Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

2019

MINA Notat

Prøvefiske for kartlegging av fiskesamfunnet i Østensjøvann, Ås, med spesielt fokus på brasmesituasjonen 2019

Thrond O. Haugen
Øyvind Sundet

Haugen, T.O.& Sundet, Ø. 2019. **Prøvefiske for kartlegging av fiskesamfunnet i Østensjøvann, Ås, med spesielt fokus på brasmesituasjonen 2019.** - MINA Notat. 27 s.

Ås, desember 2019

RETTIGHETSHAVER
© Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
Åpen

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV
Forskningsutvalget, MINA, NMBU

OPPDRAGSGIVER
PURA, Vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget

FORSIDEBILDE
Deler av prøvefiskefangsten i Østensjøvann september 2019. Fisken som vises fram er en brasme. Foto: Thrond O Haugen, NMBU

NØKKELORD
Biomanipulering, eutrofiering, økosystemtjenester, økosystemprosesser, næringsstoffomsetning, vannforskriften

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

Thrond O. Haugen (thrond.haugen@nmbu.no), Øyvind Sundet, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Postboks 5003 NMBU, NO-1432 Ås.

Forord

Under utarbeidelsen av en større rapport som tok for seg næringsstoffomsetningen i Østensjøvann, Ås kommune, kom det tidlig fram informasjon som antydet at fiskesamfunnet i innsjøen var under endring. Spesielt ble det trukket fram at andelen brasme syntes å øke i innsjøen og dersom dette er tilfellet vil eutrofieringssituasjonen kunne forverre seg da dette er en art som er kjent for å øke interngjødsling ved bioturbasjon. Vedlagte notat er utarbeidet med bakgrunn i denne problemstillingen. Arbeidet er utført etter avtale med PURA av 25. januar 2019.

Arbeidet har i hovedsak blitt utført av MSc-student Øyvind Sundet og Thrond Haugen ved MINA, NMBU. Vi takker også NMBU-studentene Mikael Jørgensen og Thor Bjørn Thorkildsen for at de på kort varsel hoppet inn og hjalp til med å ta fisk ut av garna og hjelpe til med prøvefisket.

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

Ås, 01.12.2019

Thrond O Haugen

Prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1 Innledning 6

2 Områdebeskrivelse 8

3 Materialer og metoder 9

3.1 Multisondeprofiler 9

3.2 Prøvefiske 9

3.3 Prøvetaking av fisk 9

3.4 Statistikk 11

4 Resultater med kommentarer 12

4.1 Lagdeling 12

4.2 Fangst per innsatsenhet 13

4.3 Andel brasme 18

4.4 Størrelsesfordeling 19

5 Diskusjon og konklusjon 22

5.1.1 Konklusjon 24

6 Referanser 25

Sammendrag

En omfattende studie av næringsstoffomsetningen i Østensjøvann i 2017 viste at det var et stort bidrag fra fisk, og da spesielt mort, til den interne omsetningen av fosfor gjennom horisontale døgnvandringer der litoralt sedimentbundet fosfor spises på dagtid og eksekreres under zooplanktonbeiting i pelagialen om natta. Undersøkelsen viste også at den forventede døgnvariasjonen i løst fosfor i pelagialen som burde oppstå fra denne transporten ikke var tilstede. Det ble derfor foreslått at andre interne fosforfrigjørende prosesser pågikk samtidig med den omtalte horisontale transporten. Ekkoloddundersøkelser gjort på dagtid samt et litoralt prøvefiske pekte i retning av at brasme kan ha øket i forekomst i innsjøen de senere år. Dersom dette er tilfellet vil innsjøen stå overfor en forverret eutrofieringssituasjon da brasme er kjent som en mer effektiv zooplanktoneter enn mort og en mer utartet bioturbatør. Det ble derfor gjennomført et prøvefiske i 2019 som hadde som hensikt å teste ut om brasmeandelen har økt siden 2012 og om biomassen har økt av samme art.

Hovedfunnet fra prøvefiskeundersøkelsen i 2019 er at andelen av brasme i fangstene har økt betydelig siden prøvefisket i 2012 slik at den nå er en vanlig art i innsjøen (>5 %). Denne andelen synes å ha skjedd på toppen av en liten, men ikke signifikant, økning i mortebestanden og kanskje på bekostning av abbor som har gått litt ned (ikke signifikant) i fangst per innsats. Brasme har hatt en god rekruttering i 2019 og 2018, men ingen betydelig rekruttering de to årene før der. Andelen av stor fisk (>20 cm) synes å ha gått ned i innsjøen siden 2012.

NMBU-MINA mener at den økte fiskebiomassen og ikke minst den stigende andelen av brasme i Østensjøvann gjør at det nå vil svare seg å gjennomføre et massivt utfiske av både brasme og mort i innsjøen. Det bør tas sikte på å fjerne minst 90 % av biomassen av disse artene.

Som nevnt i rapport fra tidligere i 2019 ønsker NMBU-MINA å bistå i dette arbeidet under forutsetning av at et prosessorientert miljøovervåkningsprogram implementeres som del av utfiskingen. Dette for å sikre en best mulig forståelse av både hvorfor tiltaket virker eller ikke virker og dermed øke overføringsverdien til tilsvarende vannforekomster andre steder.

1 Innledning

Gjennom flere undersøkelser i det sterkt eutrofierte Østensjøvann, Ås kommune, de siste 10 år, har det gjentatte ganger blitt tatt til orde for gjennomføring av innsjøinterne tiltak, og særlig utfiske, for å bedre på innsjøen økologiske tilstand. I en mulighetsanalyse utført av COWI anbefales dette som en første fase av vannkvalitetsforbedrende tiltak i innsjøen ved utfisking av mort (*Rutilus rutilus*) (Skovgaard m. fl. 2011). Seinere undersøkelser av NMBU har støtte opp under dette tiltaket og dokumentert at mortebestanden er særdeles tett (Haugen m. fl. 2012) og at morten bidrar til betydelig remobilisering av fosfor i innsjøen (Haugen m. fl. 2019). Sistnevnte rapport antydet også at fiskesamfunnet i Østensjøvann kan ha endret seg i negativ retning de siste åra ved at mengden av brasme (*Abramis brama*) kan ha økt. Et litoralt prøvefiske som ble gjennomført i september 2017 indikerte det samme (PURA 2018). Prøvefiske i 2012 viste at brasme var en sjelden art i innsjøen (<1% av fiskemengden), men prøvefisket fra 2017 indikerte at dette kunne ha endret seg. Brasme er kjent fra langtidsstudier i eutrofe europeiske innsjøer å være en effektiv bioturbatør (oppvirvler av sedimenter) og zooplanktonbeiter som kan dominere (sammen med mort) i ultraeutrofe systemer (Bohl 1979; Breukelaar m. fl. 1994; Jeppesen m. fl. 2000; Lammens 1989; Persson 1997; Søndergaard m. fl. 2008). På grunn av en del metodiske svakheter ved prøvefisket som ble gjennomført i 2018 (dekket kun det litorale habitatet) har det vært vanskelig å danne seg et riktig bilde av den faktiske bestandsutviklingen hos denne arten. Det ble derfor bestem, etter anbefalinger i Haugen m. fl. (2019), at et CEN-basert prøvefiske skulle gjennomføres for å etablere sammenlignbare tetthetsestimater med 2012-undersøkelsen. En av anbefalingene i Haugen m. fl. (2019) var at tilstanden i Østensjøvann bør forsøkes forbedret gjennom et utfiske, og at dette særlig vil være aktuelt dersom brasmemengden og brasmeandelen har økt fra å være «sjelden» (dvs <1 %) til å være «vanlig» (>5 %) i fiskesamfunnet i innsjøen siden 2012-undersøkelsen.

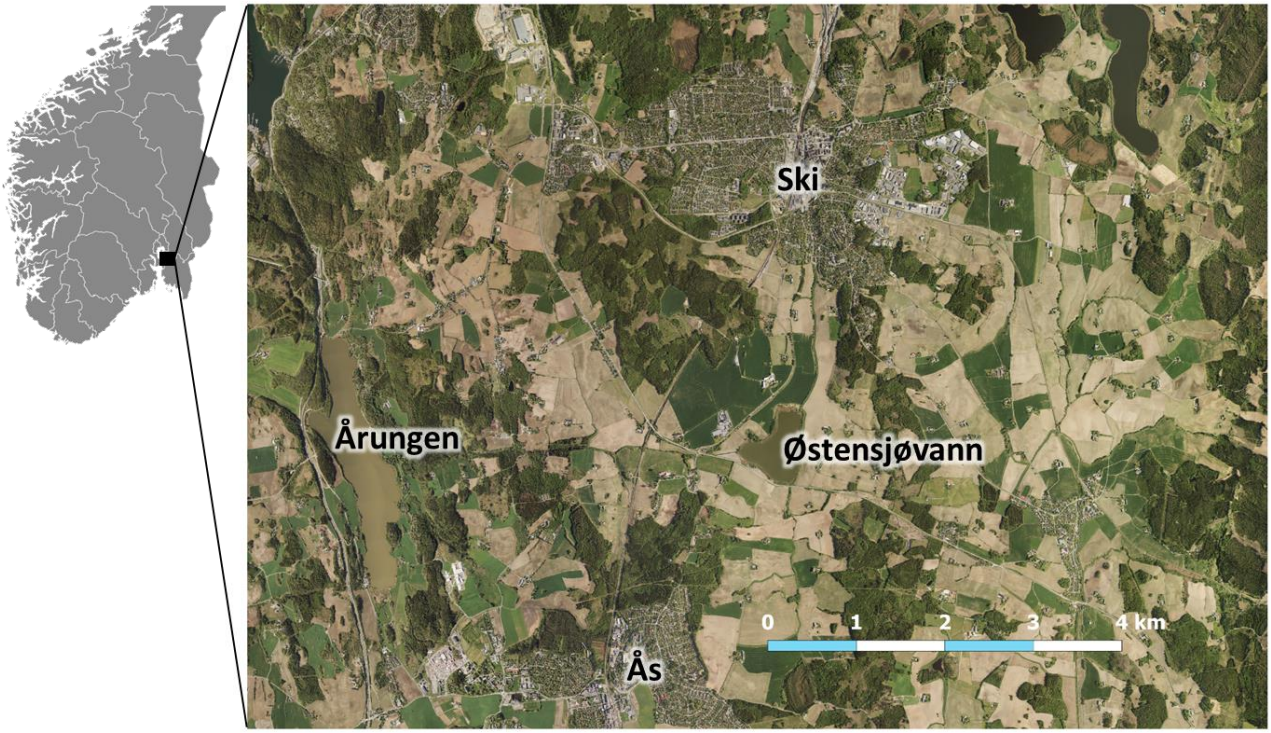
I dette notatet presenterer vi resultater fra et CEN-basert prøvefiske fra seinsommeren 2019. Det legges vekt på å sammenligne utviklingen i fiskesamfunnet med tilsvarende undersøkelse i 2012 og det legges vekt på å belyse følgende problemstillinger:

- Har biomassen og mengden av brasme økt i Østensjøvann siden 2012?

- Har andelen av brasme økt i fiskesamfunnet i Østensjøvann siden 2012?
- Har størrelses- og aldersstruktur i fiskesamfunnet i Østensjøvann endret seg i 2012?

2 Områdebeskrivelse

Østensjøvann er en kalkrik innsjø på 0,34 km^2 (34 ha) beliggende i Ås kommune (Figur 1). Nedbørfeltet utgjør 15,3 km^2 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 ansees normalt ikke å ha temperaturlagdeling av vannmassene (stratifisering) om sommeren, men dette har vært påvist i både 2012 og 2017 (Haugen m. fl. 2019; Haugen m. fl. 2012). 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 km^2 av 50,8 km^2). Avrenningen til Østensjøvann går fra Ski via Skibekken fra nord og fra sør via Skuterudbekken. Den totale avrenningen til Østensjøvann er 7,2 mill. m^3/år ved normal nedbør. Vannets teoretiske oppholdstid 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 Multisondeprofiler

Målinger av temperatur- (°C), ledningsevne- (µS/cm), turbiditet- (FNU) og oksygenprofiler ble foretatt fra gummibåt med multisonden EXO2 (https://www.ysi.com/EXO2) der samtlige variabler ble målt hvert sekund under ned- og opptur ved en lokalitet på dypeste parti i innsjøen (MS, Figur 2).

3.2 Prøvefiske

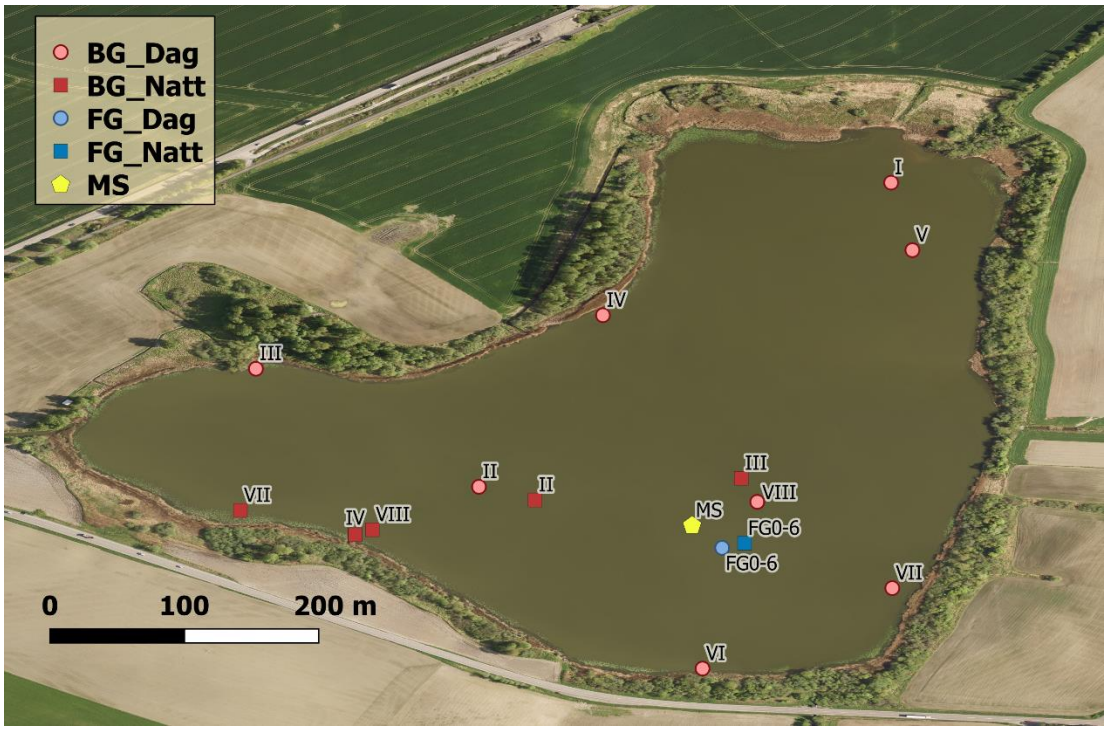
Prøvefiske ble utført i henhold til CEN-standarden NS-EN 14757 den 5. til 6. september 2019. I alt ble 13 bunngarn (mål: 1,5×30 m) og to sammenkoblede flytegarn (5×30 m) av typen Nordiske oversiktsgarn benyttet. Bunngarna ble satt tilfeldig og stratifisert (0-3 m og > 3 m) omkring i sjøen, mens flytegarna ble satt over den dypeste delen av innsjøen. Garninnsatsen ble fordelt mellom dagtid- og nattfiske. Dagtidsfiske ble gjennomført med ca. 2 timers innsats per garn for å unngå fangstmetningsproblemer. Da fangstene var svært store under dette fisket reduserte vi innsatsen til det halve (dvs én time) om natta. Det er godt kjent at i tette bestander vil fangbarheten til garna falle raskt etter hvert som maskene fylles opp med fisk (Olin m. fl. 2004). Under prøvefiske i 2012 sto garna ute i 12 timer og vi mistenker at dette kan ha gitt et feil totalbilde av fiskebestanden ved at fangbarheten kan ha gått ned forholdsvis raskt etter at de ble satt ut, slik studier fra blant annet Finland har vist (Olin m. fl. 2004).

3.3 Prøvetaking av fisk

Fisken ble tatt ut av garna umiddelbart etter at garna var dratt opp og tatt i land. De ble sortert i poser som ble merket med garnnummer. Posene ble så raskt som mulig transportert til fryser på NMBU, campus Ås. Alle individer (*i*) ble lengdemålt (totallengde, *L*, cm) og et utvalg på minimum 200 individer per art (som dekket hele størrelsesspennet i fangstene) ble veid (*W*, g) for fastsettelse av lengde-vekt-forholdet:

$W_i = aL_i^b$, (1)

der *a* og *b* ble estimert fra nls-prosedyren i statistikkprogrammet R (R Development Core Team 2018). Ut fra lengdemålingene kunne så vekt beregnes ut fra hver art sin L-W-formel for individer som ikke var blitt veid.



Figur 2. Lokalisering med tilhørende garn-IDer (romertall) samt multisonden sitt prøvetakingspunkt (MS) under prøvefiske i Østensjøvann 5. september 2019. BG= bunngarn, FG=Flytegarn.

Fangst per innsatsenhet (CPUE) ble estimert som antall (*C*) per 100 m² garn per time (NPUE) og som antall kg (*W*) per 100 m² garn per time (WPUE). Dette til sammenligning med CPUE fra 2012 (Haugen m. fl. 2012) og andre studier (f eks PURA 2018). For hvert garn (*j*) ble det estimert NPUE og WPUE for hver art (*k*):

$$NPUE_{jk} = \frac{C_{jk}}{A_j} \Big/ E_j, \text{ (2)}$$

$$WPUE_{jk} = \frac{W_{jk}}{A_j} \Big/ E_j, \quad (3)$$

Der *E* er innsats (dvs fisketid) i timer og A er areal som 100 m².

Figur 3. En del av dagtidsfangstene med en stor brasme lett synlig i forkant.

3.4 Statistikk

Alle statistiske analyser og plott ble foretatt i programmet R (R Development Core Team 2018) der sammenligninger mellom år i CPUE ble utført ved bruk av såkalt Welch-anova som er en enveis Anova som tillater heterogen variasjon i gruppene som sammenlignes (Welch 1951). Disse analysene ble gjennomført ved hjelp av oneway.test()-prosedyren. For å teste for eventuelle forskjeller i andel av brasme i fangstene mellom år ble en generaliser lineær modell (GLM, Hosmer og Lemeshow (2000)) tilpasset ved hjelp av glm()-prosedyren. Figurer ble i stor grad utført med ggplot2-biblioteket i R.

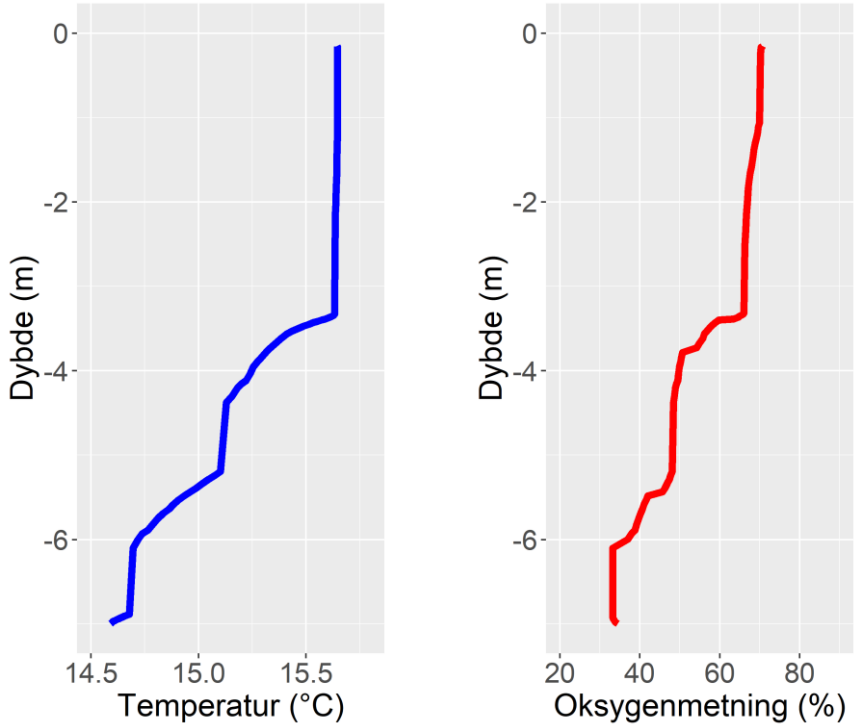
4 Resultater med kommentarer

Total fanget vi 1177 individer av fisk under prøvefisket. Kun tre arter ble fanget: abbor, brasme og mort. Kanskje spesielt overraskende var det at vi ikke fanget sørv slik som var tilfellet i 2012 og som også var tilfellet i under det litorale prøvefisket i 2018 (PURA 2018). Vi tror ikke at sørven borte fra innsjøen, men tenker at den høyere innsatsen på prøvefisket som gjennomført dagtid kan ha gitt lav fangstsannsynlighet på sørv da denne arten typisk står inne i sivområdene på dagtid. Vi fanget heller ikke gjedde under prøvefisket, men dette er ikke overraskende da det er svært lav fangbarhet av gjedde under prøvefiske med garn. Dette skyldes at gjedda beveger seg lite på denne tida av året (Baktoft m. fl. 2012). Det er også grunn til å forvente lav tetthet av gjedde i en svært eutrofiert vannforekomst som Østensjøvann der undervannsvegetasjonen mangler (Bry 1996) og turbiditeten høy (Jepsen m. fl. 2001). Det er derfor god grunn til å holde et ekstra godt øye med denne arten framover da den vil ha en avgjørende rolle, sammen med stor abbor, for å holde karpefiskbestandene nede etter et eventuelt utfiske.

4.1 Lagdeling

Det var nesten isotermiske forhold i vannsøyla under prøvefisket der de 3,2 m grunneste partiene hadde 15,6 °C og mot dypere partier falt temperaturen gradvis (så ingen tydelig termoklin) ned til 14,6 °C (Figur 4). Oksygenmetningen falt fra ca. 70 % i overflata til 65 % ved 3,2 m og deretter et gradvis fall til 35 % ved bunnen (7 m).

CTD-profilen viste også at det var en svært høy turbiditet under undersøkelsen da FNU i snitt for hele profilen (0,3–7 m) var på 55,2±24,3 (±SD). Tilsvarende tall for 2017 (september) var på 22,6±9,1 FNU.



Figur 4. Vertikalprofiler av vanntemperatur (venstre) og oksygenmetning fra målinger med EXO2 multisonde 5. september 2019 i Østensjøvann, Ås kommune.

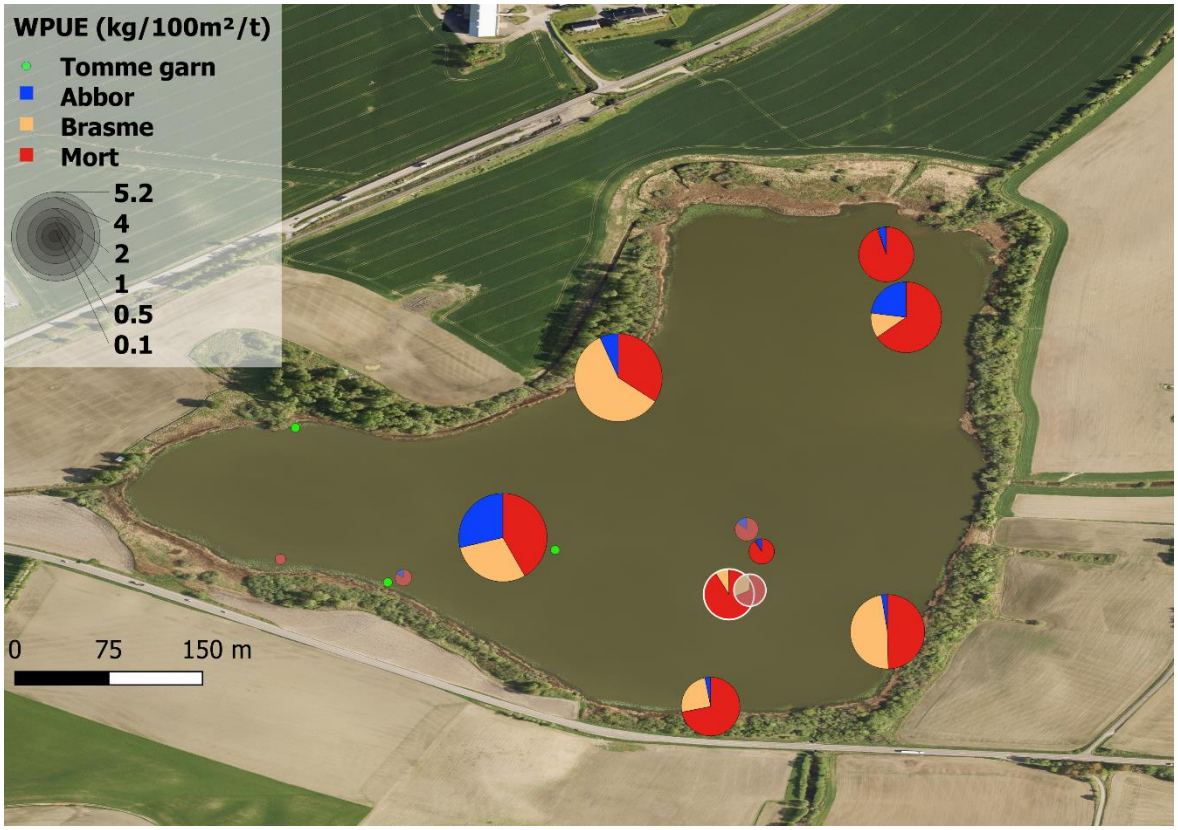
4.2 Fangst per innsatsenhet

Det var stor forskjell i fangst per innsatsenhet (både NPUE og WPUE) for de tre artene mellom nattfangstene og dagtidfangstene der nattfangstene var betydelig lavere enn dagtidfangstene (Tabell 1). De store dagtidfangstene som resulterte etter bare ca. to timer fisketid gjorde at vi reduserte innsatsen med tre garn under nattfisket og reduserte fisketida til kun ca. 1 time. Denne reduserte innsatsen viste seg å være en feilvurdering. Vi kommer nærmere tilbake til dette i diskusjonen. Vi mener imidlertid at totalbildet fra hele prøvefisket gir et riktig bilde av fiskesamfunnet i innsjøen. Det var betydelig variasjon i både fangststørrelse (0-5,14 kg/100m^2/time) og artssammensetning mellom garna (Figur 5).

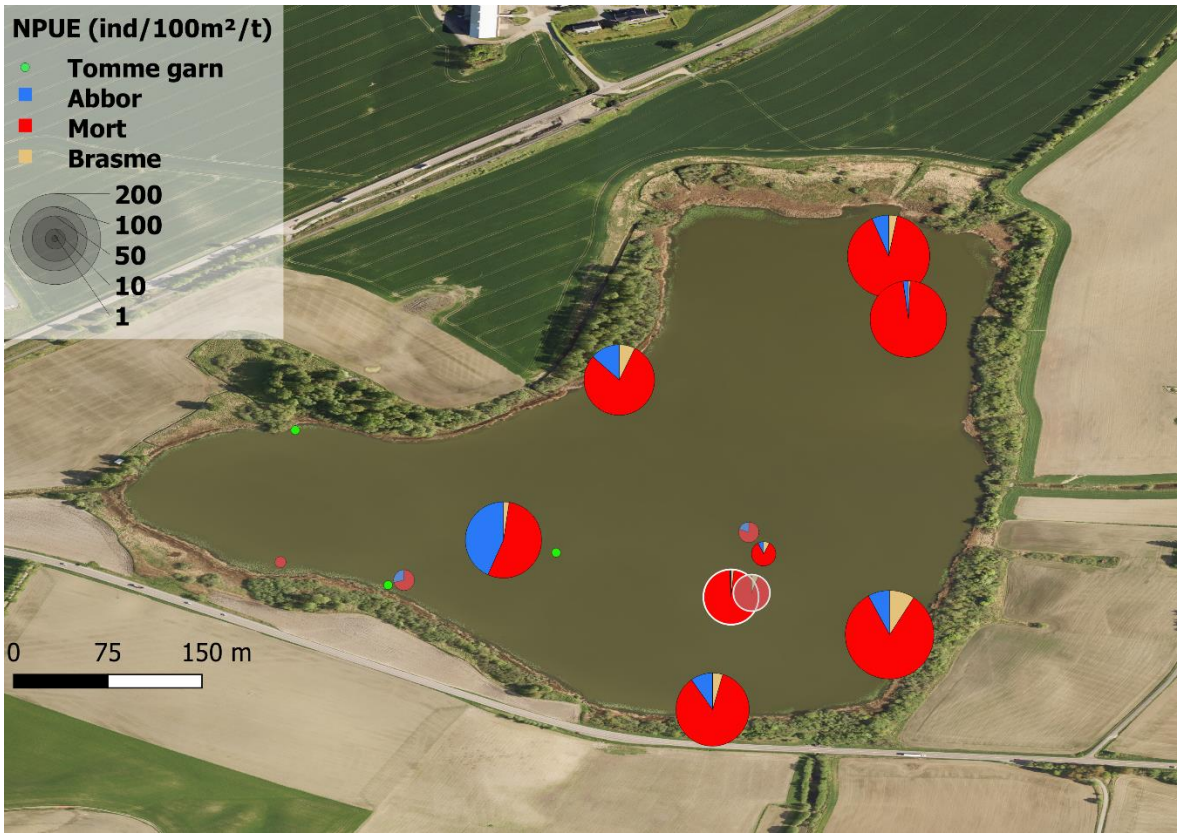
Både mort og brasme økte i NPUE fra 2012 til 2019 der i snitt førstnevnte økte 2,7 ganger (21 vs. 57 ind/100 m^2/t for 2012 og 2019) og sistnevnte hele 25,9 ganger (0,12 vs. 3,10

ind/100m^2/t) (Figur 7). Abbor derimot har gått ned 0,8 ganger (10 vs. 8,4 ind/100m^2/t). Welch-anova-tester viste imidlertid at det kun var brasme NPUE som hadde en statistisk signifikant økning fra 2012 til 2019 (F = 10,51; num df = 1,00; denom df = 14,99; p = 0,005 – analysert med ln(NPUE+1) som respons).

Også for biomassetetthet (WPUE) økte brasme i gjennomsnitt fra 2012 til 2019, fra hhv 0,06 til 0,51 kg/100 m^2/t (7,5 ganger), mens tilsvarende tall for mort og abbor var hhv 0,58 vs. 0,96 (1,6×) og 0,29 vs. 0,20 (0,67×) (Figur 7). Også for WPUE var det bare brasme som hadde endra seg (dvs økt) statistisk signifikant mellom 2012 og 2019 (F = 4,87; num df = 1.00; denom df = 15,606; p = 0,026).



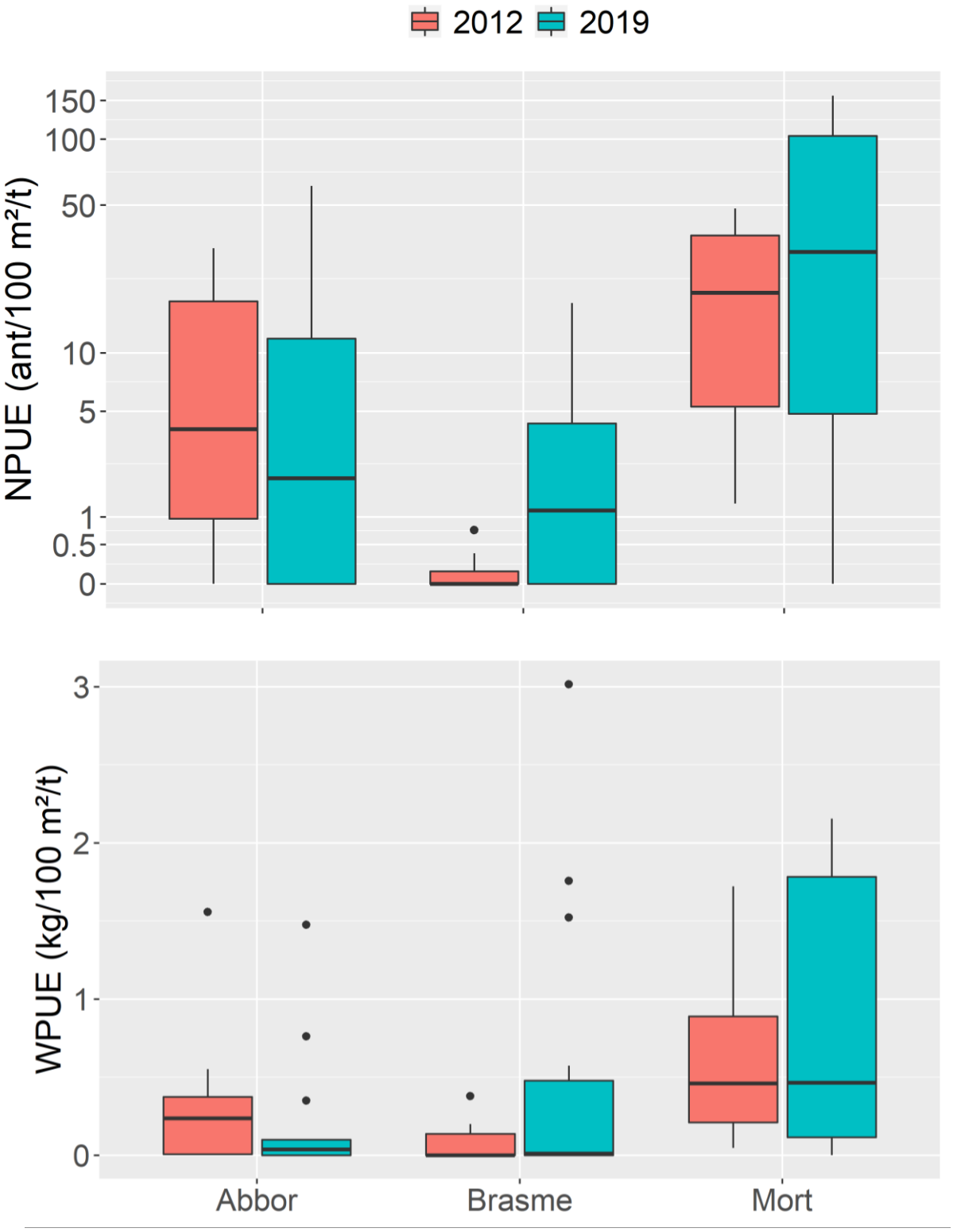
Figur 5. Garnvise kakediagrammer av WPUE fra prøvefisket i Østensjøvann 5-6 september 2019. Hvite sirkler er flytegarn og diffuse diagrammer utgjør nattfangster.



Figur 6. Garnvise kakediagrammer av NPUE fra prøvefisket i Østensjøvann 5-6 september 2019. Hvite sirkler er flytegarn og diffuse diagrammer utgjør nattfangster.

Tabell 1. Fangst per innsatsenhet oppgitt som antall pr innsats (NPUE) og vekt pr innsats (WPUE) for prøvefiske i Østensjøvann med nordiske oversiktsgarn dag og natt i perioden 5-6. september 2019. * lest ut fra dybdekart etter GPS-posisjon da dybde ikke ble registrert under utsett.

					NPUE (ant/100 m²/t)			WPUE (kg/100 m²/t)			
Tidspunkt	**Type**	**GarnID**	**Dyp**	**Innsats (t)**	**Abbor**	**Brasme**	**Mort**	**Abbor**	**Brasme**	**Mort**	**Tot**
Dag	FG	0-6	7,4	2,15	0,5	1,3	71,8	0,002	0,151	1,548	1,701
	BG	I	2,8	2,05	10,8	5,4	147,4	0,100	0,010	1,886	1,996
	BG	II	5,7	2,00	61,1	3,3	76,7	1,474	1,522	2,145	5,141
	BG	III	2,3	2,00	0,0	0,0	0,0	0,000	0,000	0,000	0,000
	BG	IV	2,7	2,03	16,4	8,7	96,2	0,349	3,015	1,740	5,104
	BG	V	4,6	2,10	3,2	1,1	138,6	0,760	0,381	2,155	3,296
	BG	VI	2,3	1,92	12,8	5,8	111,3	0,072	0,571	1,649	2,292
	BG	VII	4,5	1,92	15,1	17,4	157,7	0,096	1,755	1,824	3,676
	BG	VIII	7,8	1,95	1,1	1,1	12,5	0,037	0,003	0,391	0,431
Natt	FG	0-6	7,4	1,12	0,0	2,0	30,3	0,000	0,212	0,463	0,674
	BG	II	6,6	1,12	0,0	0,0	0,0	0,000	0,000	0,000	0,000
	BG	III	7,7	1,12	2,0	0,0	8,0	0,054	0,000	0,308	0,362
	BG	IV	2,1	1,08	0,0	0,0	0,0	0,000	0,000	0,000	0,000
	BG	VII	2,7	1,45	0,0	0,0	3,1	0,000	0,000	0,077	0,077
	BG	VIII	4,2*	1,50	3,0	0,0	7,4	0,030	0,000	0,150	0,180



Figur 7. Boksplott av NPUE (øverst) og WPUE for 2012 og 2019. Merk at y-aksen for NPUE er på log-skala. Rektanglene omfatter 50 % av observasjonene, den tjukke horisontale linja inne i boksene utgjør medianen og de vertikale strekene utgjør 10 og 90 % prosentilene.

4.3 Andel brasme

Med basis i dagtidfangstene ble andelen av brasme beregnet til 0,047 (95 % CI: 0,034; 0,064), noe som *ikke* er signifikant forskjellig fra 0,05-andelen som er satt i Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018) som grense for «vanlig» artsforekomst i en vannforekomst. Det kan derfor fastslås at brasme i 2019 er en vanlig fiskeart i Østensjøvann.

En formell test ved en generalisert lineær modell (GLM) bekreftet en svært signifikant endring i brasmeandelen fra 2012 til 2019 (LR-test: $p_{\text{År}}$<0,0001,Tabell 2). Prediksjonene fra modellen er plottet i Figur 8.

Tabell 2. logit-parameterestimat med tilhørende loglikelihood-ratio test (LR) for den generaliserte lineære modellen som ble tilpasset 2012 og 2019 prøvefiskdataene for å estimere sannsynlighet for fangst av brasme

	Parameterestimat		LR-effekttest			
Parameter	Est	SE	Effekt	χ^2	df	p
Intercept	–5,80	0,38	År	68,78	1; 3125	<0,0001
År[2019]	2,78	0,41				

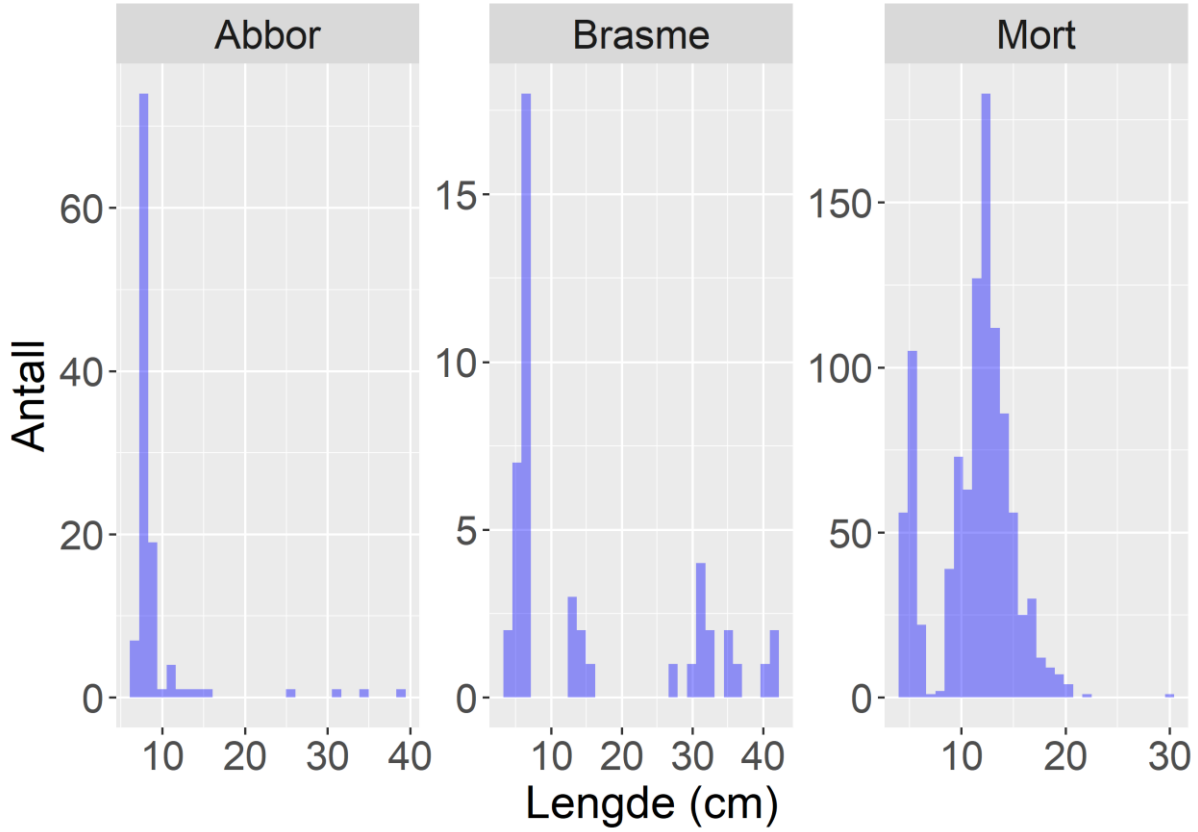
Figur 8. Prediksjonsplott av modell som tester for endring i brasmeandel mellom prøvefiskefangst i 2012 og 2019. vertikale linjer viser 95 % konfidensintervall og rød stiplet horisontal linje viser grensen for at en fiskeforekomst skal kategoriseres som «vanlig» i vannforskriften (5 %).

4.4 Størrelsesfordeling

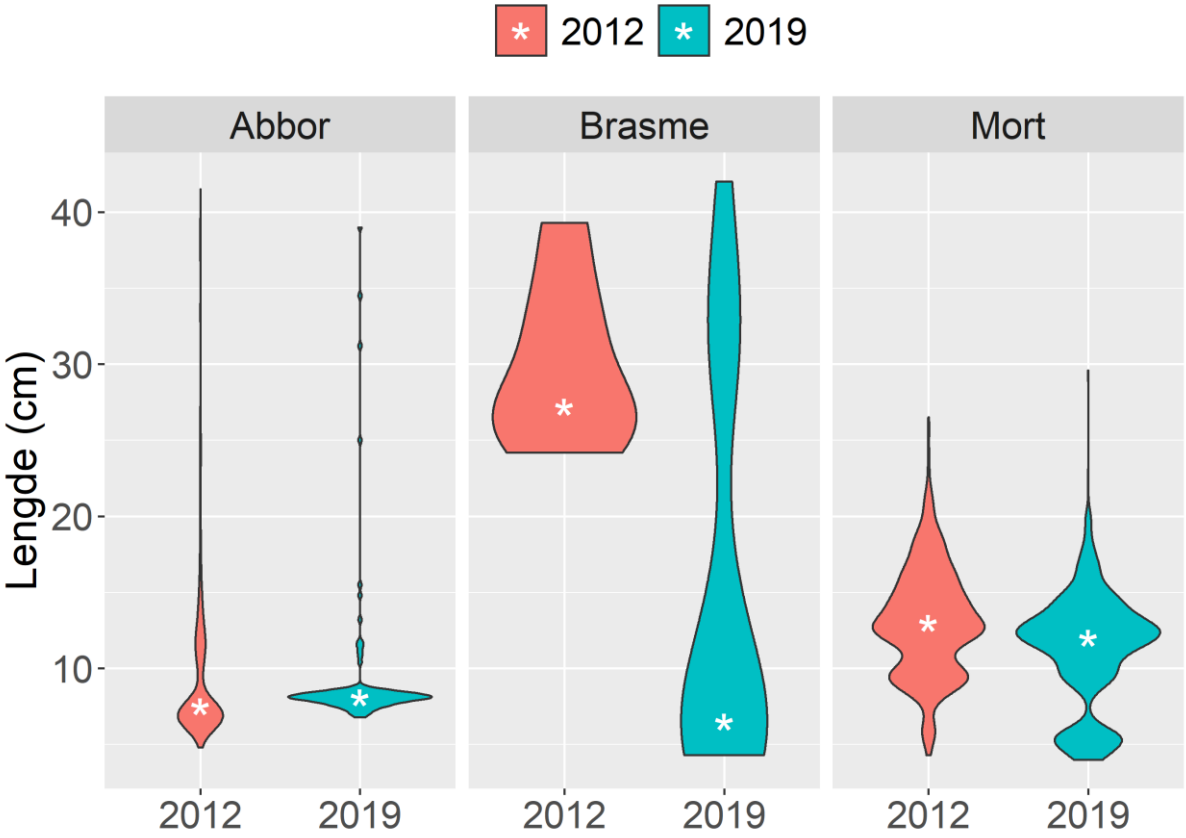
Størrelsesfordelinga for de tre artene som ble fanget viser at årsyngel fra alle artene kom inn i fangsten og at svært få individer er større enn 20 cm (Figur 9). Av fisk større enn 20 cm utgjorde brasme 14 av 22 individer (64 %). For alle de tre artene var det forholdsvis store fangster av 0+ (årsyngel), som synes som den tydelige toppen i fordelingene for fisk under 10

cm lengde (Figur 9). Brasme ser også ut til å ha hatt en ok rekruttering i 2018 (neste lengdetopp på ca. 13-15 cm), men fraværet av brasme mellom 16 og 26 cm kan tyde på dårligere rekruttering i 2016 og 2017.

Den høye andelen av ungfisk < 20 cm i 2019 skiller seg markert fra størrelsesfordelinga hos brasme i 2012 (Figur 10). For abbor har andelen av fisk større enn 15 cm gått betydelig ned mellom 2012 og 2019, men fortsatt fanges enkelte individer som er større enn 30 cm og som må antas å være fiskeetere. For mort synes størrelsessammensetninga å være forholdsvis lik mellom 2012 og 2019, men det er litt større andel av 0+ i 2019.



Figur 9. Histogrammer av lengdefordeling for de tre artene som ble fanget i prøvefiske i Østensjøvann med nordiske oversiktsgarn dag og natt i perioden 5-6. september 2019. Merk at både x- og y-akse er forskjellig for de tre artene.



Figur 10. Fiolinplott (relativ fordeling) av lengdefordelingene for abbor, brasme og mort fra de to prøvefiskedata-settene i 2012 og 2019 i Østensjøvann, Ås kommune. Den hvite stjerna i midten av hver «fiolin» utgjør medianverdien.

5 Diskusjon og konklusjon

Hovedfunnet fra prøvefiskeundersøkelsen i 2019 er at andelen av brasme i fangstene har økt betydelig siden prøvefisket i 2012 og denne andelen synes å ha skjedd på toppen av en liten, men ikke signifikant, økning i mortebestanden og kanskje på bekostning av abbor som har gått litt ned (ikke signifikant dog) i fangst per innsats. Det ble i alt kun fanget tre arter, og overraskende merker vi oss at sørv ikke er tilstede i fangsten.

Økningen av brasmas andel i fiskesamfunnet er fortsatt ikke dramatisk, men trenden er tydelig og det at arten ikke er dominerende er godt nytt. Den reelle andelen av brasme er temmelig sikkert høyere enn den som framkommer fra prøvefisket. Dette fordi brasme, og især større brasme, har lavere fangbarhet enn de andre artene i innsjøen av tilsvarende lengde. Det er den høye kroppsformen som særlig gjør den mindre fangbar i garn (Kurkilahti 1999; Olin m. fl. 2009). Slik vi vurderer situasjonen i Østensjøvann nå er det derfor ingen tid å miste for igangsetting av utfiskingstiltak slik at ikke brasmebestanden øker enda mer. Dersom brasme blir en dominerende art i systemet viser erfaring fra store deler av Europa at eutrofieringssituasjonen raskt vil bli enda verre grunnet både intensivert zooplanktonbeiting, men kanskje særlig på grunn av økt bioturbasjon (Gulati og van Donk 2002; Jeppesen m. fl. 2006; Lammens 1989; Mehner m. fl. 2005; Zapletal m. fl. 2014).

Selv om det var bra forekomst av særlig 0+, men også 1+ av brasme viser fravær av individer mellom 16 og 26 cm at brasma ikke har suksess med rekruttering hvert år i innsjøen (Figur 9, Figur 10 og Figur 11). Abboren ser også ut til å slite med å få rekruttene videre fra første leveår da denne artens størrelsesstruktur tydelig viser at dødeligheten må være svært høy gjennom de første leveåra. Dette kan med stor sannsynlighet tilskrives interspesifikk konkurranse fra morten ved at abboren konkurreres ut av den tette mortebestanden som utgjør lang mer effektive zooplanktonetere enn abboren (Bergman 1991; Bergman og Greenberg 1994; Linløkken og Haugen 2006; Persson 1983). Det at brasmepopulasjonen har økt gjør trolig situasjonen enda verre da brasme er en vel så effektiv zooplanktoneter som morten (Jeppesen m. fl. 2000; Lammens 1989; Zapletal m. fl. 2014).

Figur 11. Lengdefordeling hos brasmene i Østensjøvann var svært forskjellig mellom 2012 og 2019, der tyngdepunktet av brasmene i 2019 var årsyngel (til høyre; fra lab).

Sørv kan være borte fra fangstene fordi vi hadde liten innsats på natta når denne arten trekker ut fra sivområdene (Bohl 1979; Říha m. fl. 2015). Vi mener det er lite sannsynlig at sørven er borte fra innsjøen da den i 2017 ble funnet i til dels store mengder under det littoralfokuserte prøvefisket som ble gjennomført da (PURA 2018). Det kan også være at det ekstremt turbide vannet som var under prøvefisket kan ha redusert den vanlige observerte horisontale forflytningen av særlig mort (Haugen m. fl. 2019), men også sørv (Bean og Winfield 1995). Den høye vannstanden kan også ha åpnet for økte furasjeringsmuligheter i litoralsonen ved at større arealer ble tilgjengelige i sivbeltet. Den svært høye vannstanden under prøvefisket gjorde det rett og slett umulig å få satt garn grunnere enn 2 m da disse områdene er utilgjengelige pga sivbeltet. Fra prøvefisket i 2012 fant vi at de høyeste fangstene var i disse grunneste områdene som vi ikke kom til i 2019 (se figur 20 i Haugen m. fl. (2012). Det var imidlertid samme tendens til at WPUE og NPUE falt mot dypet i Østensjøvann i 2019 som 2012, men vi hadde også et par garn som sto grunt som var tomme i 2019. Den lavere fisketettheten mot dypet kan, som i 2012, trolig blant annet kobles til at det er lave oksygenkonsentrasjoner dypere enn 6 m (Figur 4).

Det ser med andre ord ut til at det er blitt mer brasme i Østensjøvann fra 2012 til 2019, men gjennomsnittsstørrelsen er blitt mindre gjennom at rekruttene dominerer i større grad enn tidligere. Det samme ser også ut til å være tilfelle for både abbor og mort og dette med

redusert individstørrelse hos fisk i eutrofierte innsjøsystemer er godt kjent fenomen i hele Europa (Emmrich m. fl. 2011) og bekrefter i grunnen det generelle inntrykket at eutrofieringssituasjonen i Østensjøvann fortsatt er betydelig. Det bør også her nevnes at gjeddebestanden har en usikker status i innsjøen da den ikke ble fanget i dette prøvefisket (men ble fanget både i 2012 og 2017) som bør nøye følges opp under framtidige undersøkelser da arten vil ha sentral rolle som topp-predator som skal holde bestanden av karpefisk nede etter gjennomførte tiltak.

5.1.1 Konklusjon

Dataene fra prøvefisket i 2019 peker entydig i retning av at svaret er «ja» på alle de tre problemstillingene:

- Har biomassen og mengden av brasme økt i Østensjøvann siden 2012?
- Har andelen av brasme økt i fiskesamfunnet i Østensjøvann siden 2012?
- Har størrelses- og aldersstruktur i fiskesamfunnet i Østensjøvann endret seg i 2012?

Med bakgrunn i disse konklusjonene opprettholder derfor NMBU sine råd slik de framkommer i Haugen m. fl. (2019) og Haugen m. fl. (2012) og anbefaler derfor at det gjennomføres utfiske i Østensjøvann med målsetning om å forbedre den økologiske tilstanden i innsjøen og med spesiell målsetning om å etablere en stabil undervannsvegetasjon.

6 Referanser

Baktoft, H., K. Aarestrup, S. Berg, M. Boel, L. Jacobsen, N. Jepsen, A. Koed et al. 2012. Seasonal and diel effects on the activity of northern pike studied by high-resolution positional telemetry. Ecology of Freshwater Fish 21:386-394.

Bean, C. W., og I. J. Winfield. 1995. Habitat use and activity patterns of roach (*Rutilus rutilus* (L.)), rudd (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)), perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the laboratory: the role of predation threat and structural complexity. Ecology of Freshwater Fish 4:37-46.

Bergman, E. 1991. Changes in Abundance of 2 Percids, Perca Fluviatilis and Gymnocephalus-Cernuus, Along a Productivity Gradient - Relations to Feeding Strategies and Competitive Abilities. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48:536-545.

Bergman, E., og L. A. Greenberg. 1994. Competition between a Planktivore, a Benthivore, and a Species with Ontogenic Diet Shifts. Ecology 75:1233-1245.

Bohl, E. 1979. Diel pattern of pelagic distribution and feeding in planktivorous fish. Oecologia 44:368-375.

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.

Bry, C. 1996. Role of vegetation in the life cycle of pike, Side: 45-67 *i* J. F. Craig (red.) Pike: Biology and Exploitation. London, Chapman & Hall.

Emmrich, M., S. Brucet, D. Ritterbusch, og T. Mehner. 2011. Size spectra of lake fish assemblages: responses along gradients of general environmental factors and intensity of lake-use 56:2316-2333.

Grøterud, O., og S. Haaland. 2007. Østensjøvannet – a shallow hypertrohic lake in Norway with sgnificant 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.

Haugen, T. O., G. Riise, T. Rohrlack, J. Kristiansen, og S. Haaland. 2019. Interne tilførsler og omsetning av næringsstoffer i Østensjøvann, Ås kommune, 2017. MINA Fagrapport Nr: 54. Ås, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 90 sider

Haugen, T. O., A. Rustadbakken, og R. Steen. 2012. Prøvefiske i Østensjøvann 2012: kartlegging av status for fiskesamfunnet. Nr: PURA: http://pura.no/images/content/files/454895338742.pdf. Ås, UMB-INA. 34 sider

Hosmer, D. W., og S. Lemeshow. 2000, Applied logistic regression: Wiley series in probability and statistics, Texts and references section. New York, Wiley.

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., Z. Pekcan-Hekim, T. L. Lauridsen, M. Sondergaard, 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.

Jepsen, N., S. Beck, C. Skov, og A. Koed. 2001. Behavior of pike (*Esox lucius* L.) > 50 cm in a turbid reservoir and in a clearwater lake. Ecology of Freshwater Fish 10:26-34.

Kurkilahti, M. 1999. Nordic multimesh gillnets - robust gear for sampling fish populations, University of Turku, Turku.

Lammens, E. H. R. R. 1989. Causes and consequences of the success of bream in Dutch eutrophic lakes. Hydrobiological Bulletin 23:11-18.

Linløkken, A., og T. O. Haugen. 2006. Density and temperature dependence of gill net catch per unit effort for perch, *Perca fluviatilis*, and roach, *Rutilus rutilus*. Fisheries Management and Ecology 13:261–269.

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.

Olin, M., M. Kurkilahti, P. Peitola, og J. Ruuhijärvi. 2004. The effects of fish accumulation on the catchability of multimesh gillnet. Fisheries Research 68:135-147.

Olin, M., T. Malinen, og J. Ruuhijarvi. 2009. Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community-Comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. Fisheries Research 96:88-94.

Persson, A. 1997. Phosphorus release by fish in relation to external and internal load in a eutrophic lake. Limnology and Oceanography 42:577-583.

Persson, L. 1983. Effects of Intra- and Interspecific Competition on Dynamics and Size Structure of a Perch *Perca fluviatilis* and a Roach *Rutilus rutilus* Population. Oikos 41:126-132.

PURA. 2018. Årsrapport 2017: Vannområdet PURA, Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Nr. 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.).

Říha, M., D. Ricard, M. Vašek, M. Prchalová, T. Mrkvička, T. Jůza, M. Čech et al. 2015. Patterns in diel habitat use of fish covering the littoral and pelagic zones in a reservoir. Hydrobiologia 747:111-131.

Skovgaard, H., S. O. Åstebøl, og Ø. Løvstad. 2011. Innsjørestaurering i Østensjøvann. Nr. COWI, PURA. 46 sider

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.

Welch, B. L. 1951. On the Comparison of Several Mean Values: An Alternative Approach. Biometrika 38:330-336.

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.