1.20	2.40
<i>Parvodinium goslaviense</i>	-	-	5.07	20.29	20.29	-
<i>Parvodinium umbonatum</i>	-	-	29.50	15.89	49.93	-
<i>Peridinium willei</i>	-	-	9.00	18.00	9.00	-
<i>Tyrannodinium edax</i>	-	1.20	-	-	-	-
Sum - Fureflagellater	16.48	3.24	68.48	74.89	89.76	4.39
Euglenophyta (Øyealger)						
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	-	-	-	-	6.61	2.20
Sum -Øyealger	0.00	0.00	0.00	0.00	6.61	2.20
Choanozoa (Krageflagellater)						
<i>Aulomonas purdyi</i>	-	-	-	-	-	0.26
Krageflagellater	1.56	1.56	13.02	-	2.08	6.77
Sum - Krageflagellater	1.56	1.56	13.02	0.00	2.08	7.03
Ubestemte taksa						
µ-alger, Picoplankton	5.53	15.82	0.04	6.97	0.02	4.27
Heterotrof flagellat (l<15)	3.60	0.80	3.60	3.60	6.01	2.60
Sum - Ubestemte taksa	9.13	16.62	3.65	10.57	6.03	6.87
Sum - Planteplankton	940.19	335.12	750.36	681.11	616.03	404.70

Tabell 19. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Næra stasjon S i 2016. Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/ m^3 våtvekt).

	26.05.2016	14.06.2016	25.07.2016	22.08.2016	20.09.2016	17.10.2016
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	0.48	0.96	-	-	-	-
<i>Geitlerinema</i>	-	-	0.12	-	-	-
<i>Jaaginema</i>	-	-	-	-	0.70	-
<i>Planktothrix isoëtrix</i>	14.90	13.07	3.65	4.26	3.04	1.82
<i>Snowella lacustris</i>	-	0.09	-	0.27	21.63	7.21
<i>Woronichinia naegelianana</i>	12.80	22.40	98.40	115.20	107.20	51.20
Sum - Cyanobakterier	28.18	36.52	102.17	119.73	132.57	60.23
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Botryococcus braunii</i>	-	-	0.32	-	0.64	0.32
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	2.40	0.72	4.81	-	-	1.44
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	1.36	6.81	1.36	-	2.72	0.68
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	-	0.56	0.56	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	15.22	7.21	6.41	4.01	12.02	2.40
Chlorophyta (d=10)	-	-	-	-	0.62	-

Chlorophyta (d=5)	2.60	0.52	3.12	3.12	2.08	2.08
Chlorophyta (d=8)	-	-	-	10.02	1.43	-
<i>Desmodesmus abundans</i>	-	-	1.60	-	-	-
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	-	-	3.20	0.40	1.60	1.60
<i>Elakatothrix genevensis</i>	0.19	-	0.19	0.19	-	-
<i>Eudorina elegans</i>	-	-	-	-	0.84	-
<i>Gyromitus cordiformis</i>	1.50	0.54	-	-	0.30	-
<i>Monomastix</i>	-	-	-	2.40	-	2.40
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	2.72	3.40	6.81	1.36	0.68
<i>Oocystis submarina</i>	-	-	2.80	0.56	1.12	1.40
<i>Paramastix conifera</i>	-	0.20	0.33	-	-	-
<i>Paulschulzia pseudovolvoc</i>	-	-	-	1.43	-	1.72
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	-	0.74	-
<i>Scenedesmus eornis</i>	-	-	-	1.80	6.41	1.60
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	0.80	-	1.20	1.60	0.80
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	-	-	-	-	0.55	-
<i>Staurastrum pingue</i>	-	-	0.35	-	-	-
<i>Stauridium primum</i>	-	-	2.00	4.01	6.01	3.00
<i>Stauridium tetras</i>	-	-	0.27	1.60	-	-
<i>Tetrademus dimorphus</i>	-	-	-	-	-	1.20
Sum - Grønnalger	23.28	20.09	30.74	37.55	40.05	21.35

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Chromulina</i>	3.12	12.50	11.46	29.16	6.25	5.73
<i>Chrysidiastrium catenatum</i>	-	0.21	1.40	1.40	-	-
<i>Chrysococcus</i>	-	10.41	20.83	35.41	8.33	7.29
Chrysophyceae (<7)	11.46	27.08	27.08	17.18	24.47	4.69
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	-	-	4.01	-	1.20	11.02
Chrysophyceae, hvilespore	8.81	0.40	-	2.00	-	-
<i>Dinobryon</i>	17.30	-	3.20	6.41	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	0.53	0.04	3.20	24.56	0.88	0.02
<i>Dinobryon borgei</i>	-	0.20	0.40	-	0.20	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	-	0.20	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0.21	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	2.60	7.57	11.61	0.20	1.08	1.92
<i>Dinobryon sociale</i>	14.42	0.48	0.60	2.40	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>stipitatum</i>	26.63	1.44	-	0.20	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	-	0.88	-	-	0.22
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	-	1.44	-	-
<i>Kephyrion littorale</i>	-	0.44	6.17	0.44	1.32	-
<i>Mallomonas</i>	33.04	4.21	15.02	5.01	4.01	1.80
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	16.82	7.21	2.40	2.40	16.82	-
<i>Mallomonas akrokomos</i>	-	-	-	0.33	-	-
<i>Mallomonas caudata</i>	-	0.65	17.36	34.71	17.36	0.33
<i>Mallomonas crassisquama</i>	0.98	0.07	2.94	0.98	-	-
<i>Mallomonas punctifera</i>	3.80	2.28	1.27	1.27	5.07	1.52
<i>Mallomonas schwemmleri</i>	-	-	0.27	-	-	-
<i>Mallomonas tonsurata</i>	-	-	3.00	0.60	1.80	-
<i>Ochromonas</i>	-	-	5.77	-	-	2.88
<i>Paraphysomonas</i>	2.15	-	10.73	10.73	4.29	3.81
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	-	-	-	-	-	0.36
<i>Spiniferomonas</i>	11.98	4.61	3.69	-	4.61	1.38
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	2.76	1.84	-	-
<i>Synura</i>	45.39	55.67	0.67	4.67	-	2.00
<i>Synura splendida</i>	-	-	-	-	1.67	3.40

<i>Uroglena</i>	4.01	-	-	-	-	1.44
<i>Uroglenopsis americana</i>	275.58	65.69	74.90	218.70	114.56	11.06
Sum - Gullalger	478.84	201.16	231.82	402.07	213.92	60.87
Bacillariophyta (Kiselalger)						
<i>Achnanthebidium minutissimum</i>	0.20	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	4.41	0.88	30.10	6.61	0.06	17.62
<i>Aulacoseira alpigena</i>	3.40	9.87	10.78	1.13	1.13	0.09
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	-	-	2.00	-	0.67	0.80
<i>Discostella stelligera</i>	-	-	-	-	-	3.60
<i>Eunotia bilunaris</i>	0.17	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	-	-	-	-	1.54
<i>Navicula</i>	0.67	-	-	-	-	-
<i>Stephanodiscus medius</i>	10.01	0.68	0.17	-	-	0.17
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.16	-	-	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	2.08	-	-	-	1.76	8.16
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	0.32	0.16	-	-	-	-
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0.53	-	0.53	-	0.53	-
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	2.20	3.20	4.40	11.20	1.60	1.60
<i>Urosolenia eriensis</i>	-	-	-	-	-	0.48
<i>Urosolenia longiseta</i>	-	0.72	4.81	1.20	3.40	4.33
Sum - Kiselalger	24.15	15.52	52.80	20.14	9.16	38.39
Dictyochophyceae (Pedinnelider)						
<i>Pseudopedinella</i>	2.15	4.29	2.15	6.44	-	-
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	-	10.81	3.60	3.60	2.40	5.41
Sum - Pedinnelider	2.15	15.11	5.75	10.05	2.40	5.41
Raphidophyceae (Nåleflagellater)						
<i>Merotricha capitata</i>	-	1.60	5.34	-	0.64	-
Sum - Nåleflagellater	0.00	1.60	5.34	0.00	0.64	0.00
Cryptophyta (Svelgflagellater)						
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	-	-	0.80	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	2.00	4.01	8.68	6.68	6.68	3.60
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	19.22	6.73	54.47	14.42	22.43	13.46
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	24.03	14.42	16.02	18.69	21.36	16.02
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	25.23	6.49	14.42	10.81	10.81	12.98
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	1.23	1.64	1.64	10.66	1.64	1.64
<i>Cryptomonas</i> (l=8-10)	-	-	5.77	-	0.64	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	15.14	18.75	12.98	12.26	33.89	2.52
<i>Plagioselmis lacustris</i>	19.23	24.03	30.44	30.44	30.44	8.01
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	3.60	25.23	85.32	24.03	14.42	8.41
<i>Telonema</i>	-	0.72	1.44	7.21	0.72	3.24
Sum - Svelgflagellater	109.69	102.01	231.97	135.20	143.03	69.89
Haptophyta (Svepeflagellater)						
<i>Chrysochromulina parva</i>	8.97	9.61	12.18	3.52	3.20	1.44
Sum - Svepeflagellater	8.97	9.61	12.18	3.52	3.20	1.44
Dinophyceae (Fureflagellater)						
<i>Ceratium hirundinella</i>	9.75	3.25	3.25	6.50	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	-	-	4.01	8.01	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	1.40	-	2.80	1.40	11.21	1.68
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	-	5.00	1.26	1.26	0.63

<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	-	8.41	-	2.80	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	0.73	1.04	7.00	6.00	5.11	1.46
<i>Gyrodinium helveticum</i>	2.70	0.30	-	0.30	2.10	2.40
<i>Parvodinium goslaviense</i>	-	-	-	10.15	43.39	-
<i>Parvodinium umbonatum</i>	2.27	-	15.89	2.27	13.62	0.17
<i>Peridinium willei</i>	-	-	36.00	85.50	9.00	9.00
<i>Prosoaulax lacustris</i>	-	0.20	-	-	-	-
Sum - Fureflagellater	16.85	4.79	82.36	121.39	88.49	15.34
Euglenophyta (Øyealger)						
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	-	-	2.20	-	2.20	1.32
Sum - Øyealger	0.00	0.00	2.20	0.00	2.20	1.32
Choanozoa (Krageflagellater)						
<i>Aulomonas purdyi</i>	-	-	-	-	-	0.26
Krageflagellater	3.12	1.56	8.33	2.08	2.08	9.63
Sum - Krageflagellater	3.12	1.56	8.33	2.08	2.08	9.89
Ubestemte taksa						
µ-alger, Picoplankton	4.01	13.82	9.29	0.04	7.97	4.39
Heterotrof flagellat (l<15)	4.41	3.20	4.81	3.20	2.00	4.61
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0.60	-	0.40	-	16.02	6.97
Sum - Ubestemte taksa	9.01	17.02	14.50	3.24	25.99	15.96
Sum - Planteplankton	704.24	425.00	780.16	854.98	663.74	300.10

Tabell 20. Dyreplankton ved tre stasjoner i Næra i 2016, basert på vertikale båttrekk.
1 = få individer, 2 = vanlig og 3 = rikelig/ dominerende.

Stasjon	N	N	N	N	N	N	M	S
Dyp, m	0-20	0-20	0-20	0-15	0-20	0-20	0-7	0-17
Dato	26. mai.	14. jun.	25. jul.	22. aug.	20. sep.	17. okt.	22. aug.	22. aug.
Hjuldyr (Rotifera):								
Keratella cochlearis	1						1	
Keratella hiemalis	1							1
Kellicottia longispina	2	2	1	2	1	1	1	2
Asplanchna priodonta		2	1	2	1	2	3	2
Synchaeta spp.	1	1	1	1			2	1
Ploesoma hudsoni			1			1	1	1
Polyarthra spp.		1					1	1
Filinia terminalis		1						
Conochilus spp.		1	1		1	1		
Krepsdyr (Crustacea):								
Hoppekreps (Copepoda):								
Hetercope appendiculata		1	1	1			1	1
Hetercope spp. naup.	2						1	1
Eudiaptomus gracilis	3	3	3	3	3	2	2	3
Diaptomidae indet. naup.	2	1	2	2	1	1	2	1
Cyclops scutifer		3	3	1	2	1		2
Mesocyclops leuckarti	1				1	1	2	
Thermocyclops oithonoides	2	2	1	2	2	2	2	3
Cyclopoida indet. cop.	3	2		1	1	1	2	2
Cyclopoida indet. naup.	2	2	2	3	2	3	2	3
Vannlopper (Cladocera):								
Leptodora kindtii	1		1	1			1	
Holopedium gibberum	1	1						
Daphnia galeata					1			1
Daphnia cristata	1	2	3	3	3	3	3	3
Daphnia spp.				1				1
Ceriodaphnia sp.				1				
Bosmina longispina	2	3	3	2	2	2	3	3
Bosmina longirostris		1		1	2	2	2	1
Polyphemus pediculus		1						
Chydorus sphaericus	1	2	2	2	2	2		
Sida crystallina							1	1

Tabell 21. Middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) ved Næra N den 22.8.2016.

	Daphnia cristata	Bosmina longispina
Middellengde, mm	0,69	0,41
Min, mm	0,58	0,36
Maks, mm	0,80	0,54
Antall målt	20	14

Tabell 22. *Kjemiske og hygienisk-bakteriologiske data fra tilførsbekker til Næra i 2016.*

Stasjon	Dato	E. coli kde/100 ml	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	pH	Turb. FNU	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Kalsium mg/l
Mysuholta 1	26.05.2016	44	20	719	7,2	0,82	79	8,4	7,32
	14.06.2016	54	12	631	7,5	0,83	34	4,8	
	25.07.2016	548	18	590		0,95	33	5,0	
	22.08.2016	201	12	761	7,6	0,74	37	5,6	13,7
	20.09.2016	130	12	680	7,6	0,50	40	7,0	
	17.10.2016	148	9,8	617	7,4	0,55	33	5,7	
	Middel	188	14,0	666	7,5	0,73	43	6,1	10,5
Median	139	12,0	656	7,5	0,78	36	5,7	10,5	
Mysuholta 2	26.05.2016	36	22	842	7,1	1,2	81	8,2	7,12
	14.06.2016	<1	10	634	7,3	0,63	54	7,1	
	25.07.2016	2	14	628		0,52	49	6,8	
	22.08.2016	1	13	665	7,3	0,63	55	7,1	12,1
	20.09.2016	2	14	585	7,5	0,63	48	10,3	
	17.10.2016	<1	15	699	7,1	1,1	58	7,6	
	Middel	7	14,7	676	7,3	0,79	58	7,9	9,61
Median	2	14,0	650	7,3	0,63	55	7,4	9,61	
Lonsvebekken	26.05.2016	15	28	1150	7,2	0,78	83	9,8	11,4
	14.06.2016	31	41	875	7,5	1,6	78	9,2	
	25.07.2016	99	63	944		4,5	107	14,2	
	22.08.2016	17	26	707	7,6	1,3	74	10,1	22,3
	20.09.2016	31	25	786	7,6	1,0	66	7,1	
	17.10.2016	99	26	753	7,2	0,83	58	9,3	
	Middel	49	34,8	869	7,4	1,67	78	10,0	16,9
Median	31	27,0	831	7,5	1,15	76	9,6	16,9	
Haugsvbekken	26.05.2016	47	25	1000	7,3	1,3	106	11,9	10,8
	14.06.2016	19	12	854	7,5	0,65	36	5,8	
	25.07.2016	980	14	633		0,91	35	5,8	
	22.08.2016	105	10	583	7,5	1,0	38	6,7	21,6
	20.09.2016	16	9,1	550	7,6	1,1	38	3,9	
	17.10.2016	157	7,8	575	7,4	0,87	32	6,5	
	Middel	221	13,0	699	7,5	0,97	48	6,8	16,2
Median	76	11,0	608	7,5	0,96	37	6,2	16,2	
Stenshullbekken	26.05.2016	7	37	2140	7,7	0,58	47	7,0	21,9
	14.06.2016	980	15	838	7,7	0,5	24	4,0	
	25.07.2016	140	17	668		0,68	22	3,8	
	22.08.2016	24	12	675	7,9	0,50	19	4,0	27,9
	20.09.2016	3	7,2	613	7,9	0,17	17	2,0	
	17.10.2016	3	6,1	871	7,7	0,21	19	4,5	
	Middel	193	15,7	968	7,8	0,44	25	4,2	24,9
Median	16	13,5	757	7,7	0,50	21	4,0	24,9	

Tabell 23. Liste over registrerte begroingsselementer fra 5 bekkestasjoner med innløp i Næra 2016. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Mikroskopiske organismer som vokser på/ blant andre begroingsselementer er angitt ved: x=sjelden, xx=vanlig, xxx=hyppig.

Takson	Mys-1	Mys-2	Lonsve	Haugsva	Stenshull
Cyanobakterier					
Leptolyngbya batrachosperma	xxx	xx			
Phormidium autumnale	xx		x	xxx	
Phormidium retzii		15			
Phormidium spp.				x	
Grønnalger					
Closterium spp.	x		xx		
Cosmarium spp.			x		
Microspora amoena					x
Mougeotia a (6 -12u)			xx		
Uidentifiserte coccale grønnalger				xx	
Kiselalger					
Uidentifiserte pennate	xxx	xxx	xxx	xx	xx
Rødalger					
Audouinella pygmaea		<1		xx	
Batrachospermum confusum	<1				
Batrachospermum gelatinosum		<1			
Rhodophyceae	x				
Gulgrønnalger					
Tribonema regulare			xx		
Vaucheria spp.	<1		xx	<1	<1
Nedbrytere					
Sphaerotilus natans			xx		x

Tabell 24. Taksaliste for bunnfauna. Prover er fra utvalgte stasjoner i Mysubolta, Lonsvebekken, Haugsvebekken og Stenshullbekken, samlet inn den 20.10.2016

Taksagruppe	Latinsk navn	Mys-1	Mys-2	Lonsve	Stenshull	Haugsv
Bivalvia	Pisidium sp.			12		
Bivalvia	Sphaeriidae indet.	3	68		16	3
Coleoptera	Colymbetinae indet. Lv.			6		
Coleoptera	Elmis aena Lv.	5				
Coleoptera	Elodes sp. Lv.	5			4	
Coleoptera	Hydraena sp. Ad.	344		120	88	70
Coleoptera	Ilybius sp. Lv.			1		
Coleoptera	Limnius volckmari Ad.	1				
Crustacea	Gammarus lacustris		22			
Diptera	Ceratopogonidae Indet. Lv.	60	32	10		8
Diptera	Chironomidae indet. Lv.	176	3912	1704	1056	896
Diptera	Culicidae indet. Lv.			2	2	
Diptera	Dicranota sp. Lv.	34		16	10	72
Diptera	Diptera indet. Lv.	6		1		2
Diptera	Empididae Indet. Lv.			16		
Diptera	Limoniidae indet. Lv.	16		2		6
Diptera	Pediciidae indet. Lv.		8		12	
Diptera	Psychodidae indet. Lv.	168			7	28
Diptera	Simuliidae indet. Lv.	64	232	88	44	56
Diptera	Tipulidae indet. Lv.			1		2
Ephemeroptera	Ameletus inopinatus Lv.					3
Ephemeroptera	Baetidae indet. Lv.	312			42	20
Ephemeroptera	Baetis muticus Lv.	152	72			148
Ephemeroptera	Baetis niger Lv.	224	8	376	104	2
Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.	1168	60	272	976	940
Ephemeroptera	Baetis sp. Lv.	456		10	24	32
Ephemeroptera	Heptagenia dalearlica Lv.		24			
Ephemeroptera	Heptagenia fuscogrisea Lv.	16		14		
Ephemeroptera	Heptagenia sp. Lv.	40	2			
Ephemeroptera	Heptageniidae indet. Lv.	30				
Ephemeroptera	Leptophlebiidae indet. Lv.		7	24		7
Ephemeroptera	Siphonurus sp. Lv.				22	
Gastropoda	Gyraulus sp.		1			
Gastropoda	Nesovitrea sp.			1	1	
Hirudinea	Helobdella stagnalis			4		
Hydrachnidia	Hydrachnidia Indet. Ad.	4	8	24	16	
Megaloptera	Sialis fuliginosa Lv.	1				
Megaloptera	Sialis sp. Lv.	1				
Oligochaeta	Oligochaeta indet.	20	12	64	4	20
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.	8	968			
Plecoptera	Amphinemura sulcicollis Lv.	8				
Plecoptera	Brachyptera risi Lv.	10			26	64
Plecoptera	Capniidae indet. Lv.	1				
Plecoptera	Capnopsis schilleri Lv.	28	2	56	136	10
Plecoptera	Diura nanseni Lv.	2	1			4
Plecoptera	Isoperla grammatica Lv.	15				
Plecoptera	Isoperla obscura/difformis Lv.	2				
Plecoptera	Isoperla sp. Lv.	15	360			
Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.	28	536		10	48
Plecoptera	Leuctra nigra Lv.	26	6		312	15
Plecoptera	Leuctra sp. Lv.	48	208	32	216	
Plecoptera	Nemoura cinerea Lv.				48	
Plecoptera	Nemoura sp. Lv.			8	80	
Plecoptera	Nemouridae indet. Lv.	2		264	120	40
Plecoptera	Nemurella pictetii Lv.			26	56	
Plecoptera	Perlodidae indet. Lv.		30			
Plecoptera	Protonemura meyeri Lv.	8				
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri Lv.	10				
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa Lv.		6			
Trichoptera	Chaetopteryx villosa/sahlbergi Lv.					4
Trichoptera	Goeridae indet. Lv.	14				3
Trichoptera	Halesus sp. Lv.			3		
Trichoptera	Hydropsyche angustipennis Lv.		4			
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula lv.		6			
Trichoptera	Hydropsyche sp. Lv.		5			
Trichoptera	Ithytrichia sp. Lv.		8			
Trichoptera	Limnephilidae indet. Lv.		4	16	78	2
Trichoptera	Limnephilus sp. Lv.			3		
Trichoptera	Neureclipsis bimaculata Lv.		188			
Trichoptera	Plectrocnemia conspersa Lv.	6		176	14	12
Trichoptera	Polycentropodidae indet. Lv.	4	336	40		6
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus Lv.	18	174			
Trichoptera	Potamophylax sp. Lv.			2		
Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.	18	46	8		22
Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.	12	96			8
Trichoptera	Sericostoma personatum Lv.	40	16			
Trichoptera	Sericostomatidae indet. Lv.	72				
Trichoptera	Silo pallipes Lv.	200				14
Trichoptera	Silo sp. Lv.	96				

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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