



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

2019

ISSN 2535-2806

MINA fagrapport 59

Interne tilførsler og omsetning av næringsstoffer i Østensjøvann, Ås kommune, 2017

Thrond O. Haugen
Gunnhild Riise
Thomas Rohrlack
Susanne Schneider
Johnny Kristiansen
Ståle Haaland



Haugen, T.O., Riise, G., Rohrlack, T., Schneider, S., Kristiansen, J. & Haaland, S. 2019.
Interne tilførsler og omsetning av næringsstoffer i Østensjøvann, Ås kommune, 2017. -
MINA fagrapport 59. 96 s.

Ås, juni 2019

ISSN: 2535-2806

RETTIGHETSHAVER

© Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Forskningsutvalget, MINA, NMBU

OPPDRAKSGIVER

PURA, Vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget

FORSIDEBILDE

Døgnkontinuerlig ekkoloddkartlegging med horisontal ekkonstråle fra fiksert rigg i Østensjøvann 2017.

Foto: Thron O. Haugen, NMBU

NØKKEORD

Biomanipulering, eutrofiering, økosystemtjenester, økosystemprosesser, næringsstoffomsetning, vannforskriften

KEY WORDS

Biomanipulation, eutrophication, ecosystem services, ecosystem processes, nutrient cycling, water framework directive

Thron O. Haugen (thrond.haugen@nmbu.no), Gunnhild Riise, Thomas Rohrlack, Susanne Schneider, Johnny Kristiansen og Ståle Haaland, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Postboks 5003 NMBU, NO-1432 Ås.

Forord

Med bakgrunn i innsendt tilbud av 02.03.2017 har NMBU-MINA fått i oppdrag, etter avtale med PURA av 13.03.2017, å gjennomføre en undersøkelse av næringsstoffomsetningen i Østensjøvann i 2017. Vedlagte rapport er utarbeidet med bakgrunn i denne undersøkelsen og det framsettes en vurdering av hvorvidt utfisking som biomanipuleringstiltak er relevant for varig forbedring av vannkvaliteten i denne vannforekomsten.

Kartleggingsarbeidet har blitt gjennomført med den vannøkologiske og limnologiske fagstaben ved NMBU-MINA, samt ved bruk av studenter som har deltatt i kursene NATF240 og NATF340. En spesiell takk til

Vi takker for meget nyttige innspill fra Christian Skov (DTU-Aqua, Danmark), Erik Jeppesen (Århus Universitet) og Åge Brabrand (Naturhistorisk museum, UiO) som alle har kvalitetssikret rapporten. Viktige bidrag kom også fra NMBUs interne kvalitetssikrer Jan Vermaat – som herved også takkes. En stor takk rettes til Marit Mjelde (NIVA) som kom med nyttige innspill til undervannsplanteresultatene samt tanker rundt en mulig reetablering av undervannsplanter i framtida. Til slutt vil vi også takke Olav Magnus Skulberg for informasjon om vannplantesamfunnet i Østensjøvann tilbake på 1960-tallet.

Vi håper funnene og rådene som framkommer av rapporten kommer til nytte i PURAs arbeid for å sikre god økologisk tilstand i Årungenvassdraget, som Østensjøvann er en del av. Benytter samtidig anledningen til å takke for et godt samarbeid med PURA under alle faser av arbeidet med prosjektet.

Ås, 15.06.2019



Thron O Haugen

Prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	17
2	Områdebeskrivelse	20
3	Materialer og metoder	21
3.1	Vannprøver	21
3.2	Sedimentprøver	22
3.3	Vannplanter	24
3.4	Fiskeanalyser	25
3.4.1	Ekkolodd	25
3.4.2	Ekskresjonsforsøk	30
3.4.3	Beregning av mortens bidrag til refluks av sedimentbundet fosfor	31
4	Resultater med kommentarer	33
4.1	Værforhold vekstsesongen 2017	33
4.2	Lagdeling og sirkulasjon i innsjøen	34
4.3	Omsetning av næringsstoffer, lys og algebiomasse	36
4.3.1	Næringsforhold	37
4.3.2	Tid-og-rom- variasjon i næringsstoffer	39
4.3.3	Lysforhold	41
4.3.4	Sedimenter som intern P-kilde	44
4.4	Vannplanter	49
4.5	Fiskeundersøkelsene	52
4.5.1	Diett hos inn- og utvandrende mort	52
4.5.2	Fiskens horisontale døgnvandring – biomasseforflytninger	54
4.5.3	Biomasse av fisk i pelagialen	56
4.5.4	Estimering av næringsstoffekskresjon fra mort i Østensjøvann 2017	58
4.6	Eksterne tilførsler	62

4.7	Fugleobservasjoner.....	63
5	Diskusjon.....	65
5.1	Næringsstoffomsetningen i Østensjøvann.....	65
5.2	Bio-manipulering ved utfiske	70
5.2.1	Relevans.....	70
5.2.2	Risikomomenter.....	73
5.3	Konklusjon og anbefalinger	77
6	Referanser.....	79
	Vedlegg.....	84

Utvidet sammendrag

Østensjøvann i Ås kommune har vært eutrofiert i mange tiår. Til tross for at omfattende tiltak i nedbørsfeltet, har bidratt til reduserte tilførsler av næringsstoffer har konsentrasjonen av disse i selve innsjøen stabilisert seg på et nivå som fortsatt ikke er tilfredsstillende i forhold til vannforskriftens målsetting. Med bakgrunn i denne situasjonen, har det blitt vurdert innsjøinterne tiltak, og da i første omgang biomanipulering ved et omfattende utfiske av særlig mort (*Rutilus rutilus*). En fiskeundersøkelse foretatt av NMBU i 2012 dokumenterte at Østensjøvann har en svært stor bestand av mort og kom også med anbefalinger om hvor stort kvantum av arten som bør tas ut ved et eventuelt utfiske. NMBU har også anbefalt at et eventuelt utfiske bør kombineres med grundige før-under-etterundersøkelser for å sikre god prosessforståelse og overføringsverdi til andre systemer. Med bakgrunn i disse rådene fikk NMBU i oppdrag fra PURA å gjennomføre en omfattende næringsstoffundersøkelse i Østensjøvann i 2017 med tanke på å etablere eventuelle før-data samt å på ny gjøre en kritisk vurdering av hvorvidt et utfiske kan være et egnet tiltak for å bedre vannkvaliteten i Østensjøvann. Basert på erfaringer fra utfiskingstiltak i andre innsjøer i Europa har undersøkelsen særlig fokusert på tre hypoteser som ansees sentrale for vurdering av relevansen av utfiskingstiltak:

1. Karpes fisk transporterer fosfor fra litoral til de åpne vannmasser der betydelig andel utgjøres av resirkulert fosfor fra sedimentene (Fosforpumpeeffekten)
2. Fisk virvler opp sediment eller/og transporterer sediment på andre måte til vannfasen slik at resirkulasjon av fosfor skjer (Bioturbasjon)
3. Utfiskingstiltak kan øke siktedyp så mye at undervannsplanter kan vokse i innsjøen

Undersøkelsen omfattet vannprøver tatt hver tredje uke gjennom hele vekstsesongen, dag- og natt vannprøveprofiler i juni, august og september fra både litoral og pelagial, samt dybdetranspekt av sedimentprofilprøver. Det ble gjennom hele vekstsesongen målt temperaturprofil hver time og for hver vannprøverunde ble det målt med multisonde blant annet oksygenmetning. Undervanns- og flytebladsplanter ble kartlagt og prøvetatt for måling av blant annet fosfor og biomasse. Det ble både foretatt prøvetaking med grabb og gjennomført detaljert ekkoloddkjøring ved sikksakk-kjøring i sonen mellom flytebladbeltet og ut til 4–5 m dyp. Omfattende fiskeundersøkelser ble gjennomført for detaljert kvantifisering av mortens bidrag til fosforomsetningen. Et felteksperiment der ekskresjon av

spesielt fosfor ble målt ved å holde enkeltmørt fra Østensjøvann i bøtter med vann fra samme innsjø fra solnedgang til soloppgang. Nettoendring av fosforinnhold ble målt fra vannprøver tatt i de respektive bøttene. Det ble også samlet inn mageprøver av utvandrende (litoral til pelagial) mort som ble samlet inn ved solnedgang samt tilsvarende for innvandrende mort ved soloppgang. Utvandrende og innvandrende biomasse av mort ble beregnet fra fastmontert ekkoloddrigg med horisontal lydstråle som målte døgnekstet over 3–5 døgn i juni, august og september. I tillegg til disse horisontale overvåkningsdataene med ekkolodd ble det gjennomført ordinær ekkoloddkjøring med dekningsgrad på 5,8 med vertikal stråle i september for å estimere den pelagiske biomassen av fisk.

Østensjøvann var termisk lagdelt i 2017 fra siste uke i mai til overgangen august/september. Som en konsekvens av denne sjiktningen var det i lange perioder oksygenfritt i bunnvannet på mer enn 4–5 m dyp gjennom juli og august. Med unntak av en periode i mai og tidlig juni var totalfosforkonsentrasjonen i de øvre produktive lagene høyere enn $50 \mu\text{g L}^{-1}$ (48–88 $\mu\text{g L}^{-1}$). De dypere lag hadde en stigning i tot. P utover vekstperioden (65–154 $\mu\text{g L}^{-1}$) med høyeste verdier i september, trolig på grunn av nedbrytning av dødt algemateriale. Til tross for reduserende forhold (oksygensvinn, en viss Fe-lekkasje, økt ledningsevne og dannelse av NH_4^+) i de dypere lag av innsjøen gjennom det meste av vekstsesongen var det alltid NO_3^- tilstede og derfor lite sannsynlig med fosforlekkasje fra sedimentene i 2017-sesongen. Dette fordi denitrifikasjon av NO_3^- skjer ved et høyere redokspotensiale enn for reduksjon av Fe^{3+} til Fe^{2+} , og NO_3^- bidrar derfor til at fosfor bundet til Fe ikke går i løsning (redoks-buffer). Tilførselen av fosfor fra de to hovedtilførselsbekkene varierte betydelig gjennom vekstsesongen, men var over $50 \mu\text{g L}^{-1}$ for de fleste av målingene og med ekstremverdier under et regnvær i september (645 $\mu\text{g tot. P L}^{-1}$). Siktedypet ble målt til å være mellom 0,5 (21.09) og 0,8 (22.06 og 11.07) meter og målinger av PAR-lys indikerte at eufotisk sone varierte mellom 1,5 og 2,2 meter. En betydelig del av det organiske materialet ble vurdert til å ha alloktont opphav i vår- og høstsirkulasjonen mens fytoplanktonbiomassen var en viktigere bidragsyter i juni-august-perioden. Klorofyll a (Chl-a), et mål for fytoplanktonbiomasse, samvarierte i stor grad med fordelingen av oksygen og pH. I august var algebiomassen på sitt høyeste (Chl- $a_{\text{max}} = 77,3 \mu\text{g L}^{-1}$) og det dype sprangsjiktet gjorde at Chl-a trengte dypere ned i vannmassene til under eufotisk sone. Det ble ikke funnet antydning til undervannsvegetasjon i noen av grabbprøvene som ble tatt i ytterkanten av flytebladsbeltet og på 2–4 m dyp i hele innsjøen. Prøver av flytebladsplantene, som utelukkende bestod av gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), utgjorde 14 tonn (våtvekt, 1,06 tonn

tørrvekt) og inneholdt totalt 4,01 kg fosfor for hele innsjøen. Nøkkerosene ble funnet i dybdeintervallet 0,5–2,2 m (snitt±SD: 1,38±0,53 m). Sedimentprofilene ble målt for ^{137}Cs for å vurdere både sedimenteringshastigheten og grad av bioturbasjon ved fem ulike dyp av innsjøen. Målingene indikerte liten grad av bioturbasjon dypere enn 4,5 m, men tydelig bio- og/eller vindturbasjon grunnere enn dette. Sedimenteringshastigheten var 9 mm i året på det dypeste partiet, som regnes som mye. Ekkolodd-dataene indikerte at den pelagiske biomassen av fisk var på 176 kg ha^{-1} , men dette er et minimumsestimat da de øvre 2–3 m blir underestimert ved bruk av utelukkende vertikal lydstråle. De stasjonære ekkoloddmålingene med horisontal stråle viste tydelige horisontale døgnvandringer av fisk fra litoral til pelagial ved solnedgang og tilbake til litoral ved soloppgang, og generelt svært liten fiskeaktivitet på dagtid i overgangssonen mellom litoral og de sentrale deler av innsjøen. Oppskalert fra ekkoloddberegningene var biomassen av den vandrende delen av bestanden litt mindre enn den estimerte pelagiske biomassen (utvandrende: $124\text{--}167 \text{ kg ha}^{-1}$; innvandrende: $111\text{--}155 \text{ kg ha}^{-1}$). Mageprøver av både utvandrende og innvandrende mort viste at den utvandrende morten hadde mellom 14,3 og 32 % sedimenter i magen og den innvandrende mellom 11,9 og 17,1 %. Ellers utgjorde zooplankton, for det meste små *Daphnia*-arter, henholdsvis 25,2–46,0 % og 34,3–60,5 % av dietten for de to vandringsgruppene. Ekskresjonsforsøkene ble brukt til etablering av en ekskresjonsformel der ekskresjon av fosfor pr time ble predikert fra fiskens kroppsmasse og vanntemperatur. Ved å kombinere ekskresjonsformelen med ekkolodd-dataene ble det totale fosforbidraget fra mort til innsjøens vannløst totalfosfor beregnet til $15\text{--}63 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ natt}^{-1}$ og det relative bidraget av sedimentfrigjort fosfor av mort til totalfosfor i pelagialen varierte mellom 3,5 % (juni) og 19 % (september). Til tross for disse tydelige fosforbidragene fra mort var det ingen tydelige forskjeller mellom dagtidsmålingene og nattetidsmålingene av fosfor for noen av månedene. I juni viste nattmålingene ved dypeste punkt en tydelig økning i total fosfor (men ikke $\text{PO}_4\text{-P}$), men ellers var det små forskjeller mellom dag og natt. Den totale transporten av sedimentfrigjort fosfor av morten ble beregnet til 1275 kg gjennom vekstsesongen (15. mai til 15. oktober), noe som er mer enn den beregnede årlige eksterne tilførselen av fosfor via innløpsbekkene (ca 1100 kg i 2017). Fugleregistreringer foretatt vår og høst 2017 viste 23 vanntilknyttede arter der artene grågås, toppdykker og stokkand var tilstede i hele observasjonsperioden (15. mai til 11. oktober).

Resultatene viser tydelig at Østensjøvann fremdeles er betydelig eutrofiert, med høye fosforkonsentrasjoner, høy fytoplanktonbiomasse, lavt siktedyp, oksygenvinn i hypolimnion,

fravær av undervannsplanter, beitepreget zooplanktonsamfunn (vurdert fra mageprøver), stor biomasse av omnivor fisk (mort). Rapporten diskuterer i lys av oppdatert internasjonal litteratur hvilken konsekvens disse funnene har for vurderingen av næringsstoffomsetningen i Østsjøsvann, i hvilken grad biomanipulering ved utfiske er et relevant tiltak og risikomomenter som et slikt tiltak kan innebære. Det konkluderes med at undersøkelsen har framskaffet data som støtter hypotese 1 ved at bidraget fra mort til frigjøring av sedimentbundet fosfor gjennom fosforpumpemekanismen er tydelig tilstede, om enn i litt mindre omfang enn i f.eks. Gjersjøen på 1980-tallet. Undersøkelsen har ikke framskaffet data som entydig støtter hypotese 2 om bioturbasjon fra fisken i innsjøen, men ¹³⁷Cs-metoden indikerer bioturbasjon ned mot 4 m. I tillegg påviste ekkoloddkjøring store fisk ned mot bunnen på 4-5 m dyp i sentrale deler av inn sjøen på dagtid i begynnelsen av september, som potensielt kan stå for bioturbasjon. Disse fiskene mistenkes å være brasme (*Abramis brama*), som er kjent fra litteraturen som en betydelig bioturbatør som også beiter effektivt på zooplankton på dagtid. Det ble påvist lite brasme i innsjøen i prøvefiske foretatt i 2012. Dersom brasmebestanden er i ferd med å øke i Østsjøsvann vil dette øke relevansen av et utfiskingstiltak. Det anbefales derfor at brasmesituasjonen kartlegges i Østsjøsvann raskest mulig. For den siste hypotesen, om utfiskingstiltak vil kunne øke siktedypet til å sikre undervannsvegetasjon, gir de innsamlede data ikke noe entydig svar. Siktedypet er nå på under 1 m og dette må økes til 1,2-1,5 m for å sikre eufotisk sone ned til > 2,5-3,5 m, som er det som skal til for etablering av undervannsvegetasjon utenfor flytebladsbeltet. I deler av vekstsesongen er bidraget fra fytoplanktonet til det lave siktedypet betydelig, men leirpartiklene har i det store og hele størst betydning. Dette er en betydelig risikofaktor da et utfiske kun vil påvirke mengden med fytoplankton og påfølgende lyssvekking, om en ser bort fra det mulige bidraget fra bioturbasjon fra særlig brasme. Det vil være spesielt viktig å unngå stor tilførsel av leirpartikler tidlig på våren da det er i denne perioden undervannsvegetasjonen skal spire og skyte fart for å bli lange nok til at bladene sikres nok lys til fotosyntese gjennom hele vekstsesongen. Alle tiltak som kan bremse tilførsel av finpartikler i april-mai, herunder fangdammer samt å unngå høstpløying, vil derfor hjelpe stort i etableringen av undervannsvegetasjon. Dette ansees som helt avgjørende for å øke varigheten av effekten av et utfiske. Endring i fuglefauna forventes å gå i retning av større diversitet dersom vannet klarer og undervannsvegetasjonen etablerer seg. Det vil mest trolig bli færre fiskespisende fugler, men både gressende og bunndyrspisende dykkender vil øke i antall og arter og det samme med svaner og andefugl som beiter fra overflata. I tillegg vil bunndyrfaunaen øke i diversitet så snart en undervannsvegetasjon etableres. Et mulig

usikkerhetsmoment kan være at beiting fra gressende fugler kan bli så omfattende at de positive effektene som undervannsvegetasjonen vil bidra med reduseres. Dette er et kjent problem fra blant annet Danmark.

NMBU-MINA konkluderer med at utfiskingstiltak ansees særlig relevant dersom brasmebestanden har økt fra status «sjelden» i 2012 til «vanlig» eller «dominant» i 2019. Tiltaket kan også være relevant selv uten denne økningen i brasme, men dette må tas opp til vurdering etter at et prøvefiske er gjennomført i 2019. Det poengteres at et eventuelt utfiske må kombineres med betydelig innsats for å avdempe tilførsel av finpartikler til innsjøen. Tiltakseffekten forventes å bli kortvarig dersom man ikke lykkes med å etablere en undervannsvegetasjon. NMBU-MINA understreker at et utfiskingstiltak ikke er uten risiko for uønskede effekter som kan medføre en forverring av den økologiske tilstanden, selv om slike negative systemresponser sjelden er rapportert i faglitteraturen. I og med at et utfiske ikke fjerner næringsstoffer fra systemet, vil ugunstige planktonorganismer som ikke lett lar seg beite ned av zooplanktonet kunne øke i biomasse og få massoppblomstringer. Dette kan f.eks. være alger som er for store eller for små til at særlig daphnier kan beite dem. Til denne siste gruppa tilhører picoplankton. Allerede i dag er det betydelig picoplantonmengder i Østensjøvann og det er grunn til å være oppmerksom på effekten disse kan ha på økosystemet. I tillegg er klimaendringene en risikofaktor gjennom at det forventes økt avrenning og dermed økt tilførsel av finpartikler og næringsstoffer. NMBU-MINA er derfor tydelige på at et eventuelt utfiske må overvåkes nøye da tiltaket gjennomføres i en tid hvor klimaendringene utgjør en stressfaktor for innsjøsystemene, noe som gjør dem mer sårbare og uforutsigbare enn tidligere. NMBU-MINA vil også påpeke at det hele tiden må arbeides med å redusere næringsstofftilførelsen til innsjøen gjennom tiltak i nedbørsfeltet.

Extended summary

Despite many years of extensive nutrient load-reducing measures, the highly eutrophic lake Østensjøvann, Ås municipality, has not attained an ecological condition that fulfils goals outlined in the Norwegian implementation of the European Water Directive. Due to this, internal lake measures, and biomanipulation in particular, have been proposed to speed up the recovery process. A fish community survey conducted by staff at NMBU in 2012 documented a high biomass of roach (*Rutilus rutilus*) and provided explicit advices on the amount of roach that ought to be removed to maximize the likelihood of attaining an improved ecological state of the lake. An eventual biomanipulation campaign was recommended monitored by a process-oriented before-under-after monitoring program to secure improved knowledge on ecosystem responses to drastic measures such as biomanipulations in lake types such as Østensjøvann (clay and humus affected). Based on these advices NMBU-MINA was provided funding for undertaking a research project where the role of fish in the nutrient turn-over was to be quantified and an updated advice on whether to undertake biomanipulation measures was to be provided. Based on experiences from biomanipulations campaigns conducted elsewhere in Europe, three hypotheses were explored in the project:

1. Cyprinids (and roach in particular) transport and replenish sediment-bound phosphorus from the littoral zone to the pelagic by feeding on sediments during daytime and excreting in the pelagic habitat during night while feeding on zooplankton (the phosphorus pump effect)
2. Whilst feeding and searching for zoobenthos in the sediments phosphorus get recirculated into the surround water by this fish activity (bioturbation effect)
3. Removal of a large fraction of the roach will result in a clearer water state allowing for submerged macrophytes to thrive.

Pelagic vertical profile water samples were retrieved every three weeks during the May 5 to September 19 period, along with day and night water profiles both from the littoral zone (1 m) and pelagic zone (1, 3 and 5 m) in June, August and September. Sediment core samples were sampled during February 2018 along a littoral-to-max depth gradient. Temperature profile data were measured and logged constantly throughout the May to October study period. In addition, multi-sonde depth profile data, measuring oxygen, conductivity, turbidity

and temperature, were retrieved at least once per month. In early September, a submerged macrophyte survey was undertaken where 16 transects with grab samples were deployed for plant verification and to secure tissue samples for N, P, C measurements. In addition, an echosounding survey (vertical beaming) was undertaken where the vessel zig-zagged the emerged-plant or floating-leaved plant zone to 4 m littoral areas along the entire lake perimeter. Detailed fish investigations were undertaken to secure data relevant for quantifying the fish contribution to the lake's nutrient turn-over. An in-situ field experiment measuring nutrient excretion in roach was performed using individuals that were caught while migrating from the littoral zone towards the lake's central open-water areas. Single fish (n=25-28) were placed in 12 L buckets with constantly aerated water from the lake and kept there from sunset to sunrise after which they were all sacrificed for later investigations. Based on water samples from the buckets retrieved before and after fish addition, the net change in nutrient concentration (N, P) was measured. The experiment was repeated in June, August and September. For the same period, 30 individual of roach were sampled, using Nordic gillnets placed parallel to the lake perimeter, at both sunset and sunrise for diet analyses. In order to quantify the littoral-to-open-water-to-littoral diel migration of roach, a continuously monitoring echosounding rig with horizontal beaming parallel to the lake perimeter was put into operation in the outer reaches of the littoral zone (depth: 4 m) over a 3-5 day period in June, August and September. In addition, an ordinary vertical beaming echosounding survey (coverage degree of 5.8) was undertaken in September for estimation of open-water fish biomass density in the lake.

In 2017, Østensjøvann was thermally stratified from last week of May to conjunction of August/September. This stratification imposed anoxia in water layers deeper than 4-5 m during July and August. During most of the growth season, total phosphorus (tot. P) concentrations in the epilimnion were higher than $50 \mu\text{g L}^{-1}$ ($48\text{--}88 \mu\text{g L}^{-1}$). Hypolimnion tot. P increased during the growth season ($65\text{--}154 \mu\text{g L}^{-1}$) attaining highest values in late September, most likely caused by P-release from decaying phytoplankton. Despite oxygen deficit, Fe leakage, high conductivity and formation of NH_4^+ in the hypolimnion NO_3^- was always present and therefor most likely preventing leakage of phosphorus from the sediments. This is because NO_3^- is the preferred oxidation agent in microbial decomposition processes as conditions become anoxic. Supply of phosphorus from the two main inlet tributaries varied considerable during 2017, but tot. P was generally higher than $50 \mu\text{g P L}^{-1}$ peaking at $645 \mu\text{g tot. P L}^{-1}$ during a heavy rainfall in September. Secchi-depth varied between

0.5 and 0.8 m and UV-light penetration indicated euphotic zone to extent to between 1.5 and 2.2 m. Based on interpretations of water colour measurements, most of the water turbidity could be ascribed to allochthonous sources during spring and autumn periods, but phytoplankton biomass played a large role during June–August. The vertical distribution of phytoplankton biomass, measured as Chl-a, showed a positive association with pH and oxygen throughout the growth season, peaking at $77.3 \mu\text{g L}^{-1}$ in August when the deep thermocline allowed for high Chl-a concentrations even below the euphotic zone. No submerged macrophytes were retrieved from the 32 grab samples. Only one species of floating-leave plants, *Nuphar lutea*, was observed. Based on samples of this species, the total biomass was estimated to 14 tons (1.06 tons dry weight) of which the phosphorus content was estimated to (based on concentrations measured in the samples) 4.01 kg for the entire lake. The *Nuphar* occupied areas in the depth range 0.5–2.2 m (mean \pm SD: 1.38 ± 0.53 m). Measurements of ^{137}Cs vertical profiles in the sediment core samples were used for assessment of bioturbation and estimation of sedimentation rate based on using the peak concentration as a reference point assuming it to match with the 1986 Chernobyl accident. The measurements yielded sedimentations rates to increase with increasing depth peaking at 0.9 mm year^{-1} at 6 m. Bio- and/or wind turbation (interpreted from disturbance of the 1986 ^{137}Cs peak layer) was evident at depths shallower than 4.5 m, and no indications of such deeper than this. The ordinary night-time echosounding survey conducted in September (vertical beaming) yielded open-water fish biomass density of 176 kg ha^{-1} , which represents a minimum estimate as vertical beaming will underestimate fish biomass in the upper 2–3 m water layer where the beam radius is very small. The fixed echosounding rig with horizontal beaming revealed a very clear diel horizontal migration pattern from littoral to open waters at sunset and back again at sunrise during all three periods. Owing to nights being longer later in the growth season the time spent in the pelagic (measured from the time between inwards and outwards migration peaks) increased from 4.1 hours to 9.2 hours in June and September, respectively. The echosounding rig revealed very little fish activity in the outer reaches of the littoral zone during daytime. Based on size distribution estimates both from horizontal and vertical beaming (verified with gillnet data) the biomasses of migrating roach were estimated to be slightly lower than the entire pelagic biomass density and also slightly lower for inwards- than outwards- migrating fish (Outwards: $124\text{--}167 \text{ kg ha}^{-1}$; Inwards: $111\text{--}155 \text{ kg ha}^{-1}$). Diet analyses revealed outwards-migrating roach to have higher volumetric content of sediments in their stomachs than inwards-migrating individuals (14.3–32 % vs 11.9–17.1 %, respectively). In general small daphnia species dominated their diets, being more dominant

for the inward-migrating individuals (25.2–46.0 % vs 34.3–60.5 %), suggesting more intensive zooplankton feeding at night. The excretion experiments provided data with information about phosphorus excretion per hour that were fitted to data on fish body mass and water temperature, yielding a formula ($R_{\text{adj}}^2=0.72$) predicting roach excretion of phosphorus from information on roach size distribution (echosounding) and water temperature (constantly monitored) in 2017. The formula predicted the total roach excretion to be 15–63 kg P ha⁻¹ night⁻¹ of which the sediment-recirculated (from sediment eating) phosphorus contribution to the pelagic tot. P varied between 3.5 % (June) and 19 % (September). Despite this seemingly significant contribution of phosphorus release from the roach during night, no variation in tot. P or PO₄-P was found between daytime and night measurements. The total horizontal transport of sediment-relieved phosphorus from littoral to pelagic habitats by the roach was estimated to be 1275 kg for the entire 2017 growth season (May 15–October 15), being slightly higher than the estimated external input in 2017 (ca 1100 kg). Bird observations provided abundance data on 23 water fowl species, of which three species, greylag goose (*Anser anser*), great crested grebe (*Podiceps cristatus*) and mallard (*Anas platyrhynchos*), were observed throughout the May 15 to October 13 period.

The results clearly show that Østensjøvann still is a highly eutrophic lake with high phosphorus concentrations, high phytoplankton biomass, low Secchi depth, hypolimnion oxygen deficit, absence of submerged macrophytes, predation-affected zooplankton community (assesses from stomach content) and a high biomass of omnivorous fish. We discuss our findings in light of updated international research literature and the consequences of our findings for the nutrient cycling in the lake, the relevance and risk aspects of an eventual biomanipulation (fish culling) campaign. We conclude that hypothesis 1 is supported by our data as the horizontal transport of phosphorus from littoral sediments to pelagic waters by roach is substantial, though less substantial than what was found in the nearby Gjersjøen during the 1980s. The ¹³⁷Cs data from sediment core profiles indicated bio- and/or wind-turbation at depths shallower than 4.5 m. In addition, the daytime submerged macrophyte echosounding survey recorded large fish individuals close to bottom at 4–5 m in central areas of the lake. We suspect these individuals to be bream (*Abramis brama*)—a more prominent bioturbation species than roach that also is an effective zooplankton feeder. In the 2012 gillnet survey, bream was a rare species in the catches. If the bream population has increased since 2012, this even more support launching a biomanipulation campaign for the lake. A new gillnet survey should therefore be conducted as soon as possible. Hence,

hypothesis 2 is only partly supported as the source of the <4.5 m sediment turbation remains enigmatic. Regarding hypothesis 3, suggesting biomanipulation will increase light penetration sufficiently for establishment of submerged macrophytes, the sampled data cannot be used for a conclusive assessment. The current Secchi depth at < 1 m needs to be increased to 1.2–1.5 m in order to secure a euphotic zone at >2.5–3.5 m. Even though phytoplankton contribute to a significant extent during June–August, clay and allochthonous particles are large contributors to the low light penetration in the lake. A biomanipulation campaign will predominantly affect the phytoplankton part of the light scattering. It is therefore critical to keep supply of clay particles as low as possible during the spring period to secure sufficient light penetration for shooting and growth of submerged macrophytes making them large enough to reach water levels with enough light to support growth throughout the growth season. All measures that reduce supplement of clay particles from the watercourse, including sedimentation basins and prohibition of autumn plowing, comprise key factors for a successful establishment of submerged macrophytes. Establishment of submerged macrophytes is the single most important factor for prolonging effects of the positive system changes expected from biomanipulation by fish culling. Experience from Danish lakes indicate that even if submerged macrophytes get established the biomanipulated lakes may return to the eutrophic state after 8–15 years. If water changes to a clearer state, the waterfowl fauna is expected to change to a more diverse community. Abundance of fish-eating birds are likely to decrease, but both grazing and zoobenthivore diving ducks are likely to increase along with swans, geese and ducks (Anseriformes) feeding from the surface. The establishment of submerges will also increase zoobenthos diversity. A possible risk factor is the extent of grazing from grazing waterfowls as if grazing becomes too extensive positive effects from the submerged macrophytes becomes reduced. This has been documented in Danish lake systems.

NMBU-MINA concludes biomanipulation of Østensjøvann by fish culling to be particularly relevant if the bream population has become a more dominant fish species in the lake since the 2012 survey. The fish culling measure may still be relevant even if the bream population has not increased, but this needs further assessment in light of data from a fish survey that is to be undertaken in 2019. It is emphasized that a culling campaign should be accompanied by all possible measures reducing inflow of fine particles from the watercourse. If the culling measures is not successful in establishing submerged macrophytes the positive effects on water quality are most likely only going to be short-lasting. NMBU-MINA also want to stress

that fish-culling measures are not devoid of risk for bringing the lake to a worsened ecological state. Yet such undesirable system responses are very rarely reported. Because the culling of fish does not remove nutrient from the ecosystem, phytoplankton that are not easily filtered as prey by the resulting large-species dominated zooplankton community can access large amount of nutrients and create massive algae blooms. Such phytoplankton may either be too large or too small for the zooplankton filter systems. Picoplankton belong to this last group. This group is already present in significant concentrations in Østensjøvann, so particular attention should be allocated to this group of algae as they may potentially impose undesirable effects following fish culling owing to them being sufficiently large to scatter light. A final risk factor is climate change as this ongoing overriding phenomena will impose increased runoff, and thus more input of fine particles and nutrients, from the watercourse due to increased and more dramatic precipitation/flood events. NMBU-MINA therefore clearly underscores that an eventual fish culling campaign must be accompanied with an ecosystem-process-oriented monitoring program as the measures will be undertaken under conditions where the ecosystem is under climate-induced stress and therefore may be more vulnerable and unpredictable than before.

1 Innledning

Østensjøvann i Ski kommune har lenge vært sterkt påvirket av næringsstofftilførsler fra både landbruk og bebyggelse. Gjennom en rekke tiltak som både har rettet seg mot tilførslene fra landbruket (bl. a. fangdammer) og tetting av kloakknett har situasjonen blitt betydelig bedre enn på slutten av 1970-tallet hvor for eksempel fosforverdiene lå på godt over 250 µg/L, mens de på 2010-tallet sjelden måles over 100 µg/L (PURA 2018). Innslaget av blågrønnbakterier har også blitt betydelig mindre i løpet av samme periode. Til tross for disse tydelige langsiktige forbedringene vurderes innsjøen fortsatt å ha en dårlig økologisk tilstand (PURA 2018) og det synes vanskelig å få en forbedring i denne situasjonen. PURA har derfor undersøkt andre typer tiltak enn i forhold til tilførselsiden. I en mulighetsanalyse utført av COWI anbefales det at første fase av vannkvalitetsforbedrende tiltak i innsjøen bør utgjøres av utfisking av mort (*Rutilus rutilus*)

(<http://www.pura.no/images/content/files/450659017590.pdf>). Som oppfølging av denne mulighetsstudien ble det i 2012 gjennomført et prøvefiske som kartla fiskesamfunnet i innsjøen (Haugen m. fl. 2012). Denne dokumenterte at fiskesamfunnet bar tydelig preg av å leve i en innsjø med svært dårlig økologisk tilstand, med en dominans av en svært høy biomasse av 10-15 cm lange mort og andel predatorfisk var svært lav. Undersøkelsen presenterte fiskebiomasseberegninger og kom med anbefalinger om uttaksmengde og metodebruk for gjennomføring av et tynningsfiske. Etter denne undersøkelsen har det vært avholdt et åpent møte (12. mars 2014) med eksperter både innen limnologi, fiskeøkologi og biomanipulering tilstede, samt aktør med betydelig erfaring med praktisk biomanipuleringsarbeid fra både Norge og Danmark. Møtet avdekket en del faglige uenigheter både knyttet til forventinger til effekten av tiltaket, men også hvilken rolle en forskningsinstitusjon som NMBU skal ha i slike prosjekter.

I etterkant av det åpne møtet har det ved NMBU vært avholdt et par møter hvor både faglige uenigheter og praktiske tilnærminger til et eventuelt tiltak har vært diskutert. Som et resultat av denne møtevirksomheten har NMBU-forskere fra flere fagmiljøer kommet fram til en økosystemtilnærming til et eventuelt biomanipuleringsprosjekt. Denne tilnærmingen sikrer både faglig kunnskapsinnhenting som vil ha overføringsverdi til eventuelt tilsvarende prosjekter i andre systemer, men vil også være avgjørende for utformingen av selve tiltaket og tolkning av tiltakets effekt i etterkant. Det har vært helt avgjørende for NMBUs deltakelse i et slikt prosjekt at det sikres data som vil sette oss i posisjon til å sikre prosessorientert

forståelse av et evt tiltaks effekt. Biomanipulering, i form av stort uttak av omnivor fisk, har vært gjennomført i svært mange vannforekomster over hele verden gjennom mange tiår. En typisk tilstand i slike innsjøer er svært turbid vann der algebiomassen bidrar betydelig til turbiditeten og ofte er undervannsvegetasjon fraværende fordi utilstrekkelige mengder av lys med relevante bølgelengder når ned til bunnen utenfor sivbeltet og flytebladbeltet.

Utfiskingsmetoden er motivert av at omnivore fisk påvirker vannkvalitet negativt ved at de både kan frigjøre sedimentbundet fosfor gjennom sedimentbeiting og bioturbasjon (oppvirvling) samt, gjennom beiting av zooplankton og dermed redusere deres beiting av fytoplakton, åpne for algeoppblomstringer (Gulati m. fl. 2008; Jeppesen m. fl. 2012; Søndergaard m. fl. 2007). I Norge er det stort sett alltid snakk om mort, men også brasme (*Abramis brama*) og flire (*Blicca bjoerkna*) kan bidra til sedimentbeiting og bioturbasjon (Søndergaard m. fl. 2008). Ved å ta ut en stor del av bestanden av fisk, gjerne opp mot 90 %, søker man å redusere betydningen av begge disse negative mekanismene for å oppnå en vannkvalitet med klarere vann. Klarere vann vil som regel medføre etablering av undervannsvegetasjon som er av avgjørende betydning for at predatorfisk skal øke i forekomst (Grimm og Klinge 1996; Jeppesen m. fl. 2006; Skov og Berg 1999). En godt utbredt undervannsvegetasjon vil ha en rekke andre positive effekter, blant annet gjennom favorisering av abboryngel i forhold til konkurranse med mort om zooplanktonet, undervannsvegetasjonen anses derfor som en god indikator på innsjøens tilstand (Søndergaard m. fl. 2010). Med en økt forekomst av predatorfisk tenkes så at denne vil holde biomassen av den omnivore fisken på et betydelig lavere nivå og dermed en klarere vannstilstand. Det er imidlertid andre prosesser som også kan frigjøre sedimentbundet fosfor. Under reduserende forhold (anoksiske) vil fosfor kunne frigjøres gjennom kjemiske reaksjoner og tilgjengeliggjøres i vannet over, slik at fytoplankton kan nyttiggjøre seg disse ressursene. Denne kjemiske refluksen av fosfor vil typisk kunne skje i hypolimnion i termisk sjiktede innsjøer om (etter)sommeren (Søndergaard m. fl. 2003). Både biologisk og kjemisk refluks av fosfor kan finne sted i samme innsjø, men de kan ha ulik betydning og omfang til ulike deler av året og i ulike deler av innsjøen. Refluksen fra mort vil som regel være knyttet til sedimentspising og bioturbasjon på dagtid i litoralsonen, hvor det vanligvis er godt med oksygen, mens kjemisk refluks som nevnt finne sted i de dypere anoksiske deler av innsjøen – i hypolimnion (Schindler m. fl. 1993; Søndergaard m. fl. 2003). Vi skal i tillegg være oppmerksom på at andre arter, som særlig brasme, kan ha vel så stor innvirkning på refluks av fosfor som det morten har (Breukelaar m. fl. 1994; Søndergaard m. fl. 2008).

I Østensjøvann har det tidligere vært avdekket kjemisk refluks av fosfor gjennom sommermånedene (Grøterud og Haaland 2007), men fordi innsjøen varierer mellom å være termisk sjiktet eller ikke fra år til år er det grunn til å tro at betydningen av kjemisk refluks også varierer fra år til år. Betydningen av bioturbasjon og fisk som refluksagent for fosfor (gjennom sedimentspising) har imidlertid aldri vært kartlagt for innsjøen. Fordi vannet i Østensjøvann er betydelig leirpåvirket (turbiditet: $\gg 2$ FNU; suspendert tørrstoff: $\gg 4$ mg L⁻¹) er det overveiende sannsynlig at tilgang til fosfor ikke er den mest begrensende faktoren for vekst i algebiomassen gjennom hele vekstsesongen, men at lysgjennomtrengingen grunnet høy turbiditet er av stor begrensende betydning. Dette er tilfellet i Årungen, som ligger nedstrøms Østensjøvann (Figur 1), der en omfattende PhD-studie viste at fosfor var begrensende for biomasseveksten av fytoplankton i innsjøen så lenge lysforholdene var tilfredsstillende, men ikke for den totale biomassen av cyanobakterier som viste seg å være mest begrenset av lysgjennomtrenging, temperatur og turbulens (Romarheim 2012).

I denne rapporten tar vi tak i viktige aspekter ved næringsstoffomsetningen i Østensjøvann for dels å vurdere i hvilken grad biomanipulering ved utfiske synes relevant for innsjøen. I vurderingen legges det ikke opp til mer overordnede vassdragsorienterte aspekter som f.eks. å bruke Østensjøvann som sedimentasjonsbasseng for Årungen (og Bunnefjorden). Det presenteres en detaljert kartlegging av næringsstoffdynamikken gjennom vekstsesongen – herunder særlig hvilken rolle fisk har i den interne fosforomsetningen i innsjøen, sett opp mot andre fosforkilder.

2 Områdebeskrivelse

Østensjøvann er en kalkrik innsjø på 0,34 km² (34 ha) beliggende i Ås kommune (Figur 1). Nedbørfeltet utgjør 15,3 km² beliggende i Ski og Ås kommuner og er en del av Årungenvassdraget. Gjennomsnittsdybden er 3,9 meter og maksimumsdybden 7,1 meter (Grøterud og Haaland 2007). Innsjøen har normalt ikke temperaturlagdeling av vannmassene (stratifisering) om sommeren. Om lag 45 % av det totale nedbørfeltet utgjøres av landbruksarealer, men det finnes også store arealer med tette flater (Ski tettsted). Østensjøvann ligger øverst i Bølstadbekkens nedbørfelt som er det største delnedbørfeltet til Årungen (25,5 km² av 50,8 km²). Avrenningen til Østensjøvann går fra Ski via Skibekken fra nord og fra sør via Skuterudbekken. Den totale avrenningen til Østensjøvann er 7,2 mill. m³/år ved normal nedbør. Vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen er 67 døgn i et normalt nedbørsår.



Figur 1. Oversiktskart over studieområdet med plassering av Østensjøvann, Årungen og viktige stedsnavn.

3 Materialer og metoder

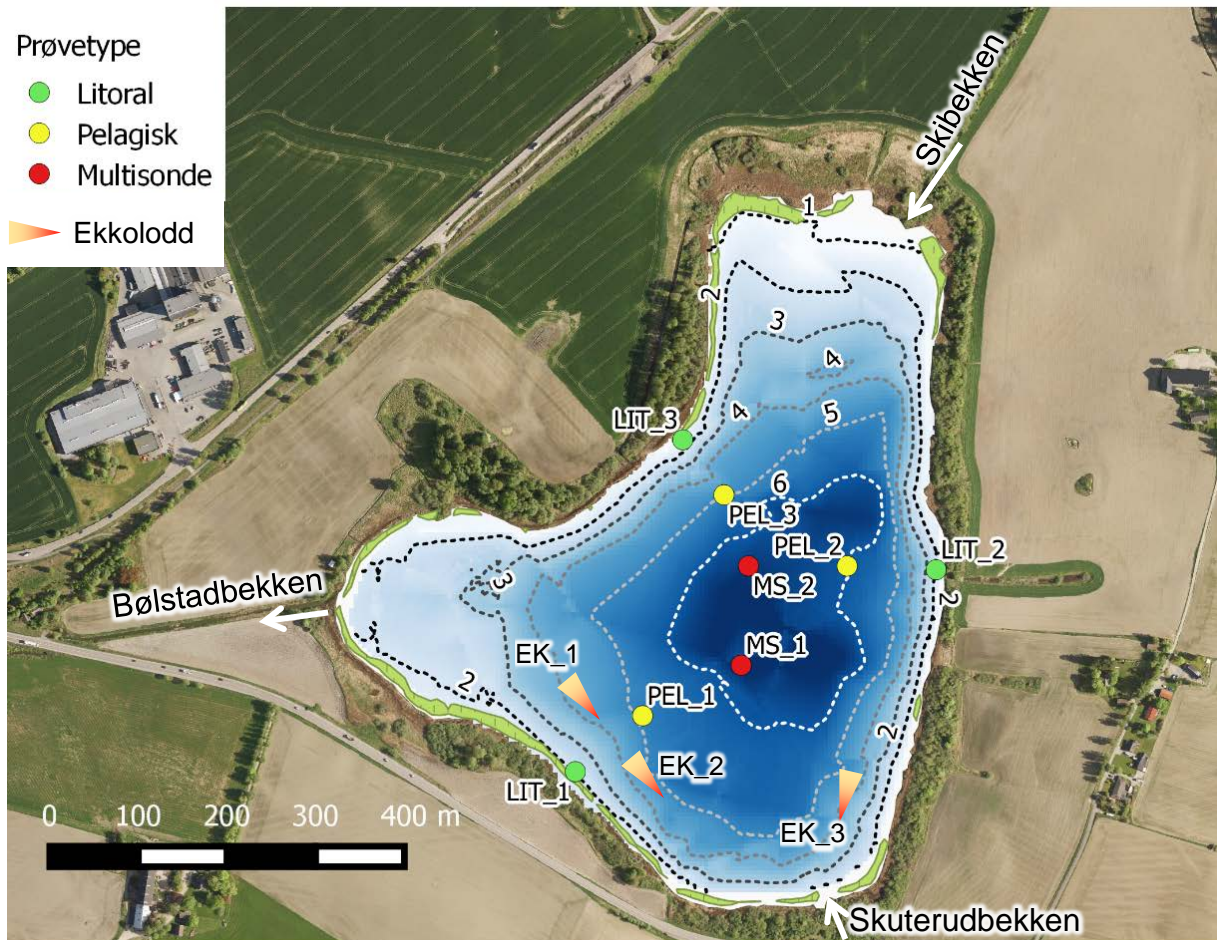
3.1 Vannprøver

Vertikale prøveserier ble tatt fra dypeste sted i Østensjøvann (7,1 m) på dypene 0,5 m, 1 m, 2 m, 4 m og 6 m. Prøvene ble tatt med en frekvens på 2–4 uker, i alt 8 ganger, på følgende datoer: 05.05, 02.06, 22.06, 11.07, 01.08, 15.08, 29.08 og 21.09. De ble analysert for fysiske og kjemiske variable samt klorofyll a som et mål på plantplankton biomasse.

For måling av romlig og døgnlig variasjon av næringsstoffer ble det ved tre måletidspunkt, tilsvarende de samme datoer som for gjennomføring av ekskresjonsforsøk, tatt vannprøver dag og natt ved tre pelagiske og tre litorale målepunkter (Figur 2). På de pelagiske målepunktene ble vannprøver tatt ved 1, 3 og 5,5 m, men det kun ble tatt vannprøver på 1 m på de litorale målepunktene. Alle vannanalysene ble gjennomført i samsvar med norsk/internasjonal standard ved NMBU-MINAs vannkjemiske laboratorium.

In situ målinger av temperatur, ledningsevne og oksygen ble foretatt fra båt med en multisonde (Multi optic sensor enhet –WTW, Weilhem Germany tilkoblet en oksygen sensor – FDO 925-p og en ledningsevne sensor – TetraCon 925) ved dypene: 0,5 m, 1 m, 2 m, 3 m, 4 m, 5 m, 6 m og 6,6 m på tilsvarende datoer som de vertikale prøveseriene. Tilsvarende multisondemålinger ble foretatt med EXO2 (<https://www.yssi.com/EXO2>) der variablene temperatur, oksygen, turbiditet og ledningsevne ble målt hvert sekund under ned- og opptur ved to lokaliteter (MS_1 og MS_2, Figur 2). Disse profilmålingene ble foretatt på same tidspunkt som de seinere omtalte ekskresjonsforsøkene.

Kontinuerlig registrering av temperatur ble foretatt med HOB0-loggere på dypene: 0,6 m, 1,1 m, 2,1 m, 3,1 m, 4,1 m, 5,1 m, 6,1 m og 6,6 m i perioden 05.05–13.11 i 2017. Frekvensen på målingene var 1 time.



Figur 2. Dybdekart med angivelse av litorale og pelagiske prøvepunkt for dag- og nattvannprøver (LIT_1–3 og PEL_1–3) sammen med de pelagiske prøvepunktene YSI-EXO2-multisonde (MS_1 og MS_2) og posisjoner for horisontal ekkolodd (EK_1–3). Ved alle disse prøvepunktene ble det tatt dag- og nattprøver på datoene 20–21. juni, 17–18. august og 21–22. september 2017. Dybdekonturer og farger er basert på romlig kriging av ekkolodd-data fra både 2012 og 2017 (både vertikalkjøring og makrofyttkjøring, Cressie (1993)).

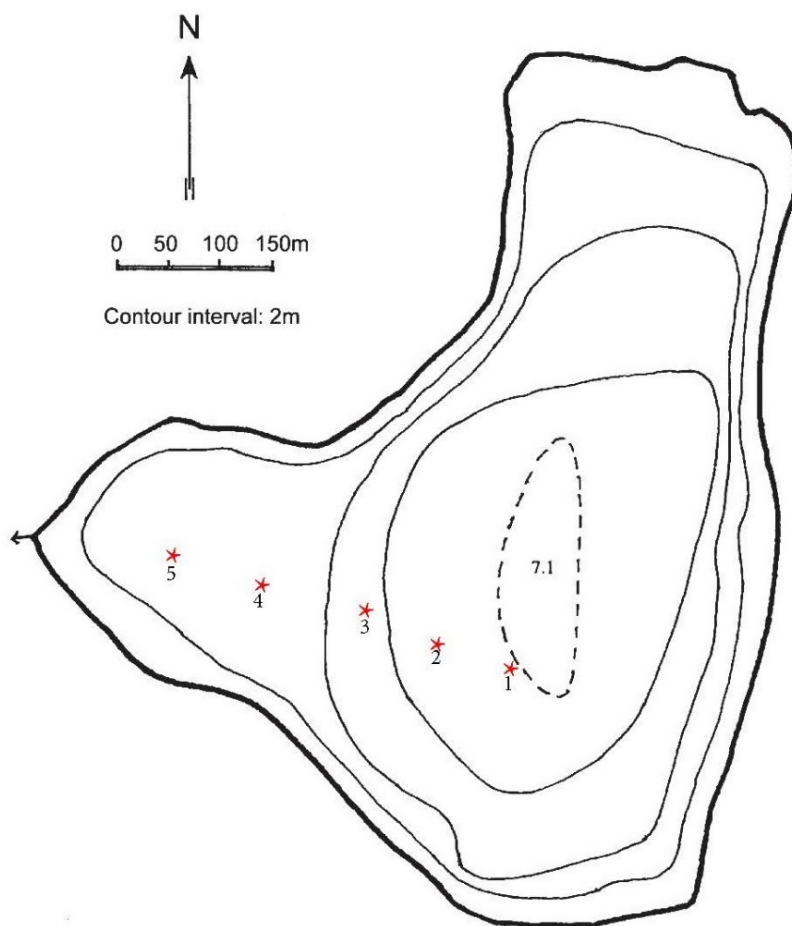
3.2 Sedimentprøver

Partikulært materiale av minerogen og biogen opprinnelse i vannmassene (seston) sedimenterer og blir en del av innsjøsedimentene. Hvorvidt partiklene blir permanent lagret eller går i suspensjon igjen, har sammenheng med vindindusert turbulens i sedimentenes overliggende vann, dyrs aktivitet (bioturbasjon) og eventuelt gasskonveksjon i sedimentet. For å undersøke hvilke innsjødyb som er gjenstand for resuspensjon av sedimentpartikler, ble det tatt sedimentprøver langs en dybdegradient ved 5 ulike dyp (Figur 3). De sjiktede

sedimentprøvene (1 cm sjikt) ble frysetørket og analysert for ^{137}Cs . Radiocesium som ble avsatt i forbindelse med Tsjernobyl-ulykken i april 1986, er fremdeles egnet til datering i mange norske innsjøer – spesielt leirpåvirkede innsjøer, grunnet cesiums sterke binding til leirpartikler.

Sedimentprøver ble tatt langs en gradient fra dypeste del av innsjøbassenget mot Bølstadbekken (se kart for nærmere stedsangivelse punktene 1–5). Sedimentprøvene ble tatt fra is 20.03 og 22.03 med en UWITEC sediment corer (i.d 6,0 cm). Søylene ble sjiktet på isen rett etter prøvetaking i 1 cm lag. Prøvene ble frysetørket og analysert for ^{137}Cs . I sedimentkjernen, tatt på dypeste punkt (lok. 1), ble det foretatt analyser av karbon og nitrogen. Videre ble sjiktet 1–2 cm analysert for karbon, nitrogen og fosfor for alle 5 prøvepunktene.

Flere av fiskeartene i Østensjøvann (spesielt mort og brasme vil under søken etter mat virvle opp overflatesedimenter som kan frigjøre næringsstoffer til vannmassene (bioturbasjon). Graden av resuspensjon fra innsjøsedimenter ble undersøkt ved ^{137}Cs undersøkelser, der topp i ^{137}Cs i sedimentlagene indikerer ca. utslagene fra forurensning fra Tsjernobylulykken i 1986. I uforstyrrede sedimenter vil ^{137}Cs anrikes i et smalt sjikt, som klart adskilles seg fra resterende sedimentlag. I innsjøsedimenter som er gjenstand for oppvirvling, vil ^{137}Cs spre seg ut i et tykkere sjikt. Ved å undersøke bredden på ^{137}Cs sjiktet i ulike deler av innsjøen, kan vi få informasjon om grad av oppvirvling og eventuelt fiskens bidrag til denne oppvirvlingen. Sedimentprøvene ble tatt i en gradient fra littoralsonen og ut til det dypeste punktet og samholdt med sedimenteringshastighet på respektive dyp.

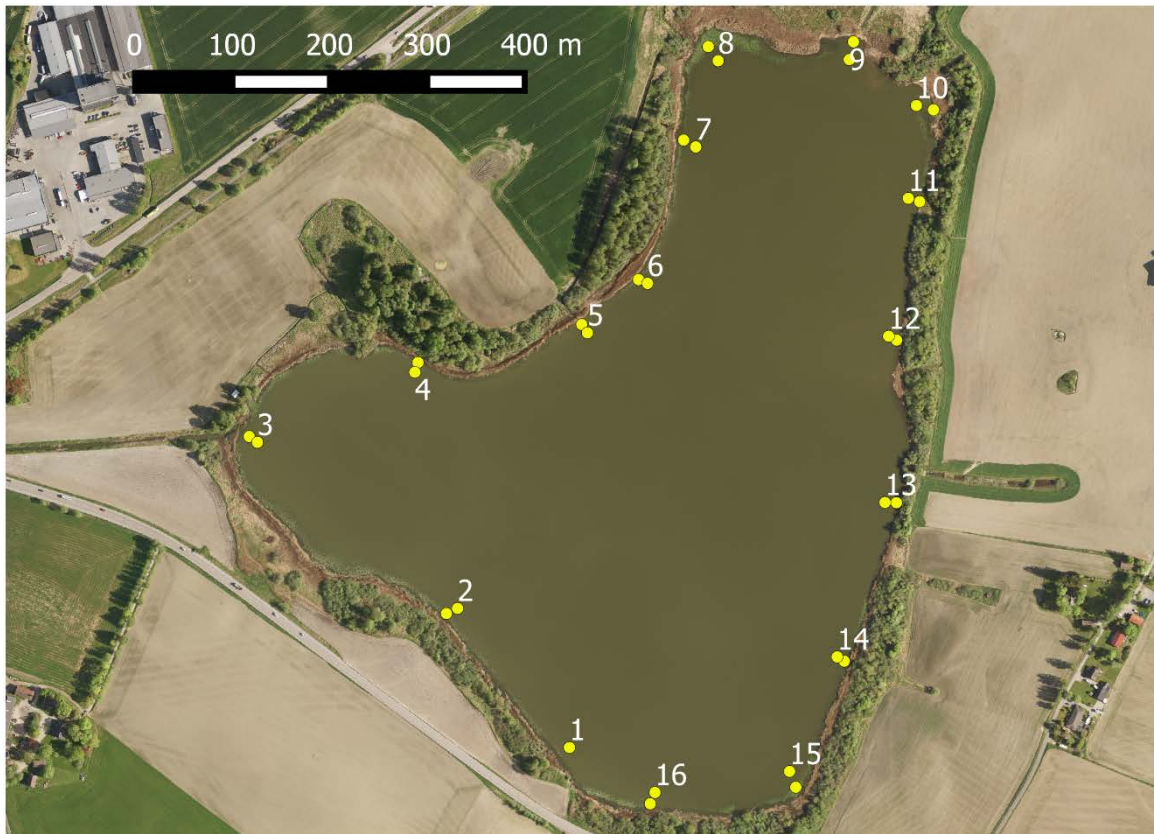


Figur 3. Lokalisering av steder for sedimentprøvetaking (Lok. 1–5). Koordinater: Lok. 1: N 59°41,267', E 010°49,740', Lok. 2: N 59°41,274', E 010°49,683', Lok. 3: N 59°41,284', E 010°49,576', Lok. 4: N 59°41,291', E 010°49,363' og Lok.5: N 59°41,310', E 010°49,363'.

3.3 Vannplanter

Vannplanter ble kartlagt og prøvetatt den 7. september 2017. Det ble opprettet 16 to-punkttransekter rundt hele innsjøen (Figur 4). På hvert transekt ble en ramme (kasse) med et areal på 1116,5 cm² tilfeldig plassert i *Nuphar* beltet, og alle blader (uten stilk) i rammen ble samlet i en plastpose. Siden det var praktisk umulig å samle alle *Nuphar* stilkene helt ned til bunnen (vanndybde var mellom 0,5 og 2,2 m på disse stedene), ble delprøver av stilkene tatt, og vanndybden målt på de stedene vi tok prøver. Total biomasse av stilkene ble så beregnet fra vekten av «prøve-stilkene» per cm, ganget med vanndybden. På hvert transekt ble også bredden på *Nuphar*-beltet målt.

Våtvekt og tørrvekt (60 °C, 10 dager) av alle prøver av *Nuphar* blader og stilker ble målt, og regnet om til g biomasse per m². Totalbiomassen av *Nuphar* per m² ble beregnet som summen av bladene og stilkene. Det ble også målt P-innholdet av de tørkede *Nuphar*-prøvene for estimering av totalt bundet P i disse i Østensjøvann.



Figur 4. Prøvetakingspunkt for de 16 to-punktstransektene hvor det ble tatt grabbprøver etter undervannsvegetasjon 07.09.2017 i Østensjøvann, Ski kommune.

3.4 Fiskeanalyser

3.4.1 Ekkolodd

3.4.1.1 Utforming og dekningsgrad vertikalkjøring

Etter rigging, kalibrering og prøvekjøring på dagtid, ble ekkoloddundersøkelsen gjennomført på natta 30.–31 september. Transektdesignet (L=3,46 km) var sikksakk med en dekningsgrad

(L/\sqrt{A}) på 5,93. Det ble benyttet en 11 graders vertikal transduser. Under ekkoloddregistreringen var det overskyet og vindstille/svak bris.

Maksdybde registrert under kartleggingen var 6,8 m. Data fra den vertikale ekkokjøringen ble også brukt til estimering av dybdekart gjennom kriging-modellering (se kart Figur 2, Carr (2005)).

3.4.1.2 System- og parameterinnstillinger

Transceiver type: Simrad EK60 splitbeam

Transducer (svinger): simrad_es70-11 (vertikalt)

Frekvens: 70 kHz

Svingerdybde: 50 cm

Pinghastighet: 1,9 ping s^{-1}

Puls lengde: 256 μs

Effekt: 80 W

Til estimering av biomasse ble samme rutiner som i Haugen m. fl. (2012) brukt og vi henviser derfor til denne for nærmere forklaring.

3.4.1.3 Horisontal ekkoloddovervåkning

For å kartlegge både antall- og biomasse av fisk som vandrer fra litoral til pelagialen samt tilbake igjen gjennom døgnet ble stasjonært ekkolodd brukt der ekkostrålen ble vinklet horisontalt. Transduseren ble montert fast til en gummibåt på en 3 m lang stang og montert slik at den ble stående på 2,2 m dyp med en svak vinkling av stålen opp mot overflaten (Figur 5A). Det var ca 4 m dypt der gummibåten ble montert og flåten ble fiksert i samme posisjon med fire ankere slik at lydstrålen gikk tilnærmet parallelt med land. Samme transduser (dvs 11° vinkel) som ved vertikalkjøring ble brukt til formålet. Ekkoloddet ble plassert i gummibåt sammen med to seriekoblete 12V batterier på til sammen 196 Ah. Disse ble byttet annenhver dag. Utstyret ble dekket med presenning dels for beskytte mot regn, men også for å beskytte mot fugler. En ekstern GPS-antenne stakk ut fra presenningen for å sikre god georeferering av dataene. Det ble gjennomført tre døgnkontinuerlige serier med horisontal overvåkning (juni, august og september, hhv EK_1, EK_3, EK_2 i Figur 2), men på grunn av tekniske problemer underveis, ble seriene litt ulike i lengde (Tabell 1).

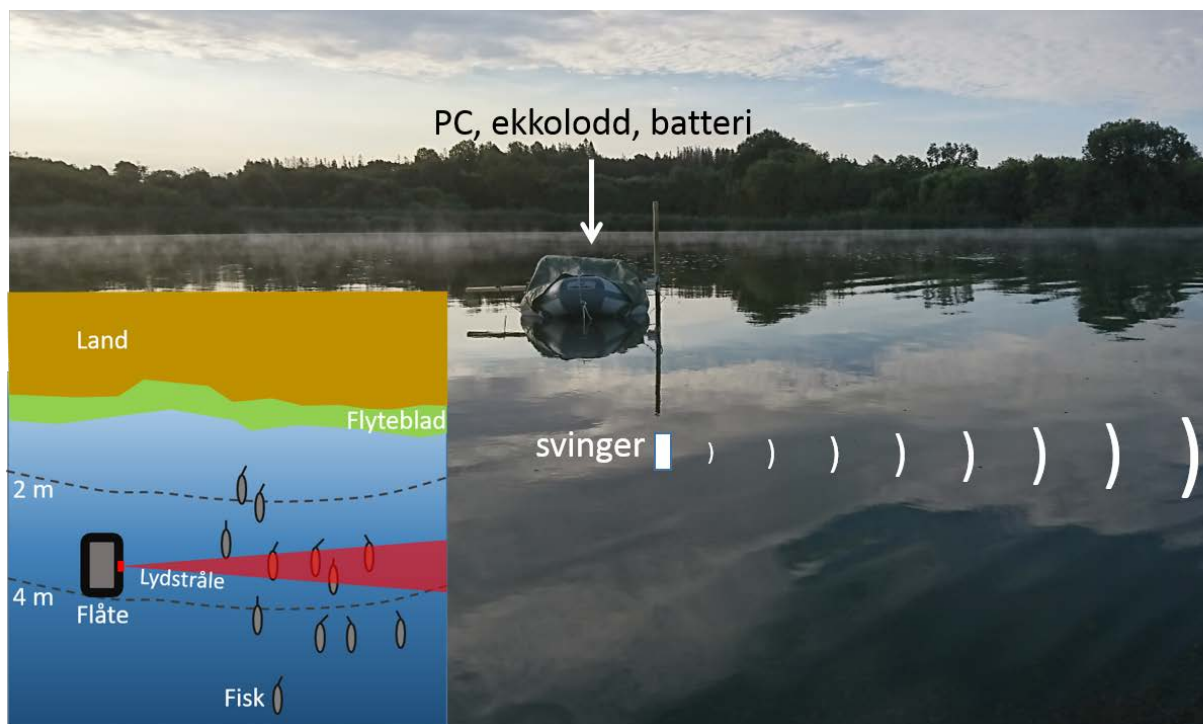
Den 24. august 2017 ble en standardisert kalibreringskule dratt gjennom lydstrålen ved tre ulike avstander til transduseren og senket fra overflate og ned til 4 m. På den måten fikk vi kontroll på avstander og dekningsgrad av lydstrålen. Resultatene viste at lydstrålen traff overflaten 15,3 m unna transduseren og bunn omtrent på samme avstand, men en skal her være klar over at vindforhold vil påvirke disse avstandene da gummibåten vil vugge noe når det blir bølger, selv om den var ankret opp med fire ankre.

Dataene ble etter nedlasting omformet til Sonar 5 format (Balk og Lindem 2000; Balk og Lindem 2011) og samme rutiner for størrelsesberegning ble brukt som i Haugen m. fl. (2012). Flere metodiske tilnærminger ble brukt for å beregne antall individer som svømte gjennom lydstrålen og i hvilken retning, men det viste seg vanskelig å få til denne prosessen på en automatisert måte gjennom de tilgjengelige prosedyrene i Sonar 5. Til slutt ble det derfor foretatt en tilfeldig trekning av døgn pr runde som så ble analysert manuelt ved å kjøre registreringene i rask film og telle opp individuelle spor og retninger (Figur 5B). Da det var tilnærmet null registreringer på dagtid i disse horisontale lydstrålene, ble disse tellingene foretatt fra to timer før solnedgang til to timer etter solnedgang.

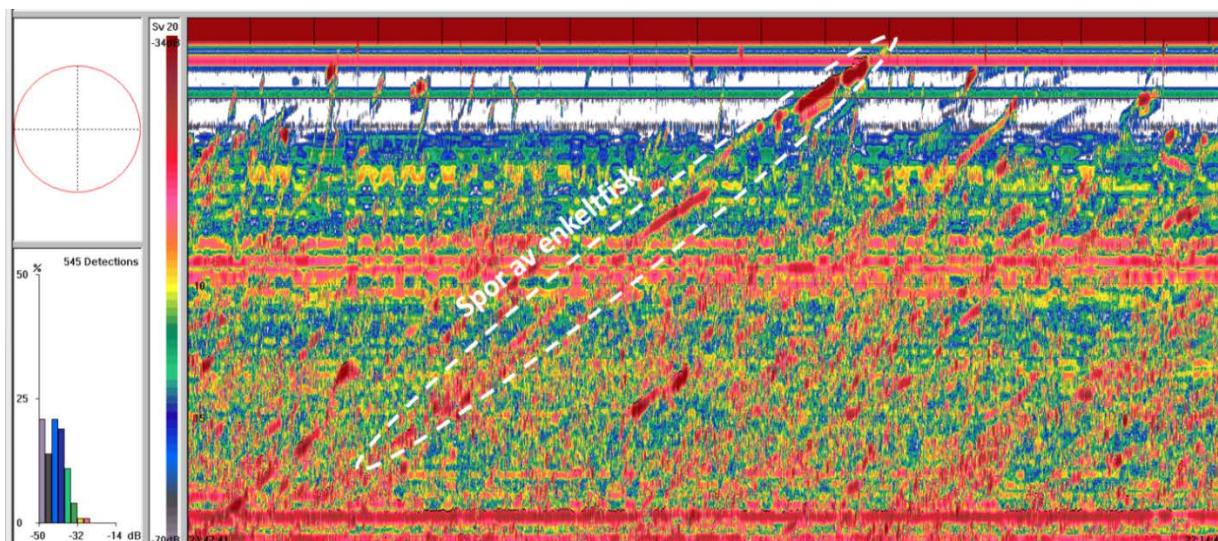
Tabell 1. Opptaksperioder og varighet for det horisontale ekkoloddoppsettet i Østensjøvann 2017.

Periode	Timer opptak	Analysert	
		Timer	Netter
26.06–30.06	76	31	4,2
21.08–24.08	72	29	3,0
22.09–25.09	71	34	2,4

A



B

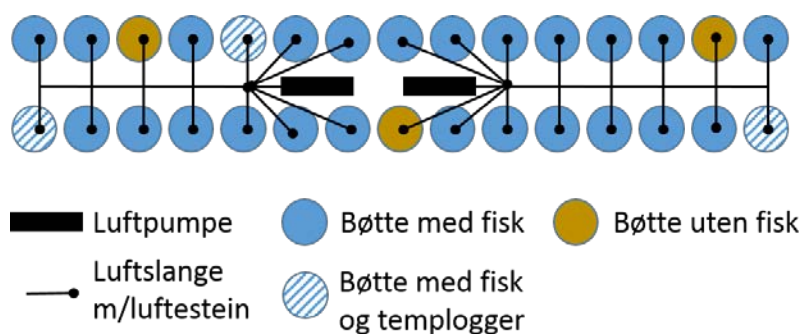


Figur 5. A. Gummibåt med ekkolodd der svinger er montert horisontalt slik at lydstråle sendes parallelt med land (innfelt figur i fugleperspektiv) og eventuelle fisk som svømmer fra litoral til pelagial (og motsatt veg) vil krysse lydstrålen. B. Ekkogram fra horisontal lydstråle kl 22:14 den 27. juni 2017 der spor av enkeltfisk kan følges, telles og størrelse bestemmes fra maksimum ekkostyrke i sporet. Histogram nede til venstre angir størrelsesfordeling (ekkostyrke) av enkeltdeksjoner de siste 15 min.

3.4.2 Ekskresjonsforsøk

For å etablere en så realistisk som mulig fosforekskresjonsmodell til beregning av totalbidraget fra mort til fosfor i pelagialen ble det gjennomført et felteksperiment der både mort og vann ble samlet inn i felt. Forsøket ble gjennomført i tre omganger (20–21. juni, 17–18. august og 21–22. september 2017) for å fange opp eventuelle tidsmessige endringer i ekskresjonsforholdet og også sikre forsøk under ulike temperaturforhold.

For hver runde ble minst 50 levende mort av varierende størrelse (8–25 cm) samlet inn med et nordisk oversiktsgarn som ble satt ved solnedgang parallelt med land på ca 2 m dyp. Garnet ble løftet etter 2–3 minutter og individer som falt lett ut av garnet ble tatt vare på i en murerstamp til bruk i forsøkene. Skadde eller døde individer ble tatt vare på og lagt på fryser for senere diettanalyser. Poenget med å sette garnet ved solnedgang var å fange opp fisk som vandret fra littoralen mot pelagialen. Enkeltindivider av de levende fiskene ble puttet i hver sin 12 L plastbøtte som var fylt med 10 L vann tatt fra overflaten i innsjøen i område som var minst 4 m dypt. Dette vannet var tenkt å representere pelagisk vann ved start på natt. Det ble puttet fisk i 27 bøtter per omgang og tre bøtter ble brukt som kontroller uten fisk (Figur 6). Det ble tatt vannprøver fra tre tilfeldige bøtter for å måle før-konsentrasjoner av næringsstoffer. I tre av bøttene ble det lagt en HOBO temperaturlogger. I alle bøttene (også kontrollene) ble det lagt i boblesteiner og koblet til luftpumpe for å sikre full metning med oksygen. Bøtteoppsettet ble satt opp i to rekker inne i et stort telt for å unngå forstyrrelser og evt påvirkning av nedbør over natta. Forsøkene ble startet ved solnedgang og avsluttet ved soloppgang, slik at varigheten ble forskjellig mellom de tre omgangene (hhv 6,7, 8,8, og 9,5 timer). Ved forsøksslutt ble først vannprøver tatt av hver enkelt bøtte (tre ganger skylling) og lagt kjølig før fiskene ble avlivet og frosset ned enkeltvis for seinere analyser. Vannprøvene ble levert til næringsstoffanalyser samme formiddag som da prøvene ble tatt.



Figur 6. Skjematisk tegning av ekskresjonsforsøket i bøtter (venstre) og oppsettet i praksis inne i telt (høyre).

3.4.3 Beregning av mortens bidrag til refluks av sedimentbundet fosfor

For å beregne mortens totale frigjøring av sedimentbundet fosfor (dvs biotilgjengeliggjøring av ny fosfor), TPF , beregnet vi først den vekt- og temperaturspesifikke frigjøringen av fosfor fra ekskresjonsforsøkene. Disse verdiene ble så anvendt på vektfordelingen til de utvandrende mortene, som vi fikk fra ekkolodd-dataene. Ved å gange vektfordelinga av den totale biomassen av utvandrende mort kunne så den totale ekskresjonen av fosfor i pelagialen estimeres. For å få bidraget av sedimentbundet fosfor ble dette totale tallet ganget med sedimentfraksjonen i dietten til morten. Oppsummert ble følgende formel brukt:

$$TPF_t = \left(\sum_{w=w_{min}}^{w_{max}} p_{w,t} BM_t \widehat{TP}_{w,T} \right) q_t$$

(Formel 1)

q_t =fraksjon av sediment i mageprøver ved tid t , BM = biomasse av mort som vandrer fra litoralen til pelagialen om natta ved tid t , $\widehat{TP}_{w,T}$ = total fosfor eksekretert av mort i løpet av natta som funksjon av vekt (w) ved temperatur T , $p_{w,t}$ = andel mort i størrelsesgruppe w ved tid t .

For å beregne $\widehat{TP}_{w,T}$ ble ekskresjonsverdiene ($Excr_{TP}$) fra de individuelle mortene brukt som responsverdier i en multipl regressjonsmodell med vekt og temperatur som prediktorer:

$$Excr_{TP} = \frac{(TP_{stopp} - TP_{start}) \times vol}{tid}$$

(Formel 2)

der TP_{stopp} og TP_{start} er henholdsvis tot. P målt etter og før forsøksstart, vol = vannvolum i bøtta (10 L) og tid er varighet mellom start og stopp av forsøk.

Ved å tilpasse lineær multipl regressjon ved hjelp av lm-prosedyren i R (versjon 3.5.2, R Development Core Team (2018)):

$$\widehat{Excr}_{TP} = \alpha_0 + \beta_1 T + \beta_2 T^2 + \beta_3 w$$

(Formel 3)

der α_0 er skjæringspunkt og β_x er stigningstallskoeffisient for prediktor x . T^2 legges til som prediktor i modellen da temperatureffekten på ekskresjon kan være ikke-lineær. Ut fra den tilpassede lineære modellen kunne så den forventede nattlige ekskresjonen for en fisk av en gitt vekt estimeres:

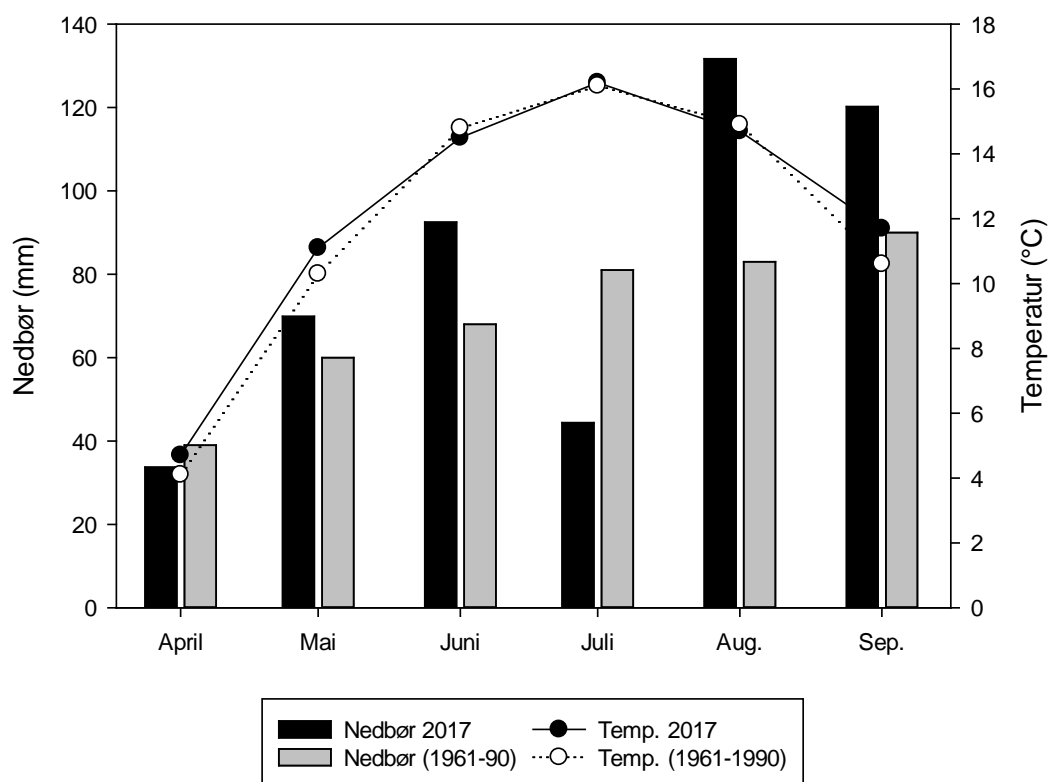
$$\widehat{TP}_{w,T} = \widehat{Excr}_{TP} \times tid_{Natt}$$

(Formel 4)

4 Resultater med kommentarer

4.1 Værforhold vekstsesongen 2017

Månedene mai, juni, august og september i 2017 var nedbørsrike, med mer nedbør enn for normalperioden (Figur 7). I juli regnet det imidlertid mindre enn normalt, 44,1 mm mot normalt 81 mm. Gjennomsnittstemperaturen var tilnærmet normal for juni, juli og august, men noe høyere for april (4,7 °C mot 4,1 °C) og september (11,7 °C mot 10,6 °C).

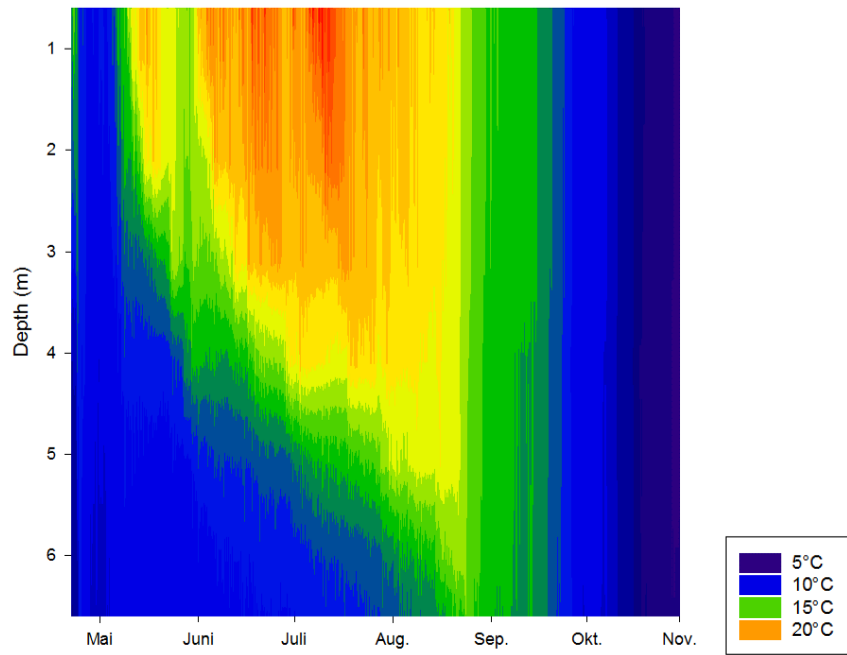


Figur 7. Månedlig temperatur (°C) og nedbør (mm) for Ås i 2017 og normalperioden (1960–1990).

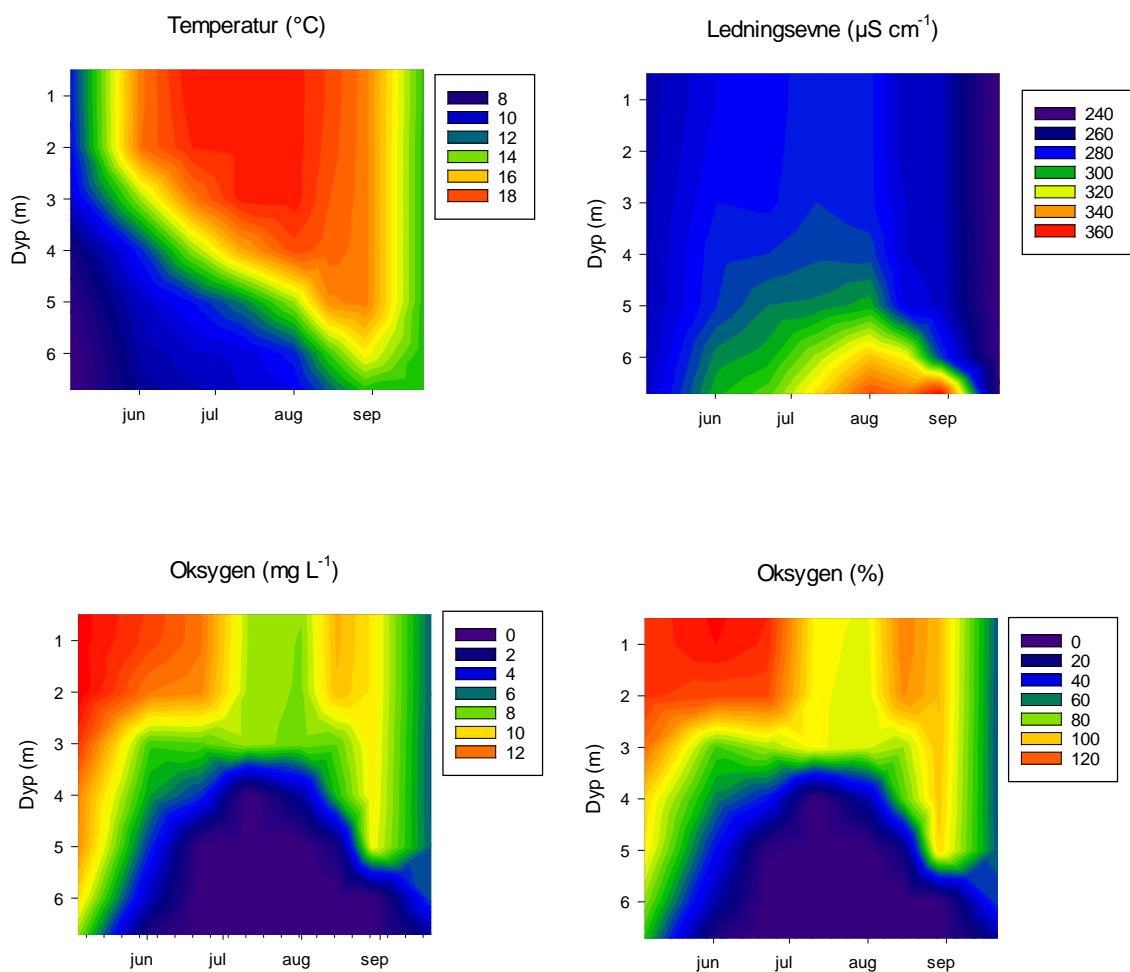
4.2 Lagdeling og sirkulasjon i innsjøen

Østensjøvann er en grunn innsjø hvor vannmassene periodevis kan sirkulere i vekstperioden (polymiktisk) grunnet manglende temperatursjiktning. Likevel dannet det seg en lagdeling i 2017 etter en periode med fullsirkulasjon ved medio mai (sirkulerte ved ca 7 °C, Figur 8). Sprangsjiktet lå på ca 2,5 m i slutten av mai, og beveget seg gradvis dypere til ca. 5 m, før innsjøen igjen sirkulerte mot slutten av august/overgang september ved ca. 12–13 °C. Gjennom hele sjiktungsperioden var temperaturen mot bunnen relativ høy (9–12 °C), noe som har betydning for hastigheten på nedbrytningsprosessene. I 2013 ble det registrert tilsvarende temperaturfordeling som for vekstsesongen 2017. Sommeren 2013 var innsjøen lagdelt fra 30.05–02.09, og temperaturen i bunnsjiktet var ca 10 °C (Magnusson 2014). Dette indikerer at Østensjøvann ofte er permanent sjiktet i vekstsesongen. Stor grad av lyssvekking grunnet høyt partikkelinnhold kan bidra til skarpere temperaturgradienter og å stabilisere lagdelingen av innsjøen. I perioden med temperatursjiktning, er det antatt at sedimentoverflata er relativt godt beskyttet mot vindturbasjon. Imidlertid vil reduserende forhold bidra til økt sannsynlighet for frigjøring av fosfor fra sedimentene.

Vekstperioden i 2017 hadde to perioder med høye oksygenverdier (1) mai–juni (maks. 02.06: 0,5 m–133 %) og (2) siste halvdel av august (Figur 9). Disse høye oksygenverdiene var i stor grad begrenset til de øvre 2 m av innsjøen. Juli var karakterisert av relativt lave oksygenverdier (< 100 %) innenfor den eufotiske sonen, og representerer et produksjonsminimum i vekstsesongen 2017 (minimum i silisiumnivåer). Grunnet permanent lagdeling var det relativt lave oksygenverdier mot bunnen. I perioden 22.06–29.08 ble det ikke registrert oksygen fra 6 m og dypere. Laveste verdi for 4 m ble målt 11. 07 med 0,6 % O₂ metning. Ledningsevnen steg jevnt mot bunnen av innsjøen gjennom hele perioden fram til sirkulasjonsperioden i september (utveksling med sedimentoverflata og nedbrytning av organisk materiale).



Figur 8. Temperaturfordeling i Østensjøvann i perioden 15.05–13.11 i 2017. Datamaterialet er basert på logging (HOBO) av temperatur ved 0,6 m, 1,1 m, 2,1 m, 3,1 m, 4,1 m, 5,1 m, 6,1 m og 6,6 m dyp med én times frekvens.

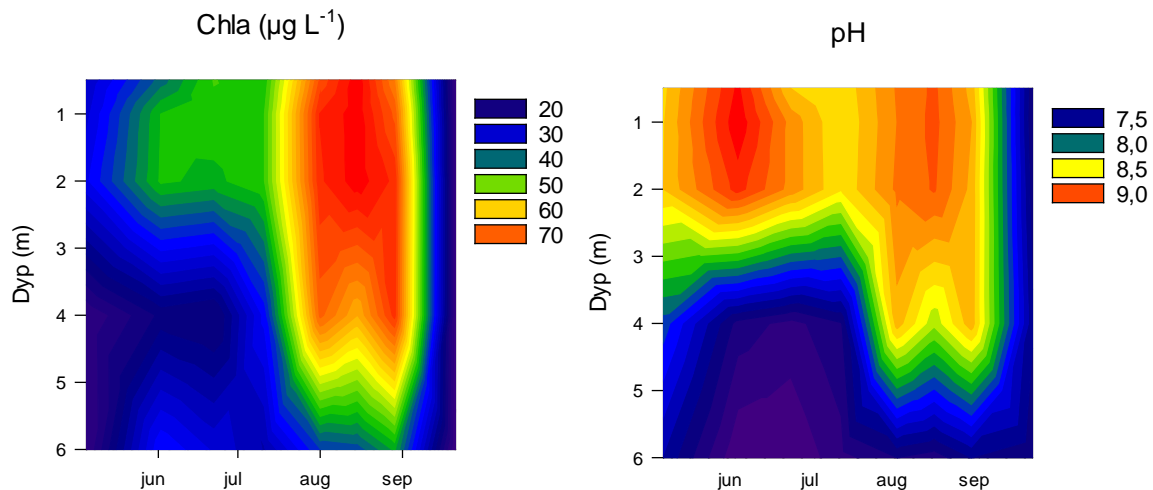


Figur 9. Fordeling av temperatur, ledningsevne og oksygen i Østensjøvann basert på in-situ målinger i perioden 05.05–21.09.2017. Registreringene er gjort ved 0,5 m, 1 m, 2 m, 3 m, 4 m, 5 m, 6 m og 6,7 m for datoene 05.05, 02.06, 22.06, 11.07, 01.08, 15.08, 29.08 og 21.09 i 2017

4.3 Omsetning av næringsstoffer, lys og algebiomasse

Algeproduksjonen er i stor grad styrt av temperatur og sirkulasjonsforhold, samt næringsforhold og lys. Konkurrans og parasittisme er andre forhold som spiller inn, men det er ikke nærmere omtalt her. Høy primærproduksjon bidrar til overmetning av oksygen og høye pH verdier p.g.a. stort forbruk av CO_2 og forskyvning av bikarbonatsystemet mot høyere pH verdier. Mengden av ekstrahert klorofyll a, som er anvendt som mål på fytoplanktonets biomasse, samsvarer i 2017 i stor grad med fordelingen av oksygen og pH, selv om klorofyllmengden er noe lavere i juni enn pH og oksygenverdiene tilsier (Figur 10). I

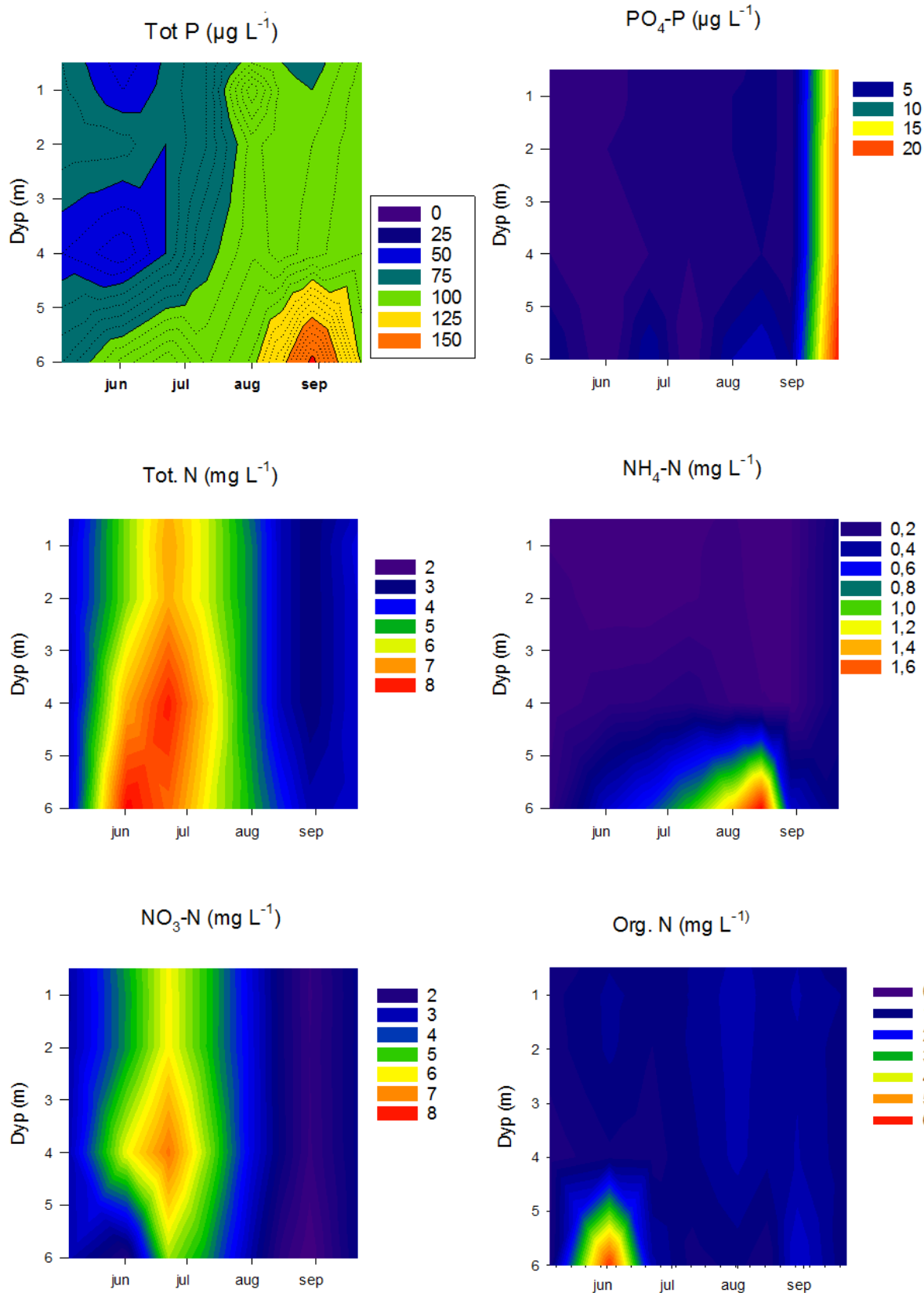
august bidrar sirkulasjonsforholdene (dypere sprangsjikt) til at klorofyll a trenger dypere ned i vannmassene (under eufotisk sone).



Figur 10. Fordeling av klorofyll a ($\mu\text{g L}^{-1}$) og pH med dypet i perioden 5. mai til 21 september 2017.

4.3.1 Næringsforhold

I de øvre produktive lag lå nivåene av Tot. P stort sett over $50 \mu\text{g L}^{-1}$ ($48\text{--}88 \mu\text{g L}^{-1}$), mens verdiene for $\text{PO}_4\text{-P}$ var svært lave ($1\text{--}4 \mu\text{g L}^{-1}$) helt fram til sirkulasjonsperioden, hvor fosfatverdiene steg til $18 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figur 11). I dypere deler av innsjøen viste Tot. P en stigning utover vekstperioden ($65\text{--}154 \mu\text{g L}^{-1}$), trolig på grunn av nedbrytning av dødt algemateriale. Oksygenfrie forhold, økende ledningsevne, frigjøring av jern (Fe) (Vedlegg I) og dannelse av ammonium (NH_4^+) i siste del av august tyder på reduserende forhold. Imidlertid, er NO_3^- fremdeles til stede, noe som kan forhindre frigjøring av Fe og utlekking av fosfat. Sammenhengen mellom nitratnivåer og utlekking av fosfor fra sedimenter i Årungen, er nærmere omtalt i Frostad (2018).

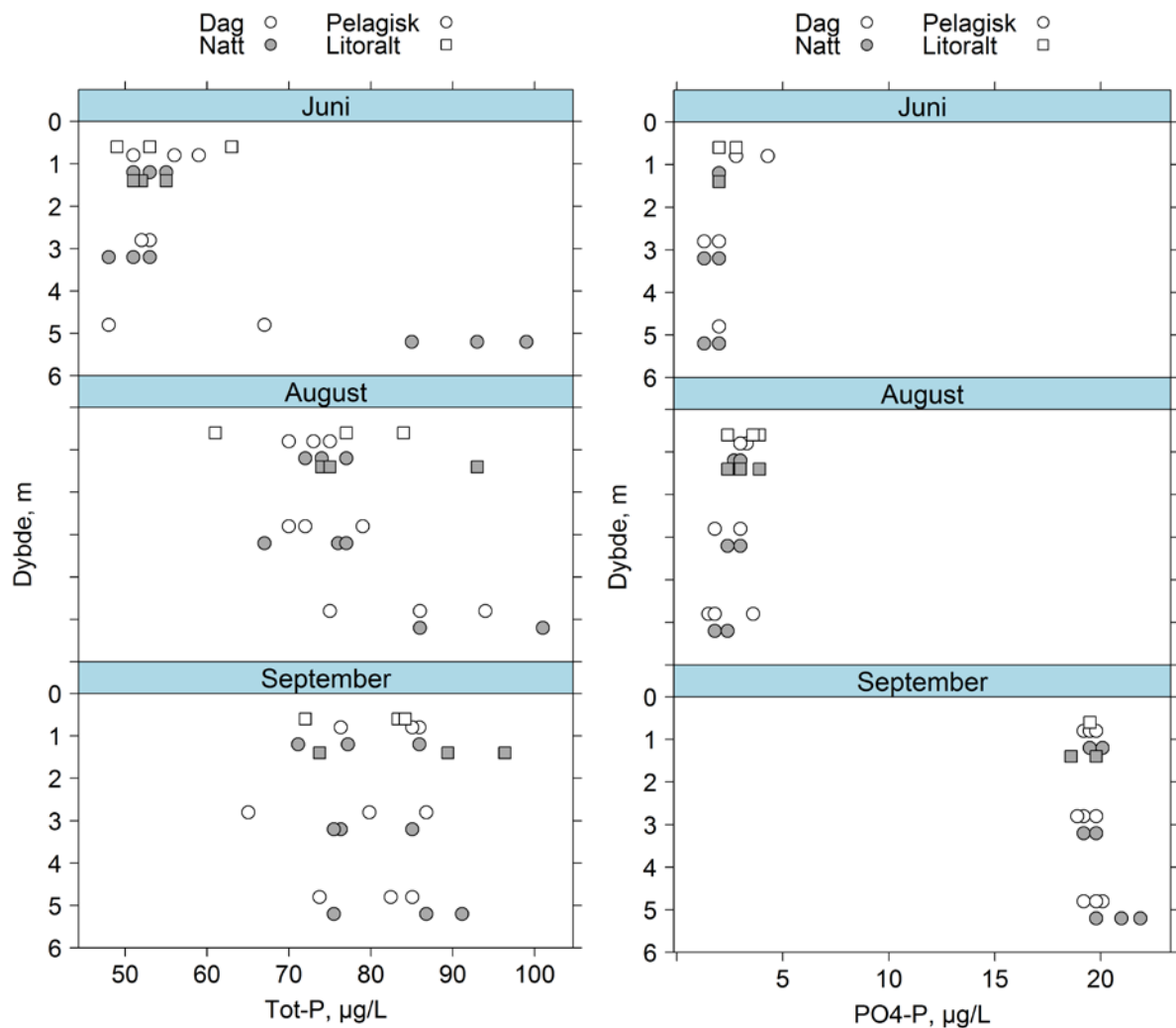


Figur 11. Fordeling av Tot. P, $\text{PO}_4\text{-P}$, Tot. N, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, Org. N basert på prøvetaking ved 0,5 m, 1 m, 2 m, 4 m og 6 m for datoene 05.05, 02.06, 22.06, 11.07, 01.08, 15.08, 29.08 og 21.09 i 2017.

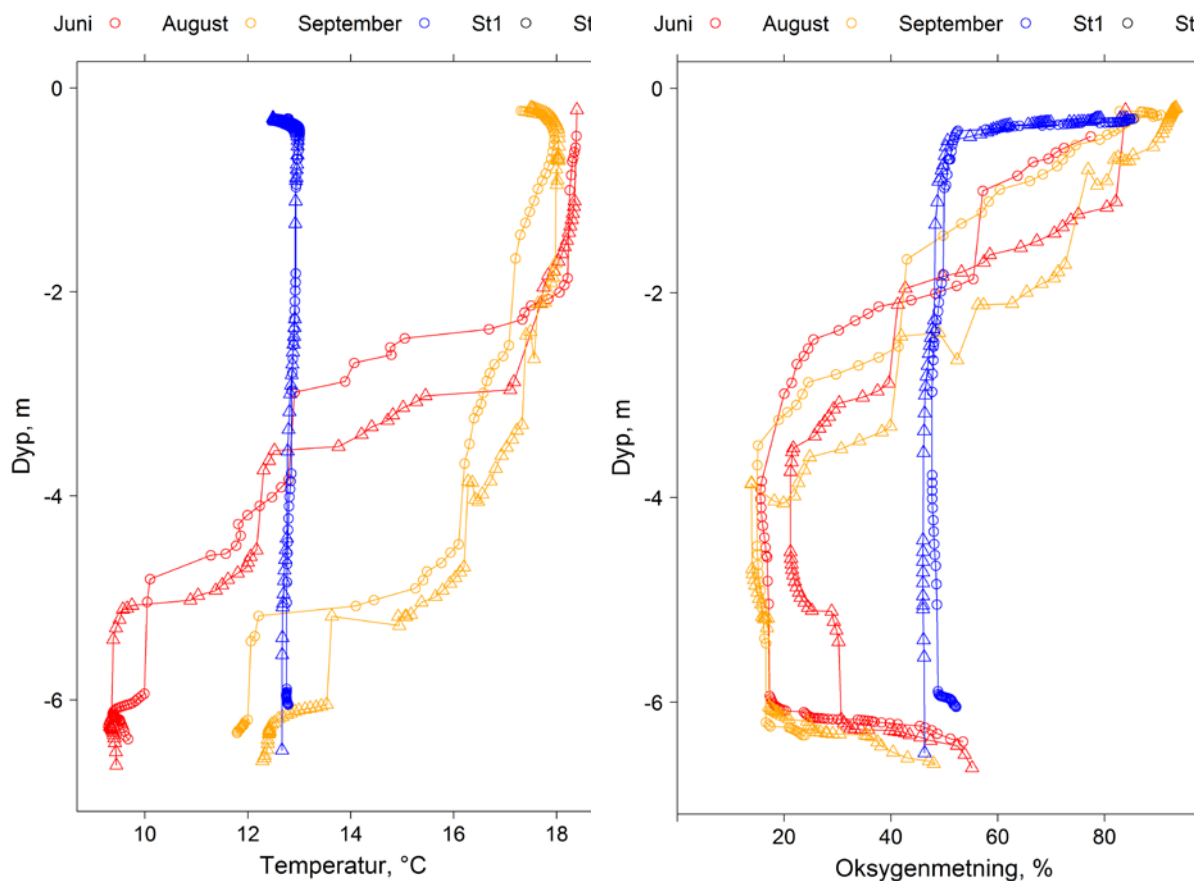
Tot. N viste en økning i de øvre produktive lag fra 3,5 mg L⁻¹ i begynnelsen av mai til 6,7 mg L⁻¹ i slutten av juni. Avrenning fra gjødslede jorder er trolig en viktig årsak til økningen i nitrogen, da nivåene for nitrogen generelt var høyere for Skuterudbekken enn Skibekken i denne perioden. Etter 22. juni viste Tot. N et avtak helt fram til sirkulasjonsperioden på grunn av biologisk opptak og omsetning av N i innsjøen. En stor andel av Tot. N var i form av NO₃-N, som i stor grad fulgte samme mønster som Tot. N i de øvre produktive lagene. I dypere områder av innsjøen viste imidlertid organisk bundet N en topp i begynnelsen av juni og NH₄ en økning i slutten av august på grunn av nedbrytning av organisk materiale og oksygenfrie forhold. Nitrat var imidlertid hele tiden tilstede, og laveste konsentrasjon på 6 m var 1,2 mg L⁻¹ i 2017 mot 0,35 mg L⁻¹ i 2013 (Frostad 2018; Magnusson 2014).

4.3.2 Tid-og-rom- variasjon i næringsstoffer

Vannprøvene som ble tatt både dag og natt ved tre litorale og tre pelagiale prøvepunkt i juni, august og september viste at det var små forskjeller mellom dag og nattprøvene, med unntak av høye tot. P-verdier på 5 m dyp om natta i juni, men ikke for PO₄-P på samme tid (Figur 12). Når alle nattverdier slås sammen og sammenlignes mot dagverdiene finner man ingen signifikant forskjell mellom disse selv om dagsverdiene i snitt et litt lavere enn nattverdiene, hhv. 70,82±2,43 (SE) µg L⁻¹ og 74,67±2,40 µg L⁻¹ (ANOVA: p=0,26).



Figur 12. Målte dag- og nattverdier av total fosfat (Tot-P, venstre side) og ortofosfat (PO₄-P) på 1, 3 og 5 m dyp den 20. juni, 17. august og 21. september 2017 i Østensjøvann, Ski kommune. Målingene ble tatt på de samme seks posisjoner (Figur 2) ved alle tre målingsrundene. På de litorale stasjonene ble det kun foretatt målinger på 1 m dyp.

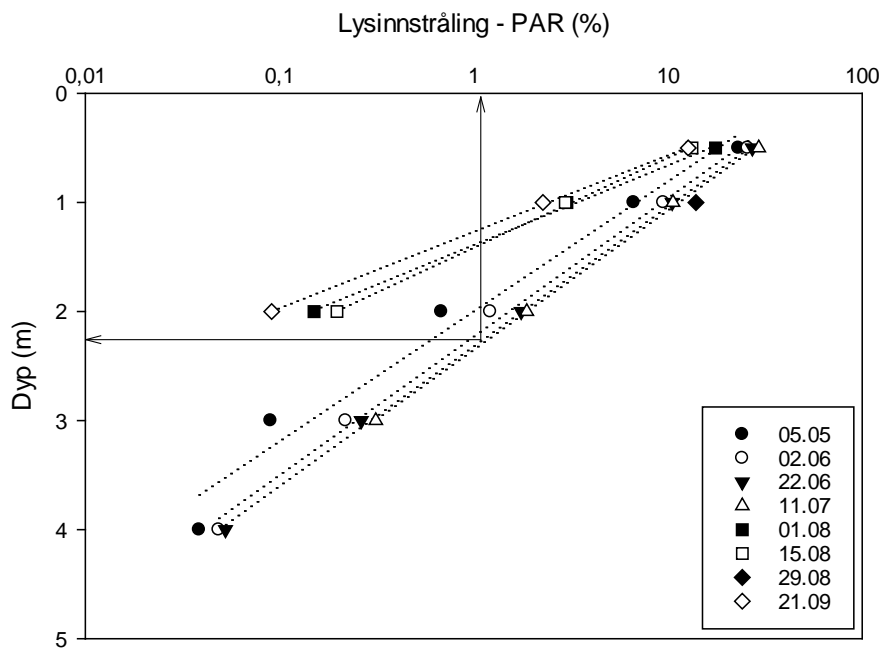


Figur 13. Temperatur- (venstre) og oksygenmetningsprofiler målt med multisonden YSI-EXO2 i Østensjøvann, Ås kommune den 21. juni, 17. august og 21. september 2017. De to prøvepunktene er vist i Figur 2 (MS_1 og MS_2). MERK: økningen i oksygenkonsentrasjon mot bunnen i både juni og august synes reell (finner sted i begge bålepunktene begge månedene), men vi har ingen forklaring på dette.

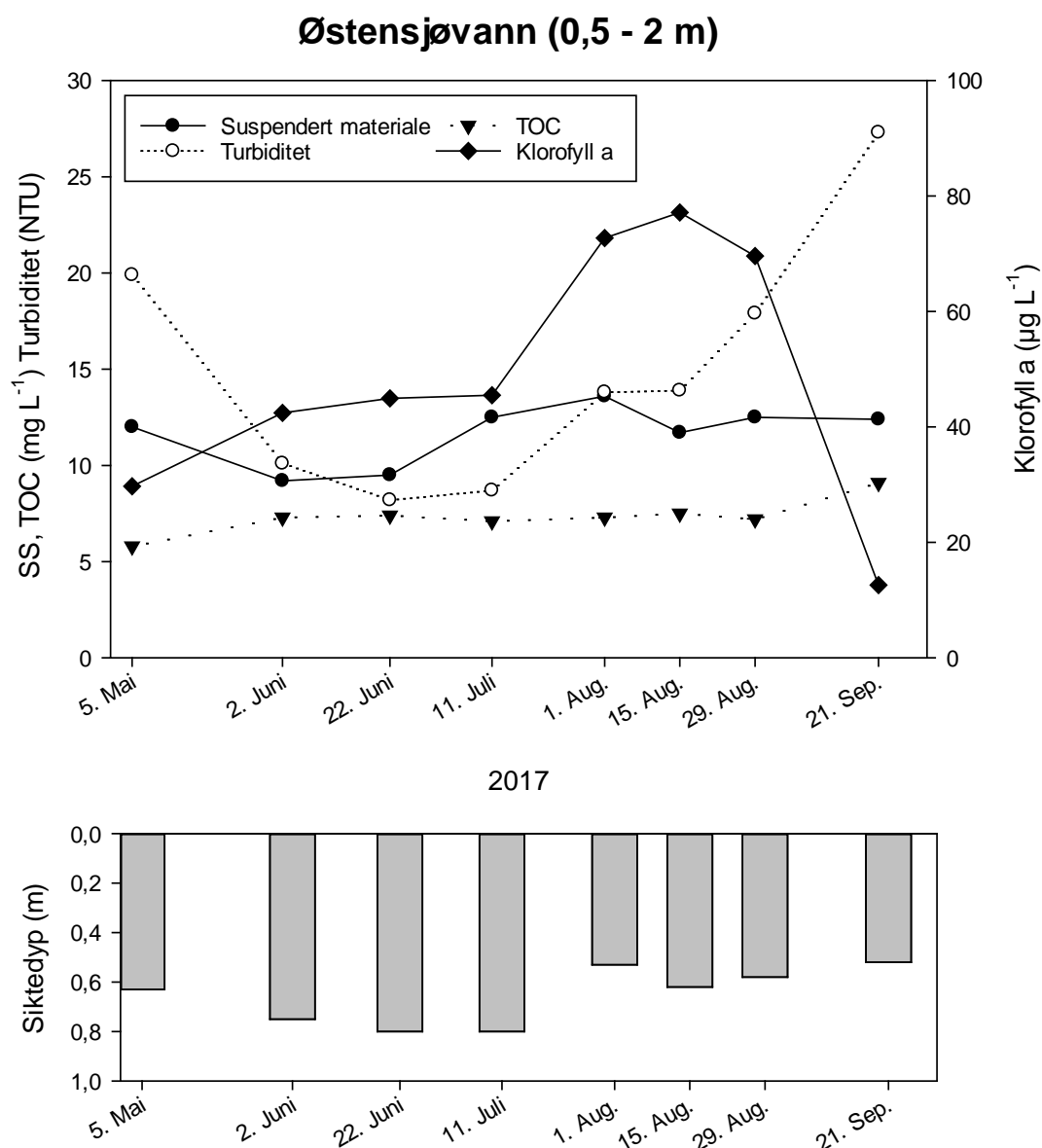
4.3.3 Lysforhold

Lyset svekkes med dypet grunnet absorpsjon (vannet selv og løste forbindelser) og spredning (partikler), som er bestemmende for utbredelsen av den eufotiske sonen hvor fotosyntesen foregår. På grunn av høy konsentrasjon av leirpartikler og algebiomasse, svekkes lyset raskt med dypet (lav lystransmisjon) i Østensjøvann. For lys målt i fotosyntetisk spektrum (PAR: 400–700 nm), trenger ca. 1 % av innkommet stråling ned til ca. 2 meters dyp fram til midten av juli, og ca 1,3 m etter 1. august (Figur 14). På grunn av høy lyssvekkning med dypet, er fotosyntesen begrenset til øvre sjikt i Østensjøvann. I perioder hvor sirkulasjonsdypet går dypere enn kompensasjonsdypet (1 % av innkommet stråling), vil imidlertid algene blandes

ned i afotisk sone, hvor det er for lite lys til å drive fotosyntese (se Figur 15), noe som er tilfelle i august/september.



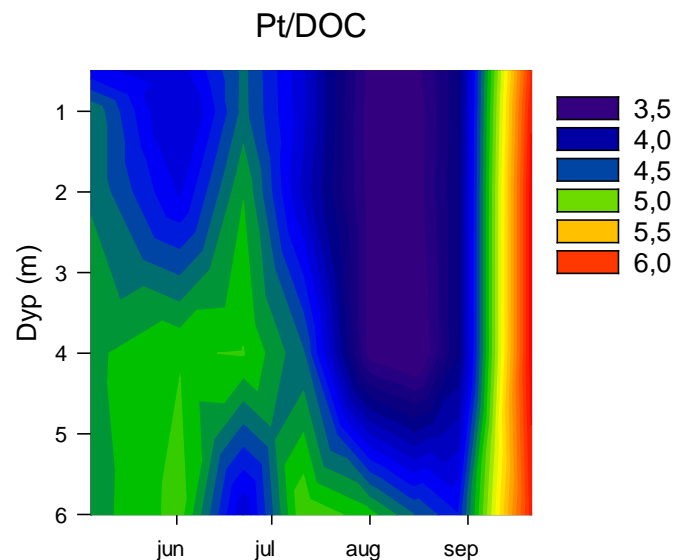
Figur 14. Svekking av lysinnstråling (%) for PAR området med dypet ved ulike prøvetidspunkt. Nedre kompensasjonsdyp (1 % av innkommet lys) er angitt med pil.



Figur 15. A) Suspendert materiale (SS mg L⁻¹), totalt organisk karbon (TOC mg L⁻¹), Turbiditet (NTU) og klorofyll a (µg L⁻¹) i øverste sjikt av innsjøen (gjennomsnitt 0,5 m, 1 m og 2 m) og B) siktedyp i perioden 05.05 – 21.09.

Stor grad av lyssvekking samsvarer med et lavt siktedyp, som var lavere enn 0,8 m for hele perioden. I periodene med sirkulasjon og stor avrenning fra omkringliggende jorder (vår og høst) bidro mineralpartikler (leir) relativt mer til lyssvekkingen sammenlignet med perioden med stor algebiomasse (juni–august). Mengden organisk karbon viste relativt små variasjoner for mai–september, og det var relativt små forskjeller på total og løst organisk karbon med unntak av prøvene tatt i begynnelsen av juni. Imidlertid gjenspeilte fargen til organisk

materiale (Pt/DOC) innsjøens produksjonsforhold, ved at organisk materiale var mindre farget i perioder med høy algeproduksjon (autokton produksjon) sammenlignet med spesielt høstsirkulasjonen hvor eksterne tilførsler (allokton produksjon) betyr mer for innsjøens innhold av organisk materiale (Figur 16).



Figur 16. Forholdet mellom farge (Pt m L^{-1}) og DOC (mg L^{-1}) med dypet i perioden 05.05 – 21.09.2017.

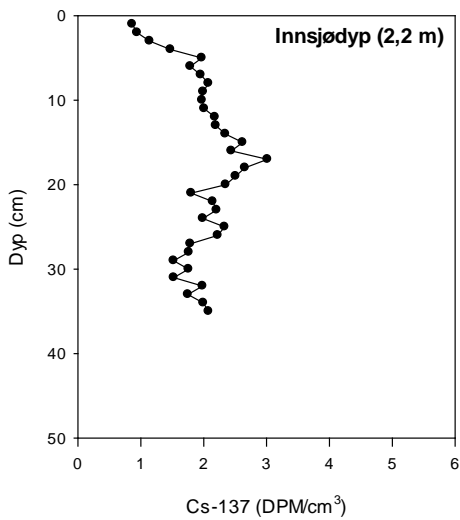
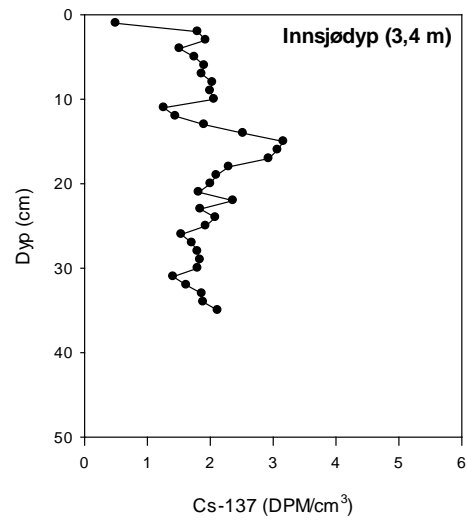
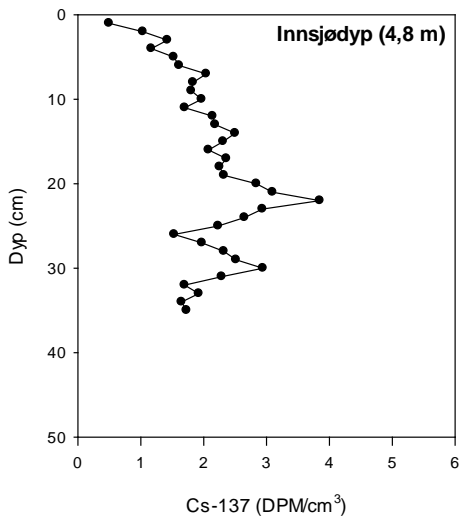
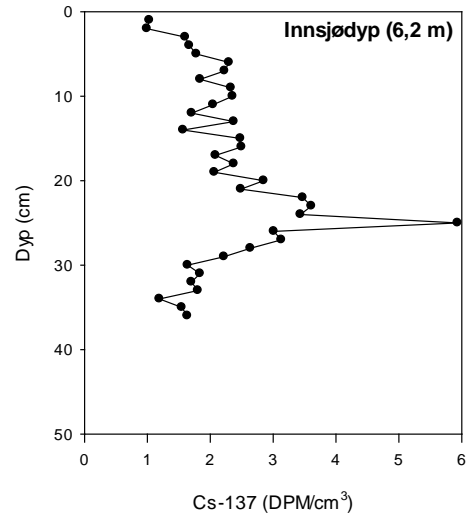
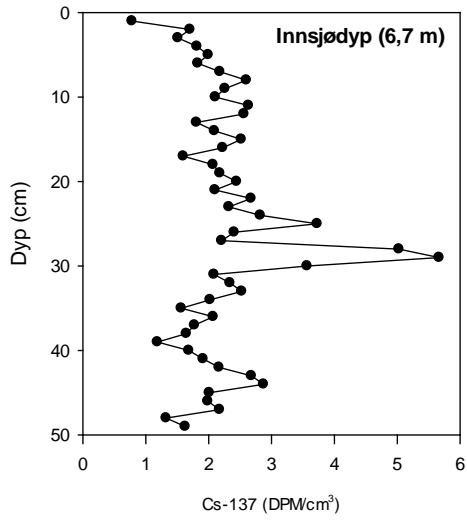
4.3.4 Sedimenter som intern P-kilde

Vi ser toppen for ^{137}Cs for alle innsjødydene, men de er mer markante og smalere for kjernene som er tatt på de tre dypeste stedene (Figur 17). På dydene 6,7 m, 6,2 m og 4,8 m er ^{137}Cs toppene henholdsvis på 29 cm, 25 cm og 22 cm. Dette gir en gjennomsnittlig sedimenteringshastighet siden 1986 på 0,9 cm, 0,8 cm og 0,7 cm ved de 3 ulike dydene. Sedimenteringshastigheten er størst på det dypeste punktet i innsjøen (sediment focusing), og avtar gradvis med dypet til områder av innsjøen hvor sedimentene ikke avsettes på grunn av vind, avrenning mm (erosjons-sone). I forhold til bredden på ^{137}Cs toppen tilsvarer den henholdsvis 3–4 år, 4–5 år og 8–10 år for innsjødydene 6,7 m, 6,2 m og 4,8 m. Dette representerer det maksimale antall år disse sedimentene er i «bevegelse». Med høy sannsynlighet er antall år betraktelig lavere, da transport av ^{137}Cs holdig leire fra områder

rundt innsjøen foregår over en viss tid (ikke all ^{137}Cs holdig leire transporteres i nedbørfeltet transporteres momentant). Dette indikerer at sedimenter avsatt dypere enn 4–5 m ligger relativt i ro etter at de er avsatt, et område som utgjør en relativ stor andel av innsjøen. En eventuell resuspensjon av fosforrike partikler synes derfor å være lite markant for dyp større enn 4–5 m. I store deler av sommerperioden er det minimalt med oksygen i områder hvor innsjøen er dypere enn 4 m, og følgelig vil det også være lav bioturbasjon i denne delen av innsjøen.

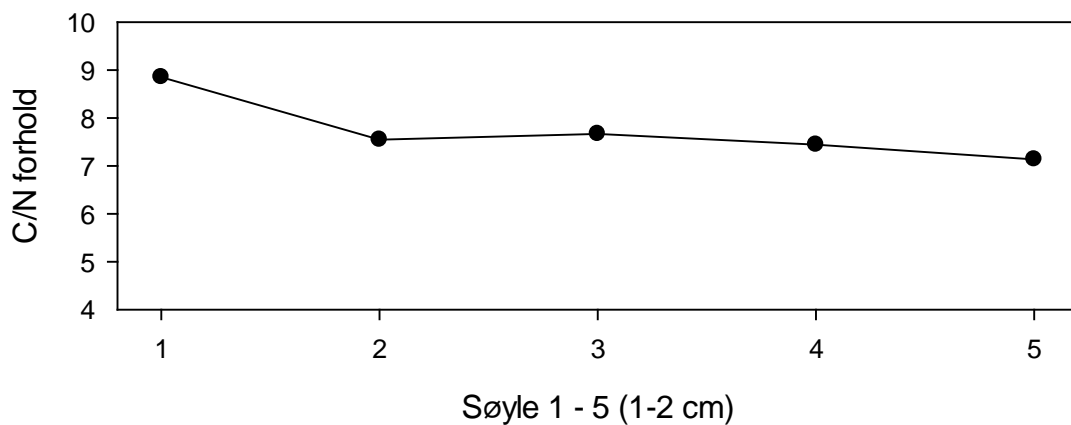
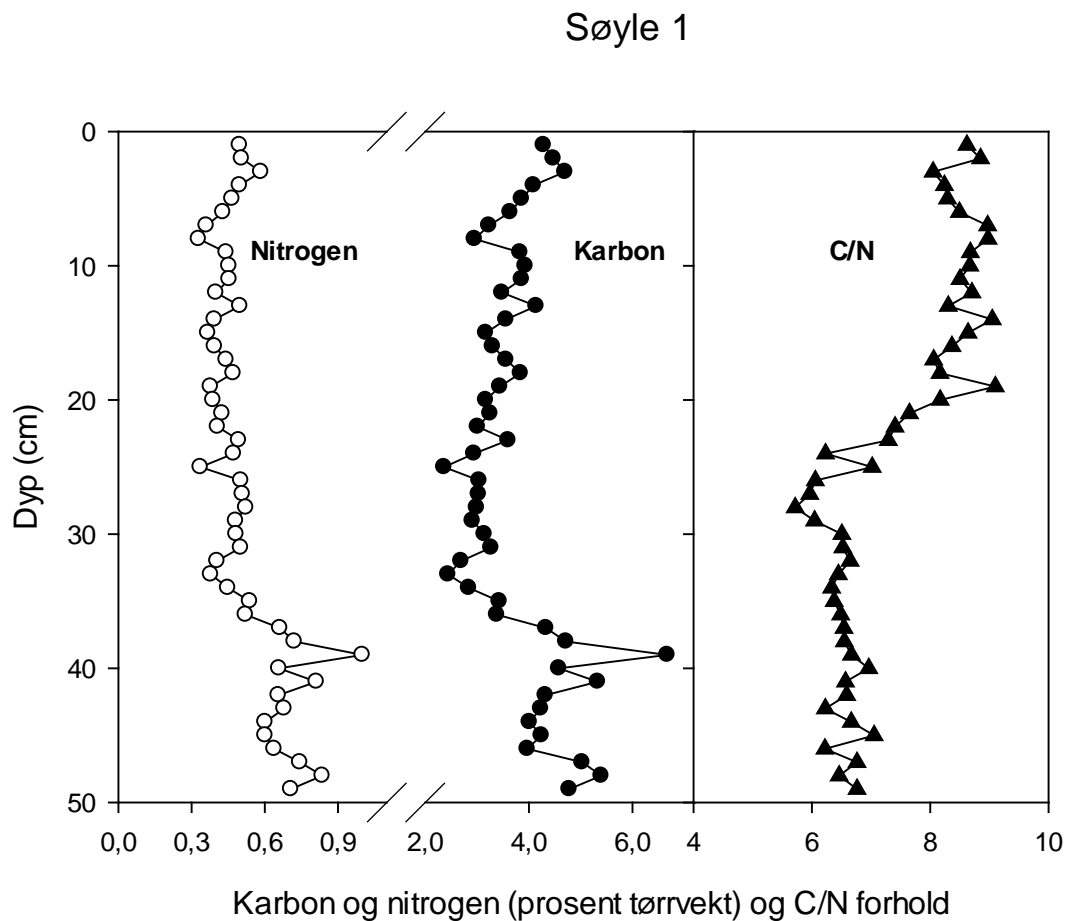
Nivåene av P i sedimentene varierte fra 1,6–1,9 g kg⁻¹, med de høyeste verdiene på de fire største innsjødydene. Nivåene samsvarer med sedimenter fra Årungen, som viste et gjennomsnitt på 1,8 g kg⁻¹ (0–2,5 cm, n=100) (Riise m. fl. 2010).

For sommeren 2017 var det liten intern frigjøring av fosfat fra sedimentene, til tross for permanent sjiktning og reduserende forhold i de dypere deler av innsjøen. Dette har trolig sammenheng med nitratnivåene som var tilstrekkelig høye til å forhindre lekkasje fra sedimentene.



Figur 17. Fordeling av ¹³⁷Cs (DPM/cm³) med sedimentdyp i fem sedimentsøyler tatt ved ulike innsjødybder (se kart Figur 3).

Karbon- og nitrogenmålingene i sedimentene viste høyere konsentrasjoner avsatt rundt 1960–1970 tallet enn i nyere tid, noe som indikerer at primærproduksjonen var høyere tidligere enn nå (Figur 18). C/N forholdet endrer seg markant rundt år 2000. Dette peker i retning av en sterkere innvirkning av alloktont organisk materiale (humus) etter år 2000. En noe større andel av det alloktone organiske materiale sedimenterer på det dypeste punktet i innsjøen (gradientanalyse av 1–2 cm) sammenlignet med grunnere områder.



Figur 18. Øverst: Profiler av karbon- (C) og nitrogeninnholdet (N) i % av tørrvekt i sedimentsøyle 1 (venstre) samt forholdet mellom C og N (C/N) i samme søyle (høyre). Nede: C/N i de øvre 1–2 cm av de fem sedimentsøylene (se Figur 3 for lokasjon av søylene).

4.4 Vannplanter

Vi fant ingen undervannsplanter i Østensjøvann, kun helofytter (*Phragmites*, *Typha*, *Scirpus*), og flytebladsplanten gul nøkkerose (*Nuphar lutea*).

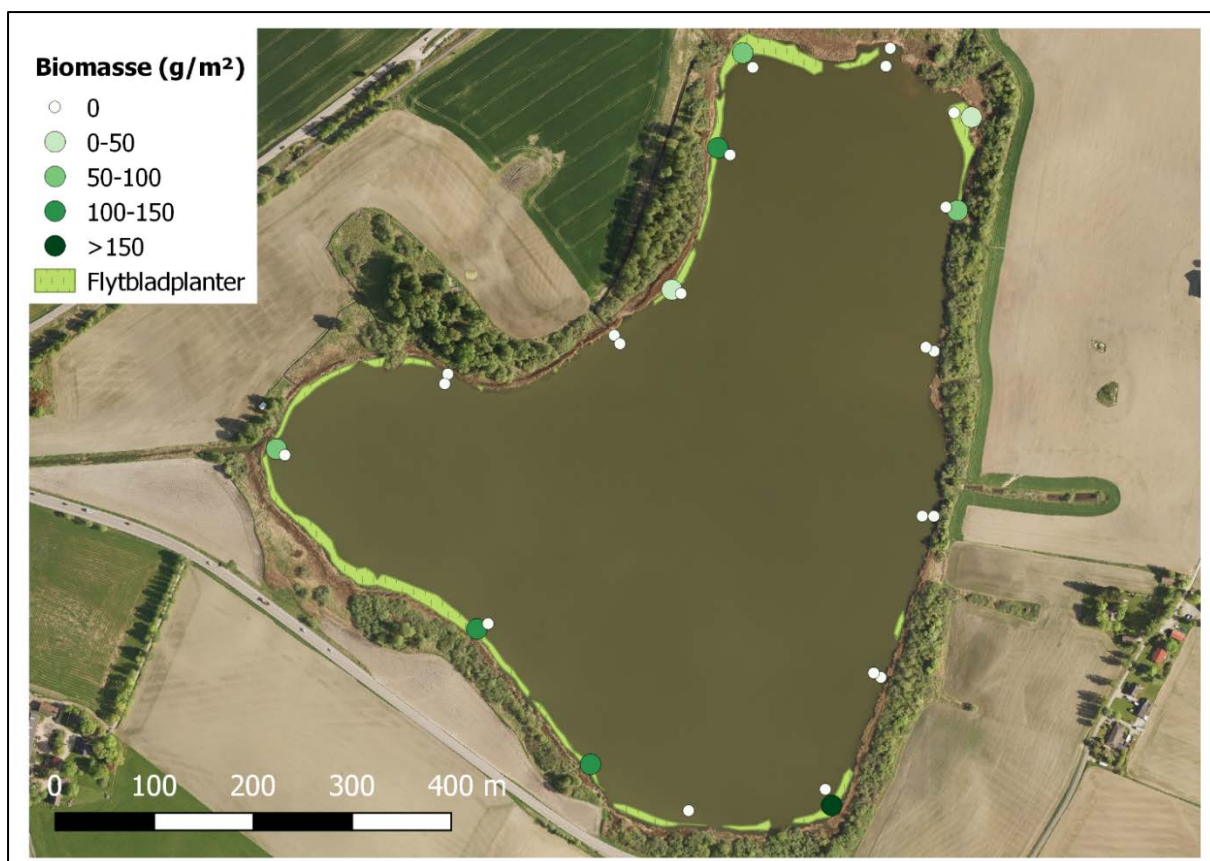
Det er litt usikkerhet knyttet til om slekten hvit nøkkerose, *Nymphaea*, var blant flytebladsplantene eller ikke. Denne slekten, ved arten *Nymphaea alba*, ble funnet i Østensjøvann på 1960-tallet (Rørslett og Skulberg 1968). Vi observerte ikke *Nymphaea* under prøvetakingen, men dette er vanskelig å se om høsten. Siden *Nuphar* og *Nymphaea* har samme funksjon i økosystemet, spiller det ingen rolle for tolkningen av våre biomassedata om *Nymphaea* var med eller ikke.

Biomassetettheten (tørrvekt) av nøkkeroseplantene for de indre punktene i prøvetransektene var i gjennomsnitt $101,7 \pm 50,3 \text{ g/m}^2$ (\pm SD, $n=10$) og denne varierte betydelig (min=0; max=182 g/m^2) mellom prøvetransektene (Tabell 2). Særlig var det lite nøkkeroser langs østsiden og deler av vestsiden av innsjøen (Figur 19). Ingen av de ytre punktene i transektene hadde nøkkeroser.

Fosforinnholdet i blad og stilkvev var ikke signifikant forskjellig selv om det var en trend til litt lavere innhold i stilkene (ANOVA: $p=0.22$; blad: $3,93 \pm 0,60$ (SE) g/kg; stilk: $3,56 \pm 0,28$ g/kg, Tabell 2). For totalmaterialet ble den gjennomsnittlige fosforkonsentrasjonen beregnet til $3,77 \pm 0,51$ g/kg.

Tabell 2. *Nuphar* biomasse (blader og stilker; gram per m²) og fosforkonsentrasjon (g/kg) på 16 transekter i Østensjøvann 7. september 2017. *LOD* = lavere enn deteksjongrensa.

transekt	<i>Nuphar</i> våtvekt (g/m ²)	<i>Nuphar</i> tørrvekt (g/m ²)	<i>P</i> (g/kg)	
			<i>Blad</i>	<i>Stilk</i>
1	1316	115	4,4	3,3
2	2025	129	3,2	3,4
3	1431	96	4,2	3,7
4	0	0		
5	0	0		
6	332	29	5,0	LOD
7	1619	113	4,1	3,8
8	834	76	3,8	4,1
9	0	0		
10	248	27	4,0	LOD
11	1074	88	4,1	3,5
12	0	0		
13	0	0		
14	0	0		
15	1790	158	2,9	3,3
16	2628	185	3,6	3,4



Figur 19. Biomassemålinger for de 16 prøvetrasektene, vist som fargeskala, samt utbredelsepolygoner av flytebladsplanter i Østensjøvann 2017.

Det ble kjørt GPS-spor i ytterkant av nøkkerosebeltene slik at arealet med nøkkeroser kunne bregnes for hele innsjøen. De indre grensene for sonene ble satt på ved hjelp av gode flyfoto og egen shp-fil ble laget for plotting i kart og estimering av polygonparametre som areal og omkrets (Figur 19). Det totale arealet av flytebladsbeltet i Østensjøvann 2017 ble beregnet til å være 10 483 m². Når vi sammenstiller dette med biomasse- og fosfortallene i Tabell 2 blir den totale mengden fosfor som er bundet opp i flytebladsplantene ca 4 kg (Tabell 3).

Tabell 3. Totalareal, -biomasse og -fosformasse for flytebladsplantene i Østensjøvann, Ski kommune i 2017.

Areal (m ²)	Biomasse (våtvekt, kg)	Biomasse (tørrvekt, kg)	Fosfor (kg)
10 483	13940,2	1065,6	4,01

Vi observerte at en god del av *Nuphar*-bladene var revet av og bare fløyt på vannet, selv om de ellers så friske og grønne ut. Det er usannsynlig at dette bare skyldes alder på plantene eller værforhold. Vi har aldri observert noe slikt tidligere, og har ingen god forklaring på fenomenet. Vi lurer på om fugl (f eks gjess) beiter på *Nuphar*, eller om garnfisket som ble gjennomført i regi av Faun natten før vårt feltarbeid kan ha forårsaket dette. Avrevne/løse blader ble ikke tatt med i biomassemålingen. Resultatene våre må derfor tolkes slik at den reelle biomassen av *Nuphar* i Østensjøvann kanskje var litt høyere enn den vi målte.

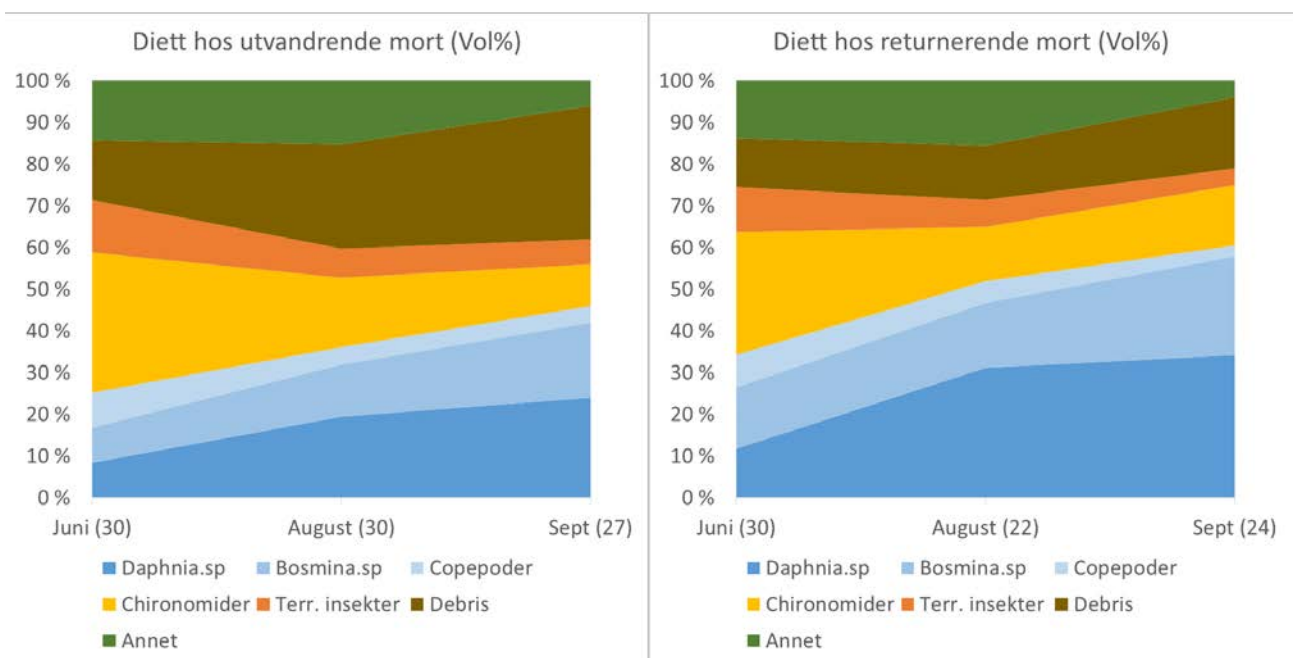
Vi observerte også en god del beiteskader som var synlige på helofyttene (*Phragmites*, *Scirpus* og *Typha*). Disse ble mest sannsynlig forårsaket av vannfugl (for eksempel gjess). Helofyttene var ikke med i prosjektet vårt, men de har en veldig viktig funksjon i innsjøer («renser» avrenning fra omkringliggende jordbruksarealer for næringsstoffer som fosfor og nitrogen før de havner i innsjøen; viktig habitat for smådyr). Det virket som helofyttsonen rundt Østensjøvann var livskraftig til tross for beiteskadene, men på sikt bør man passe på at helofyttsonen ikke blir mye mindre enn den nå er.

4.5 Fiskeundersøkelsene

4.5.1 Diett hos inn- og utvandrende mort

Vi fant et betydelig innslag av særlig vannlopper (cladocerer) i dietten til både inn- og utvandrende mort (Figur 20). Det var signifikant større andel av zooplankton i mageprøvene fra innvandrende mort enn utvandrende mort (GLM: $p < 0,00001$, Tabell 4, Formel 2), med maksimum på 53 % i snitt. Mort har som andre karpefisk svelgebein som kverner maten før den svelges ned i tarmen. Dette gjør det vanskelig å bestemme artene som ligger i de øvre delene av tarmen, men de fleste artene har fragmenter av antennene med spesielle karakterer eller særegne øyne som gjør det mulig å bestemme artene. Av artene som dominerer blant zooplanktonet i magene var små arter av *Daphnia*: *D. cristata* og *D. cucullata*, samt noe *D. longispina*. Betydelige mengder av *Bosmina* sp. ble også funnet i mortemagene, der noen individer ble bestemt til *Bosmina longirostris*. Enkelte individer av den store rovformen *Polyphemus pediculus* ble også identifisert. Daphnier er spesielt utsatt for fiskepredasjon da de er større enn de fleste andre zooplanktongruppene i ferskvann (Brooks og Dodson 1965). Det blir derfor gjerne en seleksjon i favør av små individer i innsjøer med tette bestander av

zooplanktivore fisk (se f. eks. Hessen m. fl. 1995; Jeppesen m. fl. 2002). Vi plukket ut i alt 15 hele individer av *Daphnia*-artene som ble lengdemålt (dette var alle hele vi fant i de 163 mageprøvene som ble analysert). Disse var i snitt 0,66 mm lange ($\pm 0,03$ mm, SD) der de fleste (10) var *D. cristata*. Disse størrelsemålene er forholdsvis små og indikerer at daphniesamfunnet i Østensjøvann er eksponert for stort predasjonstrykk (se f. eks. figur 5 i Hessen m. fl. 1995). Dette funnet harmonerer også med funnene (og konklusjonene) i Andersen (2010) som dokumenterer maksimumstørrelse hos daphnier i Østensjøvann til å være 0,8 mm og minste eggbærende hunner til 0,6 mm. En usikkerhet ved målingene kan knyttes til at de hele individene fra mageprøvene kan representere et skevt utvalg av byttedyrene ved at kanskje de minste med større sannsynlighet ikke vil bli kvernet i filler av svelgetennene til morten enn de større individene.



Figur 20. Gjennomsnittlig diettsammensetning (volum-%) hos utvandrende (venstre) og innvandrende (høyre) mort samlet inn med nordiske oversiktsgarn satt på 2 m dyp og parallelt med land den 20. og 21. juni, 17. og 18. august og 21. og 22. september 2017. Antall mageprøver (n) for hver runde framkommer av tallene i parentes bak månedsnavnet. Mortene var 8–23 cm.

Det var en signifikant høyere andel av sedimentpartikler (debris) hos utvandrende individer sammenlignet med innvandrende, og andelen debris var maksimalt 32 % i snitt (i september, min–max: 14–32 %) (Tabell 4, Formel 3).

Tabell 4. Teststatistikk for diett-tester som undersøker effekt av svømme retning og måned. Testene er utført som likelihood-ratio-tester basert på generaliserte linære modeller (GLM) med logit-link der responsene er enten andel av zooplankton eller andel av debris. Devians = del av variasjon fanget opp av modelleffekt, df = antall frihetsgrader, p = signifikansnivå.

Respons	Effekt	devians	Df	p
Andel zooplankton	Retning[ut,inn]	266,51	1	<0,00001
	Måned[J,A,S]	553,29	2	<0,00001
Andel debris	Retning[ut,inn]	130,41	1	<0,00001
	Måned[J,A,S]	204,44	2	<0,00001

Formler for sannsynlighet for at en mort skal ha zooplankton (Formel 5) og sedimenter i magen (Formel 6):

$$\text{logit}(\text{zoopl}) = -0.02 \pm 0.04 - (0.54 \pm 0.04)_{\text{Ut}} - (0.62 \pm 0.04)_{\text{juni}} + (0.39 \pm 0.05)_{\text{sept}}$$

(Formel 5)

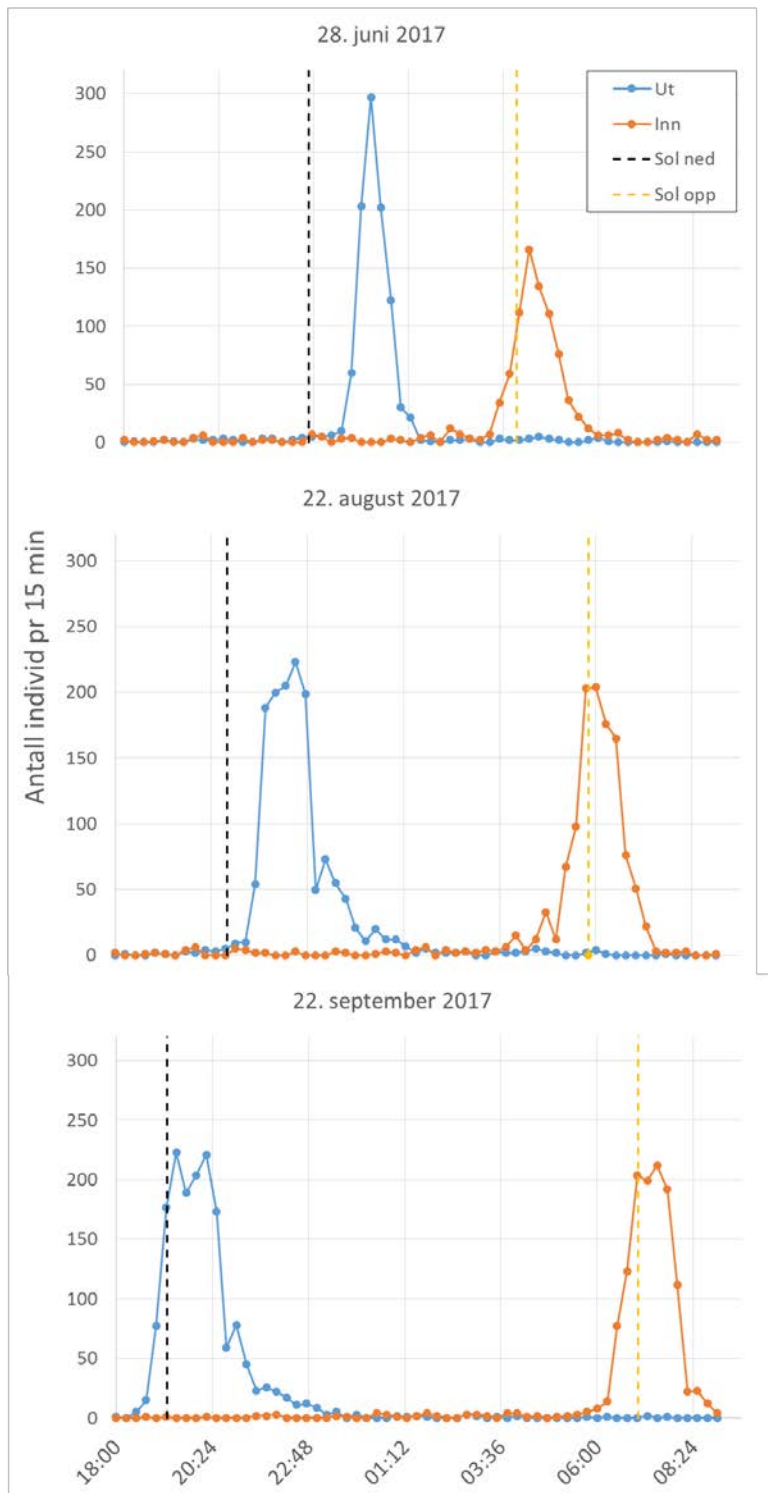
$$\text{logit}(\text{debris}) = -1.75 \pm 0.05 + (0.58 \pm 0.05)_{\text{Ut}} - (0.48 \pm 0.05)_{\text{juni}} + (0.30 \pm 0.06)_{\text{sept}}$$

(Formel 6)

Formlene er parameterisert ved log-likelihood-metoden ved å tilpasse GLM til volumprosentdata med logit-link (McCullagh og Nelder 1989). Effekttesten av disse modellene er presentert i Tabell 4.

4.5.2 Fiskens horisontale døgnavandringer – biomasseforflytninger

Gjennom alle tre overvåkningsrundene ble det dokumentert en tydelig horisontal forflytning av fisk i retning litoral til pelagial ved solnedgang og motsatt veg ved soloppgang (Figur 21).



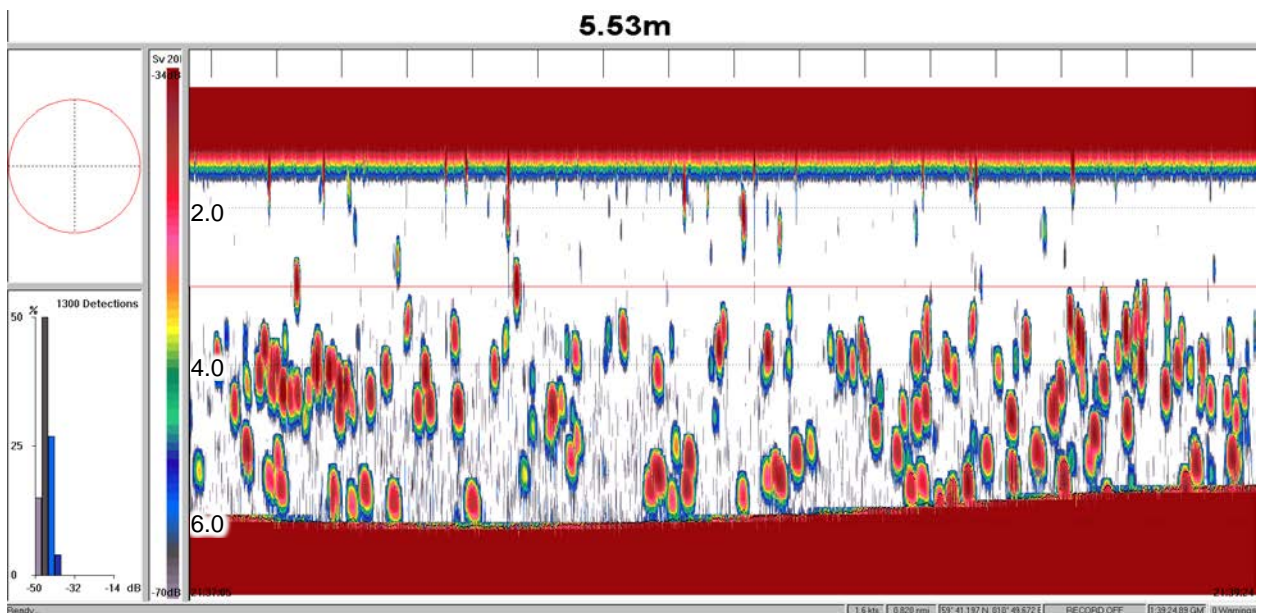
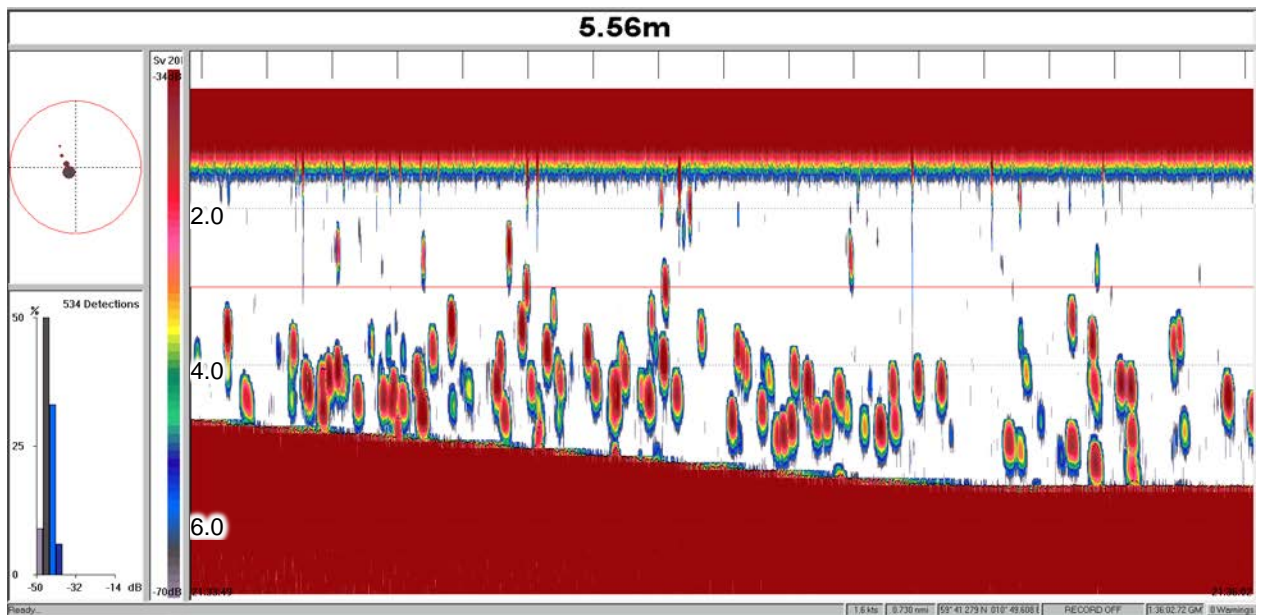
Figur 21. Tidsutvikling i antall individer (>95% mort i følge garnfangster) pr 15 min som beveger seg fra litoral til pelagial (ut) og fra pelagial til litoral (inn) gjennom den horisontale lydstrålen til ekkoloddet i perioden 18:00 til 09:00 for datoene 28. juni, 22. august og 22. september 2017. Tallene stammer fra individ-tracking-tellinger av horisontale ekkolodd-data. Soloppgang og solnedgang er også vist (<https://www.timeanddate.com/sun/>).

4.5.3 Biomasse av fisk i pelagialen

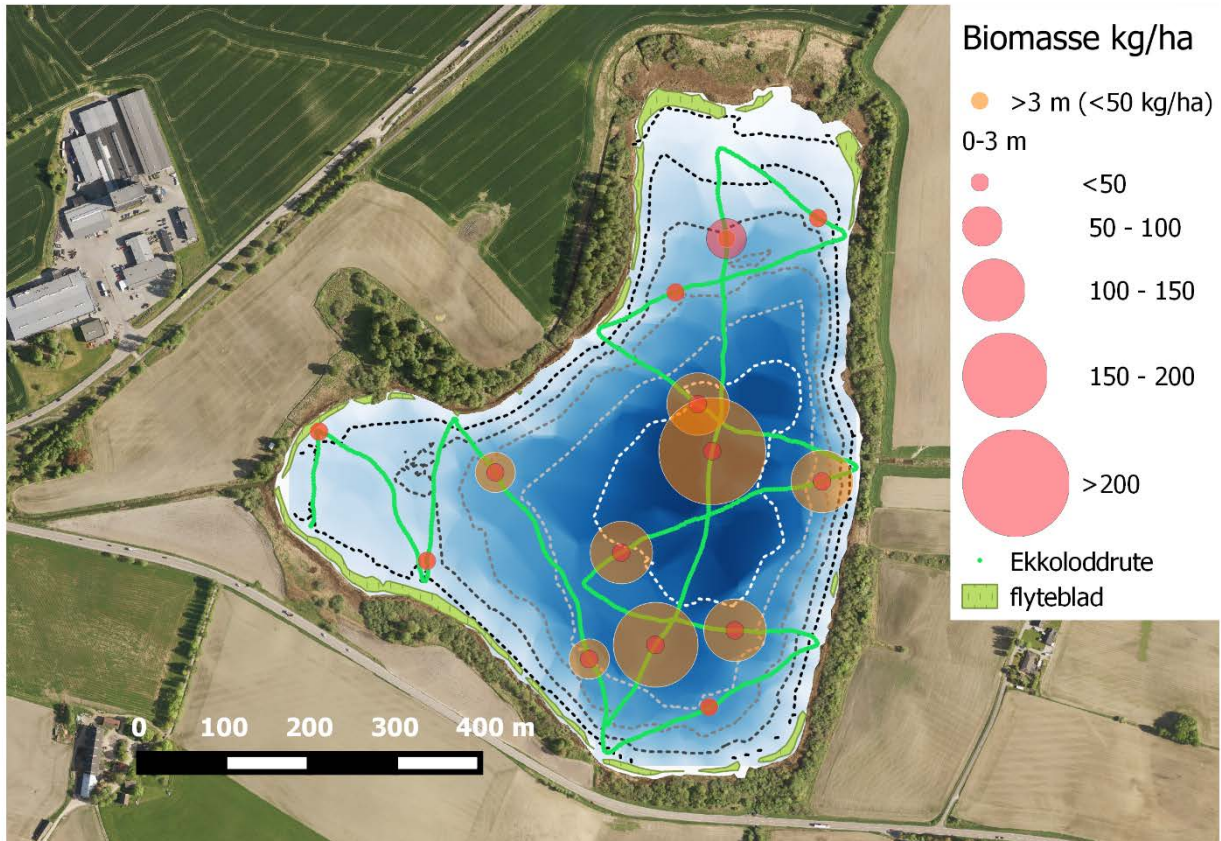
Ekkogrammene fra ekkoloddkjøringen 22–23. september 2017 med vertikalt orientert svinger viser at det er fisk i hele vannsøyla og at det tilsynelatende er mer fisk i vannlagene dypere enn 3 meter enn i de grunnere vannlagene (Figur 22). Dette er motsatt vertikalfordelingsmønster enn det vi fant i 2012 (Haugen m. fl. 2012). Det er imidlertid grunn til å være skeptisk til de øvre 3 meters deteksjoner da vi i 2017 kun brukte vertikal lydstråle. Med en svingeråpning på 11° vil lydstrålen være svært smal i dette dybdelaget og selv om lydvolumet kompensere for under beregningen vil sannsynligheten for å detektere fisk bli betydelig lavere enn i dypere vannlag. Skremseffekten fra båten vil forsterke dette ytterligere. I 2012 brukte vi en horisontal lydstråle for å bedre dekke de øvre to meterne og fikk da et langt mer pålitelig epilimnionresultat. Det er imidlertid et viktig funn at fisk finnes helt ned til bunnen, selv i de dypeste partiene. Når vi sammenstiller dette funnet med temperatur- og oksygenmålinger gjort i samme periode (Figur 9 og Figur 13) ser vi at innsjøen på dette tidspunktet ikke er termisk sjiktet og har oksygenmetning på 60–70 % – som er levelige forhold for karpefisk som mort og brasme (Lloyd og Alabaster 1982).

I tillegg til den vertikale variasjonen i fiskebiomasse, var det tilsynelatende store horisontale variasjoner biomassefordeling med høyest biomasse i de dypere, sentrale deler av innsjøen (Figur 23). Den estimerte gjennomsnittlige biomassetettheten for Østensjøvann i 2017 var på $176,24 \pm 143,61$ (\pm SD) kg ha^{-1} . Dette er litt lavere enn i 2012 (men ikke signifikant lavere om vi sammenligner konfidensintervallene). Som nevnt er det grunn til å forvente at de øvre 2–3 meterne har betydelig underestimert fiskebiomasse i 2017 da disse ikke er basert på horisontal lydstråle.

Siden innsjøen ikke var termisk sjiktet under ekkoloddkjøringen i 2017 lot det seg ikke gjøre å regne ut en EQR basert på WS-FBI, (Sandlund (Red.) m. fl. 2013) dette året, men i og med at den totale fiskebiomassen var nærmest like stor som i 2012 er det grunn til å forvente at den økologiske statusen ikke er vesentlig endret siden 2012.



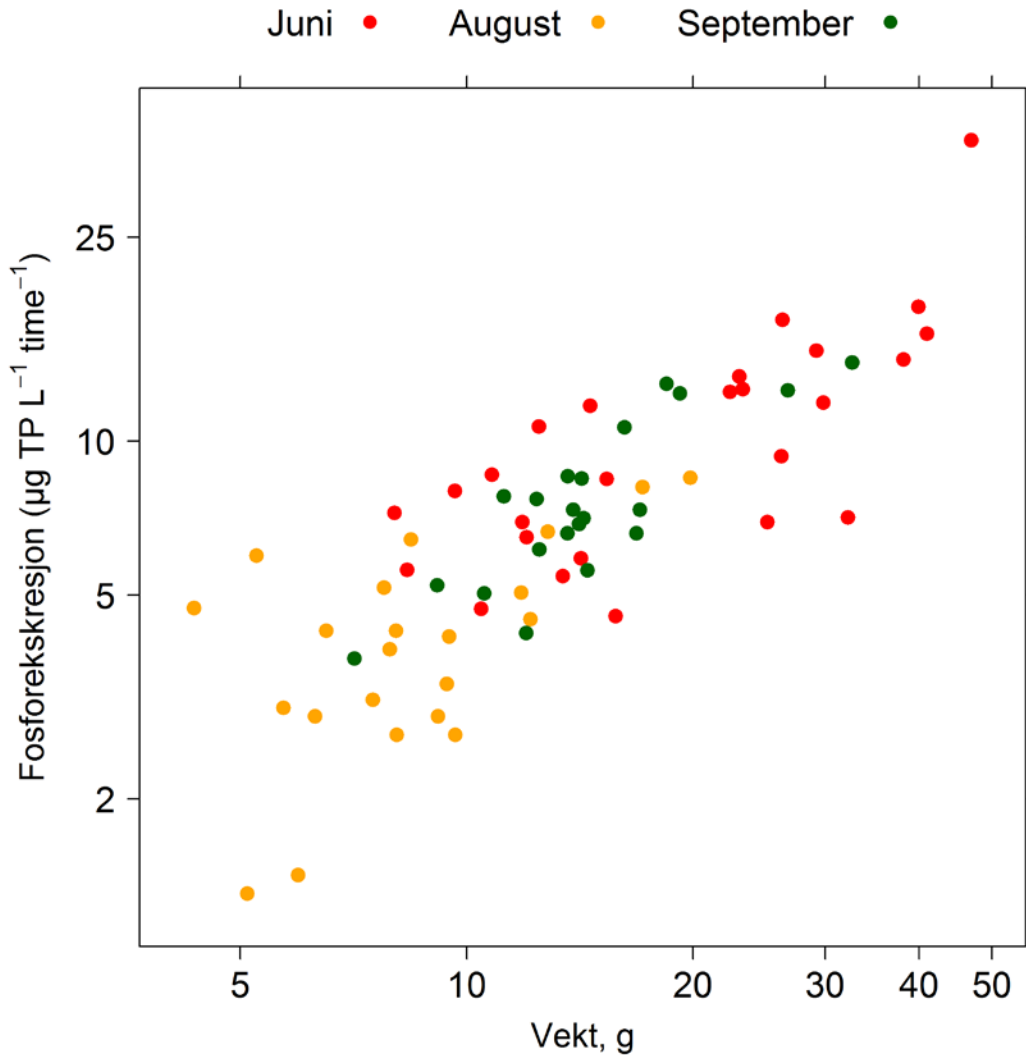
Figur 22. To eksempler på ekkogrammer fra vertikalkjøringen natt 22–23. september 2017. Vi ser at det er betydelig mer fisk dypere enn 3 meter enn grunnere enn dette. Størrelsen på ekkobjektene blir større i ekkogrammet jo dypere de er lokalisert, men dette betyr ikke at ekkoeene kommer fra større fisk da det er fargen i sentrum av ekkobjektene som viser størrelsessammenhengen. Jo dypere rødfarger jo kraftigere ekko og dermed større objekter.



Figur 23. Bobleplott av estimert biomassefordeling for hver 250 m av ekkoloddtransektet som ble kjørt nattetid på Østensjøvann, Ås kommune 21. september 2017. Estimatenes er separert for to dybdelag: 0–3 m og >3 m.

4.5.4 Estimering av næringsstoffekskresjon fra mort i Østensjøvann 2017

De tre forsøksrundene med mort i bøtter skaffet data som viste en tydelig positiv relasjon mellom fiskens vekt og ekskresjonsrate (Figur 24). Da temperaturen var forskjellige de tre forsøksrundene (21–22. juni: $12,7 \pm 0,3$ °C; 17–18. august: $15,9 \pm 0,4$ °C; 21–22. september: $14,5 \pm 0,4$ °C), ble temperatur lagt inn som en kvadratisk effekt i den lineære modellen som ble tilpasset dataene (motivert av at temperatureffekter på fysiologiske rater typisk er ikke-lineære).



Figur 24. Scatterplott av målte ekskresjonsrater ($\mu\text{g tot. P L}^{-1} \text{t}^{-1}$) mot fiskevekt fra de tre bøtteforsøkene med mort fra Østensjøvann, Ski kommune 2017. Merk at aksene er log-skalerte.

Den tilpassede lineære modellen forklarer ca. 72 % av variasjonen ekskresjonsraten og er presentert i Tabell 5. Selve modellen er plottet i Figur 25. Den kvadratiske additive effekten av temperatur er svakt signifikant og denne kandidatmodellen har mer AIC-støtte enn kandidatmodeller uten kvadratteffekt. Oppsummert kan den tilpassede modellen skrives:

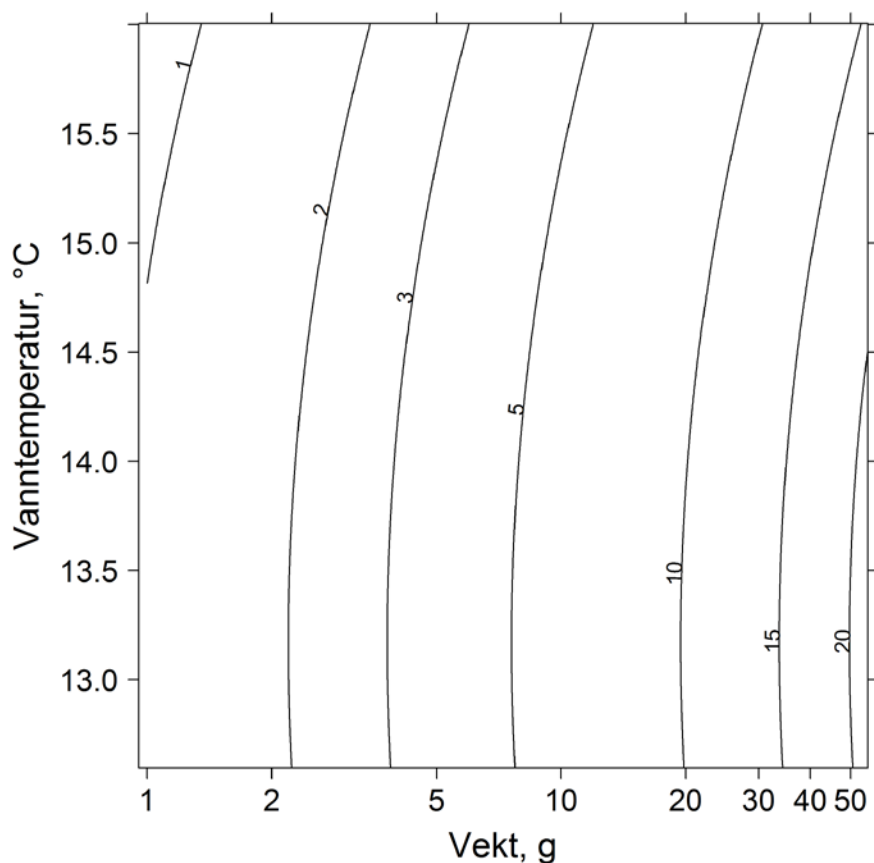
$$\ln\left(\frac{\partial TP}{\partial t}\right) = -7.15 + 0.74 \ln(w) + 1.10T - 0.04T^2$$

(Formel 7)

der $\frac{\partial TP}{\partial t}$ = endring i total-P per time (dvs , w = fiskevekt (g) og T = vanntemperatur ($^{\circ}\text{C}$)).

Tabell 5. Parameterestimater og tilhørende teststatistikk til ekskresjonsmodellen som ble tilpasset $\ln(\text{TP}/t)$ -dataene som ble målt i de tre rundene med bøttetester med mort fra Østensjøvann i Ski 2017. Som prediktorvariabler ble $\ln(\text{fiskevekt})$ og vanntemperatur^2 brukt. Modellstatistikk: $R^2_{\text{adj}}=0,72$; $F_{3;65}=52,32$; $p<0,0001$; $n=79$.

Parameterestimat			Test-statistikk					
Parameter	Estimat	SE	Effekt	df	SS	MSS	F	p
Intercept	-7,147	6,605	$\ln(\text{fiskevekt})$	1	16,181	16,181	149,923	<0,0001
$\ln(\text{fiskevekt})$	0,738	0,094	Temp^2	2	0,860	0,430	4,521	0,0131
Temp	1,102	0,942						
Temp^2	-0,042	0,013						



Figur 25. Konturplott av estimerte ekskresjonsrater ($\mu\text{g TP L}^{-1} \text{t}^{-1}$) hos mort som funksjon av vanntemperatur og fiskens vekt. Estimaterne er hentet fra modellen som er presentert i Tabell 5. Merk at x-aksen er log-skalert.

Når vi anvender (Formel 1 ved å sette inn ekskresjonsformelen (Formel 4) og andel sediment fra Formel 3 samt biomasseberegningene fra de horisontale ekkolodd-dataene regnet vi ut hvor mye fosfor morten ekskretet totalt pr natt og hvor stor andel av den ekskretete fosforen som ble resuspendert gjennom sedimentspising. Her var det store forskjeller mellom de tre månedene i både i totalt fosforbidrag fra morten (15,2–63,3 kg P pr natt) og i andel resuspendert P (3,5–19%) (Tabell 6). Det er viktig å her ha med seg forutsetningene bak disse beregningene. Viktigst er anskje at vi her antar at mortene som ble holdt i bølter gjennom natten har lik ekskresjon som de ville hatt i sitt naturlige miljø. I og med at individene som inngikk i forsøket hadde mindre enn 60 min til å akklimere til det fremmede «bøttemiljøet» er det grunn til å tro at de var stresset av den nye situasjonen og derfor hadde høyere metabolsk rate (og dermed øket ekskresjon) på grunn av dette. På en annen side vil de ha lavere metabolsk rate knyttet til svømme aktivitet og næringssøk. Eksperimentelle studier som har testet ut disse håndterings- eksperimentstress-

Tabell 6. Estimater av bidrag fra morteekskresjon til total-P i Østensjøvann, Ås kommune under periodene 20–21. juni, 17–18. august og 21–22. september 2017. Estimaterne framkommer ved å kombinere prediksjoner fra ekskresjonsmodellen (Tabell 5) med estimert utvandring fra de horisontale ekkolodd-dataene (Figur 21). Vannmasseverdiene er hentet fra nattprøvene som snitt av de pelagiske verdiene.

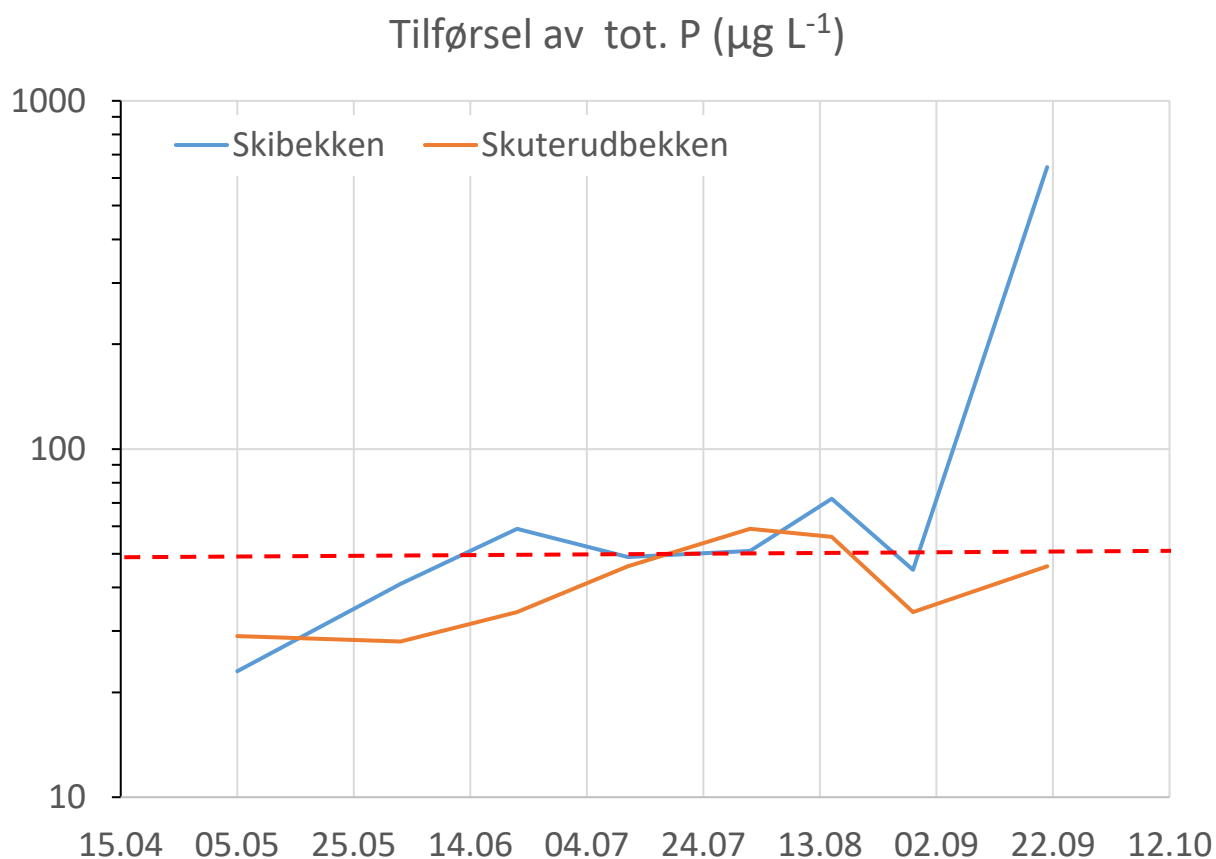
Periode	Ekkolodd-data			Ekskresjonsforsøk			Nattverdier vannmasser	Fiskebidrag totalt	Fiskebidrag sediment			
	Antall ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	Oppholds- tid	Temp	Ekskresjon*	Totalt bidrag				Tot.P	(µg TP L ⁻¹)	(%)
	Ut	Inn	Ut	Inn	(timer)	(°C)	(kg P ha ⁻¹)	(kg P natt ⁻¹)	(µg P L ⁻¹)	(%)		
Juni	5219	4844	167	155	4,1	17	1,074	21,5	16,2	65,3	24,8	3,5
August	3875	3469	124	111	7,7	19	0,759	15,2	11,4	79,6	14,4	3,6
September	4781	4469	153	143	9,2	15	3,164	63,3	47,7	80,5	59,3	19,0

* Estimert fra modellen presentert i Tabell 5 (Formel 4)

faktorene på ekskresjonsrater har anbefalt at en bør sjekke ut effekten av ulike akklimeringsperioder på utfallet da det sannsynligvis ulike arter vil respondere ulikt på slike eksperimentsituasjoner og håndtering (Whiles m. fl. 2009). I studien til Whiles m. fl. (2009) avtok effekten av akklimeringsperiode på ekskresjon med svakt avtagende rate hos bekkerøye når fisken ble sultet i kort tid på forhånd (som i vårt forsøk) slik at ekskresjonsmålene lå ca 20% høyere for målinger ved 30 min akklimering sammenlignet med 2 timer akklimering. Disse resultatene kan ikke uten videre overføres til mort, og vi må derfor nøye oss med nå å anta at de estimerer ekskresjonsverdiene trolig er litt høyere enn de som reelt finner sted under naturlige forhold.

4.6 Eksterne tilførsler

I løpet av sesongen 2017, var fosforkonsentrasjonen i de to viktigste tilløpsbekkene, Skibekken og Skuterudbekken, over $50 \mu\text{g tot. P L}^{-1}$ for de fleste av målingene gjennom sesongen, men de var lavere i hele mai for begge og for Skuterudbekken var den også under gjennom hele juni (Figur 26). Natt til 22. september var preget av mye nedbør og verdiene fra Skibekken gikk til helt opp til $645 \mu\text{g tot. P L}^{-1}$ seinere samme dagen.



Figur 26. Tidsutvikling i fosforkonsentrasjon i de to viktigste tilløpsbekkene til Østensjøvann i 2017. Den røde stipplede linja angir $50 \mu\text{g L}^{-1}$. Merk at y-akse er på log-skala.

4.7 Fugleobservasjoner

I alt ble det registrert 23 fuglearter i løpet av observasjonsperiodene som strakte seg fra 15. mai til 11. oktober 2017 (Tabell 7). Grågås, toppdykker og stokkand ble observert i varierende antall, men var tilstede under alle observasjonsrundene. Innslaget av dykkender er lite og det er påfallende lite svaner observert. Toppdykker må regnes som en karakterart for innsjøen.

Tabell 7. Artsliste for fugl observert fra to utkikspunkt ved Østensjøvann, Ski kommune under 2017-sesongen. Ad=voksen; ju = ungfugl.

Dato:	15.05		28.05		16.06		28.07	23.08	03.09	12.09	21.09	11.10
Art	Add	Juu	Add	Juv	Add	Juv	Ind	Ind	Ind	Ind	Ind	Ind
Sangsvane												8
Knoppsvane	2		2									
Grågås	5	4	9	4	2	4	280	290	270	3	40	10
Hvitkinngås								24	31		28	
Kanadagås	4										70	130
Krikkand							3	2	7	1	1	3
Stokkand	20		14		7		45	39	46	8	60	39
Brunnakke	2											
Top pand			1				2	4		3	2	2
Kvinand	5		2	3	1						1	4
Laksand	2											
Toppydykker	26		24		14		14	18	19	15	22	16
Storskarv			1					1			2	2
Gråhegre	6		1									
Sivhauk	2		2		2		1					
Sothøne	1											
Vipe	6						9					
Enkeltebekkasin	1							1			1	
Skogsnipe	1											
Strandsnipe	3		2									
Gråmåke	1						1			36		
Sildemåke	8		1		5							
Fiskemåke	15		30		1							
Hettemåke	2		5									

5 Diskusjon

Resultatene fra 2017-undersøkelsene viser tydelig at Østensjøvann fremdeles er svært eutrof, med høye fosforkonsentrasjoner, høy fytoplanktonbiomasse, lite siktedyp (høy turbiditet), oksygenvinn i hypolimnion, fravær av undervannsplanter, beitepreget zooplanktonsamfunn (vurdert fra mageprøver) og stor biomasse av omnivor fisk (mort). I det følgende vil vi diskutere hvilken konsekvens disse funnene har for vurderingen av næringsstoffomsetningen i Østensjøvann, i hvilken grad biomanipulering ved utfiske er et relevant tiltak og risikomomenter som et slikt tiltak kan innebære.

5.1 Næringsstoffomsetningen i Østensjøvann

Tilførselen av fosfor til Østensjøvann er fortsatt stor og i flom- og overløpssituasjoner, slik som 21–22 september 2017, hvor det tilføres veldig store mengder fosfor på kort tid (Figur 26). Det har vært lagt ned betydelig innsats de siste tiårene for å redusere både tilsig fra landbruk (f eks fangdammer i Skuterudbekken), erosjonssikring (Skibekken: Hauge (2017)) og tetting av lekkasjer i kloakknnett samt oppgradering av dette (se f eks

Forvaltningsrevisjonsrapport - Ski kommune:

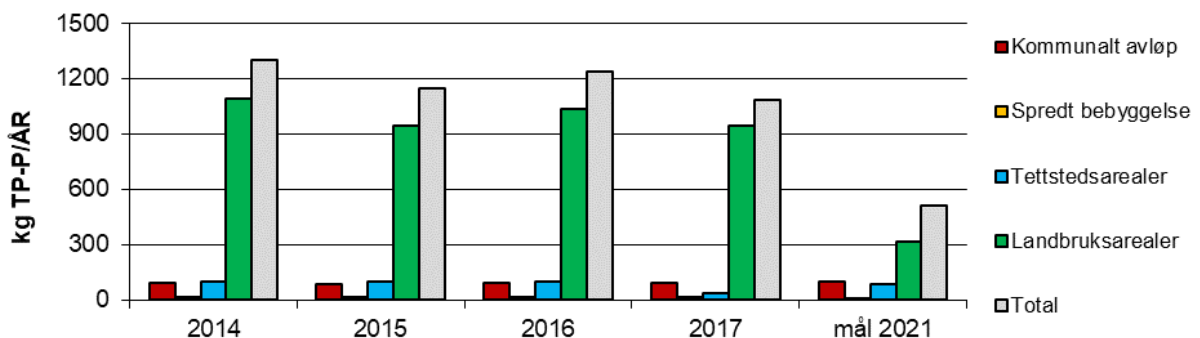
<http://www.folloodr.no/files/2015%20Vann%20og%20avlop.pdf>). Det er fortsatt for tidlig å si om nylig gjennomførte og pågående tiltak virker, men den seneste overvåkningsrapporten fra PURA viser at pr 2017 er vannforekomsten langt unna 2021-målene for tilførsler på ca. 500 kg tot. P år⁻¹ (PURA 2018), og at det er landbrukstilførslene som hovedsakelig bidrar til dette avviket (Figur 27). Fosfortilførselene fra landbruket er pr 2017 tre ganger over 2021-målsetningen og de har vært på dette nivået de siste fire årene. Det blir avgjørende at de pågående tiltakene har betydelig effekt på denne tilførselskilden. Bruk av fangdammer og vannbremsende tiltak i tilførselsbekkene vil kunne holde tilbake betydelige mengder fosfor. Slike tiltak vil også redusere finpartikkeltransporten ut i Østensjøvann. Begge disse effektene vil begunstige vannmiljøet i innsjøen. Arbeidet med tilførselene i nedbørsfeltet må derfor intensiveres

Kjemisk-indusert fosforlekkasje fra sedimentene synes ikke å ha vært omfattende i 2017, noe som også samsvarer med funn i 2013 (Magnusson 2014). Dette skyldes at selv om bunnvannet i de dypeste områdene trolig var anoksisk i perioder gjennom sommeren var det ikke tilstrekkelig reduserende forhold til at nitratkonsentrasjonen gikk til null. Nitrat er kjent

som en effektiv buffer mot Fe-reduksjon (og dermed Fe-P-lekkasje fra sedimentene) (se f. eks. Jeppesen m. fl. 2007). Videre er nitrat en mer effektiv oksidant for den mikrobielle nedbrytingen enn fosfat under økende anoksiske forhold (se beskrivelse i Frostad 2018). I år med mer utartet termisk stratifisering enn i 2017 kan man allikevel ikke helt utelukke fosforlekkasjer fra sedimentene i Østensjøvann, slik det er beskrevet i Grøterud og Haaland (2007).

Ser man på mengden av fosfor som tilføres eksternt opp mot beregnet intern omsetning av fosfor som skyldes fisk utgjør bruttobidraget av sedimentfrigjort fosfor fra mort hele 1275 kg tot. P pr vekstsesong (15. mai–15. oktober). Med andre ord var mortens transport av litoral sedimentbundet fosfor ut i pelagialen i samme størrelsesorden som den årlige totale eksterne tilførselen. Det totale bidraget fra mort til fosforomsetningen i innsjøen var imidlertid langt større da sedimentandelen i dietten til den utvandrende morten kun utgjorde 14–32 %. Dette fosforbidraget ligger noe under hva Brabrand m. fl. (1990) fant for Gjersjøen, men er større enn de modellerte verdiene som Tarvainen m. fl. (2002) fant i en finsk innsjø. I den finske studien ble ikke sedimentspising tatt med i modellberegningene, slik at her ble bare ekskresjonen av fosfor fra litoral og bentisk beiting satt opp mot ekskresjon fra zooplanktonbeiting. Zooplanktonekskresjonen var opptil 20-ganger høyere enn den bentisk/litorale ekskresjonen i denne finske undersøkelsen. I en svensk studie, som heller ikke tok med sedimentspising, ble fosforekskresjonen fra både mort og brasme beregnet til å være i samme størrelsesorden som den eksterne tilførselen (men under halvparten av den interne frigjøringen), der kun 18 % av denne fosforekskresjonen hadde bentisk opprinnelse (i form av fjærmygglarver) og resten kom fra zooplankton (Persson 1997). Som det framkommer av Brabrand m. fl. (1990) vil grad av sedimentspising varierer fra innsjø til innsjø. Disse fant at mort i Gjersjøen spiste svært mye sedimenter, mens mort i Kolbotnvannet aldri hadde sedimenter i magen. Dette med sedimentspising er ikke kun et norsk fenomen. Høy grad av sedimentspising hos mort ble for eksempel også funnet i en polsk studie (Zapletal m. fl. 2014) der det ble konkludert med at morten var en viktig bidragsyter til eutrofieringen av dette studiesystemet. Den høye sedimentandelen i dietten hos Gjersjø-morten bidro til et høyt bidrag av sedimentfrigjort fosfor fra denne sammenlignet med de eksterne tilførselene. I sommermånedene var mortebidraget til fosforkonsentrasjonen oppe i 80 % (juli og august), mens bidraget var betydelig lavere, 15–25 %, i mai og oktober. Vi ser at det månedlige mønsteret i mortens bidrag til fosforomsetningen er svært forskjellig mellom Gjersjøstudien fra 1982 og Østensjøvann i 2017. Brabrand m. fl. (1990) konkluderte med at temperatur var

viktigste driver av fosforbidraget fra morten i Gjersjøen (størst ekskresjon ved høyest temperatur) mens grad av sedimentspising synes viktigst i Østensjøvann. Det kan imidlertid være at ekskresjonsformelen vi bruker for Østensjøvann predikerer litt for lave ekskresjonsverdier for de varmeste dagene da formelen er tilpasset for temperaturer (12–16,5 °C) som er lavere enn de opplevde temperaturene for morten ute i innsjøen – særlig i august hvor temperaturene var >20 °C. Selv om vi forsøkte å etterligne de naturlige forholdene så godt som mulig under ekskresjonsforsøkene (vann fra Østensjøvann, utvandrende mort direkte fra sjøen osv.) falt temperaturen raskere gjennom natta i eksperimentbøttene enn ute i selve innsjøen slik at temperaturen ble lavere enn under naturlige forhold. Dette medførte at vi ikke fikk målt ekskresjon under høyere temperaturer enn 17 °C. Modellprediksjoner utover denne temperaturen blir derfor usikre, og i og med at temperatureffekten ble tilpasset for et lite temperaturspenn (12–16,5 °C) gjør dette at kvadrateffekten av temperatur også blir usikker.

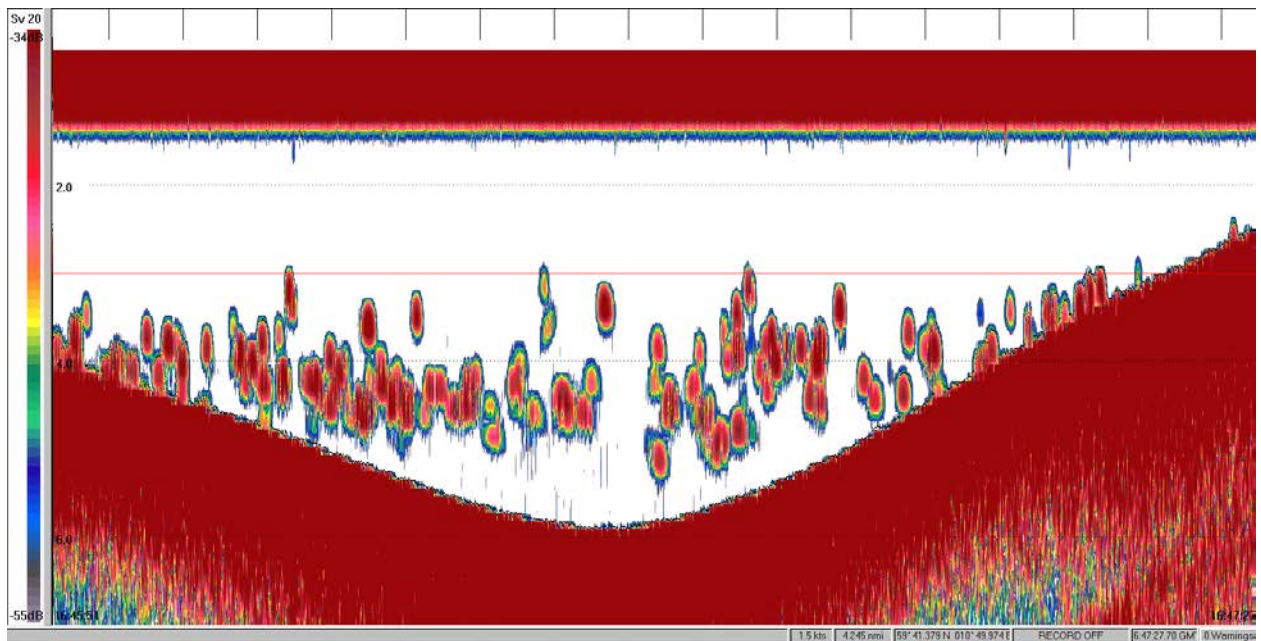


Figur 27. Tilførsler av total fosfor (TP) til Østensjøvann, Ås kommune i perioden fra 2014–2017 med mål for 2021. Figuren er fra PURA (2018).

Et usikkerhetsmoment som foreligger for Østensjøvann er i hvilken grad bioturbasjon fra kanskje særlig fisk har på fosforomsetningen i innsjøen (f. eks. Adámek og Maršálek 2013). En skal heller ikke undervurdere effekter av bunndyr som både bioturbatorer og fosforvektorer. Tang m. fl. (2017) viser for eksempel at både bioturbasjon og fosforoverføring fra sediment til epilimnion gjennom vertikale døgnvandring av Chaoborus-larver (svevemygg) har potensiale i seg til å alene drive eutrofieringen av en innsjø. Bioturbasjon fra f.eks. brasme kan være et problem i Østensjøvann selv om ¹³⁷Cs-analysene indikerte lite bioturbasjon dypere enn 4,5 m (men at det forekommer grunnere enn

dette, Figur 17). Man skal være klar over at ^{137}Cs -metoden måler bioturbasjon som var i årene etter 1986 fram til sedimenteringen gjør at bioturbatørene ikke lenger når ned til 1986-laget i sedimentene. Bioturbasjonssituasjonen kan ha endret seg etter dette. Med en sedimentasjonsrate på mellom 0,7 og 0,9 cm i året (4–6 m, Figur 17) er eventuelt endret bioturbasjon fra f.eks. brasme de siste 5–10 åra ikke mulig å registrere med denne metoden da brasme bare unntaksvis bioturberer lenger ned enn 10–15 cm i sedimentene (2–5 cm er det normale) gjennom sin furasjeringsatferd (Breukelaar m. fl. 1994; Lammens 1984; Winfield og Nelson 1991). Det er all grunn til å holde et ekstra fokus på brasmepopulasjonen i Østensjøvann da dette er en art som ofte inntar en dominerende rolle i overgangen mellom eutrofe og hypertrofe innsjøer (Gulati og van Donk 2002; Jeppesen m. fl. 2000; Lammens 1989; Mehner m. fl. 2005; Tammi m. fl. 1999). Brasme kan også bidra med resirkulering av næringsstoffer gjennom diett (både ved fordøyelse av byttedyr og sedimenter som passerer tarmen), men denne arten er ikke sedimentspiser eller plantespiser på samme måte som morten. Den kan også i deler av livet spise zooplankton og foreta døgnvandring, ja den regnes sågar som en mer effektiv zooplanktoneter enn morten (Winfield og Nelson 1991). Det er dokumentert betydelige forskjeller i de ulike ferskvannsfiskeartenes påvirkning på næringsstoffomsetningen (Villéger m. fl. 2012), men hvordan denne arten bidrar i Østensjøvann i nåtid er ikke kartlagt. I det hele tatt er brasmesituasjonen pr i dag uavklart. I 2012 forekom arten sjelden i prøvefisket som ble gjennomført dette året (Haugen m. fl. 2012), mens den ble karakterisert som vanlig i et *litoralt* prøvefiske i 2017 (PURA 2018). I og med at dette sistnevnte prøvefiske ikke dekket viktige pelagiske og hypolimnion-habitater, er det vanskelig å avgjøre hva som er dagens brasme-status. Et litt urovekkende, men ikke verifisert funn fra ekkoloddkjøring på dagtid i forbindelse med kartlegging av undervannplanter, viser at det er betydelige mengder av fisk i de dypere områdene av innsjøen på denne tida av døgnet i september (Figur 28). Dette var et overraskende funn da de horisontale ekkolodd-dataene viser svært lite fisk i 2–4 m laget inn mot litoralen på dagtid. Ekkostyrkefordelingen viser at de fleste av fiskene som ble påvist under dagtidkjøringen i september er forholdsvis store (>20 cm). Vi mistenker at dette kan være brasme, men dette må verifiseres med fangster før vi kan være sikre. Dersom disse fiskene faktisk er bioturbasjonsutøvende brasme kan dette være med på å forklare hvorfor vi ikke finner tydelige døgnvariasjoner i fosforkonsentrasjonene da bioturbasjon på dagtid vil erstatte det forventede fosforfallet på dagtid når morten er i litoralsona. Det er dokumentert i andre studier at brasme er dagaktive zooplanktoneter (i motsetning til morten som først og fremst er nattaktiv) og bioturbatører både dag og natt (Muška m. fl. 2013; Skov m. fl. 2011).

Grunnet bioturbasjonspotensialet til brasmene (samt at den også er en effektiv zooplanktoneter) blir det avgjørende å finne ut av bestandssituasjonen raskt slik at tiltak eventuelt settes ut i live for å hindre en slik negativ utvikling. En av hovedkonklusjonene fra langtidsstudien til Søndergaard m. fl. (2008) var at i innsjøer hvor uttaket av særlig stor brasme var stort fikk man den lengstvarende effekten på innsjøsystemet og betydelig lengre enn i tilsvarende uttak av i hovedsak mort. Dette illustrerer at brasme kan betydelig større effekt enn mort både som bioturbatør, men muligens også som zooplanktonbeiter. Ved økt bioturbasjon fra brasme vil også utførsel av næringsstoffer fra Østensjøvann og videre nedover i vassdraget (spesielt til Årungen) kunne forverre den økologiske effekten fra denne fiskearten. Med en økende brasmebestand i innsjøen vil det bli økende aktuelt å gjennomføre et utfiske.



Figur 28. Ekkogram fra dagtidkjøring 7. september 2018 (kl 1645–1647) ifm kartleggingen av undervannsvegetasjon (som vi ikke fant noe av). Ekkogrammet viser at det er mange, og store, individer av fisk i et lag fra 3,0–5,2 m, men lite fisk dypere enn 5,2 m hvor det på denne tida var lite oksygen (Figur 9).

5.2 Biomanipulering ved utfiske

5.2.1 Relevans

Hovedformålet med biomanipulering er å bringe innsjøen fra en turbid tilstand til en klarvannstilstand. I og med at Østensjøvann er en leirpåvirket vannforekomst (faktisk ligger nesten hele nedbørsfeltet i marine avsetninger) vil dette med klarvannstilstand ha en annen betydning enn i et ikke leirpåvirket system. Grad av leirpåvirkning av vannmassene vil imidlertid i stor grad kunne knyttes til både jordbruksinduserte partikkeltilførsler (eksterne tilførselsfaktorer) samt også de interne sedimenteringsegenskapene i selve innsjøen. Det er derfor ikke gitt at man med fornuftige tiltak både på tilførselsiden og internt i innsjøen kan oppnå en klarere vannkvalitet i et såpass leirpåvirket system som Østensjøvann. Det finnes mange oppsummerende studier som viser at biomanipuleringer kan ha varige effekter utover 10–12 år, men gjennomgående konkluderer de fleste av studiene med at den oppnådde klarvannstilstanden er ustabil og at tiltakene gjerne må gjentas etter noen år (Gulati m. fl. 2008; Jeppesen m. fl. 2012; Mehner m. fl. 2002; Meijer 2000; Søndergaard m. fl. 2007; Triest m. fl. 2015). De fleste av disse studiene peker på etablering av undervannsvegetasjon som et helt essensielt kriterium for å kunne oppnå en varig klarvannstilstand. I og med at Østensjøvann i dag ikke har noen undervannsvegetasjon blir dette et helt konkret mål for framtidige tiltak for denne innsjøen. Mangelen på undervannsvegetasjon, til tross for mange år med tiltak på tilførselsiden, gjør det relevant å vurdere innsjøinterne tiltak som gjennomføres parallelt med tiltak på tilførselsiden.

Selv om et langvarig og helt nødvendig arbeid gjennomføres for å få ned ekstern tilførsel av næringsstoffer i eutrofierte innsjøsystemer vil ofte, særlig i grunne innsjøer, en klarvannstilstand bruke lang tid på å etablere seg. Dette skyldes i stor grad at interngjødslingprosesser bidrar med tilstrekkelig næringsstoffer til at innsjøene domineres av fytoplankton der undervannsvegetasjon ikke klarer å etablere seg i det resulterende turbide vannet (Søndergaard m. fl. 2013). En nylig publisert studie av Hilt m. fl. (2018) fant dels ved simuleringer (PCLake) og dels fra empiriske data fra 35 grunne nord-Europeiske innsjøer at en reduksjon av ekstern næringsstofftilførsel til $<1,3 \text{ mg P m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ i en hypertrof innsjø over tid fører til en mellomfase med klart vann om våren og turbid vann om sommeren samt etablering av en ensformig undervannsflora av særlig langskuddplanter. En videre utvikling til en permanent klarvannstilstand krevde ytterligere reduksjoner i næringsstofftilførsel til

<1,06 mg P m⁻² dag⁻¹. Dersom dette gjennomføres vil ofte en permanent klarvannstilstand med variert undervannsflora etableres. En alternativ rute til det samme resultatet går via biomanipulering (eller andre innsjøinterne tiltak som f.eks. mudring, Phos-lock eller tilsetning av løst aluminium). Slike tiltak vil medføre en rask etablering av en ustabil klarvannstilstand både vår og sommer med en ensartet undervannsflora ofte bestående av tjønnaks, Elodea eller sågar kransalger. For Østensjøvann sin del synes per nå en etablering av vasspest (*Elodea canadensis*) som mest sannsynlig da denne finnes i nærområdet (bl a Årungen), men undersøkelser av frøanlegg i sedimentene vil kunne gi et annet bilde. Undersøkelser foretatt av NIVA-forskerne Olav Skulberg og Bjørn Rørslett på 1960-tallet viste at innsjøen hadde et betydelig større innslag av både flytebladsplanter (bl. a. *Nymphae alba*) og undervannsplanter (bl. a. *Potamogeton natans*) på den tida, selv om innsjøen også da var betydelig eutrofiert (Rørslett og Skulberg 1968). De ensartede, ofte næringsstofftålerante og rasktvoksende undervannsplantefunnene som etablerer seg etter oligotrofieringen som følger etter tiltak vil lett kollapse under år med økt turbiditet i vannet, f. eks. etter en nedbørsrik vinter og vår, og dermed drives innsjøen raskt tilbake til permanent turbid tilstand (Rørslett m. fl. 1985; Søndergaard m. fl. 2007). For å unngå denne driften tilbake til turbid tilstand må eksterne tilførsler av næringsstoffer reduseres, noe som kan bringe innsjøen til en permanent klarvannstilstand med variert undervannsflora. Studien til Hilt m. fl. (2018) viser entydig at en kombinasjon av både reduksjon av eksterne tilførsler og innsjøinterne tiltak har høyest sannsynlighet for å bringe innsjøene raskt til en stabil klarvannstilstand. Vi skal også ta med oss fra Hilt m. fl. (2018) hvilke forsforbelastningsnivåer som kommer fram som kritiske i simuleringene (men som også støttes av empiri): For tilførsler over 1,3 mg P m⁻² dag⁻¹ skal man forvente at innsjøen ikke kan utvikle en levedyktig undervannsvegetasjon. Dette gjelder under en rekke forutsetninger (som f.eks. at gjennomsnittsdyp er 2 m, liten vanngjennomstrømming mm). Om vi regner om 1000 kg P år⁻¹ som tilførsel til Østensjøvann utgjør dette ca 8 mg P m⁻² dag⁻¹, som er langt over grensene funet i Hilt m. fl. (2018). All denne fosforen blir naturligvis ikke holdt tilbake i Østensjøvann, som med sin forholdsvis korte retensjonstid på 72 dager, drenerer ut vann med omtrent samme fosforkonsentrasjon som vannet som renner ut og som blir en annen type innsjø enn de som modelleres og sammelignes empirisk i Hilt m. fl. (2018). Det at fosfortilførsel til Østensjøvann er nesten åtte ganger høyere enn den kritiske grensa for dannelsen av stabile undervannsvegetasjonssamfunn gjør at man ikke kan se bort fra disse poengene og så lenge fosfortilførselen fra særlig landbruker vedvarer vil risikoen for at innsjøinterne tiltak som utfiske kun får kortvarige effekter øke. En stor empirisk studie fra USA (antall innsjøer=148) viste at grunne boreale

innsjøer med stabile, dominerende undervegetasjonssamfunn i gjennomsnitt hadde tot. P på 82 $\mu\text{g tot. P L}^{-1}$), mens innsjøer med svært lite/inge undervannsvegetasjon hadde verdier på betydelig høyere enn 100 $\mu\text{g tot. P L}^{-1}$ (snitt= 205 $\mu\text{g tot. P L}^{-1}$) (Bayley og Prather 2003). Felles for disse innsjøene var at de ikke hadde fisk/svært lite fisk. Kontrasten i funnene i Bayley og Prather (2003) og Hilt m. fl. (2018) illustrerer at fisk i seg selv har betydelig effekt på prosesser som påvirker etableringen av stabile undervannsvegetasjonssamfunn og at fastsettelse av næringsstoffbelastningsgrenser for slike samfunn må ta hensyn til dette. For Østensjøvann sin del ligger nok disse grensene nærmere funnene i Hilt m. fl. (2018) enn Bayley og Prather (2003) pga det store innslaget av fisk da fisk både er tilstede i modellene og innsjøene som inngår i førtsnevnte.

Etablering av undervannsplanter åpner for effektivering av en rekke positive faktorer som driver innsjøsystemet i retning av en klarvannstilstand. Flere av disse er oppsummert i Hargeby m. fl. (2004); Hilt m. fl. (2018); Penning m. fl. (2008); van Donk og van de Bund (2002). Disse studiene viser (i ulik grad) til at etablering av en variert undervannsplanteflora ofte vil:

- Favorisere ungfisk av abbor og gjedde gjennom at undervannsplantene gir gode skjulhabitat som reduserer predasjon/kannibalisme og dermed gi økt rekruttering av viktige predatorfisk som potesielt kan holde rekrutteringen av zoo/bentivore fisk nede
- Stabilisere bunnssubstratet og dermed redusere muligheter for sediment-turbasjon både fra vind og fisk
- Gi bedre habitat for makrofiltrerere som store muslinger (f.eks. andemusling)
- Favorisere yngel av abbor framfor mort
- Redusere beitetrykk på zooplanktonet som kan bruke undervannsvegetasjonen som refugium
- Ta opp betydelige mengder av næringsstoffer fra vannet – i direkte konkurranse med fyttoplanktonet
- Øke sedimentering av suspenderte leirpartikler, men også detritussedimentering, og dermed generere klarere vann (men også økt fosforinnhold i sedimentene) (Boers m. fl. 1991)
- Ha allelopatiske effekter (kjemisk «krigføring») på særlig fyttoplankton, men også mellom arter av undervannsplanter (van Donk og van de Bund 2002)

Som nevnt tidligere er den oppnådde klarvannstilstanden ofte ustabil i innsjøer på våre breddegrader gjennom at undervannsvegetasjonen brytes ned hver høst og vinter og må vokse opp igjen på nytt påfølgende vår. Gjennom vinteren vil det gjerne foreligge en klarvannstilstand med høye fosforkonsentrasjoner i vannet. Det blir viktig at undervannsplantene får tilgang til disse ressursene og vokst seg store nok til å hindre eksplosiv vekst i fytoplanktonsamfunnet utover våren og sommeren. Hvis ikke vil innsjøen igjen ha stor sannsynlighet for å vende tilbake til turbid tilstand (De Backer m. fl. 2012; Søndergaard m. fl. 2008).

Av innsjøinterne tiltak mot eutrofiering er det i hovedsak tiltak som retter seg mot omnivore (evt bentivore og zooplanktivore) karpfisk som har blitt gjennomført i store deler av verden (Søndergaard m. fl. 2007). I tillegg til den ønskede effekten dette medbringer i form av både redusert zooplanktonbeiting, bioturbasjon og interngjødsling, vil den direkte fjerningen av store mengder fiskebiomasse nødvendigvis også medføre at fosfor som er bundet opp i fiskebiomassen fysisk fjernes fra økosystemet. Denne mengden fosfor er i enkelte tilfeller ikke helt ubetydelig. For eksempel i den finske innsjøen Pyhäjärvi ble det i perioden 2002–2006 gjennomført et omfattende utfiske for å supplere effektene fra kutt i eksterne tilførsler av næringsstoffer (Ventelä m. fl. 2007). Uttak av mer enn 1 500 tonn med fisk (20–50 kg ha⁻¹ år⁻¹), tilsvarende 2–4,5 tonn fosfor, fra den 155 km² store innsjøen utgjorde hele 19–25 % av de eksterne årlige tilførslene av fosfor. Om vi tar utgangspunkt i at 90 % av morten fiskes ut av Østensjøvann pr år, og går ut fra en biomassetetthet på 200 kg ha⁻¹, at tørrvekt er 25 % av våtvekt fiskebiomasse og at fosforinnholdet er 1,5 % (Sterner og George 2000), vil utfisket fjerne 23 kg fosfor pr år fra økosystemet. Setter man dette opp mot tilførslene av fosfor som i 2017 var på mer enn 1 000 kg pr år (Figur 27) forstår man raskt at bidraget ikke er veldig betydelig for et så eutrofiert system som Østensjøvann, men dog et bidrag i riktig retning.

5.2.2 Risikomomenter

Den vitenskapelige litteraturen er full av eksempler på at biomanipuleringer enten ikke har virket etter hensikten eller bare har hatt kortvarige effekter (Gulati m. fl. 2008; Søndergaard m. fl. 2007). Det finnes sågar eksempler på at tilstanden har blitt forverret etter tiltak ved at fytoplanktonarter eller cyanoobakteriearter som er vanskelige for særlig daphnie-artene å beite på får voldsom oppblomstring. Eksempler på dette finner man i hypertrofe innsjøer hvor tråd- og koloniformende cyanobakterier blomstrer opp fordi selv store daphniearter ikke

klarer å beite effektivt på disse. Ofte vil disse daphniesamfunnene da kollapse på grunn av næringsmangel (Davidowicz m. fl. 1988; Gulati m. fl. 2008). Et norsk eksempel på dette er fra Akersvannet i Vestfold. Biomanipulering ved utsetting av gjørs i denne innsjøen i 1976 medførte at daphniesamfunnet gradvis skiftet fra dominans av små arter til dominans av større arter som utover på 1990-tallet effektivt beitet ned cyanobakteriene slik at oppblomstringene av disse avtok og ble borte (altså slik biomanipulering er ment å virke). Dette åpnet for kjempeoppblomstringer av den store fureflagellaten *Ceratium hirundinella* som er for stor til at daphniaartene som levde i Akersvannet kunne beite på den. Masseoppblomstringen av *C. hirundinella* var massiv i 1995 og resulterte i oksygenvinn da populasjonen kollapset på ettersommeren og resulterte i stor fiskedød (Fjeld m. fl. 1996). En tilleggsrisiko som kan vise seg relevant utover i tida som kommer, er muligheten for at ørsmå fyttoplankton, såkalte picoplankton, kan nytiggjøre seg næringstoffene som blir tilgjengelige som følge av biomanipuleringen. Picoplankton er generelt for små til at daphnieartene kan beite på dem (protozoer er viktigste beitere, Callieri og Stockner 2002), men selv om dette potensielt vil kunne åpne for en selektiv fordel for denne fyttoplanktongruppa i etterkant av et utfiske foreligger ingen dokumentasjon på at dette har skjedd på våre breddegrader. Studier der fyttoplanktonspisende fisk, særlig sølvkarpe (*Hypophthalmichthys molitrix*), brukes som biomanipuleringstiltak har imidlertid vist at picoplankton kan øke i mengde (og blågrønnbakterier avtar), men disse fiskene har langt grovere filteringsorganer enn f. eks. daphnier (Zhang m. fl. 2008). Det som er litt foruroligende er at i Østensjøvann har denne planktongruppa utgjort en betydelig del av fytoplanktonsamfunnet de siste åra (Magnusson 2014; PURA 2018). Disse eksemplene viser at biomanipuleringer ikke er helt uten risiko for tilstandsforverring, men slike eksempler er svært sjeldne – i hvertfall ifølge hva som er rapportert. På en annen side vil det å unngå å gjennomføre biomanipuleringer ikke være uten risiko heller.

Flere oppsummerende studier viser til at gjennomføring av biomanipuleringstiltak ikke bør igangsettes før betydelige tiltak for å redusere den eksterne tilførselen av næringsstoffer er iverksatt (se f. eks. Jeppesen m. fl. 2012). I følge Jeppesen m. fl. (2012) finnes det nivåer for fosfor i innsjøer som bør oppnås for å forvente mer varige effekter av utfiskingstiltak: «*A necessary prerequisite for obtaining a clear water state in the long term is an adequate external nutrient loading reduction, which corresponds to annual mean TP concentrations <0.05 mg P L⁻¹ [dvs. 50 µg P L⁻¹] for shallow temperate lakes and <0.02 mg P L⁻¹ [dvs. 20 µg P L⁻¹] for deep temperate lakes*». Østensjøvann er ikke å regne som en dyp innsjø, men

da innsjøen må regnes som stratifisert er den et slags grensetilfelle. Disse anbefalte grenseverdiene for igangsettelse av innsjøinterne tiltak er basert på et stort erfaringsmateriale fra særlig danske innsjøer. En kan spørre seg om de samme grenseverdiene vil gjøre seg gjeldende også for en norsk innsjø som Østensjøvann. På mange måter ligner Østensjøvann på typisk dansk innsjø da den er grunn og ligger under marin grense i et jordbrukspåvirket landskap. Den avviker nok litt i forhold til at innsjøen vil være isdekket stort sett hver vinter. Det at Østensjøvann sitt nedbørfelt utgjøres av 88 % marine leireavsetninger gjør innsjøen svært leirpåvirket. Leirpartiklene vil under de aller fleste forhold fungere som fosforbindere, noe som vil senke biotilgjengeligheten til fosforet for planteorganismene og også redusere lysgjennomtrengingen. Ved måling av totalfosfor i slikt vann vil da en betydelig del av fosforet være bundet til leirpartiklene og en må derfor være varsom med å tolke disse verdiene uten å hensynta at mye av fosforet er utilgjengelig for fytoplanktonet. Denne kunnskapen har gjort at vannmyndighetene gjennom sin klassifiseringsveileder nylig har korrigert referanseverdiene for leirpåvirkete vanntyper i lavlandet (dvs vanntype L111) der naturtilstand (altså referanseverdi) for totalfosfor settes til $40 \mu\text{g P L}^{-1}$ og grenseverdi mellom moderat og god tilstand til $80 \mu\text{g P L}^{-1}$ (Direktoratsgruppen Vanddirektivet 2018). Samme veileder anbefaler forøvrig at i systemer hvor erosjon i nedbørfeltet er stor bør også ortofosfatverdiene fra filtrerte prøver tas med i betrakningen når vannforekomsten skal karakteriseres. For ortofosfat er grenseverdien mellom moderat og god vannkvalitet satt til $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ og referanseverdi til $2\text{--}6 \mu\text{g P L}^{-1}$. Legges disse verdiene til grunn for Østensjøvann vil klassifiseringen bli moderat og nærme seg god økologisk status. Det kan derfor være at Østensjøvann ligger nærmere sin referansetilstand enn hva man kan tolke både fra fisk, fytoplankton og makrofyttdataene fra innsjøen. I denne situasjonen kan man velge å avvente å se om nylig gjennomførte samt pågående tiltak i nedbørfeltet (fangdammer mm) får tilstrekkelig effekt til at fosforverdiene faller under de anbefalte nivåene og innsjøen når god status uten at innsjøinterne tiltak gjennomføres. Alternativt kan man gjennomføre biomanipulering og raskere nå en bedre tilstand med etablering av undervannsvegetasjon og initiering av de positive mekanismene som følger av dette (se tidligere) – herunder økt sedimentering av leirpartikler.

Gulati m. fl. (2008) sin kritiske oversiktsartikkel er ganske klar på at det foreligger svært få, om noen, eksempler på at kun ett biomanipulerende utfiske gir varige effekter, men at det finnes en del eksempler der en går inn gjentatte ganger med utfiske, og da med lavere innsats etterhvert, på at effektene kan bli mer varige. Disse forfatterne legger også vekt på at man

ikke bare har fisken å spille på, men at blant annet makrofiltrerere som særlig muslinger kan spille på lag med fisken. De foreslår blant annet utsetting av den invasive arten sebramusling (*Dreissena polymorpha*) da disse er effektive cyanobakteriebeitere som kan danne tette populasjoner. Dette er en art som (heldigvis fortsatt) ikke finnes i Norge, og introduksjon av en ny art vil være svært kontroversielt (faktisk er denne arten uønsket i Norge). En tilrettelegging for naturlige muslinger kan tjene samme funksjon. Selv om en art som andemusling (*Anodonta anatina*) har vært vist å ha betydelig filtrerings- og fordøyelsesevne for fytoplankton generelt, men også cyanobakterier som *Microcystis* og *Planktothrix* (Bontes m. fl. 2007), er det fortsatt liten kunnskap om denne arten kan danne tette nok bestander til å filtrere svært eutrofe systemer (Gulati m. fl. 2008). Det er også usikkerhet knyttet til hvorvidt denne arten er tolerant overfor leirpåvirket vann, selv om den finnes i leirpåvirkede forekomster som blant annet nedre områder av Nitelva og Leira i Akershus (<https://artskart.artsdatabanken.no/>). Ellers anbefaler også Gulati m. fl. (2008), på lik linje med Hilt m. fl. (2018); samt Jeppesen m. fl. (2012) og flere andre, en kombinert tilnærming der tilførselsdpendende tiltak arbeider parallelt med innsjøinterne tiltak.

Endring i fuglefauna forventes å gå i retning av *større diversitet* når vannet klarer og undervannsvegetasjonen etablerer seg (Hargeby m. fl. 1994). Det kan forventes færre fiskeetende fugler, men både gressende og bunndyretende dykkender vil øke i antall og arter og det samme med svaner og andefugl som beiter fra overflata. I tillegg vil bunndyrfaunaen øke i diversitet så snart en undervannsvegetasjon etableres. Et mulig usikkerhetsmoment kan være at beiting fra gressende fugler kan bli så omfattende at de positive effektene som undervannsvegetasjonen vil bidra med blir betydelig redusert. Dette er et kjent problem fra blant annet Danmark og Nederland (Lauridsen m. fl. 2003; Søndergaard m. fl. 1996; van Donk og Otte 1996), men ikke alle studier finner det samme (se f. eks. Perrow m. fl. 1997). Nylige alarmerende funn fra Finland viser at vannfugldiversiteten har en langt mer negativ utvikling i eutrofierte lokaliteter sammenlignet med mindre eutrofierte lokaliteter (Lehikoinen m. fl. 2016), og kan således være et tilleggsmoment å ta med seg i vurderingen av om biomanipulering skal gjennomføres eller ei. Beiting på undervannsplanter kan også bli ganske betydelig fra karpefisk. To av artene i Østensjøvann, mort og sørv (*Scardinius erythrophthalmus*), er begge latente planteetere som blant annet i en polsk innsjø har vært vist å beite ned hele 30 % av vasspestbiomassen (Prejs 1984). Marklund m. fl. (2002) dokumenterer på sin side, både gjennom *in situ* eksperimenter og litteraturstudier, at det i de

aller fleste tilfellene i nordiske vannforekomster er lav risiko for kritiske beitenivåer på undervannsvegetasjonen fra både vannfugl og fisk.

Fordi algeproduksjonen i leirpåvirkede innsjøer i stor grad vil være påvirket av leirpartikkel-indusert lysbegrensning, forventes effekten av næringsstoffbegrensende tiltak å ha mindre effekt i slike systemer. I følge Scheffer (1998) skal man forvente et lavere suksesspotensiale for biomanipulering i innsjøer med høy bakgrunnsturbiditet. Studier fra mange innsjøer i både Finland (Olin m. fl. 2006) og Nederland (Meijer m. fl. 1999; Meijer 2000) viser imidlertid at dette ser ut til å være en større utfordring i humus/myr-påvirkede innsjøtyper enn i leirpåvirkede. I den finske undersøkelsen viste alle ikke-humuspåvirkede innsjøer en positiv respons på biomanipuleringstiltak (utfiske), og også at to av fire humuspåvirkede hadde positive effekter. I den Nederlandske undersøkelsen hadde 15 av 18 innsjøer, hvorav fem var leirpåvirkede, positive effekter av biomanipulering (og særlig i kombinasjon med reduksjon i eksterne fosfortilførsler) og tre var mislykkede. Samtlige av disse tre mislykkede innsjøbehandlingene var humuspåvirkede. Hvorvidt disse resultatene har overføringsverdi til Østensjøvann, som først og fremst er leirpåvirket selv om den også er påvirket av humus, er selvsagt usikkert. I og med at det har blitt vist at produksjon av cyanobakterier i naboinnsjøen, Årungen, i betydelig grad er begrenset av lys- og temperaturforhold og mindre av næringsstofftilgangen (Romarheim 2012) er det grunn til å være spesielt oppmerksom på dette som en mulig risikofaktor for å ikke oppnå ønsket effekt ved et eventuelt biomanipuleringstiltak.

5.3 Konklusjon og anbefalinger

Resultatene fra denne undersøkelsen viser at Østensjøvann fremdeles er sterkt eutrofiert. Isolert sett for denne innsjøen er det derfor fortsatt aktuelt med tiltak som bedrer på denne situasjonen slik at miljømålene for 2021 kan nås.

NMBU-MINA konkluderer med at utfiskingstiltak ansees særlig relevant dersom brasmebestanden har økt fra status «sjelden» i 2012 til «vanlig» eller «dominant» i 2019. Tiltaket kan være relevant uten økning i brasmebestanden, men dette må tas opp til vurdering etter at et prøvefiske er gjennomført i 2019. NMBU-MINA vil poengtere at et eventuelt utfiske må kombineres med reduserte tilførsler av finpartikler til innsjøen. Tiltakseffekten forventes å bli kortvarig dersom man ikke lykkes med å etablere en undervannsvegetasjon. I

tillegg til fosfornivåer, må derfor et eventuelt utfiske ha målsetninger om klarere vann og etablering av undervannsplanter.

NMBU-MINA understreker at et utfiskingstiltak ikke er uten risiko for uønskede effekter som kan medføre en forverring av den økologiske tilstanden, selv om slike negative systemresponser sjelden er rapportert i faglitteraturen. I og med at et utfiske ikke fjerner næringsstoffer fra systemet vil ugunstige planktonorganismer som ikke lett lar seg beite ned av zooplanktonet kunne øke i biomasse og få massoppblomstringer. Dette kan f.eks. være alger som er for store eller for små til at særlig daphnier kan beite dem. Til denne siste gruppa tilhører picoplankton. Allerede i dag er det betydelig picoplanktonmengder i Østensjøvann og det er grunn til å være oppmerksom på effekten disse kan ha på økosystemet. I tillegg er klimaendringene en risikofaktor gjennom at det forventes økt temperatur, samt økt avrenning og dermed økt tilførsel av finpartikler og næringsstoffer. NMBU-MINA er derfor tydelige på at et eventuelt utfiske må overvåkes nøye da tiltaket gjennomføres i en tid hvor klimaendringene utgjør en stressfaktor for innsjøsystemene noe som kan gjøre dem mer sårbare og uforutsigbare enn tidligere.

Til slutt vil NMBU-MINA uttrykke ønske om bidra med vår kompetanse dersom utfiske bestemmes gjennomført som tiltak. Som premiss for vår deltagelse settes at tiltakene gjennomføres under et tett prosessorientert overvåkningsregime av både vann- og sedimentkjemi og *alle* biologiske kvalitetselementer (zoo- og fytoplankton, bunndyr, vannplanter, fisk og fugl) for å sikre en prosess- og økosystemforståelse uansett utfall. Dette er i tråd med kritikken mot biomanipuleringsprosjekter som kommer fra blant annet Gulati m. fl. (2008): «... *rehabilitation and management studies are skewed towards improving water quality rather than to obtaining a deeper insight into intricacies of food web interrelationships, and to advance theory forming*».

6 Referanser

- Heupel MR, Webber DM. Trends in acoustic tracking: where are the fish going and how will we follow them. *Am Fish Soc Symp.* 2011;76.
- Adámek, Z., og B. Maršálek. 2013. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International* 21:1-17.
- Andersen, F. B. 2010. Zooplanktonsamfunn i lavlandslokalteter i et karakteristisk østnorsk mosaikklandskap : Gradientanalyser av zooplankton og utvalgte abiotiske og biotiske miljøfaktorer. MSc thesis, University of Oslo, Biologisk Institutt. 110 sider.
- Balk, H., og T. Lindem. 2000. Improved fish detection in data from split-beam sonar. *Aquatic Living Resources* 13:297-303.
- Balk, H., og T. Lindem. 2011. Sonar5-Pro post processing system, Operator manual version 6.0.1. Oslo, Norway, Lindem Data Acquisition. 464 sider.
- Bayley, S. E., og C. M. Prather. 2003. Do wetland lakes exhibit alternative stable states? Submersed aquatic vegetation and chlorophyll in western boreal shallow lakes. *Limnology and Oceanography* 48:2335-2345.
- Boers, P., L. van Ballegooijen, og J. Uunk. 1991. Changes in phosphorus cycling in a shallow lake due to food web manipulations. *Freshwater Biology* 25:9-20.
- Bontes, B. M., A. M. Verschoor, L. M. Dionisio Pires, E. van Donk, og B. W. Ibelings. 2007. Functional response of *Anodonta anatina* feeding on a green alga and four strains of cyanobacteria, differing in shape, size and toxicity. *Hydrobiologia* 584:191-204.
- Brabrand, Å., B. A. Faafeng, og J. P. Moritz Nilssen. 1990. Relative Importance of Phosphorus Supply to Phytoplankton Production: Fish Excretion versus External Loading. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47:364-372.
- Breukelaar, A. W., E. H. R. R. Lammens, J. G. P. K. Breteler, og I. Tátrai. 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biology* 32:113-121.
- Brooks, J. L., og S. I. Dodson. 1965. Predation body size and composition of plankton. *Science* 150:28-35.
- Callieri, C., og J. Stockner. 2002. Freshwater Autotrophic Picoplankton: a review. *Journal of Limnology* 61:1-14.
- Carr, J. R. 2005. Spatial Statistics for Remote Sensing. *Mathematical Geology* 37:549-550.
- Cressie, N. A. C. 1993, *Statistics for spatial data*: Wiley Series in Probability and Statistics. New York, Wiley.
- Davidowicz, P., Z. Maciej Gliwicz, og R. D. Gulati. 1988. Can *Daphnia* prevent a blue-green algal bloom in hypertrophic lakes? : a laboratory test. *Limnologica* 19:21-26.
- De Backer, S., S. Teissier, og L. Triest. 2012. Stabilizing the clear-water state in eutrophic ponds after biomanipulation: submerged vegetation versus fish recolonization. *Hydrobiologia* 689:161-176.
- Direktoratsgruppen Vanddirektivet. 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann: Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Miljødirektoratet, Miljødirektoratet. 222 sider.
- Fjeld, E., D. Berge, O. Skulberg, og J. Løvik. 1996. Økologiske forhold i Akersvannet. (Water quality in Lake Akersvatn in Vestfold county). NIVA-rapport. Oslo, NIVA. 42 sider.

- Frostad, P. 2018. Coupling between nitrate input and phosphorus retention in lake sediments – A case study from Lake Årungen. MSc-thesis thesis, Norwegian University of Life Sciences. 56 sider.
- Grimm, M. P., og M. Klinge. 1996. Pike and some aspects of its dependence on vegetation, Sider: 125–156 i J. F. Craig, red. Pike: Biology and exploitation. Fish and Fisheries Series. London, Chapman & Hall.
- Grøterud, O., og S. Haaland. 2007. Østensjøvannet – a shallow hypertrophic lake in Norway with significant internal phosphorus loading during summer. *Vatten* 63:313–320.
- Gulati, R., og E. van Donk. 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: State-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478:73-106.
- Gulati, R. D., L. M. Dionisio Pires, og E. van Donk. 2008. Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologica* 38:233-247.
- Hargeby, A., G. Andersson, I. Blindow, og S. Johansson. 1994. Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 279:83-90.
- Hargeby, A., I. Blindow, og L.-A. Hansson. 2004. Shifts between clear and turbid states in a shallow lake: multi-causal stress from climate, nutrients and biotic interactions. *Archiv für Hydrobiologie* 161:433-454.
- Hauge, A. 2017. Tiltak i Skibekken - Erosjonsdempende tiltak i bekken mellom Ski sentrum og Østensjøvannet. NIBIO-rapport 117(3). Ås, NIBIO. 10 sider.
- Haugen, T. O., A. Rustadbakken, og R. Steen. 2012. Prøvefiske i Østensjøvann 2012: kartlegging av status for fiskesamfunnet. PURA: <http://pura.no/images/content/files/454895338742.pdf>. Ås, UMB-INA. 34 sider.
- Hessen, D. O., T. Andersen, og B. A. Faafeng. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52:733-742.
- Hilt, S., M. M. Alirangues Nuñez, E. S. Bakker, I. Blindow, T. A. Davidson, M. Gillefalk, L.-A. Hansson et al. 2018. Response of Submerged Macrophyte Communities to External and Internal Restoration Measures in North Temperate Shallow Lakes. *Frontiers in Plant Science* 9:1-24.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, S. Amsinck, F. Landkildehus, T. Lauridsen, og S. F. Mitchell. 2002. Reconstructing the historical changes in *Daphnia* mean size and planktivorous fish abundance in lakes from the size of *Daphnia ephippia* in the sediment. *Journal of Paleolimnology* 27:133-143.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, og F. Landkildehus. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45:201-218.
- Jeppesen, E., M. Meerhoff, B. A. Jacobsen, R. S. Hansen, M. Søndergaard, J. P. Jensen, T. L. Lauridsen et al. 2007. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581:269-285.
- Jeppesen, E., Z. Pekcan-Hekim, T. L. Lauridsen, M. Søndergaard, og J. P. Jensen. 2006. Habitat distribution of fish in late summer: changes along a nutrient gradient in Danish lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 15:180-190.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, T. L. Lauridsen, T. A. Davidson, Z. Liu, N. Mazzeo, C. Trochine et al. 2012. Chapter 6 - Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication: Recent Advances and Future Challenges, Sider: 411-488 i G. Woodward, U. Jacob, og E. J. O'Gorman, red. *Advances in Ecological Research*, Academic Press.

- Lammens, E. H. R. R. 1984. A comparison between the feeding of white bream (*Blicca björkna*) and bream (*Abramis brama*). *SIL Proceedings*, 1922-2010 22:886-890.
- . 1989. Causes and consequences of the success of bream in Dutch eutrophic lakes. *Hydrobiological Bulletin* 23:11-18.
- Lauridsen, T. L., H. Sandsten, og P. Hald Møller. 2003. The restoration of a shallow lake by introducing *Potamogeton* spp.: The impact of waterfowl grazing. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use* 8:177-187.
- Lehikoinen, A., J. Rintala, E. Lammi, og H. Pöysä. 2016. Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: alarming trends and bioindicators for wetlands. *Animal Conservation* 19:88-95.
- Lloyd, R., og J. S. Alabaster. 1982, *Water quality criteria for freshwater fish*. London, Published by arrangement with the Food and Agriculture Organization of the United Nations by Butterworths.
- Magnusson, A.-S. K. 2014. Upstream lakes as sinks or sources of particle and nutrients – Impact on phytoplankton growth in downstream recipients – A case study from the Årungen water course. MSc thesis, Norwegian University of Life Sciences. 107 sider.
- Marklund, O., H. Sandsten, L.-A. Hansson, og I. Blindow. 2002. Effects of waterfowl and fish on submerged vegetation and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 47:2049-2059.
- McCullagh, P., og J. A. Nelder. 1989, *Generalized Linear Models*. London, Chapman & Hall.
- Mehner, T., J. Benndorf, P. Kasprzak, og R. Koschel. 2002. Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. *Freshwater Biology* 47:2453-2465.
- Mehner, T., M. Diekmann, U. Bramick, og R. Lemcke. 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50:70-85.
- Meijer, M.-L., I. de Boois, M. Scheffer, R. Portielje, og H. Hosper. 1999. Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 408:13-30.
- Meijer, M. L. 2000. Biomanipulation in the Netherlands -15 years of experience. PhD thesis, Wageningen Universiteit. 201 sider.
- Muška, M., M. Tušer, J. Frouzová, V. Draštík, M. Čech, T. Jůza, M. Kratochvíl et al. 2013. To migrate, or not to migrate: partial diel horizontal migration of fish in a temperate freshwater reservoir. *Hydrobiologia* 707:17-28.
- Olin, M., M. Rask, J. Ruuhijärvi, J. Keskitalo, J. Horppila, P. Tallberg, T. Taponen et al. 2006. Effects of Biomanipulation on Fish and Plankton Communities in Ten Eutrophic Lakes of Southern Finland. *Hydrobiologia* 553:67-88.
- Penning, W. E., B. Dudley, M. Mjelde, S. Hellsten, J. Hanganu, A. Kolada, M. van den Berg et al. 2008. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic Ecology* 42:253-264.
- Perrow, M. R., J. H. Schutten, J. R. Howes, T. Holzer, F. J. Madgwick, og A. J. D. Jowitt. 1997. Interactions between coot (*Fulica atra*) and submerged macrophytes: the role of birds in the restoration process. *Hydrobiologia* 342:241-255.
- Persson, A. 1997. Phosphorus release by fish in relation to external and internal load in a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography* 42:577-583.
- Prejs, A. 1984. Herbivory by temperate freshwater fishes and its consequences. *Environmental Biology of Fishes* 10:281-296.

- PURA. 2018. Årsrapport 2017: Vannområdet PURA, Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Ås, PURA. 161 sider.
- R Development Core Team. 2018, R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing (<http://www.R-project.org>).
- Riise, G., T. Krogstad, I. Blakar, E. Gjengedal, S. Haaland, J. Kristiansen, K. Naas et al. 2010. Akkumulering av næringsstoffer og spormetaller i Årungen sedimenter – sedimentenes betydning som fosforkilde. IPM-Rapport 2, UMB-IPM. 23 sider.
- Romarheim, A. T. 2012. Disentangling the effect of physical and chemical factors on phytoplankton dynamics in a highly eutrophic and turbid lake. PhD thesis, Norwegian University of Life Sciences. 133 sider.
- Rørslett, B., D. Berge, og S. W. Johansen. 1985. Mass invasion of *Elodea canadensis* in a mesotrophic, South Norwegian lake — impact on water quality. SIL Proceedings, 1922-2010 22:2920-2926.
- Rørslett, B., og O. Skulberg. 1968. Vern av naturlig næringsrike innsjøer i Norge - En foreløpig oversikt over noen eutrofe innsjøer i Sør-Norge, og deres botaniske forhold. NIVA-rapport O-70/66. Oslo, NIVA. 51 sider.
- Sandlund (Red.), O. T., M. A. Bergan, Å. U. Brabrand, O. H. Diserud, H.-P. Fjeldstad, J. H. Halleraker, T. O. Haugen et al. 2013. Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem. M22-2013. Trondheim, Norway, Direktoratet for Naturforvaltning. 60 sider.
- Scheffer, M. 1998, Ecology of shallow lakes: Population and community biology series, 22. London, Chapman & Hall.
- Schindler, D. E., J. F. Kitchell, X. He, S. R. Carpenter, J. R. Hodgson, og K. L. Cottingham. 1993. Food Web Structure and Phosphorus Cycling in Lakes. Transactions of the American Fisheries Society 122:756-772.
- Skov, C., H. Baktoft, J. Brodersen, C. Bronmark, B. B. Chapman, L.-A. Hansson, og P. A. Nilsson. 2011. Sizing up your enemy: individual predation vulnerability predicts migratory probability. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 278:1414-1418.
- Skov, C., og S. Berg. 1999. Utilization of natural and artificial habitats by YoY pike in a biomanipulated lake. Hydrobiologia 408:115-122.
- Sterner, R. W., og N. B. George. 2000. Carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry of cyprinid fishes. Ecology 81:127-140.
- Søndergaard, M., R. Bjerring, og E. Jeppesen. 2013. Persistent internal phosphorus loading during summer in shallow eutrophic lakes. Hydrobiologia 710:95-107.
- Søndergaard, M., L. Bruun, T. Lauridsen, E. Jeppesen, og T. V. Madsen. 1996. The impact of grazing waterfowl on submerged macrophytes: In situ experiments in a shallow eutrophic lake. Aquatic Botany 53:73-84.
- Søndergaard, M., J. P. Jensen, og E. Jeppesen. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia 506:135-145.
- Søndergaard, M., E. Jeppesen, T. L. Lauridsen, C. Skov, E. H. Van Nes, R. Roijackers, E. Lammens et al. 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. Journal of Applied Ecology 44:1095-1105.
- Søndergaard, M., L. S. Johansson, T. L. Lauridsen, T. B. Jørgensen, L. Liboriussen, og E. Jeppesen. 2010. Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. Freshwater Biology 55:893-908.
- Søndergaard, M., L. Liboriussen, A. R. Pedersen, og E. Jeppesen. 2008. Lake Restoration by Fish Removal: Short- and Long-Term Effects in 36 Danish Lakes. Ecosystems 11:1291-1305.

- Tammi, J., A. Lappalainen, J. Mannio, M. Rask, og J. Vuorenmaa. 1999. Effects of eutrophication on fish and fisheries in Finnish lakes: a survey based on random sampling. *Fisheries Management and Ecology* 6:173-186.
- Tang, K. W., S. Flury, H. P. Grossart, og D. F. McGinnis. 2017. The Chaoborus pump: Migrating phantom midge larvae sustain hypolimnetic oxygen deficiency and nutrient internal loading in lakes. *Water Res* 122:36-41.
- Tarvainen, M., J. Sarvala, og H. Helminen. 2002. The role of phosphorus release by roach [*Rutilus rutilus* (L.)] in the water quality changes of a biomanipulated lake. *Freshwater Biology* 47:2325-2336.
- Triest, L., I. Stiers, og S. Van Onsem. 2015, Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms.
- van Donk, E., og A. Otte. 1996. Effects of grazing by fish and waterfowl on the biomass and species composition of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 340:285-290.
- van Donk, E., og W. J. van de Bund. 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany* 72:261-274.
- Ventelä, A.-M., M. Tarvainen, H. Helminen, og J. Sarvala. 2007. Long-term management of Pyhäjärvi (southwest Finland): eutrophication, restoration – recovery? *Lake and Reservoir Management* 23:428-438.
- Villéger, S., G. Grenouillet, V. Suc, og S. Brosse. 2012. Intra- and interspecific differences in nutrient recycling by European freshwater fish. *Freshwater Biology* 57:2330-2341.
- Whiles, M. R., A. D. Huryn, B. W. Taylor, og J. D. Reeve. 2009. Influence of handling stress and fasting on estimates of ammonium excretion by tadpoles and fish: recommendations for designing excretion experiments. *Limnology and Oceanography: Methods* 7:1-7.
- Winfield, I. J., og J. S. Nelson. 1991, *Cyprinid fishes : systematics, biology, and exploitation: Fish and fisheries series, 3*. London ;, Chapman and Hall.
- Zapletal, T. s., J. Mareš, P. Jurajda, og L. Všetičková. 2014. The food of roach, *Rutilus rutilus* (Actinopterygii: Cypriniformes: Cyprinidae), in a biomanipulated water supply reservoir. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 44:15-22.
- Zhang, X., P. Xie, og X. Huang. 2008. A review of nontraditional biomanipulation. *ScientificWorldJournal* 8:1184-1196.

Vedlegg

Vedlegg I: Fysiske og kjemiske analysedata frå Østensjøvann, Skibekken og Skuterudbekken i perioden 5.5.2017 – 21.09.2017.

Prøvested	Dyp	Dato	Tot. P	PO4-P	Tot. N	NO3-N	NH4-N	TOC	DOC
			µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Østensjøvann	0,5	5.5.2017	55	2	3,4	2,75	0,04	5,8	5,7
Østensjøvann	1	5.5.2017	56	2	3,5	2,74	0,04	5,8	5,7
Østensjøvann	2	5.5.2017	58	2	3,5	2,75	0,06	5,8	5,7
Østensjøvann	4	5.5.2017	45	2	3,4	2,89	0,04	5,7	5,6
Østensjøvann	6	5.5.2017	65	4	3,5	2,84	0,10	5,8	5,6
Skibekken		5.5.2017	23	8	1,6	1,25	0,03	3,6	3,6
Skuterudbekken		5.5.2017	29	4	3,7	3,27	0,03	7,0	6,9
Østensjøvann	0,5	2.6.2017	42	1	5,5	4,50	0,01	7,4	6,3
Østensjøvann	1	2.6.2017	45	1	5,5	4,44	0,01	7,3	6,3
Østensjøvann	2	2.6.2017	57	2	5,5	4,45	0,01	7,1	6,2
Østensjøvann	4	2.6.2017	36	1	6,7	5,83	0,11	6,3	6,1
Østensjøvann	6	2.6.2017	87	1	8,1	1,92	0,48	6,9	6,2
Skibekken		2.6.2017	41	28	2,4	1,91	0,08	3,9	3,9
Skuterudbekken		2.6.2017	28	8	5,2	4,55	0,05	7,4	7,4

Østensjøvann	0,5	22.6.2017	51	3	6,7	5,86	0,01	7,4	6,9
Østensjøvann	1	22.6.2017	52	3	6,8	5,88	0,01	7,4	6,8
Østensjøvann	2	22.6.2017	50	3	6,7	5,90	0,01	7,4	6,8
Østensjøvann	4	22.6.2017	50	2	7,9	7,07	0,12	6,9	6,7
Østensjøvann	6	22.6.2017	99	5	7,3	5,40	0,65	6,6	6,1
Skibekken		22.6.2017	59	44	2,3	1,99	0,06	3,6	
Skuterudbekken		22.6.2017	34	14	6,5	6,00	0,05	6,4	
Østensjøvann	0,5	11.7.2017	60	2	5,8	4,75	0,03	7,1	6,6
Østensjøvann	1	11.7.2017	60	2	5,8	4,75	0,04	7,2	6,6
Østensjøvann	2	11.7.2017	60	2	5,8	4,73	0,04	7,1	6,6
Østensjøvann	4	11.7.2017	72	2	6,4	5,30	0,16	6,7	6,2
Østensjøvann	6	11.7.2017	84	1	6,0	4,37	0,91	6,6	6,1
Skibekken		11.7.2017	49	27	1,6	1,30	0,03	3,4	
Skuterudbekken		11.7.2017	46	13	2,1	1,55	0,08	4,9	
Østensjøvann	0,5	1.8.2017	80	2	4,5	3,19	0,04	7,3	7,0
Østensjøvann	1	1.8.2017	99	3	4,6	3,23	0,05	7,4	7,0
Østensjøvann	2	1.8.2017	82	3	4,6	3,26	0,05	7,4	7,0
Østensjøvann	4	1.8.2017	84	2	4,6	3,26	0,07	7,4	7,0
Østensjøvann	6	1.8.2017	96	5	4,9	2,73	1,31	7,1	6,8

Skibekken		1.8.2017	51	27	1,9	1,59	0,03	3,9	
Skuterudbekken		1.8.2017	59	14	1,4	0,88	0,04	4,9	
Østensjøvann	0,5	15.8.2017	75	4	3,4	2,26	0,02	7,4	7,0
Østensjøvann	1	15.8.2017	78	4	3,4	2,26	0,02	7,5	7,1
Østensjøvann	2	15.8.2017	76	4	3,4	2,27	0,02	7,6	7,0
Østensjøvann	4	15.8.2017	77	3	3,4	2,32	0,04	7,2	6,9
Østensjøvann	6	15.8.2017	120	6	4,1	1,71	1,77	7,3	7,1
Skibekken		15.8.2017	72	2	3,2	2,12	0,02	7,3	
Skuterudbekken		15.8.2017	56	21	4,0	3,45	0,05	12,6	
Østensjøvann	0,5	29.8.2017	71	2	2,8	1,57	0,03	7,1	6,9
Østensjøvann	1	29.8.2017	75	2	2,8	1,55	0,03	7,2	6,9
Østensjøvann	2	29.8.2017	80	2	2,8	1,59	0,03	7,2	6,9
Østensjøvann	4	29.8.2017	83	2	2,8	1,55	0,04	7,2	6,9
Østensjøvann	6	29.8.2017	154	4	3,3	1,21	0,48	7,4	7,0
Skibekken		29.8.2017	45	36	1,9	1,58	0,03	3,5	
Skuterudbekken		29.8.2017	34	16	5,3	4,70	0,03	7,6	
Østensjøvann	0,5	21.9.2017	86	18	3,5	2,48	0,26	9,1	8,7
Østensjøvann	1	21.9.2017	88	18	3,7	2,46	0,27	9,1	8,6
Østensjøvann	2	21.9.2017	89	19	3,6	2,47	0,27	9,0	8,6

Østensjøvann	4	21.9.2017	90	19	3,6	2,46	0,27	9,0	8,6
Østensjøvann	6	21.9.2017	99	21	3,5	2,40	0,29	9,1	8,6
Skibekken		21.9.2017	645	625	5,6	3,85	1,08	5,2	
Skuterudbekken		21.9.2017	46	22	6,2	5,48	0,04	11,0	

Prøvested	Dyp	Dato	Farge	pH	klorofyll	Susp TS	Turb
			mgPt/L		µg/L	mg/l	NTU
Østensjøvann	0,5	5.5.2017	24	8,6	28	11,8	20
Østensjøvann	1	5.5.2017	26	8,6	29	12,4	20
Østensjøvann	2	5.5.2017	26	8,6	32	11,8	20
Østensjøvann	4	5.5.2017	26	7,9	14	11,1	20
Østensjøvann	6	5.5.2017	26	7,5	14	17,5	28
Skibekken		5.5.2017	12	9,1			7
Skuterudbekken		5.5.2017	52	7,7			11
Østensjøvann	0,5	2.6.2017	26	9,1	39	7,9	9
Østensjøvann	1	2.6.2017	25	9,2	44	9,0	9
Østensjøvann	2	2.6.2017	26	9,0	44	10,8	12
Østensjøvann	4	2.6.2017	29	7,3	21	6,9	8
Østensjøvann	6	2.6.2017	30	7,0	34	19,1	31
Skibekken		2.6.2017	11	8,2			4
Skuterudbekken		2.6.2017	55	7,5			12
Østensjøvann	0,5	22.6.2017	31	8,6	46	8,7	8
Østensjøvann	1	22.6.2017	31	8,8	46	9,9	8
Østensjøvann	2	22.6.2017	32	8,8	43	9,8	8

Østensjøvann	4	22.6.2017	32	7,2	19	9,4	12
Østensjøvann	6	22.6.2017	25	7,0	30	30,2	36
Skibekken		22.6.2017	12	7,9			6
Skuterudbekken		22.6.2017	45	7,4			11
Østensjøvann	0,5	11.7.2017	27	8,5	45	12,4	9
Østensjøvann	1	11.7.2017	27	8,5	46	12,7	9
Østensjøvann	2	11.7.2017	27	8,5	46	12,3	9
Østensjøvann	4	11.7.2017	28	7,3	33	13,1	12
Østensjøvann	6	11.7.2017	30	7,2	26	19,4	21
Skibekken		11.7.2017	12	8,0			7
Skuterudbekken		11.7.2017	30	7,3			7
Østensjøvann	0,5	1.8.2017	24	8,8	71	13,6	13
Østensjøvann	1	1.8.2017	24	8,8	74	13,9	14
Østensjøvann	2	1.8.2017	24	8,8	74	13,3	15
Østensjøvann	4	1.8.2017	24	8,7	69	12,8	14
Østensjøvann	6	1.8.2017	32	7,3	36	17,5	21
Skibekken		1.8.2017	15	7,9			12
Skuterudbekken		1.8.2017	30	7,2			12
Østensjøvann	0,5	15.8.2017	24	8,9	77	11,3	14

Østensjøvann	1	15.8.2017	24	8,9	77	12,0	14
Østensjøvann	2	15.8.2017	24	8,9	77	11,9	14
Østensjøvann	4	15.8.2017	23	8,3	62	11,8	16
Østensjøvann	6	15.8.2017	32	7,2	37	19,6	25
Skibekken		15.8.2017	23	9,2			13
Skuterudbekken		15.8.2017	115	7,2			11
Østensjøvann	0,5	29.8.2017	26	8,7	66	12,4	17
Østensjøvann	1	29.8.2017	26	8,7	69	13,0	18
Østensjøvann	2	29.8.2017	26	8,7	73	12,1	18
Østensjøvann	4	29.8.2017	26	8,7	73	13,7	17
Østensjøvann	6	29.8.2017	30	7,4	42	18,2	23
Skibekken		29.8.2017	12	8,0			3
Skuterudbekken		29.8.2017	60	7,4			8
Østensjøvann	0,5	21.9.2017	52	7,3	12	13,0	27
Østensjøvann	1	21.9.2017	52	7,3	13	12,4	28
Østensjøvann	2	21.9.2017	53	7,3	13	11,7	28
Østensjøvann	4	21.9.2017	53	7,4	13	11,8	28
Østensjøvann	6	21.9.2017	52	7,3	12	14,9	28
Skibekken		21.9.2017	18	7,8			7

Skuterudbekken	21.9.2017	93	7,4	15
----------------	-----------	----	-----	----

Prøvested	Dyp	Dato	Alk.	Cl	SO4	Si	Fe
			mekv/l	mg/l	mg/l	mgSi/l	mg/l
Østensjøvann	0,5	5.5.2017	0,97	30,8	16,3	3,5	0,6
Østensjøvann	1	5.5.2017	0,98	30,8	16,3	3,5	0,6
Østensjøvann	2	5.5.2017	0,99	30,8	16,3	3,2	0,6
Østensjøvann	4	5.5.2017	0,96	30,8	16,4	3,8	0,7
Østensjøvann	6	5.5.2017	0,96	30,9	16,5	4,2	0,9
Skibekken		5.5.2017	1,56	38,9	25,0	3,0	0,3
Skuterudbekken		5.5.2017	1,31	19,2	18,4	3,7	0,5
Østensjøvann	0,5	2.6.2017	1,03	28,5	17,4	2,6	0,2
Østensjøvann	1	2.6.2017	1,03	28,6	17,4	2,6	0,2
Østensjøvann	2	2.6.2017	1,04	28,9	17,6	2,9	0,4
Østensjøvann	4	2.6.2017	0,95	28,1	17,0	2,9	0,3
Østensjøvann	6	2.6.2017	1,02	36,5	31,6	4,4	0,9
Skibekken		2.6.2017	1,70	36,6	31,6	3,8	0,1
Skuterudbekken		2.6.2017	1,34	21,2	20,0	4,3	0,5
Østensjøvann	0,5	22.6.2017	1,00	26,4	17,9	3,0	0,3
Østensjøvann	1	22.6.2017	1,00	26,4	17,9	2,6	0,3
Østensjøvann	2	22.6.2017	1,00	26,4	17,8	2,7	0,3

Østensjøvann	4	22.6.2017	0,94	25,8	17,5	3,9	0,4
Østensjøvann	6	22.6.2017	1,04	28,2	17,3	5,6	1,2
Skibekken		22.6.2017	1,70	31,9	30,3	4,8	0,2
Skuterudbekken		22.6.2017	1,45	23,2	21,9	6,1	0,4
Østensjøvann	0,5	11.7.2017	1,10	26,7	18,4	1,5	0,3
Østensjøvann	1	11.7.2017	1,10	26,5	18,4	1,3	0,3
Østensjøvann	2	11.7.2017	1,11	26,4	18,3	1,4	0,3
Østensjøvann	4	11.7.2017	1,07	26,2	18,1	2,9	0,4
Østensjøvann	6	11.7.2017	1,18	28,4	17,2	5,0	0,8
Skibekken		11.7.2017	1,58	28,8	26,6	4,0	0,3
Skuterudbekken		11.7.2017	1,61	19,7	24,5	4,5	0,5
Østensjøvann	0,5	1.8.2017	1,20	26,0	17,7	1,8	0,5
Østensjøvann	1	1.8.2017	1,20	26,0	17,8	1,7	0,5
Østensjøvann	2	1.8.2017	1,19	26,1	17,8	1,6	0,5
Østensjøvann	4	1.8.2017	1,20	26,2	17,8	1,7	0,5
Østensjøvann	6	1.8.2017	1,34	27,9	16,0	3,8	0,9
Skibekken		1.8.2017	1,52	23,8	35,0	4,9	0,5
Skuterudbekken		1.8.2017	1,24	15,5	17,3	3,2	0,5
Østensjøvann	0,5	15.8.2017	1,23	24,3	18,1	1,8	0,4

Østensjøvann	1	15.8.2017	1,22	24,4	18,2	1,9	0,4
Østensjøvann	2	15.8.2017	1,21	24,3	18,2	1,8	0,4
Østensjøvann	4	15.8.2017	1,20	24,2	18,3	1,8	0,5
Østensjøvann	6	15.8.2017	1,43	26,4	15,8	4,7	1,3
Skibekken		15.8.2017	1,27	25,4	21,0	2,5	0,5
Skuterudbekken		15.8.2017	1,15	23,5	21,6	5,3	0,6
Østensjøvann	0,5	29.8.2017	1,27	24,6	18,5	2,4	0,6
Østensjøvann	1	29.8.2017	1,27	24,6	18,4	2,3	0,6
Østensjøvann	2	29.8.2017	1,27	24,7	18,8	2,2	0,5
Østensjøvann	4	29.8.2017	1,28	24,5	18,5	2,5	0,6
Østensjøvann	6	29.8.2017	1,39	25,6	16,8	3,2	1,0
Skibekken		29.8.2017	1,80	29,3	32,6	4,3	0,1
Skuterudbekken		29.8.2017	1,51	22,8	24,2	5,8	0,4
Østensjøvann	0,5	21.9.2017	1,06	19,6	17,5	6,3	1,3
Østensjøvann	1	21.9.2017	1,06	19,6	17,6	6,7	1,3
Østensjøvann	2	21.9.2017	1,05	19,6	17,5	6,5	1,3
Østensjøvann	4	21.9.2017	1,06	19,8	17,5	6,6	1,3
Østensjøvann	6	21.9.2017	1,07	19,7	17,5	7,0	1,4
Skibekken		21.9.2017	1,48	35,5	46,3	5,7	0,3

Skuterudbekken	21.9.2017	0,94	16,8	18,0	6,6	0,8
----------------	-----------	------	------	------	-----	-----

Vedlegg II: Innhold av fosfor (g kg^{-1}) i sediment prøver (1-2 cm) fra Østensjøvann ved 5 ulike innsjødyp.

		P
		g/kg
1	1-2	1,9
2	2-2	1,9
3	3-2	1,9
4	4-2	1,9
5	5-2	1,6
	CRM 2702 inorganics in marine	1,5
	Blank	<LOD
	Blank	<LOD
	Blank	<LOD
	Blank	<LOD
Limit of detection, LOD in (w/w)		0,003316
Limit of quantification, LOQ in (w/w)		0,011054