

Tareundersøkelser i Nordland i 2017

Henning Steen
Kjell Magnus Norderhaug
Frithjof Emil Moy



Prosjektrapport

Rapport:
RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN

Nr. – År:
9-2018

Dato:
01.03.2018

Distribusjon: Åpen

Havforskningsprosjektnr.:
14914-01

Oppdragsgiver(e):
Fiskeridirektoratet

Program:
Kyst

Forskningsgruppe:
Bunnsamfunn

Antall sider totalt:
48

Tittel (norsk og engelsk):

Tareundersøkelser i Nordland i 2017

Kelp studies in Nordland in 2017

Forfattere:

Henning Steen
Kjell Magnus Norderhaug
Frithjof Emil Moy

Sammendrag (norsk):

Havforskningsinstituttet har i perioden 2013-2017 gjennomført undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare (*Laminaria hyperborea*) sør i Nordland. I forkant av prøvehøstingen i 2017 ble tarevegetasjonen undersøkt ved hjelp av undervannsvideo og tareinnsamlinger for studier av morfologi, alder, veksthistorikk og epifytter. Det ble også gjennomført oppfølgende undersøkelser av taresamfunnene på felt som ble prøvehøstet i 2013-2016 og i nærliggende områder som ikke har vært tarehøstet tidligere (referanseområder). Undersøkelsene viste god gjenvekst av stortare på høstefeltene som til nå har vært lite påvirket av beiting fra kråkebolle. Forekomstene av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) ser imidlertid ut til å ha økt i forhold til tidligere år i den nordligste delen av det undersøkte området på både høstede og ikke-høstede stasjoner. Fire år etter den første prøvehøstingen i 2013 var stortarevegetasjonens størrelses-, alder- og epifyttstruktur, samt tettheten av tarerekutter i undervegetasjonen, fortsatt ikke tilbake på samme nivå som før høsting. Tarevegetasjonens- og kråkebollebestanden utvikling i området bør derfor følges videre for å framskaffe et bedre kunnskapsgrunnlag for en framtidig bærekraftig forvaltning av stortareressursene i denne regionen. Fiskeundersøkelser som ble startet før prøvehøsting i 2017 vil bli fulgt opp med nye undersøkelser i 2018 for å teste eventuelle effekter på fisk og skalldyr.

Summary (English):

The Institute of Marine Research have surveyed the kelp vegetation, before and after kelp (*Laminaria hyperborea*) harvesting in southern parts of Nordland county in Norway in 2013-2017. Survey stations included both kelp harvested areas and areas not subjected to kelp harvesting (reference areas), and was performed by underwater video. In addition, kelp plants were collected for studies of plant morphology, age, growth history and epiphytes. The reestablishment of kelp in previously (2013-2016) harvested areas has been good, and grazing from sea urchins appears to have had little effect on the recovery process. Compared to previous years, there was however an increase of red sea urchins (*Echinus esculentus*) in the northern parts of the surveyed area in both previously harvested areas and reference areas. Four years after harvesting the age, height, and epiphyte structure of canopy kelp plants as well as the density of understory kelp recruits, were still below pre-harvesting levels. The development of the kelp and sea urchin populations in this area should be monitored further, to provide increased knowledge for a sustainable future management of the kelp resources in this region. Fish and crab studies made prior to kelp harvesting in 2017, will be repeated in 2018 to test for effects on fish and crab abundances.

Emneord (norsk):

1. Tarehøsting
2. Stortare
3. Kråkebolle
4. Nordland

Subject heading (English):

1. Kelp harvesting
2. *Laminaria hyperborea*
3. Sea urchins
4. Nordland

Kjell Magnus Norderhaug

prosjektleder

Frithjof Emil Moy

faggrupeleder



Innhold

1	INNLEDNING	4
2	METODIKK	5
	2.1 Videundersøkelser	5
	2.2 Tareinnsamlinger	7
	2.3 Modellering av bølgeeksponering	8
	2.4 Fisk og skalldyrundersøkelser	8
	2.5 Statistisk behandling	9
3	RESULTATER	10
	3.1 Effekter av prøvehøstingen i 2013	10
	3.1.1 Videundersøkelser	10
	3.1.2 Tareinnsamlinger	13
	3.2 Effekter av prøvehøstingen i 2014	18
	3.3 Effekter av prøvehøstingen i 2015	24
	3.4 Effekter av prøvehøstingen i 2016	26
	3.5 Undersøkelser før prøvehøsting i 2017	29
	3.5.1 Videundersøkelser	29
	3.5.2 Fisk og skalldyrundersøkelser	31
4	DISKUSJON	33
5	KONKLUSJON	37
6	REFERANSER	38
7	APPENDIX	42

1 INNLEDNING

Det er i de senere år er observert tilbakegang av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og gjenvekst av stortare (*Laminaria hyperborea*) i sørlige deler av Nordland (Norderhaug & Christie 2009, Fagerli *et al.* 2013, 2015). For å utrede ressursgrunnlaget for tarehøsting i dette området har tarenæringen i perioden 2013-2017 gjennomført prøvehøstinger av stortare på Helgelandskysten i Nordland med bruk av tindetrål. Resultater fra undersøkelser gjennomført i Nordland i perioden 2013-2016, tyder på at dette kystområdet rommer betydelige taresressurser og at tettheten av kråkeboller for tiden er moderat, og har til nå hatt liten synlig effekt på reetableringen av tare på høsteflatene (Steen *et al.* 2015ab, 2016b).

En forutsetning for prosjektet fra Fiskeridirektoratet var at det ble gjort forundersøkelser for å dokumentere de utvalgte prøvehøstefeltene egnethet for høsting mhp forekomster av stortare og kråkeboller. For å dokumentere taresamfunnenes reetableringsevne etter prøvehøstingen er det også nødvendig med regelmessige oppfølgende undersøkelser over tid. Havforskningsinstituttet gjennomførte i 2017 oppfølgende undersøkelser i utvalgte områder som tidligere er prøvehøstet i perioden 2013-2016, samt i nærliggende områder som er stengt for tarehøsting (referanseområder). Det er også gjort forundersøkelser og tilstandsvurdering av fire nye felt der det ble søkt om prøvehøsting for 2017. Undersøkelsene er gjennomført vha undervannskamera, i tillegg til at det som i tidligere år (Steen *et al.* 2015ab, 2016b) ble samlet inn tareplanter for studier av alder, morfologi, veksthistorikk og epifytter (begroingsorganismer) på utvalgte stasjoner i forkant av prøvehøstingene. Epifyttmengden kan si noe om hvor utviklet og rik tareskogen er. Det ble også samlet inn tareplanter fra et felt som ble prøvehøstet i 2013.

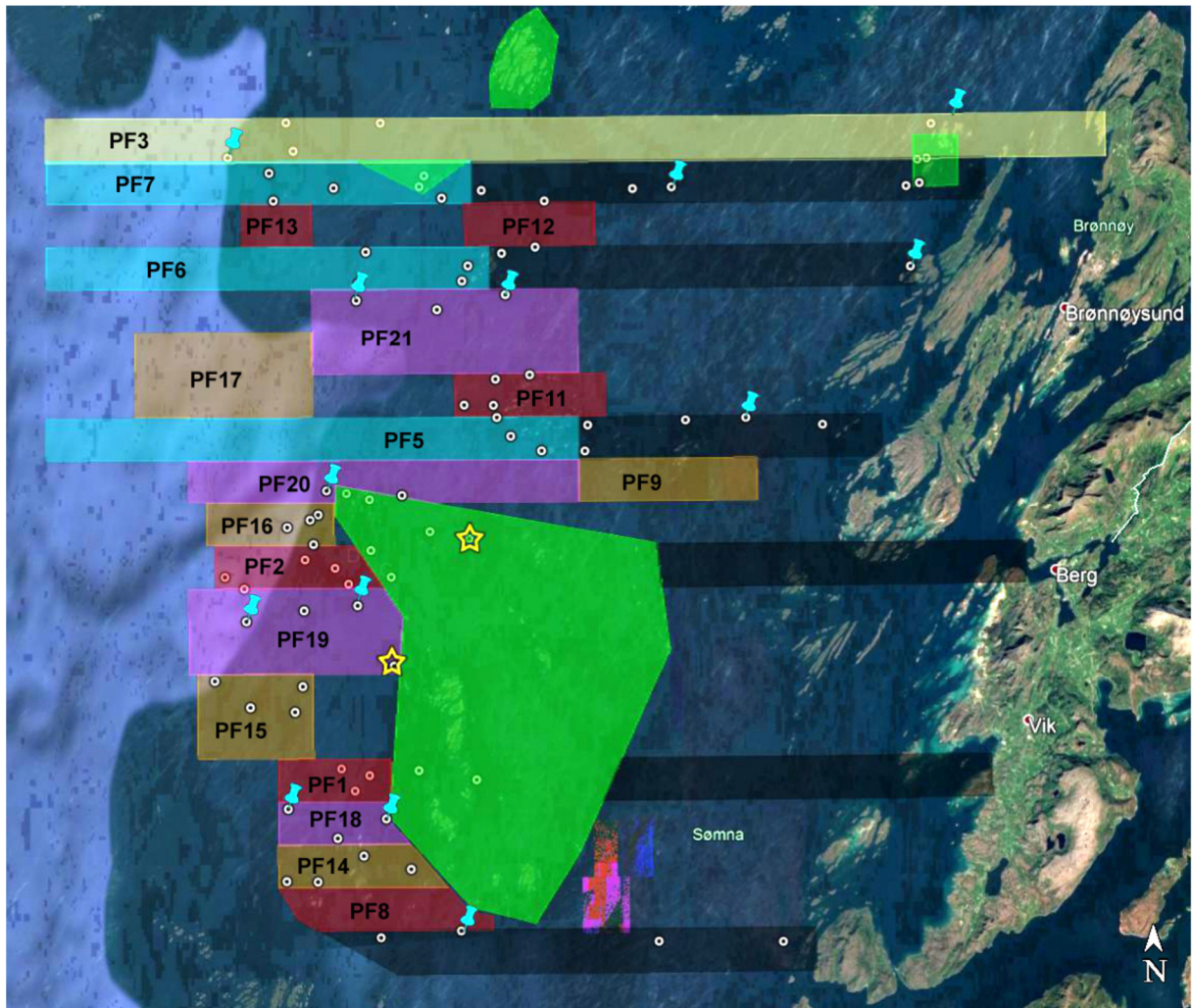
Stortareskog regnes som viktige oppvekst og næringsområde for viktige ressurser som fisk og krepsdyr (Christie *et al.* 2003, Fredriksen 2003, Norderhaug *et al.* 2005), og redusert tarevegetasjon som følge av høsting, eller andre årsaker, vil kunne gi økologiske så vel som økonomiske ringvirkninger (Smale *et al.* 2013, Voerman *et al.* 2013, Smale & Vance 2015). For å undersøke eventuelle effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr ble det i forkant av prøvehøstingen i Nordland i august 2017 gjennomført forsøksfiske i et prøvehøstefelt (PF19) og et referanseområde. Disse undersøkelsene vil bli gjentatt i august 2018 for å studere eventuelle endringer i forekomst av fisk og skalldyr et år etter prøvehøstingen.

Kunnskap om tarehøstingens effekter er fortsatt mangelfull. Prøvehøstingsprosjektene i Nord-Trøndelag (Steen *et al.* 2011, 2012, 2014ab, 2016a) og Nordland (Steen *et al.* 2014a, 2015ab, 2016b) har gitt unike muligheter for å sammenligne tilstanden før og etter tarehøsting da en her har områder som aldri tidligere har vært utsatt for denne type påvirkning. Prosjektet vil også bidra med kunnskap om tilstand i tareskogene og utvikling av kråkebollebestandene langs en kyststrekning som tidligere har vært mye preget av kråkebollebeiting (Sivertsen 1997, 2006).

2 METODIKK

2.1 Videoundersøkelser

I mai 2017 ble 2-4 videostasjoner etablert i hvert av 4 prøvehøstefelt (PF18-21). Oppfølgende videoundersøkelser ble også gjennomført på faste stasjoner i felt som ble prøvehøstet i 2013 (PF3), 2014 (PF5-7), 2015 (PF1-2, PF11), 2016 (PF14-16) og i nærliggende referanseområder som ikke har vært tarehøstet (Fig. 1). Stasjoner i utvalgte østlige sektorer (sorte polygoner i Fig. 1) som ikke har vært tarehøstet tidligere, og som første gang ble undersøkt i 2014, ble undersøkt på ny i 2017 for å studere eventuelle vegetasjonsendringer ilt de siste tre år.



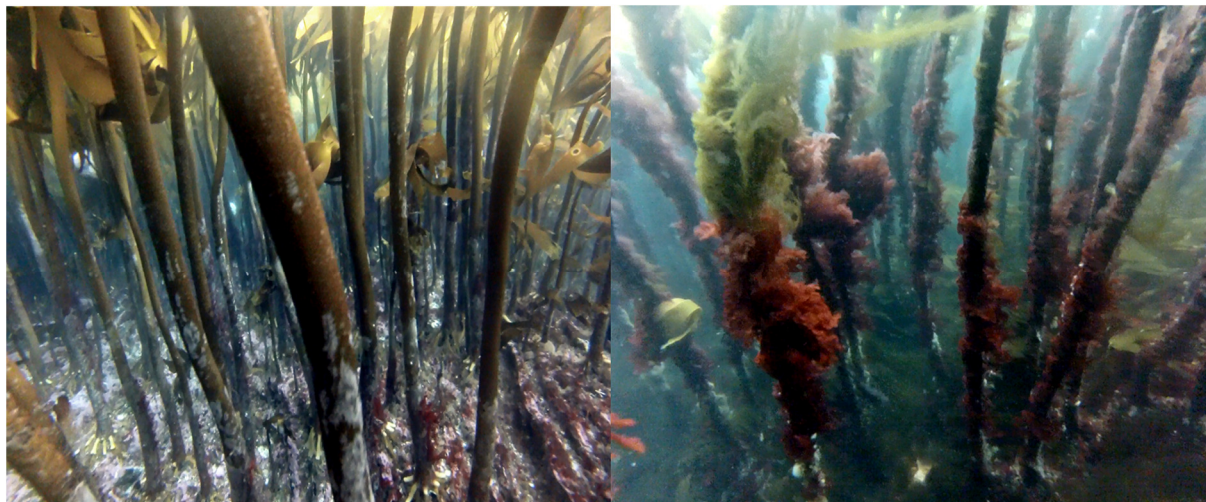
Figur 1. Kart over prøvehøstingsfelt for tare i Nordland i 2013 (PF3, gult polygon), 2014 (PF5-7, blå polygoner), 2015 (PF1-2, 8, 11-13, røde polygoner), 2016 (PF9, 14-17, brune polygoner), 2017 (PF18-21, lilla polygoner) og referanse/verneområder (grønne polygoner). Felt som tidligere er undersøkt og klassifisert som uegnet for tarehøsting (sorte polygoner). Videostasjoner (hvite sirkler), innsamlingslokaliteter for tare (turkise stifter) og lokaliteter for fisk og skalldyrundersøkelser (gule stjerner). Lister over posisjoner for samtlige stasjoner og fangstlokaliteter er gitt i appendix 1-3.

Videostasjonene ble plukket på basis av ekkoloddregistreringer av dybde, bunnforhold og egnethet for tarehøsting. I tillegg ble stasjonene forsøkt spredt mest mulig innen hvert felt, slik at eventuelle geografiske variasjoner fanges opp (Fig. 1). Totalt ble det tatt opp videofilm på 82 stasjoner langs en strekning på ca 11 km i Nordland i 2017. Videoobservasjonene på de enkelte stasjonene ble gjennomført med nedsenkbar undervannskamera (UVS 5080), med innebygd dybdesensor, langs faste transekter ved hjelp av taretråler (MS Sjøalg) med kartplotter og ekkolodd, med en gjennomsnittshastighet på ca 1 knop. For å få høyoppløselige bilder ble det også montert et GoPro kamera (HERO 3, Black edition) på oversiden av UVS 5080-kameraet (Fig. 2). Undervannskameraet ble vekselvis ført rett over og gjennom tarevegetasjonen over en strekning på ca 100-200m, der kamerapiloten justerer høyden i forhold til tarevegetasjonen og bunnen vha en monitor.



Figur 2. Undervannskamera benyttet til videoundersøkelser i Nordland.

Filmopptakene ble fortløpende konvertert til PC-format (mpg) vha en Pinnacle movie box, og lagret på en ekstern harddisk. Før analyse ble videotransektene splittet opp i mindre avsnitt (for hvert minutt film) der gjennomsnittlig dyp, bunntype, tarevegetasjonens dekningsgrad (definert som andel bunnflate dekket av tarevegetasjon), tetthet, plantelengde, rekruttering (definert som undervegetasjonsplanter <25 cm) og forekomst av epifytter (begroing) på tarestilkene ble anslått. Forekomst av epifytter på tarestilkene (Fig. 3) ble rangert på en 4-trinns skala, der tarestilker uten epifytter ble gitt verdien 0, tarestilker med flekkvis forekomst av skorpeformete epifytter gitt verdien 1, tarestilker med dominans av skorpeformede epifytter gitt verdien 2, og tarestilker med dominans av tredimensjonale, voluminøse epifytter gitt verdien 3.



Figur 3. Eksempler på stortarestilker med ulik epifyttstruktur. Tarestilkene i venstre bilde har flekkvis forekomst av skorpeformede epifytter, mens tarestilkene på høyre bilde er dominert av trådformede rødalger og brunalger som gir en tredimensjonal, voluminøs epifyttstruktur. Epifyttene er viktig habitat for små evertebrater som snegl og krepsdyr og disse er igjen føde for fisk.

På videostasjonene ble det også gjennomført tellinger av kråkeboller og forekomstene ble angitt som antall registreringer per meter videotranssekt. Det er her viktig å skille mellom ulike arter av kråkebolle, da beiteadferden kan variere fra art til art. I tett tareskog er rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) den vanligste arten, mens grønne kråkeboller (*S. droebachiensis*) sjeldnere observeres. Røde kråkeboller beiter normalt ikke tareplantene like aggressivt som de grønne, men forringer habitatet ved å beite bort epifytter på tarestilkene og kan ved høye tettheter også gi beiteskader på selve tarevegetasjonen (Sjøtun *et al.* 2006).

Ved observasjoner av trålspor, ble det gjort semi-kvantitative anslag av høstepåvirkningsgrad (areal av trålflate / areal av uberørt tarevegetasjon), innen hvert transektavsnitt. For å standardisere analysene ble transektavsnitt med bunntyper uegnet for tarevekst (mudder, sand, grus) og gjennomsnittdybder på mer enn 15 meter utelatt, da mesteparten av tarehøstingen allikevel finner sted grunnere enn 15 meters dyp.

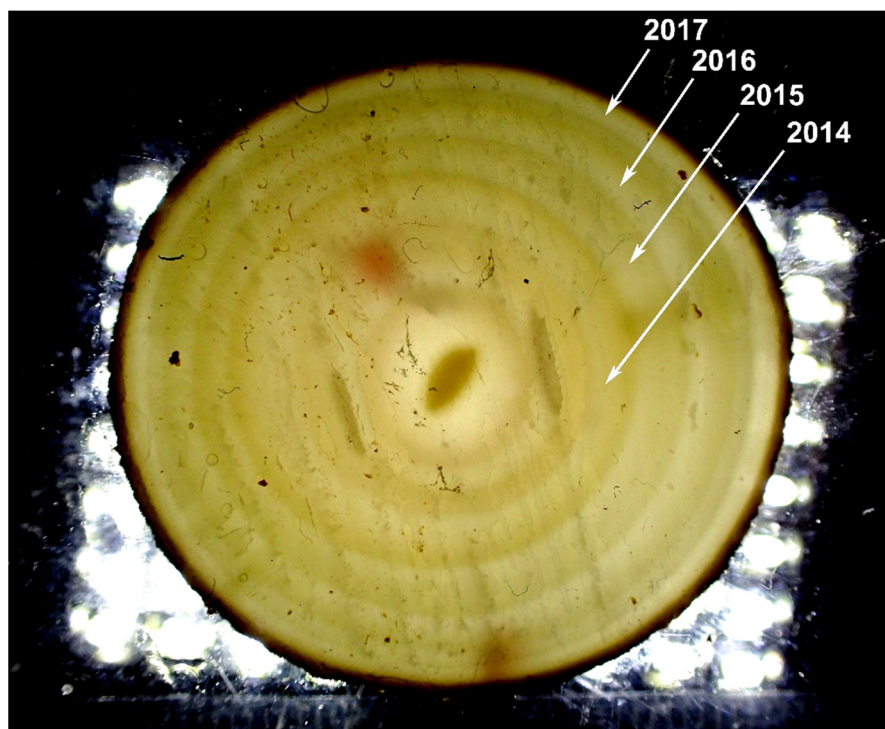
2.2 Tareinnsamlinger

For undersøkelser av tarevegetasjonens morfologi, alder, veksthistorikk og epifytter (begroingsorganismer), ble det gjort innsamlinger (vha trål) av 10 tareplanter fra hver av 13 stasjoner i mai 2017 (Fig. 1). De to nordligste innsamlingsstasjonene ligger i prøvehøstefelt PF3 som ble prøvehøstet i 2013, mens de øvrige innsamlingsstasjonene ikke tidligere hadde vært utsatt for tarehøsting.

Tarestilkens lengde ble målt fra overgang festeorgan/stilk til overgang stilk/blad, mens tarebladens lengde ble målt fra overgang stilk/blad til enden av blad. Begroingsorganismene (epifyttene) ble skrapet av tarestilkene og veid (våt vekt), og de dominerende arter/grupper ble rangert etter forekomst for hver enkelt tarestilk. Tareplantenes blad, stilk og festeorgan ble separert og veid (våt vekt) hver for seg. Forekomst av juvenile kråkeboller i tareplantenes festeorgan ble registrert.

Tarestilkens diameter ble målt i tverrsnitt tatt ca 1 cm over festeorganet, der stilkene er på sitt tykkeste. Alderen på de innsamlede tareplantene ble bestemt ved å telle vekstsoner i tverrsnittene og samtlige tverrsnitt ble avfotografert for senere målinger av arealet på de enkelte vekstsoner (Fig. 4). Størrelsen (arealet) av hver enkelt vekstsoner vil gi informasjon om tareplantenes vekst i et gitt år, der den ytre ringen representerer veksten i 2017, den nest ytterste ringen veksten i 2016, etc (Fig. 4).

Arealet på en vekstzone (a) ble estimert ved å måle bredden fra tverrsnittets sentrum til indre (i) og ytre (y) vekstzonegrense langs to akser med ca 90 graders vinkel og beregnet utifra formelen $a = \pi y^2 - \pi i^2$.



Figur 4. Aldersbestemmelsene gjøres ved telling av vekstsoner i tarestilkens tverrsnitt og årlig tykkelsestilvekst beregnes utifra størrelsen (arealet) på hver enkelt vekstzone.

2.3 Modellering av bølgeeksponering

Bølgeeksponering er en faktor som kan ha betydning for utbredelse og vekst av stortare og dens begroingsorganismer (Sjøtun & Fredriksen 1995, Sjøtun *et al.* 1998, Norderhaug & Christie 2011, Norderhaug *et al.* 2012, Pedersen *et al.* 2012, Bekkby *et al.* 2014ab, Steen *et al.* 2014ab, 2015ab, 2016b, Smale *et al.* 2016). På samtlige undersøkte stasjoner ble det derfor gjort modellberegninger av bølgeeksponering for å undersøke om i hvilken grad denne faktoren påvirker de ulike målvariablene. Modellen estimerte midlere signifikant bølgehøyde som et mål på eksponering. Bølgehøyden var representert som et statistisk langtidsmiddel. Midlere signifikant bølgehøyde er per definisjon lik gjennomsnittsverdien av den høyeste tredjedelen av alle bølger innen et gitt tidsintervall. Strøklengde ble beregnet, og vindobservasjoner og modellerte bølgehøyder til havs (kilde: Meteorologisk institutt) ble brukt for å beregne et endelig mål på bølgehøyden for en gitt lokalitet eller et geografisk område. Modellen som bygger på formelverket til Norsk Standard 9415 (2009), har innebygd fire ulike empiriske formelsett for beregning av signifikant bølgehøyde basert på vindmålinger, og alle formuleringene gir sammenliknbare resultater.

2.4 Fisk og skaldyrundersøkelser

I forkant av prøvehøsting ble det gjennomført et forsøksfiske i prøvehøstefelt PF19 og et referanseområde i Horsvær naturreservat i august 2017 (Fig. 1) i samarbeid med en lokalkjent fisker (John Ditlevsen med MS Heidi). Dette fisket representere forundersøkelsene i et planlagt BACI (Before-After-Control-Impact) – designet studium (Underwood 1994), der effekter av tarehøstingen på forekomster av fisk og skaldyr først vil kunne testes etter at tilsvarende undersøkelser er gjennomført i etterkant av prøvehøstingen. Oppfølgende undersøkelser planlegges derfor gjennomført i de samme

områdene i august 2018 (ca et år etter prøvehøsting), og resultatene vil bli rapportert innen utgangen av 2018.

For å undersøke effekten på forekomster av tidlige stadier av torskfisk og skalldyr ble det som i tidligere år, fisket med leppefisketeiner og krabbeteiner (Steen *et al.* 2015ab, 2016b). I begge områder ble redskapen satt ut på formiddagen og trukket med telling/måling av fangst påfølgende formiddag over en to-døgns periode. Fangsteffektiviteten ble beregnet som fangst per teinedøgn (Tab. 1). All fisk ble bestemt til art og lengdemålt, mens taskekrabbene ble bestemt til kjønn og målt i skallbredden. Det ble benyttet runde leppefisketeiner og sammenleggbare krabbeteiner. For leppefiskeiteiene ble halvdelen av en kløvd taskekrabbe benyttet som agn, mens sei ble benyttet som agn i krabbeteinene. Leppefiskeiteiner ble satt i lenker på fem redskap, mens krabbeteinene ble satt parvis.

	PF19	Referanse
	Teinedøgn	Teinedøgn
	(antall)	(antall)
Leppefiskeite	80	40
Krabbeteine	20	20

Tabell 1. Antall fangstredskap benyttet til fisk og skalldyr-undersøkelser i prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Nordland i august 2017.

2.5 Statistisk behandling

Resultatene er presentert som aritmetiske gjennomsnitt \pm 95 % konfidensintervall, hvis ikke annet er oppgitt. For å teste effekter av tarehøsting ble det benyttet lineære sammensatte modeller («linear mixed-effect models») tilpasset med “lmer” funksjonen i “Lme4” pakken i R (Bates *et al.* 2015). Normalitet av residualer som er en forutsetning for lineære sammensatte modeller, ble undersøkt vha kvantil-kvantil (Q-Q) plot og residual histogrammer programmert i R. Modellen ble repetert for ulike responsvariable (tarevegetasjonsdekning, -høyde, -tetthet, tarerekuttering, epifytter og kråkebolleforekomst) med feltype (høstefelt vs referansefelt) krysset med periode (før høsting vs etter høsting) som faste («fixed») faktorer, og stasjon nestet i felt som tilfeldig («random») faktor. Effekter av tarehøsting på de ulike responsvariablene observeres gjennom styrken på interaksjonen mellom de to faste faktorene, feltype og periode. For å teste forskjeller mellom to og to faktornivåer ble det benyttet t-tester. Parvise t-tester ble benyttet dersom identiske stasjoner testes over tid, f.eks før og etter høsting. Korrelasjoner mellom variable ble estimert vha Pearsons produkt-moment korrelasjonskoeffisient (r). T-testene og korrelasjonstestene ble programmert i R.

3 RESULTATER

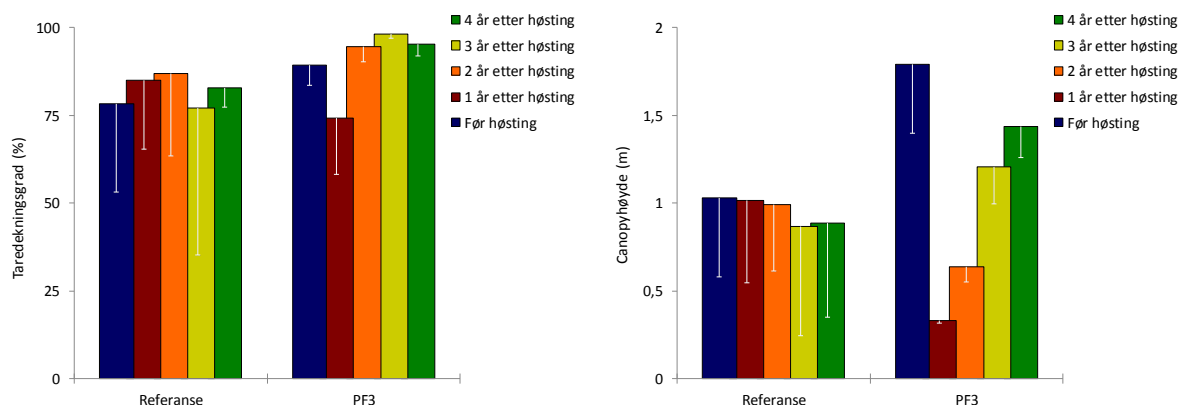
3.1 Effekter av prøvehøstingen i 2013

3.1.1 Videoundersøkelser

Reetablering av stortare etter prøvehøstingen i 2013 har generelt vært god med over 90 prosent dekning av stortare på samtlige undersøkte stasjoner fire år etter høsting. Gjennomsnittshøyden av stortarevegetasjonen på stasjoner i prøvehøstefeltet var i 2017 lavere, mens plantetettheten var høyere, enn det som ble observert rett før høsting i 2013. Forekomst av epifytter på tarestilker og tarerekrutter i undervegetasjonen er fire år etter høsting fortsatt på et lavere nivå enn det som ble observert før høsting i 2013. Kråkebollebeiting ser ikke ut til å ha påvirket reetableringen av tare i løpet av de fire første årene etter prøvehøstingen i Nordland, men forekomstene av rød kråkebolle hadde økt i forhold til tidligere år. Grønne kråkeboller er ikke registrert i perioden 2013-2017.

Totalt 5.576 tonn stortare ble prøvehøstet på et felt (PF3) i Nordland i juli 2013. Utvalgte videostasjoner i prøvehøstefeltet og et referansefelt har blitt årlig undersøkt fra før høsting (i mai 2013), for å studere gjenvækst av tarevegetasjon og utvikling av kråkebolleforekomster. Videostasjonene dekker en stor eksponeringsgradient med variasjoner i midlere signifikant bølgehøyde fra 0,37 m i øst til 1,33 m i vest, og flest høstepåvirkede arealer (trålflater) ble observert i de vestligste delene av høstefeltet.

Gjennomsnittlig dekningsgrad av stortare (andel bunnflate dekket av tare) på stasjonene i PF3 ble i 2017 estimert til 95 %, og var noe høyere enn tilsvarende observert på de samme stasjoner før prøvehøsting i 2013 (Fig. 5, 6). Høyden av den reetablerte tarevegetasjonen (canopy-høyde) på trålflater var i mai 2017 fortsatt lavere (t-test, $p = 0,045$), enn den gjennomsnittlige canopyhøyden som ble målt rett før prøvehøstingen i 2013 (Fig. 5). Etter å ha økt de første årene etter høsting, har tettheten av stortareplanter i canopysjiktet på trålflatene avtatt de seneste årene (Fig. 7). Tettheten av canopy planter var i 2017 høyere enn det som ble observert før høsting i 2013 (t-test, $p = 0,021$). Gjennomsnittlig tetthet av tarerekrutter i undervegetasjonen i de tidligere trålte områdene ble i 2017 estimert til 8 ± 6 rekrutter per kvadratmeter, noe som er signifikant lavere (t-test, $p = 0,027$) enn de 21 ± 8 rekrutter per kvadratmeter som i gjennomsnitt ble observert før høsting i 2013 (Fig. 7).

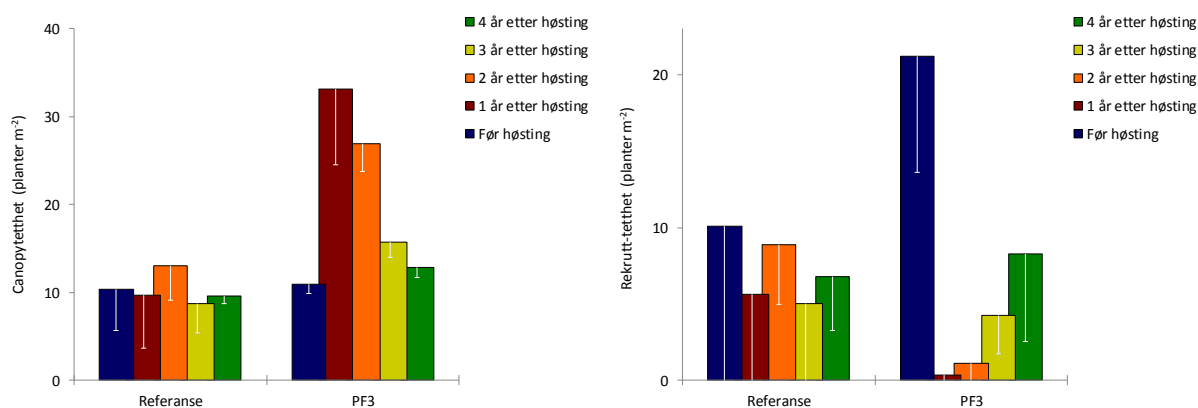


Figur 5. Gjennomsnittlig dekningsgrad (% taredekket bunnflate) av tare (venstre panel) og gjennomsnittlig canopy høyde av tarevegetasjon (høyre panel) observert langs videotransekt på PF3 og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (blå søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler), tre år etter (gule søyler) og fire år etter (grønne søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

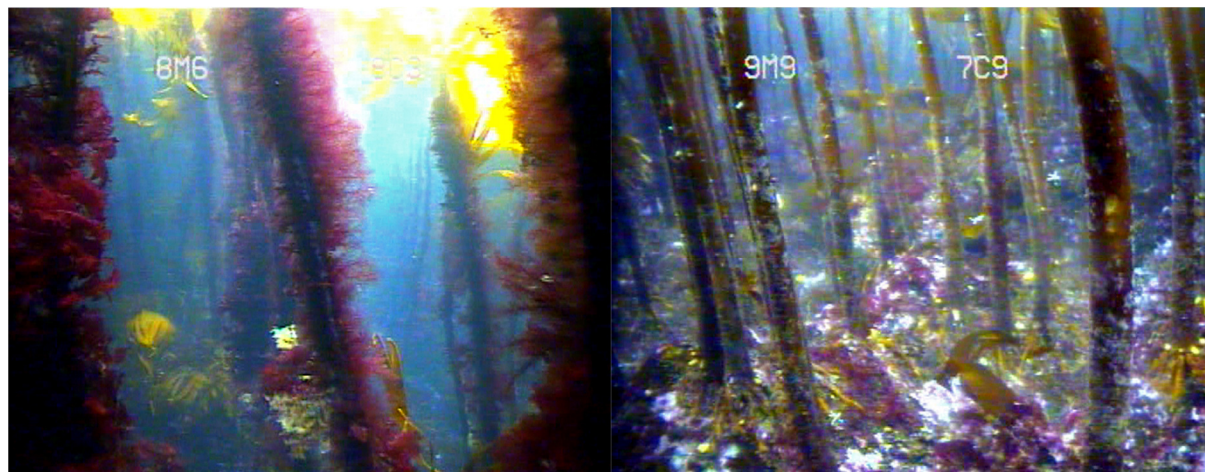


Figur 6. Eksempler på tett, dekkende stortarevegetasjon langs de tre vestligste videotransektene på PF3 (Fig. 1) i Nordland i mai 2017, ca 4 år etter prøvehøsting.

Observasjoner av epifytter på tarestilker langs videotransektene på PF3 tyder på at forekomstene i 2017 fortsatt begrenset sammenlignet med observasjonene gjennomført før høsting fire år tidligere. Før høsting i 2013 hadde de fleste tarestilkene en tre-dimensjonal epifyttstruktur dominert av rødalger, mens epifyttstrukturen på tarestilkene som ble observert på trålflatene fire år etter høsting var mindre voluminøs (Fig. 8).

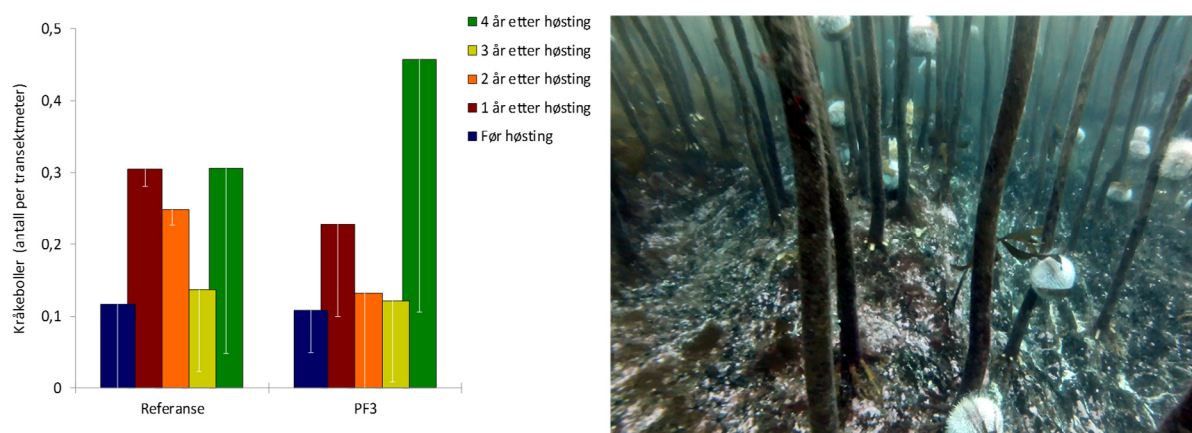


Figur 7. Tetthet av stortarecanopy (venstre panel) og stortarerekrutter i undervegetasjonen (høyre panel) langs videotransekt på PF3 og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (blå søyler), en måned etter (røde søyler), et år etter (oransje søyler), to år etter (gule søyler) og tre år etter (grønne søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

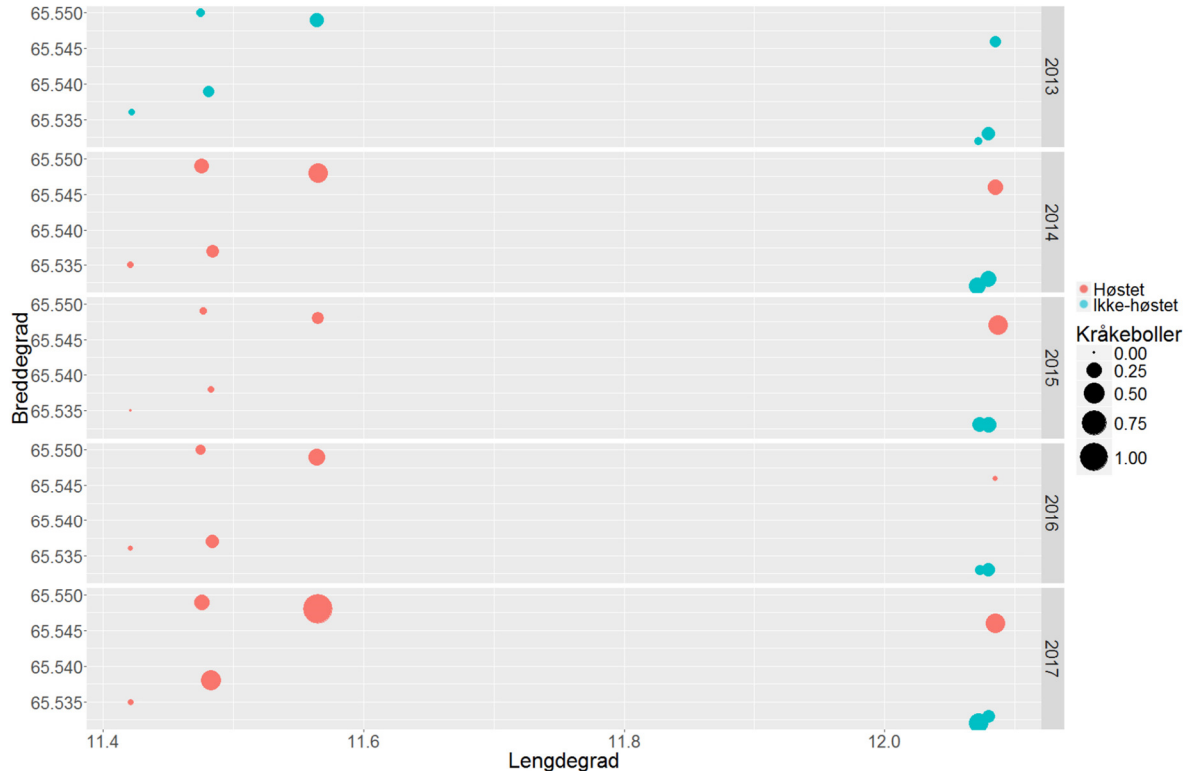


Figur 8. Eksempler på stortarestilker med ulik epifyttstruktur fra det nest vestligste videotransektet på PF3 i Nordland (Fig. 1) før høsting i mai 2013 (venstre bilde) og fire år etter høsting i mai 2017 (høyre bilde).

Det ble som i tidligere år, ikke observert innslag av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) på noen av de undersøkte videostasjonene i 2017. Til sammen ble det observert 359 individer av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) langs en total transektdistanse på 0,9 km. Registreringsfrekvensen (individer observert per meter videotransekt) av rød kråkebolle på PF3 var i mai 2017 i gjennomsnitt 0,46 ($\pm 0,35$) sammenlignet med et gjennomsnitt på 0,11 ($\pm 0,06$) før høsting i 2013 (Fig. 9). På referansestasjonene lå gjennomsnittlig registreringsfrekvens i mai 2017 på 0,31 ($\pm 0,26$) mot et gjennomsnitt på 0,12 ($\pm 0,14$) i 2013. Det var betydelig variasjon i forekomstene av rød kråkebolle mellom videostasjonene på PF3 (Fig. 10). Mens kråkebolleforekomstene har vært lave på den vestligste stasjon i hele perioden, ble det for stasjonene som ligger øst for denne observert en økning av forekomstene i 2017 sammenlignet med tidligere år (Fig. 10).



Figur 9. Diagrammet til venstre viser gjennomsnittlig registreringsfrekvens av kråkeboller langs videotransekt på PF3 og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (blå søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler), tre år etter (gule søyler) og fire år etter (grønne søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn. Bildet til høyre viser eksempel på forekomster av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) på det fjerde vestligste videotransektet på PF3.



Figur 10. Kråkebolleforekomster på videostasjoner på prøvehøstefelt PF3. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad på y-aksen, og lengdegrad på x-aksen. De fem panelene representerer observasjonene i et enkelt år, med 2013 (før høsting) øverst, og 2017 (fire år etter høsting) nederst. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer forekomsten av rød kråkebolle (individer observert per transektmeter). Røde symboler angir stasjoner som ble tarehøstet etter undersøkelsene i 2013, mens blå symboler angir stasjoner som ikke tidligere er høstet.

3.1.2 Tareinnsamlinger

Tareplantene samlet inn i prøvehøstefeltet hadde fire år etter høstingen en gjennomsnittlig alder på 5,3 år, noe som tilsier at vegetasjonen på trålfatene hovedsakelig ble rekruttert fra tareplanter som var tilstede allerede før prøvehøstingen i 2013. Tareplantene var i 2017 allikevel betydelig yngre enn planter samlet inn på de samme lokalitetene før prøvehøstingen i 2013. Målingene viser også at plantene samlet inn i bølgeeksponert sektor i 2017 var mindre utviklet, både mhp størrelse og epifyttbegroing, enn plantene samlet inn før høsting i 2013, mens forskjellene fra før til etter høsting var mindre i beskyttet sektor. Analyser av tarestilkenes vekstsoner indikerer at stilktilveksten i eksponert sektor økte i årene etter prøvehøstingen, sammenlignet med stilktilveksten hos tareplanter i områder som ikke har vært tarehøstet tidligere.

Det ble i mai 2017 samlet inn tare vha trål i prøvehøstefelt PF3 og fra områder som ikke tidligere var høstet, for undersøkelser av tarevegetasjonens morfologi, alder, epifytter (begroingsorganismer) og veksthistorikk. Stasjonene på PF3, som også ble undersøkt i 2013, ligger henholdsvis helt øst og vest i feltet og varierer betydelig i bølgeeksponeringsgrad (Fig. 11). Tare materialet samlet inn på prøvehøstefeltet ble sammenlignet med innsamlingene gjennomført på de samme stasjonene før høsting i 2013, og med tareplanter samlet inn fra ikke høstede områder.

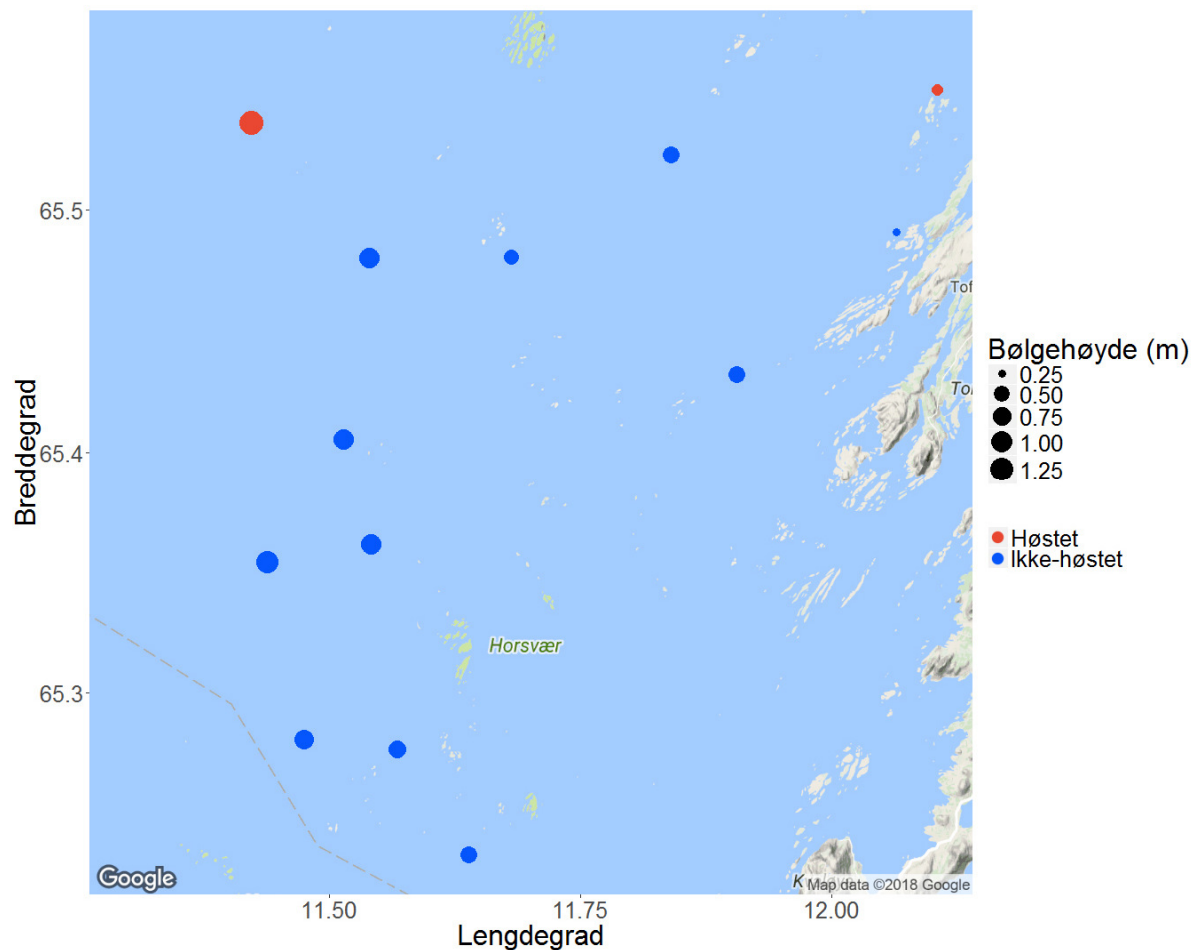
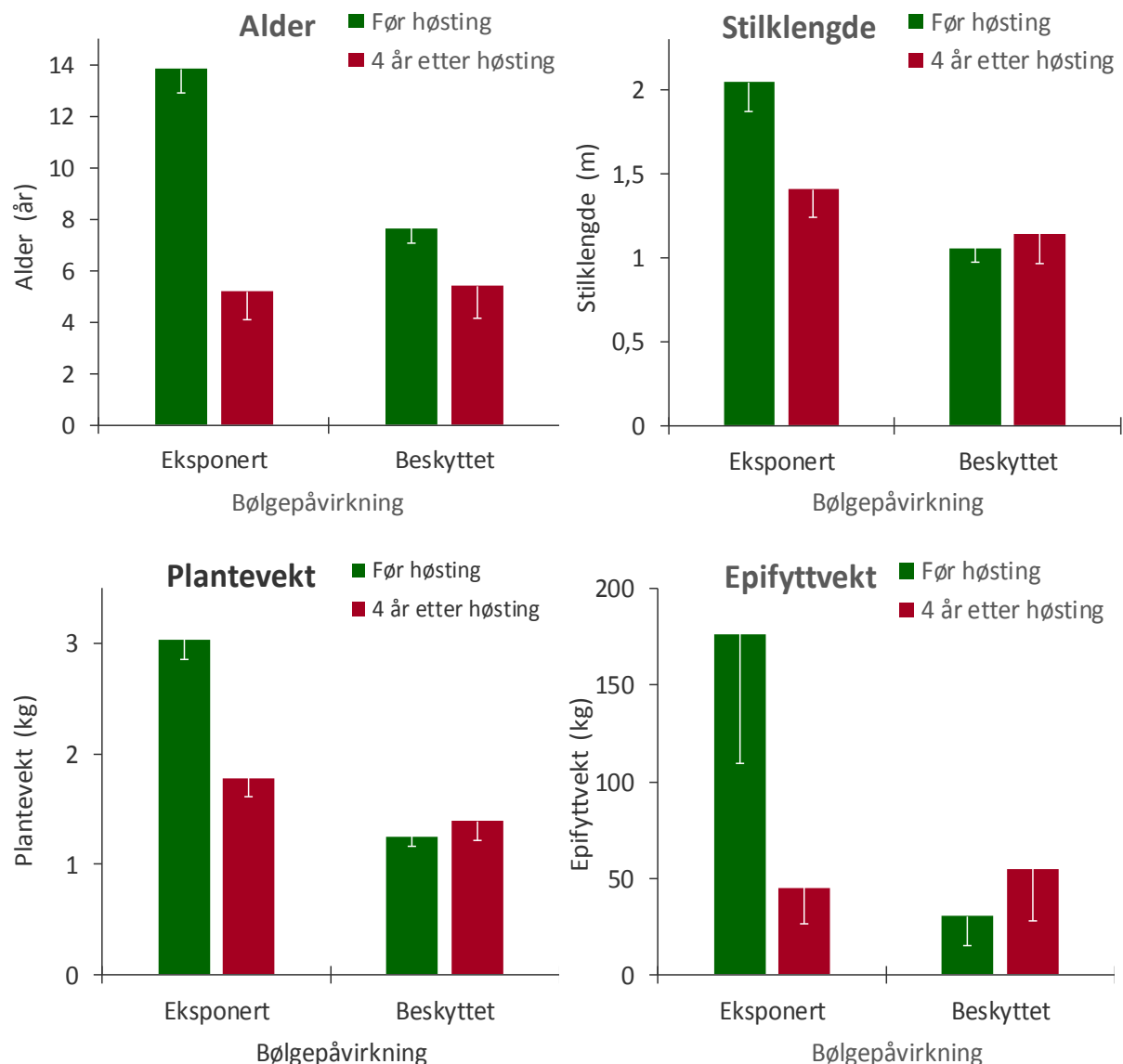


Fig. 11. Tareinnsamlingsstasjoner i 2017. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad på y-aksen, og lengdegrad på x-aksen. Røde symboler angir stasjoner som tidligere har vært tarehøstet i felt PF3, mens blå symboler angir stasjoner som ikke tidligere er tarehøstet. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer midlere signifikant bølgehøyde i meter.

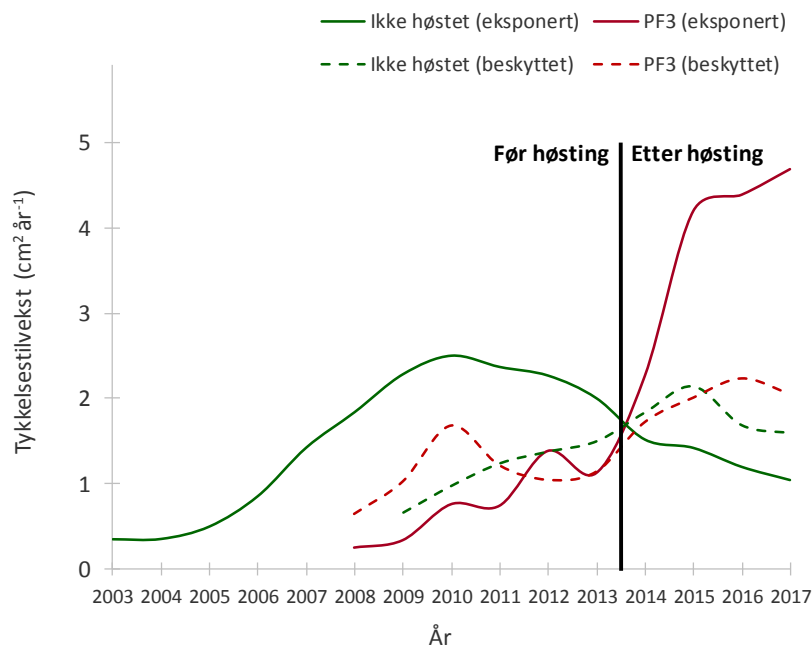
På grunn av lavt antall innsamlingsstasjoner i prøvehøstefeltet er det vanskelig å teste eventuelle endringer statistisk. Tareplantene samlet inn i prøvehøstefeltet hadde fire år etter høstingen en gjennomsnittlig alder på 5,3 år, noe som tilsier at vegetasjonen på trålfatene ble rekruttert fra tareplanter som var tilstede allerede før prøvehøstingen i 2013 (Fig. 12). Målingene viser at plantene samlet inn på den vestlige, bølgeeksponerte stasjonen fire år etter høsting, var betydelig yngre og mindre utviklet, både mhp størrelse og epifyttbegroing, enn plantene samlet inn på samme stasjon før høsting i 2013 (Fig. 12). På den østlige, bølgebeskyttede stasjonen var forskjellene i alder, plantestørrelse og epifyttbegroing, fra før til etter høsting, små. Dette skyldes at tareplantene på den bølgebeskyttede stasjonen allerede før høsting hadde lavere alder og var lite utviklet i forhold til plantene på den eksponerte stasjonen. Fire år etter høsting var plantene allikevel større på den bølgeeksponerte, enn den bølgebeskyttede stasjonen, til tross for at plantenes gjennomsnittlige alder omtrent var den samme (ca 5 år) på de to stasjonene (Fig 12).



Figur 12. Alder, stilk lengde, plantevekt og epifyttvekt hos tareplanter samlet inn før (grønne søyler) og fire år etter tarehøsting (røde søyler) i bølgeeksponert og bølgebeskyttet sektor på PF3 i Nordland. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

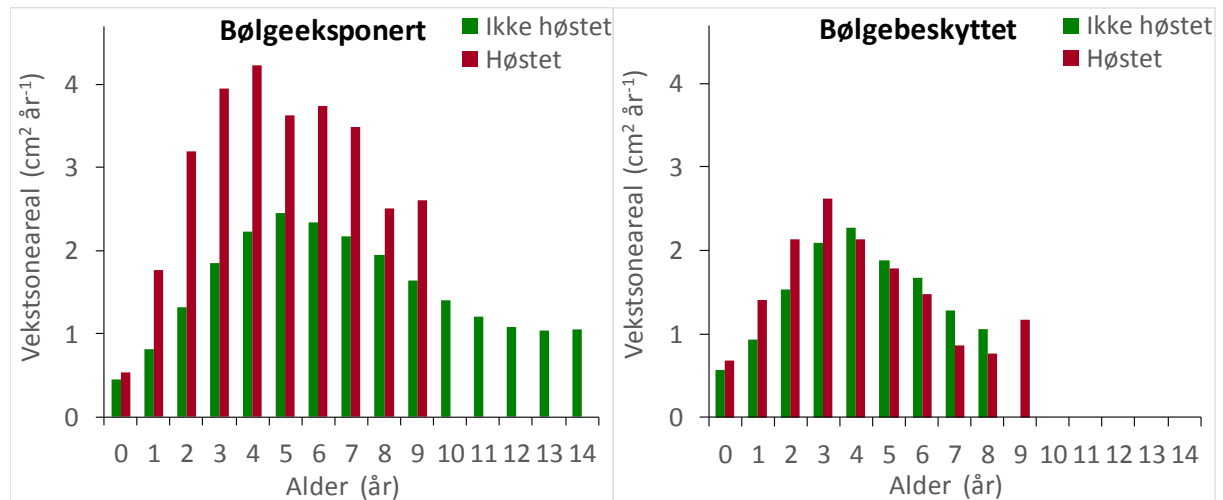
Målingene viser at plantene samlet inn på den vestlige, bølgeeksponerte stasjonen fire år etter høsting, var betydelig yngre og mindre utviklet, både mhp størrelse og epifyttbegroing, enn plantene samlet inn på samme stasjon før høsting i 2013 (Fig. 12). På den østlige, bølgebeskyttede stasjonen var forskjellene i alder, plantestørrelse og epifyttbegroing, fra før til etter høsting, små. Dette skyldes at tareplantene på den bølgebeskyttede stasjonen allerede før høsting hadde lavere alder og var lite utviklet i forhold til plantene på den eksponerte stasjonen. Fire år etter høsting var plantene allikevel større på den bølgeeksponerte, enn den bølgebeskyttede stasjonen, til tross for at plantenes gjennomsnittlige alder omtrent var den samme (ca 5 år) på de to stasjonene (Fig 12).

Vekstsoneanalyser av planter samlet inn i prøvehøstefeltet i 2017 viste at stilktilveksten økte i årene etter prøvehøstingen i 2013 (Fig. 13). I bølgeeksponert sektor har stilktilveksten i perioden 2014-2017 vært betydelig høyere i prøvehøstefeltet enn på ikke-høstede stasjoner. I bølgebeskyttet sektor var forskjellene i stilktilvekst hos tareplanter fra høstede og ikke høstede områder små (Fig. 13).



Figur 13. Estimert gjennomsnittlig tykkelsestilvekst per år for tareplanter samlet inn i mai 2017 på stasjoner i prøvehøstefelt, PF3 (røde linjer) og ikke høstede felt (grønne linjer) i bølgeeksponert sektor (heltrukne linjer) og bølgebeskyttet sektor (stiplede linjer). Den vertikale linjen markerer tidspunktet for prøvehøstingen på PF3.

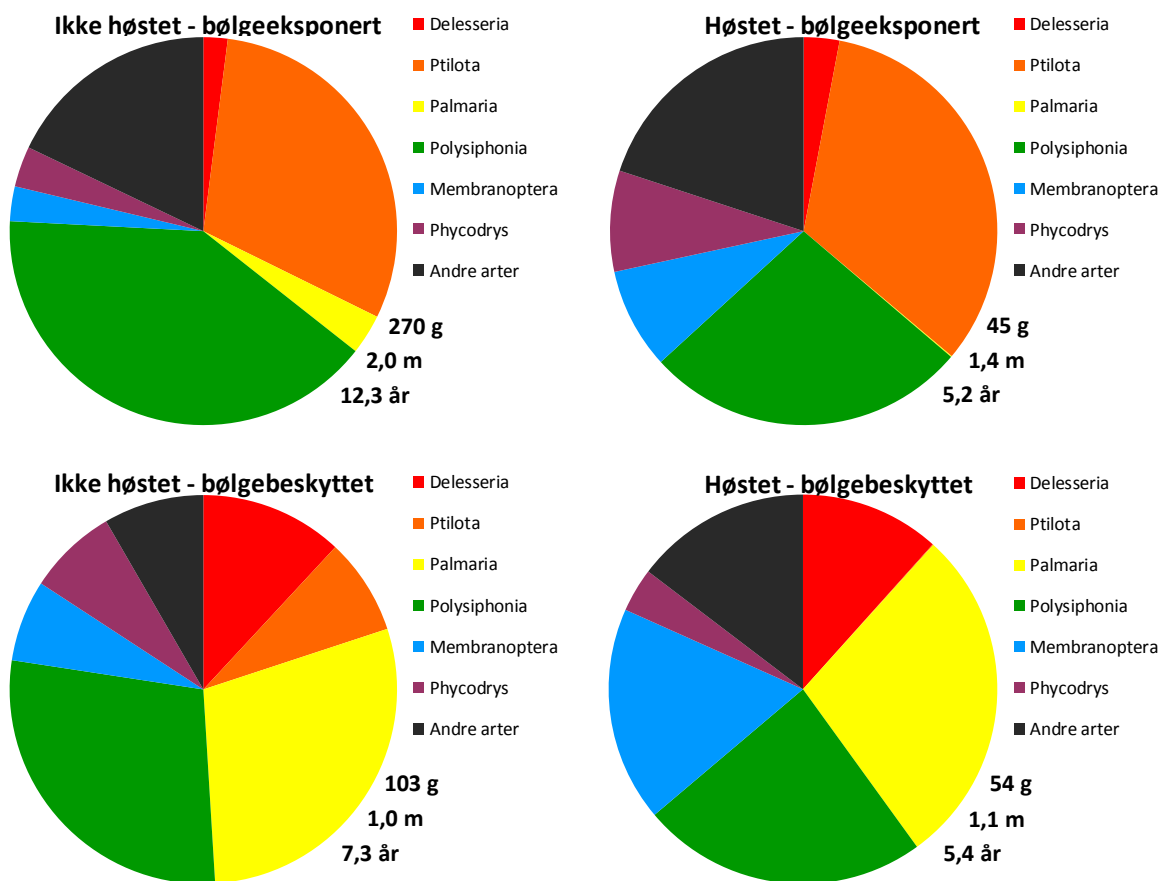
Den årlige tykkelsestilveksten varierer med tareplantenes alder og er høyest når plantene er rundt 3-6 år gamle (Fig. 14). Forskjellene i tykkelsestilveksten mellom plantene fra tidligere høstede og ikke-høstede stasjoner i bølgeeksponert sektor i perioden 2014 – 2017 kan derfor skyldes at plantene fra høstefeltet har vært i en yngre, mer produktiv alder. Den årlige tykkelsestilveksten for plantene fra bølgeeksponert sektor har imidlertid vært høyere i høstefeltet enn på ikke-høstede felt for alle sammenlignbare aldersgrupper (Fig. 14).



Figur 14. Estimert gjennomsnittlig årlig tykkelsestilvekst for ulike aldersgrupper av tareplanter samlet inn i mai 2017 på stasjoner i prøvehøstefelt, PF3 (røde søyler) og ikke høstede felt (grønne søyler) i bølgeeksponerte sektor (venstre panel) og bølgebeskyttet sektor (høyre panel).

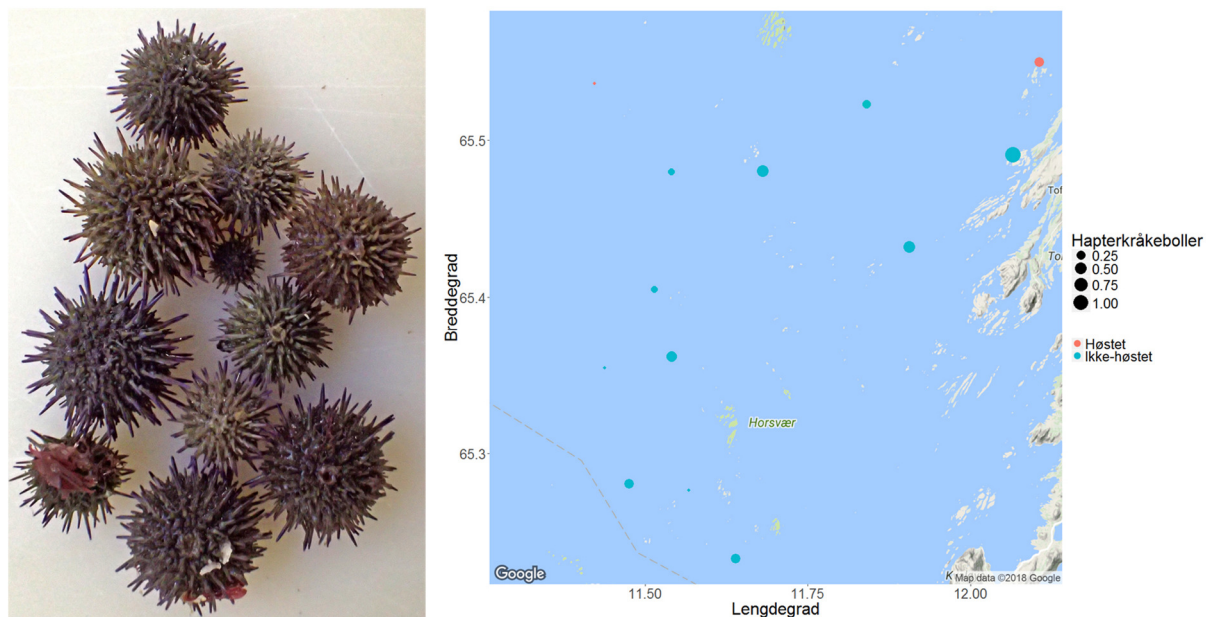
Epifytter (begroingsorganismer) på innsamlede stortarestilker ble bestemt til art/slekt og rangert etter forekomst. Epifyttsamfunnet ble dominert av tråd- og bladformede rødalger som dokke (*Polysiphonia*), draugfjær (*Ptilota*), søl (*Palmaria*), fagerving (*Delesseria*), eikeving (*Phycodrys*) og smalving (*Membranoptera*), som totalt sett utgjorde mer enn 80 % av stilkbegroingen (Fig. 14).

Selv om den totale epifyttmengden per tarestilk var klart lavere i de tidligere høstede områdene, ble epifloraen dominert av mange av de samme gruppene som i de ikke høstede områdene. De relative forekomstene til enkelte av epifyttene så ut til å variere med bølgeeksponering (Fig. 15). Blant annet så var relativ forekomst av søl (*Palmaria*) høyest i bølgebeskyttet sektor, mens relativ forekomst av draugfjær (*Ptilota*) var høyest i bølgeeksponert sektor.



Figur 15. Gjennomsnittlig relativ forekomst av slekter/grupper av epifytter på stortarestilker samlet inn i Nordland i mai 2017 for ulike bølgeeksponeringskategorier, på tidligere høstede og ikke høstede stasjoner. Fagerving (*Delesseria*), draugfjær (*Ptilota*), søl (*Palmaria*), dokke (*Polysiphonia*), smalving (*Membranoptera*), eikeving (*Phycodrys*) og andre arter. Gjennomsnittlig totalvekt av epifytter per tarestilk (i gram), gjennomsnittlig stikklengde av tareplanter (i meter) og gjennomsnittlig alder av tareplanter (i år) er angitt nederst til høyre i hvert diagram.

Juvenile grønne kråkeboller (*S. droebachiensis*) ble registrert i tareplantenes festeorgan (hapter) på 10 av 13 undersøkte stasjoner i 2017 (Fig. 16). Det ble i gjennomsnitt registrert 0,15 kråkeboller per tarehapter på stasjonene i prøvehøstefeltet, mens gjennomsnittet var 0,32 kråkeboller per tarehapter på ikke høstede stasjoner. Til tross for at størrelsen på tarehapterene øker med bølgeeksponering, avtok forekomstene av hapterkråkeboller med økende grad av bølgeeksponering ($r = -0,71$, $p = 0,007$).



Figur 16. Bildet til venstre viser eksempel på små juvenile individer av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) plukket fra festeorganet (hapter) hos tareplanter. Kartet til høyre viser lokalisering av innsamlingsstasjonene der størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer antall kråkeboller per hapter. Røde symboler angir stasjoner som tidligere har vært tarehøstet i felt PF3, mens blå symboler angir stasjoner som ikke tidligere er tarehøstet.

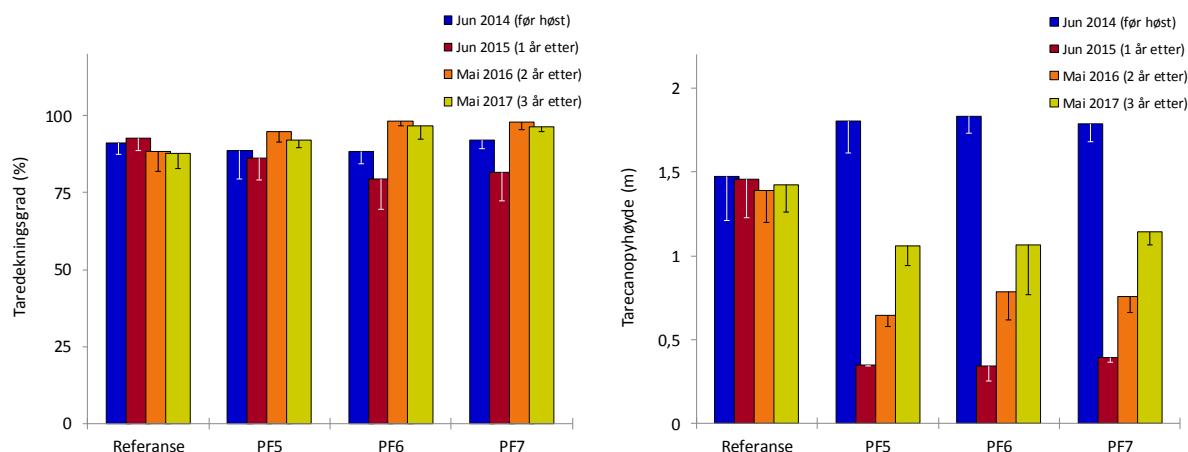
3.2 Effekter av prøvehøstingen i 2014

I 2014 ble det høstet 5.929 tonn stortare i tre felt (PF5-7) i Nordland. Videoobservasjoner i samtlige prøvehøstefelt ble gjennomført i mai 2017, på de samme stasjonene som har vært undersøkt årlig siden 2014. Reetablering etter prøvehøstingen i 2014 har vært svært god med mer enn 90 % dekning av stortare på trålflatene tre år etter høsting. Den reetablerende tarevegetasjonen på trålflatene hadde i 2017 en gjennomsnittlig canopyhøyde på 1,1 m som er en økning på 0,35 m i forhold til 2016 observasjonene, men fortsatt 0,7 m mindre enn canopyhøyden før prøvehøsting. Forekomstene av rød kråkebolle var på et lavt nivå i de fleste områder, og ser ikke ut til å ha gitt synlige beiteskader på tarevegetasjonen. Grønne kråkeboller er ikke registrert i perioden 2014-2017. Undersøkelser i sektorer som ligger øst og sør for prøvehøstefeltene viser at stortareforekomstene fortsatt er begrenset i disse områdene, med små endringer siden 2014.

Totalt 5.929 tonn stortare ble høstet i tre prøvehøstefelt (PF5, PF6 og PF7) i Nordland i 2014 (Tab. 2). Det ble i mai 2017 gjennomført videoundersøkelser på stasjoner i prøvehøstefeltene PF5-7 og stasjoner i referansefelt nord i Horsvær naturreservat og sør i verdensarvområdet ved Vega (Fig. 1). Alle disse videostasjonene har vært undersøkt årlig siden 2014. I mai 2017 ble det observert trålspor på alle videotransektene som ble undersøkt inne i prøvehøstefeltene, med en gjennomsnittlig høstepåvirkningsgrad av bunnarealet på ca 50 % (Tab. 2). Reetablering i de tidligere tarehøstede områdene har vært svært god med en gjennomsnittlig dekningsgrad av tare (dvs % taredekket bunnflate) på 97 (± 2) % (Fig 17, 18). Reetablering etter prøvehøstingen i 2014 har vært svært god og dekningsgraden av stortare (dvs % taredekket bunnflate) på trålflatene var i gjennomsnitt 95 (± 3) % (Fig. 17). Den gjennomsnittlige canopyhøyden på trålflatene hadde økt fra 0,74 ($\pm 0,08$) m i 2016 til 1,1 ($\pm 0,1$) m i 2017, men var fortsatt redusert i forhold til canopyhøyden observert før høsting og på referansestasjonene (Fig. 17, Tab. 3).

		Høstepåvirket
	Høstekvantum	areal
Høstefelt	(tonn)	(% av bunnflate)
PF5	1223	52
PF6	2208	61
PF7	2498	38

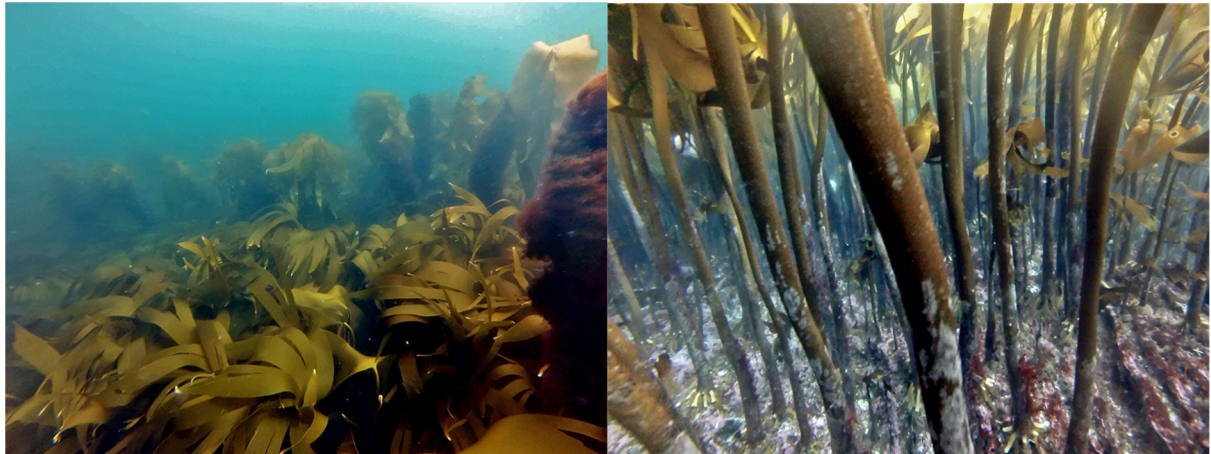
Tabell 2. Høstekvantum av tare (data fra FMC Biopolymer AS) og observert høstepåvirket areal (% av bunnflate) langs videotransekt på felt (PF5-7) som ble prøvehøstet i Nordland i 2014.



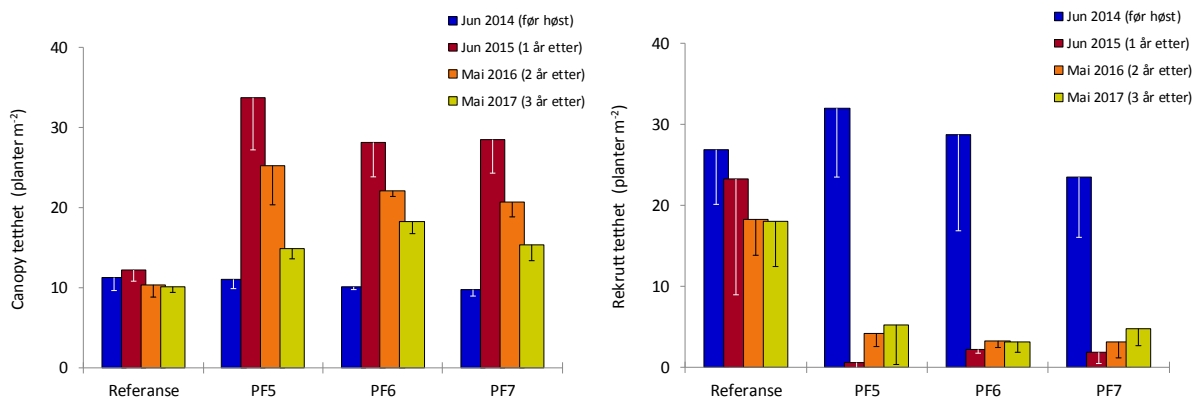
Figur 17. Gjennomsnittlig dekningsgrad (% taredekket bunnflate) av tare (venstre panel) og gjennomsnittlig canopy høyde av tarevegetasjon (høyre panel) observert langs videotransekt i prøvehøstefelt (PF5-7) og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (blå søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler) og tre år etter (gule søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Tettheten av stortareplanter i canopsjiktet på trållflatene har avtatt de seneste årene, men er fortsatt signifikant høyere enn plantetettheten observert før høstingen i 2014 og plantetetthet på referansestasjonene (Fig. 19, Tab. 3). Gjennomsnittlig tetthet av tarerekrutter i undervegetasjonen i de tidligere trålte områdene ble i mai 2017 estimert til 4 ± 1 rekrutter per kvadratmeter, noe som er betydeligere lavere enn den gjennomsnittlige rekrutt-tettheten på 28 ± 5 rekrutter per kvadratmeter som ble observert før høsting i 2014 (Fig. 19, Tab. 3).

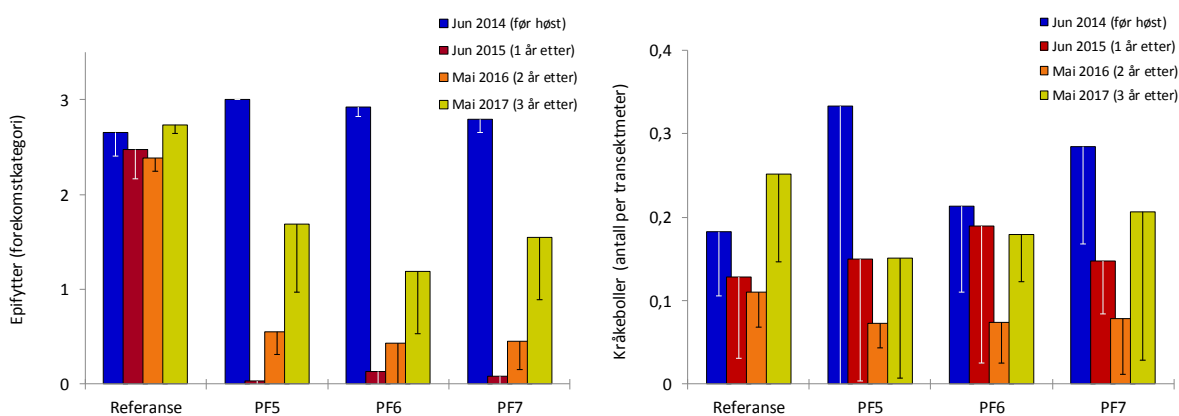
Epifyttene (begroingen) på tarestilkene på trållflatene var tre år etter høsting fortsatt redusert og mindre utviklet enn epifytter observert på tarestilker i referanseområdene (Fig. 20, Tab. 3). Epifloraen på trållflatene var i 2017 fortsatt hovedsakelig begrenset til skorpeformede, mens tredimensjonal epifyttstruktur i liten grad var utviklet (Fig. 18, 20).



Figur 18. Eksempler på gjenvekst i trålspor tre år etter prøvehøstingen av felt PF7 i Nordland.



Figur 19. Tetthet av stortarecanopy (venstre panel) og stortarerekrutter i undervegetasjonen (høyre panel) langs videotranssekt i prøvehøstefelt (PF5-7) og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (blå søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler) og tre år etter (gule søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.



Figur 20. Epifyttforekomst (kategorisert på en skala fra 0 (ingen epifytter) til 3 (tre-dimensjonal epifyttstruktur)) på stilk av stortare (venstre panel) og gjennomsnittlig registreringsfrekvens av kråkeboller (høyre panel) langs videotranssekt i prøvehøstefelt (PF5-7) og referansefelt i Nordland. Før (blå søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler) og tre år etter (gule søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Tabell 3. Lineære sammensatte modeller («linear mixed-effect models») med feltype (høstefelt vs referansefelt) krysset med periode (før høsting vs etter høsting) som uavhengige variabler. Modellen ble kjørt for et sett av responsvariabler (i kursiv): Taredekningsgrad, tarecanopy høyde, tarecanopy tetthet, tarerekrutt tetthet, epifytter og forekomst av rød kråkebolle. Signifikante sannsynlighetsverdier ($p < 0,05$) for interaksjonsleddene (hvis signifikans indikerer effekt av taretråling) er understreket.

Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi	Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi
<i>Taredekningsgrad (%)</i>	(Skjæringspunkt)	91,00	31,6	<0,001	<i>Canopy høyde (m)</i>	(Skjæringspunkt)	1,483	19,05	<0,001
	Periode (2014 vs 2015)	1,667	0,557	0,580		Periode (2014 vs 2015)	-0,050	-0,738	0,464
	Periode (2014 vs 2016)	-2,500	-0,836	0,408		Periode (2014 vs 2016)	-0,100	-1,476	0,147
	Periode (2014 vs 2017)	-3,167	-1,059	0,295		Periode (2014 vs 2017)	-0,067	-0,984	0,330
	Feltype (referanse vs høstefelt)	-1,091	-2,527	0,704		Feltype (referanse vs høstefelt)	0,335	3,460	0,002
	Interaksjon (2015 x høstefelt)	-9,394	-2,527	<u>0,015</u>		Interaksjon (2015 x høstefelt)	-1,395	-16,57	<u><0,001</u>
	Interaksjon (2016 x høstefelt)	9,864	2,654	<u>0,011</u>		Interaksjon (2016 x høstefelt)	-0,982	-11,65	<u><0,001</u>
	Interaksjon (2017 x høstefelt)	8,712	2,344	<u>0,024</u>		Interaksjon (2017 x høstefelt)	-0,652	-7,737	<u><0,001</u>
<i>Canopy tetthet (per m⁻²)</i>	(Skjæringspunkt)	11,50	9,834	<0,001	<i>Rekrutt tetthet (per m⁻²)</i>	(Skjæringspunkt)	26,83	8,736	<0,001
	Periode (2014 vs 2015)	0,667	0,468	0,642		Periode (2014 vs 2015)	-3,500	-0,819	0,417
	Periode (2014 vs 2016)	-1,167	-0,819	0,417		Periode (2014 vs 2016)	-8,500	-1,988	0,052
	Periode (2014 vs 2017)	-1,500	-1,053	0,298		Periode (2014 vs 2017)	-8,833	-2,066	0,044
	Feltype (referanse vs høstefelt)	-1,250	-0,837	0,414		Feltype (referanse vs høstefelt)	0,985	0,258	0,797
	Interaksjon (2015 x høstefelt)	18,88	10,66	<u><0,001</u>		Interaksjon (2015 x høstefelt)	-22,63	-5,219	<u><0,001</u>
	Interaksjon (2016 x høstefelt)	13,62	7,694	<u><0,001</u>		Interaksjon (2016 x høstefelt)	-15,68	-2,951	<u>0,005</u>
	Interaksjon (2017 x høstefelt)	7,773	4,391	<u><0,001</u>		Interaksjon (2017 x høstefelt)	-14,62	-2,751	<u>0,009</u>
<i>Epifytter (0-3)</i>	(Skjæringspunkt)	2,657	19,09	<0,001	<i>Kråkebolleforekomst (per m⁻¹)</i>	(Skjæringspunkt)	0,202	4,187	<0,001
	Periode (2014 vs 2015)	-0,183	-1,008	0,319		Periode (2014 vs 2015)	-0,042	-0,744	0,460
	Periode (2014 vs 2016)	-0,273	-1,503	0,140		Periode (2014 vs 2016)	-0,088	-1,578	0,122
	Periode (2014 vs 2017)	0,080	0,440	0,662		Periode (2014 vs 2017)	0,053	0,953	0,346
	Feltype (referanse vs høstefelt)	0,242	1,396	0,168		Feltype (referanse vs høstefelt)	0,075	1,247	0,217
	Interaksjon (2015 x høstefelt)	-2,626	-11,62	<u><0,001</u>		Interaksjon (2015 x høstefelt)	-0,076	-1,087	0,283
	Interaksjon (2016 x høstefelt)	-2,149	-9,509	<u><0,001</u>		Interaksjon (2016 x høstefelt)	-0,113	-1,631	0,110
	Interaksjon (2017 x høstefelt)	-1,523	-6,737	<u><0,001</u>		Interaksjon (2017 x høstefelt)	-1,171	-2,452	<u>0,018</u>

I tillegg til videundersøkelsene i prøvehøstefelt og referansefelt, ble det i mai 2017 også gjennomført videundersøkelser i utvalgte østlige og sørlige sektorer som ikke har vært tarehøstet tidligere (sorte polygon i Fig. 1). Disse områdene har tidligere hatt begrensede forekomster av stortare med kortvokste planter, og ressursgrunnet for tarehøsting har ikke vært tilstede her tidligere (Steen *et al.* 2015a). Det ble i 2017 gjennomført videoobservasjoner på totalt 18 stasjoner i disse områdene (mørkeblå punkter i Fig. 21) for å undersøke eventuelle endringer i makrovegetasjon og kråkebolleforekomster siden stasjonene sist ble undersøkt i 2014.

Dekningsgraden av stortare (% stortaredekket bunnflate) varierte fra 0 til ca 90 % på stasjonene i de østlige-sørlige sektorer (mørkeblå punkter i Fig. 21) i 2017, med en gjennomsnittlig dekningsgrad på 45 ± 14 %. I 2014 var den gjennomsnittlige dekningsgraden av stortare på de samme stasjonene 42 ± 13 %, og det var ingen signifikant endring i dekningsgraden fra 2014 til 2017 (t-test, $p = 0,605$). Til sammenligning så hadde stasjonene lenger vest (røde og lyseblå punkter i Fig 21) en gjennomsnittlig dekningsgrad av stortare på ca 90 % både i 2014 og 2017. Stasjonene i østlig-sørlig sektorer hadde imidlertid større forekomster av andre tarearter, som butare, draughtare og sukkertare, som stedvis dominerte makrovegetasjonen (Fig. 22).

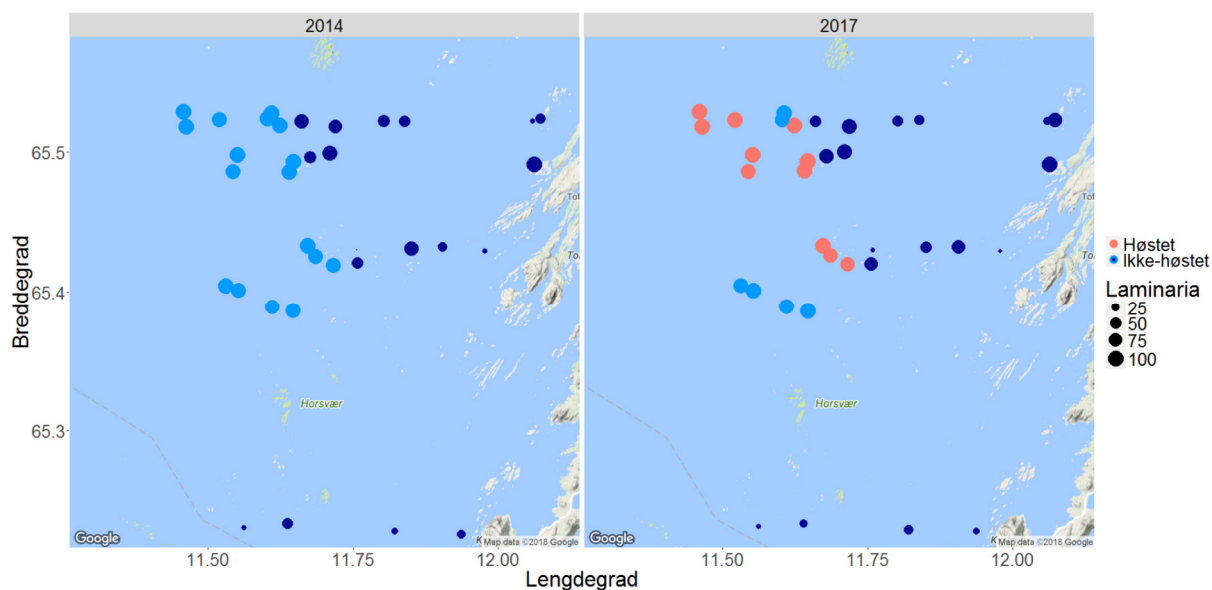


Fig. 21. Dekningsgrad av stortare (*Laminaria hyperborea*) på videostasjoner undersøkt i 2014 (venstre panel) og 2017 (høyre panel). Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad på y-aksen, og lengdegrad på x-aksen. Røde symboler angir stasjoner som ble tarehøstet (etter undersøkelsene i 2014), mens blå symboler angir stasjoner som ikke er høstet. Mørkeblå symboler angir stasjoner i østlige-sørlige sektorer som tidligere har vært stengt for tarehøsting. Størrelsen på symbolene reflekterer gjennomsnittlig dekningsgrad av stortare per stasjon.

Tarevegatsjonens canopyhøyde på stasjoner i østlige-sørlige sektorer varierte i 2017 fra 0,3 m til 1,1 m, med et gjennomsnittlig på $0,7 \pm 0,1$ m og hadde ikke endret seg signifikant siden forrige observasjon i 2014 (t-test, $p = 0,106$). Til sammenligning så hadde stortarevegetasjonen på stasjonene lenger vest (røde og lyseblå punkter i Fig 23) en gjennomsnittlig canopy høyde på $1,4 \pm 0,1$ m i 2017.



Figur 22. Arter som butare (venstre bilde), draughtare (midtre bilde) og sukkertare (høyre bilde) dominerte stedvis vegetasjonen på stasjoner undersøkt øst for prøvehøstefeltene i mai 2017.

I mai 2017 var den gjennomsnittlig registreringsfrekvens av røde kråkeboller på videostasjonene i østlig-sørlig sektor $0,09 (\pm 0,04)$ individer per transektmeter, mot en gjennomsnittlig registreringsfrekvens på $0,16 (\pm 0,07)$ i 2014 (Fig 24). Tilsvarende gjennomsnittlige registreringsfrekvens for røde kråkeboller på stasjonene lenger vest (røde og lyseblå punkter i Fig 24) var henholdsvis $0,19 (\pm 0,06)$ i 2017 og $0,26 (\pm 0,07)$ i 2014. Det ble ikke registrert noen signifikant endring av kråkebolleforekomstene i perioden mellom 2014 og 2017 (t-test, $p = 0,090$). Det ble ikke observert innslag av grønn kråkebolle på videostasjonene, verken i 2014, eller i 2017.

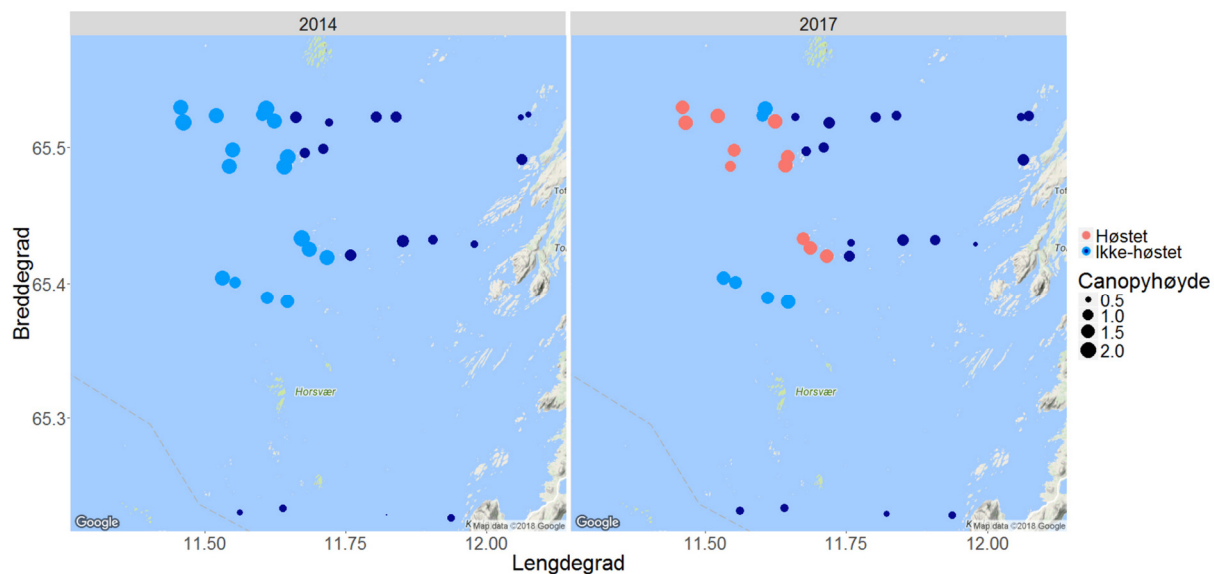


Fig. 23. Canopyhøyde på videostasjoner undersøkt i 2014 (venstre panel) og 2017 (høyre panel). Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad på y-aksen, og lengdegrad på x-aksen. Røde symboler angir stasjoner som ble tarehøstet (etter undersøkelsene i 2014), mens blå symboler angir stasjoner som ikke er høstet. Mørkeblå symboler angir stasjoner i østlige-sørlige sektorer som tidligere har vært stengt for tarehøsting. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer gjennomsnittshøyden av tarecanopy.

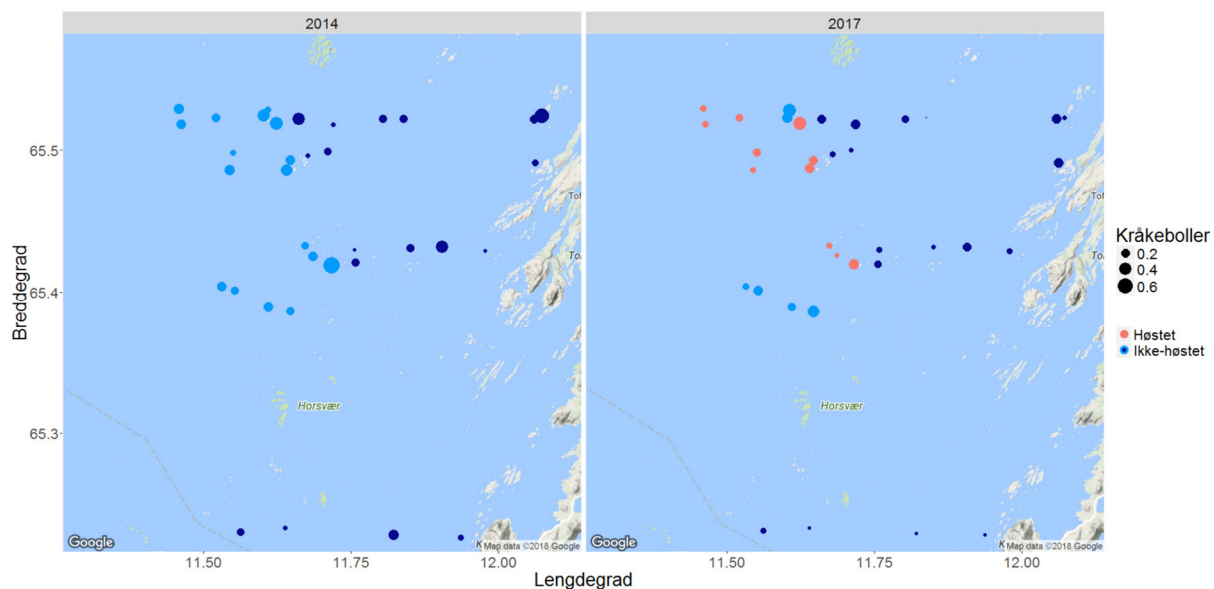


Fig. 24. Kråkebolleforekomster på videostasjoner undersøkt i 2014 (venstre panel) og 2017 (høyre panel). Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad på y-aksen, og lengdegrad på x-aksen. Røde symboler angir stasjoner som ble tarehøstet (etter undersøkelsene i 2014), mens blå symboler angir stasjoner som ikke er høstet. Mørkeblå symboler angir stasjoner i østlige-sørlige sektorer som tidligere har vært stengt for tarehøsting. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer forekomsten av rød kråkebolle (per transektmeter).

3.3 Effekter av prøvehøstingen i 2015

Sommeren 2015 ble det høstet 9.963 tonn stortare i Nordland fordelt på seks prøvehøstefelt (PF1-2, PF8, PF11-13). Samtlige prøvehøstefelt ble undersøkt vha video før høsting i juni 2015 og videotransektene på tre av prøvehøstefeltene (PF1-2 og PF11) ble fulgt opp med nye videoundersøkelser i 2016 og 2017. Reetablering etter prøvehøstingen i 2015 har vært svært god og deknningen av stortare var ca 95 % to år etter høsting. Gjennomsnittshøyden av den reetablerende tarevegetasjonen på trålflatene hadde økt fra året før og ble i 2017 målt til 0,6 m, noe som er ca 1/3 av canopyhøyden målt før høsting i 2015. Det ble ikke observert innslag av grønne kråkeboller, mens forekomstene av rød kråkebolle var moderate. Beiting fra kråkeboller ser ut til å ha hatt liten effekt på reetableringen av tare de første årene etter tarehøstingen.

Sommeren 2015 ble det høstet 9.963 tonn stortare i Nordland fordelt på seks prøvehøstefelt (PF1-2, PF8, PF11-13). Tre av høstefeltene (PF1-2, PF11), der det til sammen ble høstet 7.597 tonn stortare i 2015 (Tab. 4), ble fulgt opp med nye undersøkelser i 2016 og 2017, langs de samme videotransektene som ble undersøkt før prøvehøstingen i 2015 (Fig. 1). Tilsvarende undersøkelser ble også gjennomført i nærliggende referanseområder.

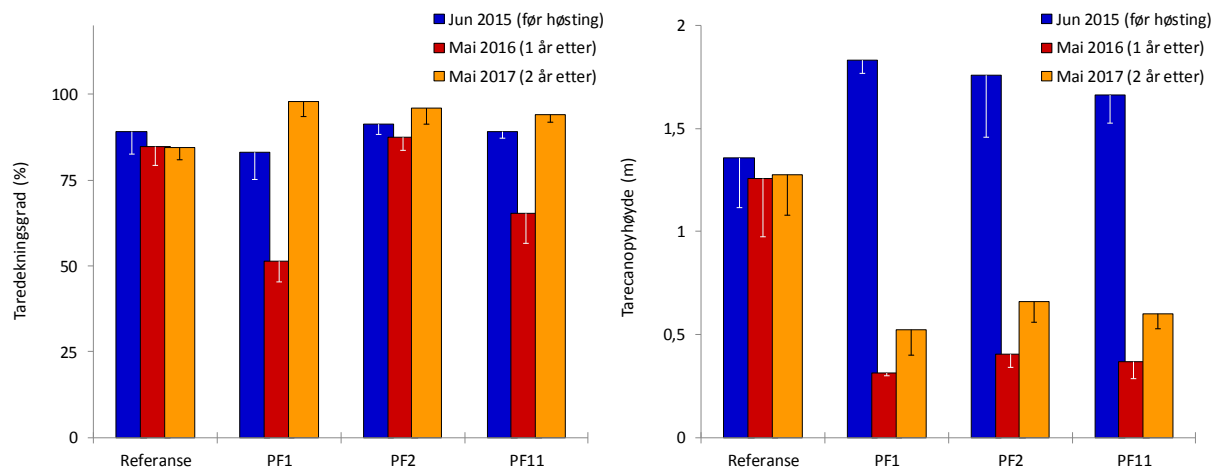
Høstefelt	Høstekvantum (tonn)	Høstepåvirket areal (% av bunnflate)
PF1	762	62
PF2	4549	27
PF11	2286	41

Tabell 4. Høstekvantum av tare (data fra FMC Biopolymer AS) og observert høstepåvirket areal (% av bunnflate) langs videotransekt på felt (PF1-2, PF11) som ble prøvehøstet i Nordland i 2015.



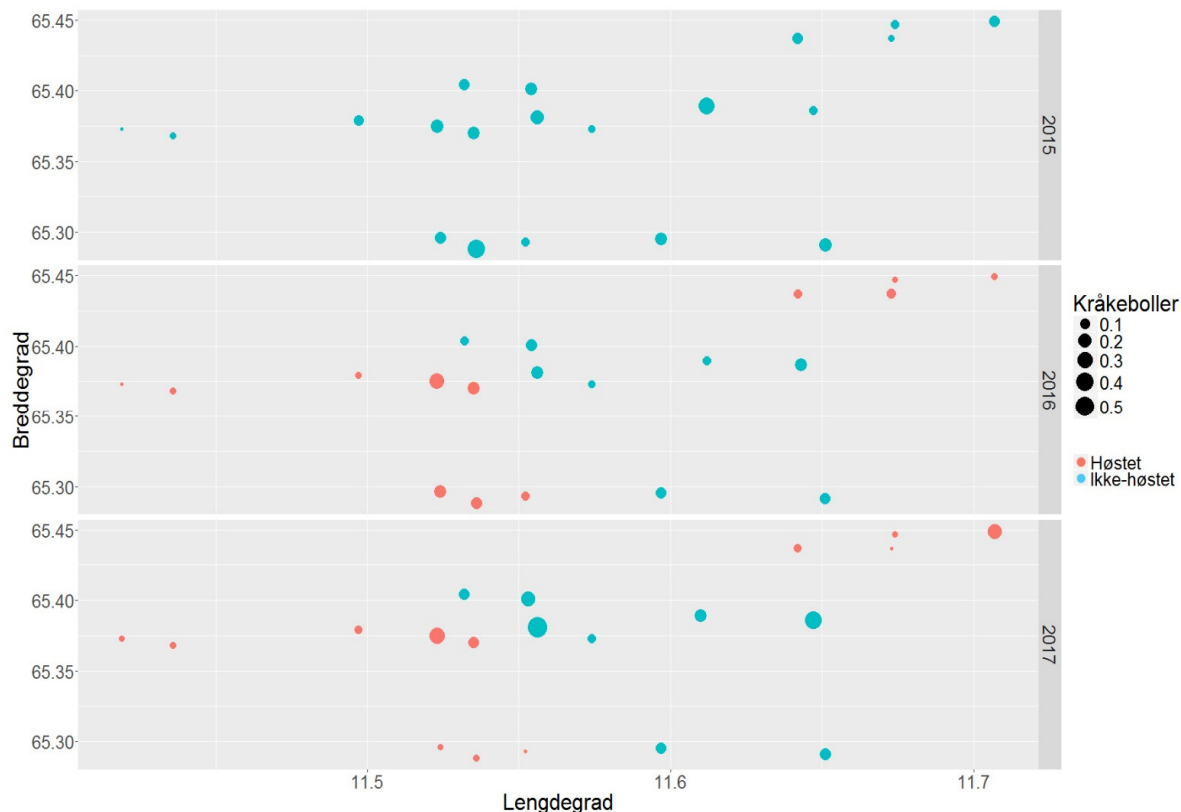
Figur 25. Eksempler på gjenvækst i trålspor på PF11 i Nordland i mai 2017, to år etter prøvehøsting.

Det ble observert spor etter tarehøsting på samtlige videostasjoner som ble undersøkt i de tre prøvehøstefeltene (PF1-2, PF11) i mai 2017. Tarevegetasjonen på høsteflatene hadde to år etter prøvehøsting en gjennomsnittlig dekningsgrad på ca 95 % og en gjennomsnittlig høyde på ca 0,6 m (Fig. 25, 26), som er omtrent på nivå med tilsvarende observert i tidligere prøvehøstede felt i Nordland (Fig. 5, 16). Den gjennomsnittlige høyden av den reetablerende tarevegetasjonen er to år etter høsting ca 1/3 av vegetasjonshøyden observert før prøvehøsting. Tettheten av tareplanter på høsteflatene to år etter prøvehøsting (ca 20 planter per kvadratmeter) var imidlertid høyere enn tilsvarende observert før prøvehøstingen i 2015 (ca 10 planter per kvadratmeter).



Figur 26. Gjennomsnittlig dekningsgrad (% taredekket bunnflate) av tare (venstre panel) og gjennomsnittlig canopy høyde av tarevegetasjon (høyre panel) observert langs videotranssekt i prøvehøstefelt (PF1-2, PF11) og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (blå søyler), et år etter (røde søyler) og to år etter (oransje søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Forekomstene av kråkeboller i 2017 var lav på de fleste stasjoner i prøvehøstefeltene (PF1-2, PF11) med en gjennomsnittlig registreringsfrekvens 0,05 (\pm 0,04) individer av rød kråkebolle per transektmeter (Fig. 27). Før høsting i 2015 var registreringsfrekvensen av røde kråkeboller på de samme stasjonene 0,11 (\pm 0,10) individer per transektmeter. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i forekomster av rød kråkebolle fra før til etter høsting (t-test, $p = 0,19$). Det er heller ikke registrert innslag av grønn kråkebolle i perioden 2015-2017



Figur 27. Kråkebolleforekomster på videostasjoner på prøvehøstefelt (PF1-2 og PF11) og referansefelt i Nordland. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad på y-aksen, og lengdegrad på x-aksen. Røde symboler angir stasjoner som ble tarehøstet etter undersøkelsene i 2015, mens blå symboler angir stasjoner som ikke er høstet. De tre panelene representerer observasjonene i et enkelt år, med 2015 (før høsting) øverst. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer forekomsten av rød kråkebolle (individer observert per transektmeter).

3.4 Effekter av prøvehøstingen i 2016

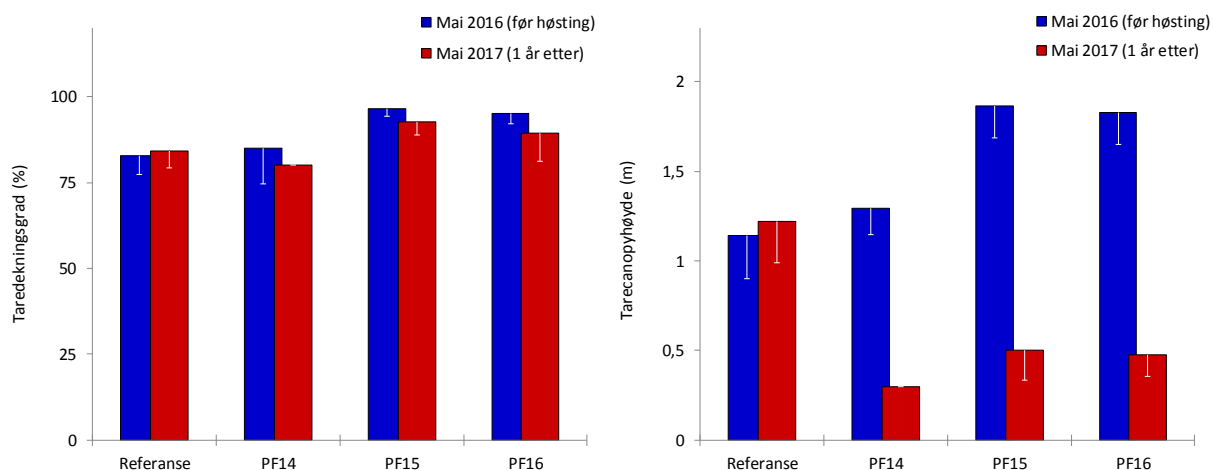
Sommeren 2016 ble det høstet 9.998 tonn stortare i Nordland fordelt på fire prøvehøstefelt (PF9, PF14-16). Samtlige prøvehøstefelt ble undersøkt vha video før høsting og videotransektene på tre av prøvehøstefeltene (PF14-16) ble fulgt opp med nye videoundersøkelser i mai 2017. Reetableringen av tare på høsteflatene har vært meget god, med en gjennomsnittlig dekningsgrad av tare på 87 %. Høyden av den reetablerende tarevegetasjonen var i gjennomsnitt 0,43 m i 2017, noe som er ca 25 % av canopyhøyden målt før høsting i 2016. Forekomstene av rød kråkebolle var moderate og ser ut til å ha hatt liten effekt på reetableringen av tare på trålflatene i løpet av det første året etter prøvehøsting. Grønne kråkeboller ble ikke observert på videostasjoner, verken i 2016 eller 2017.

Sommeren 2016 ble det høstet 9.998 tonn stortare i Nordland fordelt på fire prøvehøstefelt (PF9, PF14-16). Tre av høstefeltene (PF14-16), der det til sammen ble høstet 9.642 tonn stortare i 2016 (Tab. 5), ble fulgt opp med nye undersøkelser i mai 2017, langs de samme videotransektene som ble undersøkt i 2015 og 2016. Observasjonene fra prøvehøstefeltene ble også sammenlignet med tilsvarende undersøkelser gjennomført i nærliggende referanseområder..

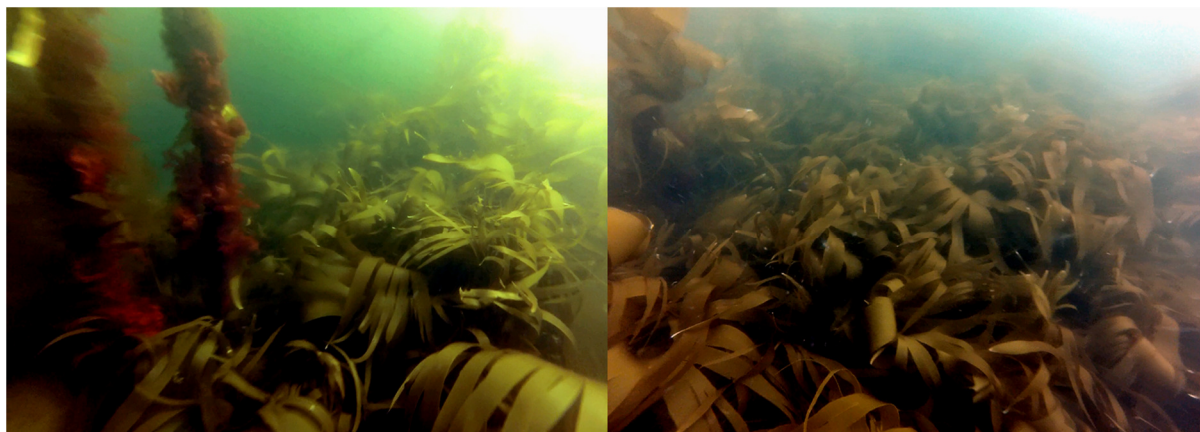
	Høstekvantum	Høstepåvirket areal
Høstefelt	(tonn)	(% av bunnflate)
PF14	1233	2
PF15	589	44
PF16	7820	50

Tabell 5. Høstekvantum av tare (data fra FMC Biopolymer AS) og observert høstepåvirket areal (% av bunnflate) langs videotranssekt på felt (PF14-16) som ble prøvehøstet i Nordland i 2016.

Det ble registrert spor etter høsting langs 10 av 12 videotransektene som ble undersøkt på prøvehøstefeltene i 2017, med størst andel høstepåvirket areal observert i de to nordligste feltene, PF15 og PF16 (Tab. 5). Gjennomsnittlig dekningsgrad av tare observert på høsteflatene varierte fra 80 % på PF14 til ca 90 % på PF15 og PF16 (Fig. 28). Den gjennomsnittlige høyden av den reetablerende tarevegetasjonen ble i 2017 målt til 0,43 (\pm 0,12) m som tilsvarer ca 25 % av vegetasjonshøyden observert før prøvehøsting i 2016 (Fig. 28, 29).

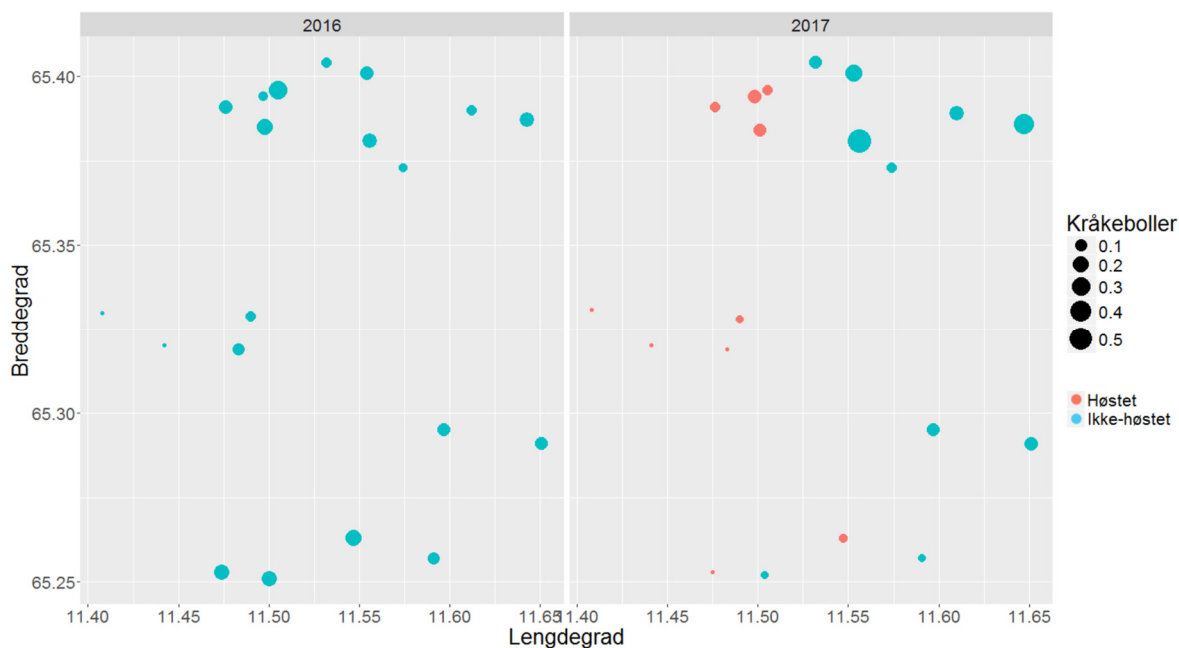


Figur 28. Gjennomsnittlig dekningsgrad (% taredekket bunnflate) av tare (venstre panel) og gjennomsnittlig canopy høyde av tarevegetasjon (høyre panel) observert langs videotranssekt i prøvehøstefelt (PF14-16) og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (blå søyler) og et år etter (røde søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.



Figur 29. Eksempler på gjenvekst i trålspor året etter prøvehøsting av PF15 (venstre bilde) og PF16 (høyre bilde) i Nordland i mai 2017. Eldre tareplanter skimtes til venstre på bildene.

Det ble ikke registrert innslag av grønne kråkeboller på videostasjonene, verken i 2016 eller 2017. Det ble observert små forekomster av rød kråkeballe på stasjoner i prøvehøstefeltene (PF14-16) i 2017, med en gjennomsnittlig registreringsfrekvens $0,04 (\pm 0,04)$ individer per transektmeter (Fig. 30). Før høsting i 2016 var forekomstene av rød kråkeballe på de samme stasjonene signifikant høyere (t-test, $p = 0,007$), med en gjennomsnittlig registreringsfrekvens på $0,12 (\pm 0,09)$ individer per transektmeter.



Figur 30. Kråkebolleforekomster på videostasjoner på prøvehøstefelt (PF14-16) og referansefelt i Nordland. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad på y-aksen, og lengdegrad på x-aksen. Røde symboler angir stasjoner som ble tarehøstet etter undersøkelsene i 2016, mens blå symboler angir stasjoner som ikke er høstet. Observasjoner i 2016 (venstre panel) og i 2017 (høyre panel). Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer forekomsten av rød kråkeballe (individer observert per transektmeter).

3.5 Undersøkelser før prøvehøsting i 2017

3.5.1 Videundersøkelser

Det ble til sammen høstet 12.837 tonn stortare fordelt på 4 felt (PF18-21) i Nordland i 2017. Før høsting ble det gjennomført videundersøkelser og tareinnsamlinger på utvalgte stasjoner i samtlige høstefelt. Stortare dominerte bunnvegetasjonen på alle de undersøkte stasjonene, med en gjennomsnittlig dekningsgrad på 89 % og en vegetasjonshøyde på 1,7 m. Forekomstene av røde kråkeboller var lave på de fleste stasjoner, med en gjennomsnittlig registreringsfrekvens på 0,12 individer per transektmeter. Grønne kråkeboller ble ikke registrert.

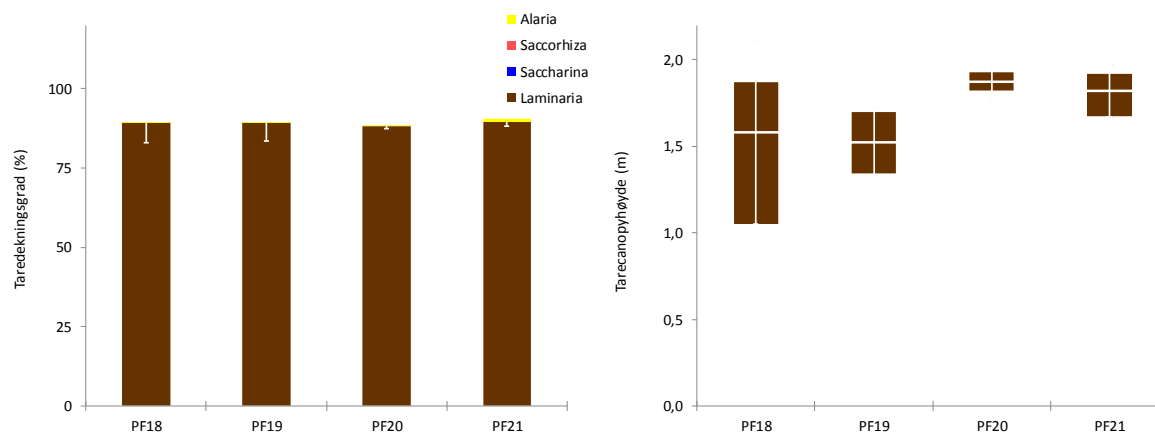
Det ble til sammen høstet 12.837 tonn stortare fordelt på 4 felt (PF18-21) i Nordland i 2017 (Tab. 6). Før prøvehøstingen, i mai 2017 ble det gjennomført forundersøkelser langs 12 videostasjoner fordelt på de 4 prøvehøstefeltene. Bunnen på videostasjonene var dominert av fjell og midlere signifikant bølgehøyde varierte fra 0,49 m til 1,15 m.

Høstefelt	Høstekvantum (tonn)
PF18	3410
PF19	7757
PF20	383
PF21	1287

Tabell 6. Kvantum av tare (data fra FMC Biopolymer AS) høstet på felt (PF18-21) i 2017.

Stortare dominerte bunnvegetasjonen på samtlige videostasjoner på prøvehøstefeltene (PF18-21), med spredte innslag av butare (*Alaria esculenta*) i enkelte partier (Fig. 31). Gjennomsnittlig canopyhøyde av stortarevegetasjonen på de undersøkte videostasjonene varierte fra 1,0 m til 1,9 m med et gjennomsnitt på 1,7 m (Fig. 31). Gjennomsnittlig tetthet av canopyplanter

varierte fra 8 til 11 planter per kvadratmeter og epifloraen ble dominert av tråd- og bladformede rødalger (Fig. 32).

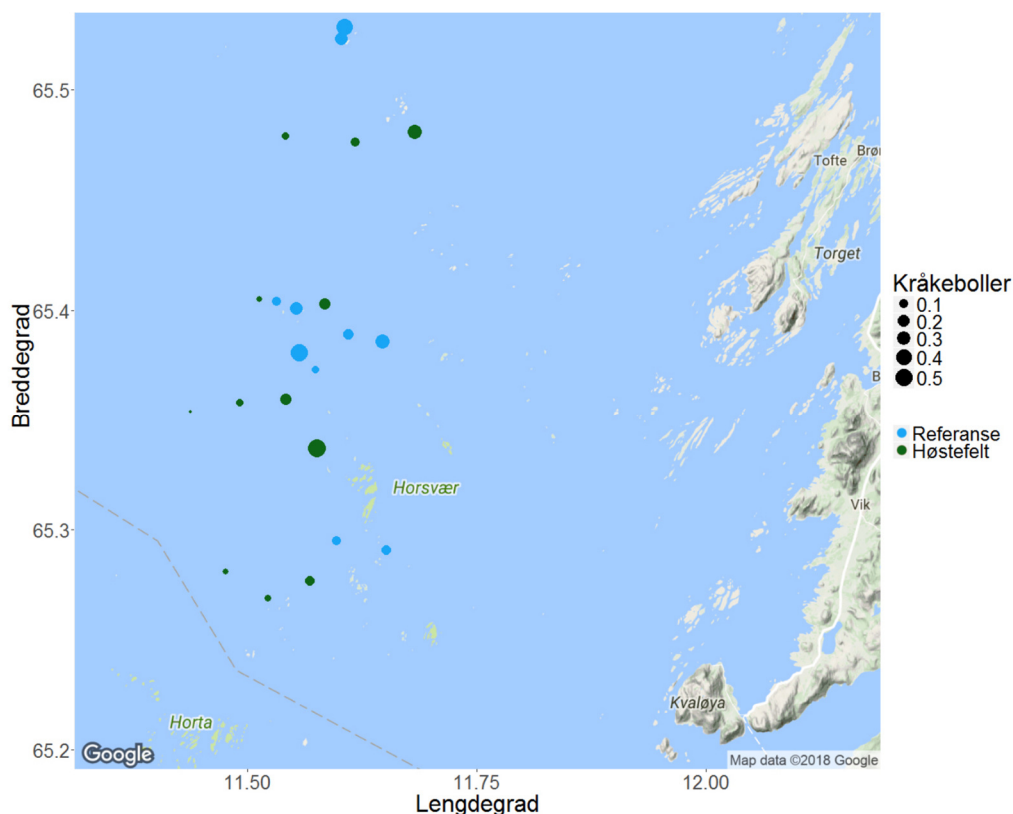


Figur 31. Gjennomsnittlig dekningsgrad (% taredekket bunnflate) (venstre panel) og canopy høyde av tarevegetasjon (høyre panel) observert på videostasjoner i prøvehøstefelt (PF18-21) i Nordland i mai 2017. *Alaria* (butare - gule søylepartier), *Saccorhiza* (draugtare - lyserøde søylepartier), *Saccharina* (sukkertare – blå søylepartier) og *Laminaria* (stortare – brune søylepartier). 95 % konfidensintervall er tegnet inn.



Figur 32. Epifyttsamfunn på stortare (*Laminaria hyperborea*) dominert av blad- og trådformede rødalger i prøvehøstefelt PF21 i Nordland i 2017.

Det ble ikke registrert grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) på videostasjoner undersøkt før prøvehøsting i Nordland i 2017. På prøvehøstefeltene (PF18-21) ble det tilsammen registrert 203 individer av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) langs en total transektdistanse på 1,7 km, noe som gir en gjennomsnittlig registreringsfrekvens på 0,12 ($\pm 0,05$) individer per meter videotransekt. Registreringsfrekvensen av kråkeboller på stasjoner i prøvehøstefeltene varierte fra 0 til 0,56 individer per transektmeter (Fig. 33).



Figur 33. Kråkebolleforekomster på videostasjoner på prøvehøstefelt (PF18-21) og referansefelt i Nordland i 2017. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad på y-aksen, og lengdegrad på x-aksen. Grønne symboler angir stasjoner i prøvehøstefelt, mens blå symboler angir stasjoner i referanseområder. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer forekomsten av røde kråkeboller (individer observert per transektmeter).

3.5.2 Fisk og skaldyrundersøkelser

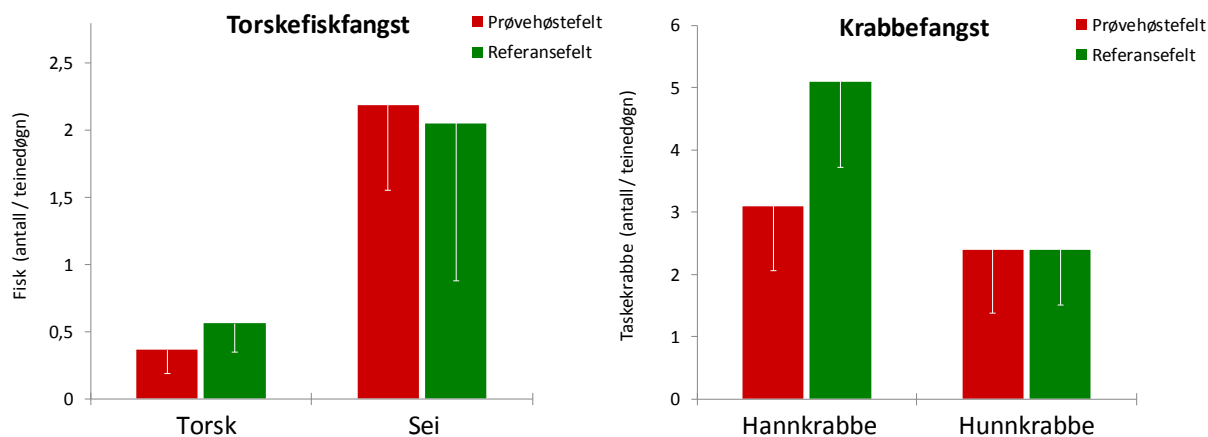
Før prøvehøstingen i Nordland i 2017 ble det gjennomført innledende fisk og skaldyrundersøkelser i et prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Horsvær naturreservat vha leppefisketeiner og krabbeteiner. Fangstene i leppefisketeinene ble dominert av juvenile sei og torsk. Det var ingen signifikante forskjeller i fangstene mellom prøvehøstefeltet og referansefeltet før tråling, verken for fisk eller krabbe. Det betyr at disse feltene egnert seg godt til å teste effekter av prøvehøstingen på fisk og skaldyr fra 2018.

Fisk og skaldyrundersøkelser ble gjennomført i prøvehøstefelt (PF19) og et referanseområde i Horsvær naturreservat i august 2017 (Fig. 1). Totalt så ble det fanget 319 fisk i Nordland i august 2017, fordelt på 5 arter. Fangstene i leppefisketeinene ble dominert av torskefisk med 252 individer av sei og 52 individer av torsk (Fig. 34). Av andre arter ble det fanget 12 dvergulker, 2 bergnebb og 1 rognkjeks. Av tifotkreps ble det fanget 130 taskekrabber, 1 pyntekrabbe og 1 eremittkreps.

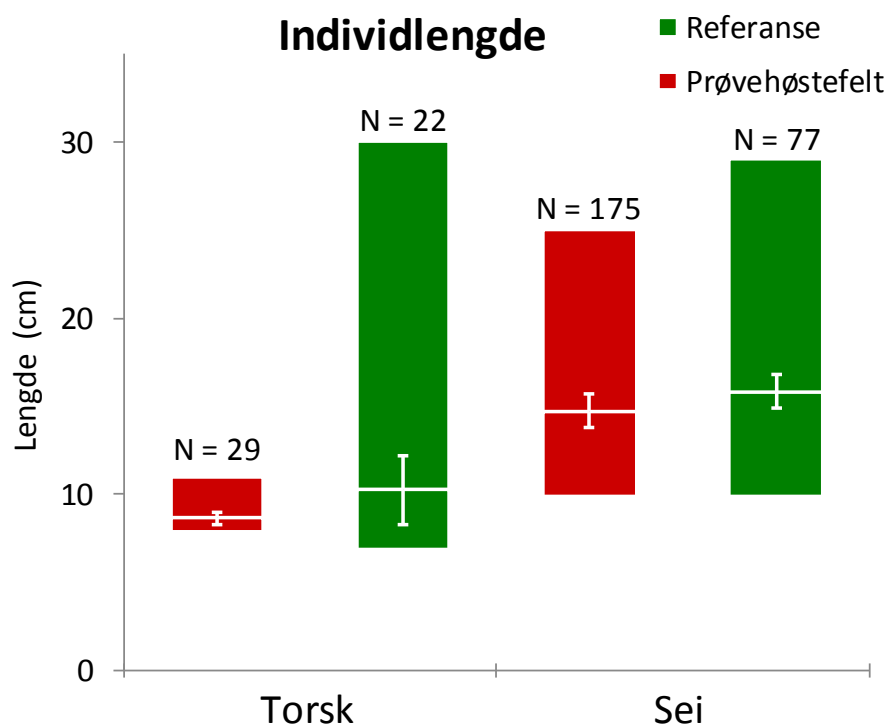


Figur 34. Juvenil sei (øverst) og torsk (nederst) utgjorde henholdsvis 79 % og 16 % av fangstene i leppefisketeiner i Nordland i 2017.

Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i fangstene mellom de to undersøkte områdene (høstefelt versus referansefelt), verken for sei (t-test, $p = 0,90$), torsk (t-test, $p = 0,18$) eller taskekrabber (t-test, $p = 0,16$) (Fig. 35). Bortsett fra et individ på 30 cm, var torsken som ble fanget i leppefisketeiner hovedsakelig av beskjedne størrelse med en total gjennomsnittslengde på 9,3 cm (Fig. 36). Sei fanget i leppefisketeiner var noe større, med en gjennomsnittlig lengde på 15 cm. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller mellom høstefeltet og referansefeltet mhp lengder av torsk (t-test, $p = 0,22$) og sei (t-test, $p = 0,19$).



Figur 35. Gjennomsnittlig fangst per teinedøgn av torskfisk i leppefisketeiner (venstre panel) og taskekrabber i krabbeteiner (høyre panel) på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt før tarehøsting i Nordland i august 2017. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall.



Figur 36. Lengde av torsk og sei fanget i leppefisketeine på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt før tarehøsting i Nordland i august 2017. Hvite tverrlinjer i søylene indikerer gjennomsnittslengdene, mens hvite vertikale linjer indikerer 95 % konfidensintervall. N = antall individer per art.

4 DISKUSJON

Etter at det ble rapportert om tilbakegang av kråkeboller og gjenvekst av tare i sørlige deler av Nordland (Norderhaug & Christie 2009), har tarenæring og forvaltning vist interesse for å utrede potensialet for en fremtidig kommersiell utnyttelse av taresressursene i denne regionen. I den forbindelse har det blitt gjennomført prøvehøsting av stortare i avgrensede områder sør på Nordlandskysten i perioden 2013-2017. Da tareskogene på Nordlandskysten inntil nylig har vært preget av kråkebollebeiting og derfor kan være spesielt sårbare overfor inngrep, vil det være viktig at utviklingen av taresamfunnene etter prøvehøstingene studeres over tid.

Videundersøkelser gjennomført etter prøvehøstingene i Nordland har demonstrert en rask rekolonisering av stortare på høstefeltene gjennom hele perioden (Steen *et al.* 2014ab, 2015ab, 2016b). Utviklingen i den tidlige reetableringsfasen etter prøvehøstingen av tare i Nordland ser dermed ut til å følge omtrent samme mønster som tidligere observert i Nord-Trøndelag (Steen *et al.* 2014b, 2016a). Veksten av stortare på høstefeltene i Nordland har vært god med en jevn økning av vegetasjonshøyden år for år. Fire år etter prøvehøsting var den gjennomsnittlige canopyhøyden til tarevegetasjonen på trålflatene fortsatt lavere (ca 3/4) enn det som ble observert før høsting i 2013. På grunn høy plantetetthet på trålflatene ser imidlertid tarebiomassen ut til å være reetablert.

Selv om stortarevegetasjonen raskt rekoloniserer og tilveksten etter prøvehøsting har vært god, tyder undersøkelsene på at andre aspekter ved taresamfunnet har lengre restitusjonstid. Tareplantenes epifyttsamfunn er viktig habitat for små snegl, krepsdyr og andre evertebrater og har dermed stor betydning for tareskogens biomangfold og produksjon (Christie *et al.* 1998, 2003, 2007, Norderhaug *et al.* 2003, Teagle *et al.* 2017). Epifyttforekomstene er sterkt korrelert med tarevegetasjonens alder (Steen *et al.* 2015b, 2016b). Epifyttsamfunnene hos tareplantene som ble samlet inn på ikke-høstede stasjoner i Nordland i 2017 var dominert av flerårige tråd- og bladformede rødalger som dokke (*Polysiphonia*), draugfjær (*Ptilota*), søl (*Palmaria*), fagerving (*Delesseria*), eikeving (*Phycodrys*) og smalving (*Membranoptera*). Selv om de fleste av de nevnte epifyttgruppene også ble registrert på tareplanter fra prøvehøstefeltet, var forekomstene fire år etter høsting lavere enn i ikke-høstede områder. En hvileperiode på fire år mellom påfølgende høstinger, som praktiseres i fylkene lenger sør, vil derfor være for kort til at epifyttstrukturen reetableres.

Alderen hos stortareplanter øker med grad av bølgepåvirkning (Steen *et al.* 2015b, 2016b), og canopyplanter fra ikke-høstede, bølgeeksponerte områder i Nordland hadde en gjennomsnittlig alder på ca 12 år. Til sammenligning så hadde tareplantene samlet inn fra bølgeeksponert sektor av feltet som ble prøvehøstet i 2013 en gjennomsnittlig alder på 5,2 år i 2017. En reetablering av tarevegetasjonens naturlige aldersstruktur vil derfor kreve en hvileperiode på mer enn fire år mellom påfølgende tarehøstinger. I mer bølgebeskyttede områder vil tareplantene, som fra naturens side er yngre og mindre utviklet mhp størrelse og epifyttbegroing, raskere kunne reetablere en naturtilstand.

Undersøkelser gjennomført på stasjoner som ikke har vært høstet tidligere i Nordland viste at tarevegetasjonens tilstand varierer med grad av bølgeeksponering. Vestlige, bølgeeksponerte områder domineres av høyvokst stortare, mens stortarevegetasjonen er mindre utviklet i østlige, bølgebeskyttede områder, hvor arter som bl.a draughtare, sukkertare og butare stedvis dominerer. Hvorvidt dette representerer en naturtilstand, eller om tarevegetasjonen i dette området er i en restitusjonsfase etter tidligere å ha vært nedbeitet av kråkeboller (Sivertsen 1997, 2006, Norderhaug *et al.* 2009), har vært usikkert. Videoobservasjoner gjennomført i østlige, bølgebeskyttede områder i 2017 tyder imidlertid på at tarevegetasjonen har utviklet seg lite mhp artssammensetning og størrelsesstruktur i perioden siden områdene sist ble undersøkt i 2014, og at dagens situasjon sannsynligvis representerer naturtilstanden. De mest bølgebeskyttede områdene i sørlig del av Nordland vurderes derfor som lite egnet for stortarehøsting i industriell skala.

En gjennomsnittlig alder på over 5 år hos tareplanter samlet inn fire år etter høsting, indikerer at tarevegetasjonen på trålflatene hovedsakelig ble rekruttert fra tareplanter som var tilstede i undervegetasjon på tråltidspunktet. Tidligere undersøkelser fra Nord-Trøndelag har også vist at den reetablerende tarevegetasjonen på høstefelt i stor grad rekrutteres fra planter som overlevde taretrålen (Steen *et al.* 2014b, 2016a). Videoobservasjonene gjennomført i 2017 viste at tettheten av tarerekrutter i undervegetasjonen fire år etter høsting fortsatt er betydelig lavere enn den var før høsting. En av årsakene til lav rekruttetthet i undervegetasjonen kan være lysblokkering fra den tette dekkvegetasjonen (canopy) av stortareplanter som tidlig utvikles på høsteflatene. På sikt vil sannsynligvis ulike naturlige tynningsprosesser i dekkvegetasjonen føre til at mer lys slipper igjennom til undervegetasjonen, slik at tarerekruttene igjen kan få bedre livsbetingelser. I enkelte av de tidligere prøvehøstede områdene var undervegetasjonen stedvis dominert av trådformede brunalger som kjerringhår (*Desmarestia sp.*), som vil kunne hemme utviklingen av stortarekrutter (Fig. 37). En høstesyklus som er for kort til at rekrutteringsvegetasjonen utvikles vil kunne medføre langsommere gjenvækst og mindre biomasseutbytte på sikt, enn hva tilfelle var ved førstegangshøstingen da tettheten av tarerekrutter i undervegetasjonen var høy. For hard og hyppig beskatning av taresressursene vil kunne gi skadelige effekter på taresamfunnene over tid (Buschmann *et al.* 2014, Mac Monagail *et al.* 2017).



Figur 37. Eksempler på undervegetasjon dominert av brunalgeslekten kjerringhår (*Desmarestia sp.*) på prøvehøstefelt PF3 i Nordland i 2017.

Vekstsonenalyser av innsamlede tareplanter på prøvehøstefeltet (PF3) viste at stilktilveksten i bølgeeksponert sektor økte i årene etter prøvehøstingen i 2013, og har i perioden 2014-2017 vært ca tre ganger høyere enn stilktilveksten på ikke-høstede stasjoner. Stilktilveksten varierer med alder og når et maksimum når tareplantene er ca 3-6 år gamle (Steen *et al.* 2015b, 2016b). Tareplantene som ble samlet inn på ikke-høstede, bølgeeksponerte stasjoner var i gjennomsnitt 12 år gamle og hadde sin maksimale stilktilvekst i årene rundt 2010, men også da på et lavere nivå enn det som ble observert hos tareplantene fra prøvehøstefeltet i perioden 2014-2017. Den gode stilktilveksten i årene etter prøvehøsting skyldes sannsynligvis bedre lystilgang for et sett med yngre tareplanter som dermed tidlig får realisert sitt fulle vekstpotensial, framfor å tilbringe sine mest produktive år i et lysbegrenset miljø i undervegetasjonen. Økt stilktilvekst etter tarehøsting er også tidligere observert i Nord-Trøndelag (Steen *et al.* 2016a). En regelmessig tarehøsting som fjerner de lysblokkerende canopyplantene, vil derfor kunne bidra til økt produksjon, gjennom å bedre lysforholdene for mer vekstpotente, yngre aldersgrupper. En forutsetning for et slikt scenario er imidlertid at rekrutteringsgrunnlag i undervegetasjonen ikke desimeres ved gjentatte høstinger og at beitingen fra kråkeboller ikke tiltar.

Tap av tareskog og annen marin flora som følge av beiting av kråkeboller er et fenomen som er rapportert fra flere kystområder rundt om i verden (Filbee-Dexter & Scheibling 2014, 2017, Ling *et al.* 2015). Langs store deler av kysten i Nord-Norge ble tareskogen beitet ned av grønn kråkebolle (*S.*

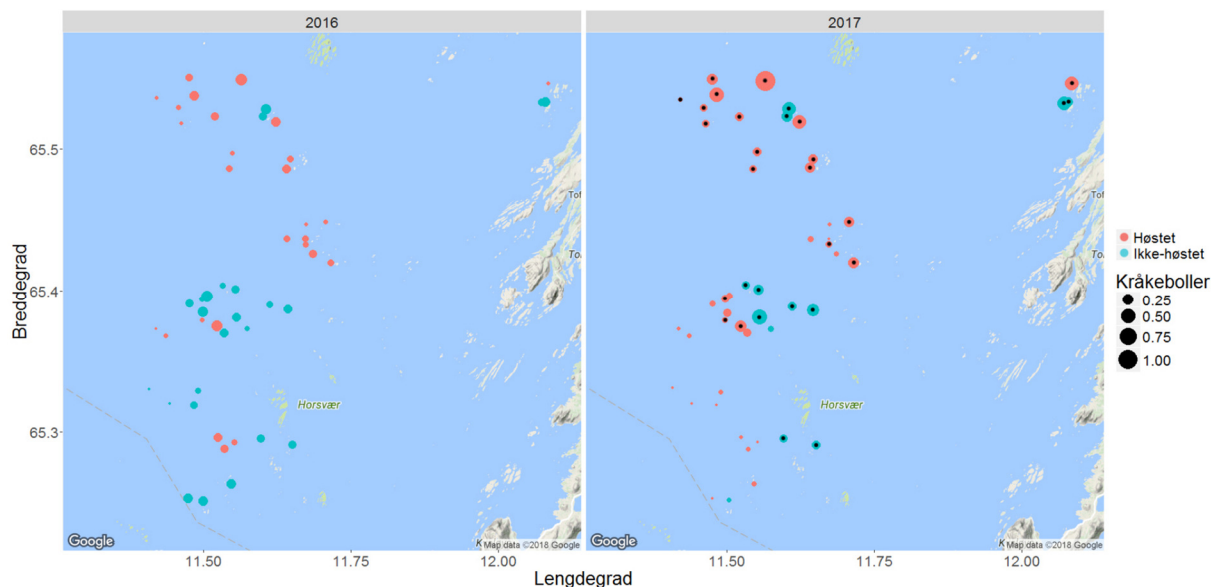
droebachiensis) tidlig på 1970-tallet (Sivertsen & Bjørge 1980, Sivertsen 1982, 1997, Sakshaug & Sjøtun 2002). I de senere år er det imidlertid observert lite grønn kråkebolle i sørlige deler av Nordland (Fagerli *et al.* 2013, 2015, Norderhaug & Christie 2009, Steen *et al.* 2014a, 2015ab, 2016b). Selv om forekomstene av grønne kråkeboller har gått tilbake i sørlige deler av Nordland, er det også i de senere år observert høye populasjonstettheter av denne arten i enkelte områder rundt Vega (Rinde *et al.* 2014) og i Brønnøysund (Steen *et al.* 2016b).

I 2017 ble det til sammen gjennomført undersøkelser langs 82 videotransekt i Nordland, innenfor et område som strekker seg fra 65,23° til 65,55° nordlig bredde og fra 11,41° til 12,09° østlig lengde. Langs disse transektene ble det ikke registrert et eneste individ av grønn kråkebolle, mens det til sammen ble observert 1399 individer av rød kråkebolle (*E. esculentus*). Det ble derimot gjort observasjoner av små juvenile individer av grønn kråkebolle i de innsamlede tareplantenes festeorgan (hapter) på 11 av 13 stasjoner, og forekomstene av hapterkråkeboller økte med avtagende bølgeeksponering. Tilstedeværelse av grønne kråkeboller i tareplantenes festeorgan er tidligere observert både i Nord-Trøndelag og Nordland (Steen 2010, Steen *et al.* 2011, 2012, 2014ab, 2015ab, 2016ab), og arten bør derfor ikke avskrives som en trussel for tareskogene i denne regionen.

Rød kråkebolle utgjør ikke samme trussel overfor tareskogene som grønn kråkebolle, men er likevel vanligere i tett tarevegetasjon. I deler av Sør-Trøndelag, bl.a øst av Frøya og sør på Fosen-halvøya, er det i de senere år observert høye tettheter av rød kråkebolle som sannsynligvis har gitt beiteskader på tarevegetasjonen og ført til stenging av enkelte tarehøstefelt i disse områdene (Steen 2011, 2013, 2014, 2016). Videoobservasjonene i Nordland i 2017 viste varierende forekomster av rød kråkebolle med en gjennomsnittlig registreringsfrekvens på 0,14 individer per meter videotransekt. På enkelte videostasjoner, spesielt i den nordlige delen av studieområdet, var imidlertid registreringsfrekvensen av kråkeboller betydelig høyere (Fig. 38). På stasjonene som ligger nord for 65,45° nordlig breddegrad ble det f.eks observert en økning i registreringsfrekvensen av kråkeboller fra 2016 til 2017 på 17 av 17 undersøkte stasjoner. På stasjoner i sørlig del av studieområdet (sør for 65,35° nordlig bredde) ble det i samme periode observert en økning i registreringsfrekvensen av kråkeboller på kun 2 av 13 stasjoner, og en reduksjon i registreringsfrekvensen på 9 av 13 stasjoner. Økningen i registreringsfrekvens av kråkeboller fra 2016 til 2017 i den nordlige delen har imidlertid ikke vært høyere på de tidligere høstede stasjonene, enn på referansestasjonene i samme område (Fig. 38).

Tarehøsting vil kunne svekke tareskogenes evne til å tolerere et økt beitepress fra kråkeboller. Rød kråkebolle beiter i første rekke på epifyttene som vokser på tarestilkene, men studier fra Trøndelag indikerer at også tarerekuttene kan være sårbare vis a vis beiting fra denne arten (Sjøtun *et al.* 2006, Steen *et al.* 2016a). Den gode gjenveksten av tare på trålflatene i Nordland tyder på at kråkebollebeiting i liten grad har påvirket vegetasjonsutviklingen i den tidlige reetableringsfasen etter prøvehøstingene som har vært gjennomført til nå. Tarerekuttene som utvikles langsomt under den tette tarevegetasjonen på trålflatene kan imidlertid være mer sårbare overfor kråkebollebeiting. Oppblomstringen av kjerringhår (som i liten grad beites av kråkeboller) i enkelte av områdene med høy kråkebolletetthet i 2017 kan også være et symptom på at tarerekuttene, som burde vært mer dominerende i undervegetasjonen, er redusert som følge av kråkebollebeiting.

Dersom tarehøstingen fører til habitatforringelse og reduserte forekomster av kråkebollespisende organismer kan dette igjen føre til en økning i kråkebollebestandene. Samspillet mellom tare, kråkeboller og kråkebollespisende organismer kan imidlertid være en langsom prosess, der f.eks en økning i rekrutteringen av kråkeboller som følge av lavere predasjonstrykk, først vil gi registrerbare effekter på et senere stadium. Høyest registreringsfrekvens av kråkeboller i Nordland i 2017 ble nettopp observert i områdene som ble høstet tidlig i prøvehøstingsperioden, og kråkebollebestandenes utvikling i disse områdene bør derfor følges opp videre.



Figur 38. Kråkebolleforekomst på videostasjoner i Nordland som ble undersøkt både i 2016 (venstre panel) og 2017 (høyre panel). Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad på y-aksen, og lengdegrad på x-aksen. Røde symboler angir stasjoner som tidligere er tarehøstet, mens blå symboler angir stasjoner som ikke er høstet. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer forekomsten av rød kråkebolle (individer observert per transektmeter). Symboler med sort prikk (i høyre panel) indikerer stasjoner der registreringsfrekvensen av rød kråkebolle har økt fra 2016 til 2017.

Tareskog regnes som viktige oppvekst og næringsområder for fisk (Norderhaug *et al.* 2005, Reisewitz *et al.* 2006, Bertocci *et al.* 2015). Redusert tarevegetasjon som følge av tarehøsting vil derfor kunne gi negative effekter på forekomster av fisk, og det er fortsatt behov for mer kunnskap rundt problemstillinger knyttet til effekter av tarehøsting på fisk. Det har ikke blitt registrert negative effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr gjennom undersøkelser som tidligere er gjennomført ifm prøvehøstingene i Nordland, men datagrunnlaget har vært spinkelt da kun et fåtalls områder har vært studert (Steen *et al.* 2015b, 2016b). Fisk og skalldyrundersøkelsene gjennomført ifm prøvehøstingen i 2017 vil således supplere tidligere datasett og gjøre resultatene mer utsagnskraftige totalt sett. Undersøkelsene i 2017 representerer kun forundersøkelsene i et planlagt BACI (Before-After-Control-Impact) – designet studium, der eventuelle effekter av tarehøstingen på fisk og skalldyr først vil kunne testes etter at tilsvarende undersøkelser er gjennomført etter høstingen. Etterundersøkelsene i Nordland er planlagt gjennomført i august 2018, dvs ca et år etter prøvehøstingen, slik at de blir mest mulig sammenlignbare med tidligere undersøkelser i denne regionen.

5 KONKLUSJON

Undersøkelser etter de senere års prøvehøstinger av stortare i Nordland har demonstrert en rask rekolonisering av stortare på høstefeltene gjennom hele perioden. Fire år etter den første prøvehøstingen i Nordland er imidlertid tarevegetasjonens populasjonsstruktur og epifyttsamfunn ikke fullt ut restituert, men pga høy plantetetthet på høsteflatene ser tarebiomassen ut til å være tilbake på omtrent samme nivå som før høsting. På den annen side er tettheten av tarerekrutter i undervegetasjonen lavere enn den var før høsting, noe som kan gi langsommere gjenvekst på sikt, dersom områdene i framtiden skulle bli høstet med en syklus som er for kort til at rekruttbestandene opprettholdes.

Selv om gjenveksten av stortare etter prøvehøstingene i Nordland i liten grad har vært påvirket av kråkebollebeiting til nå, ble det i 2017 registrert en økning av rød kråkebolle på videostasjoner i området sør for Vega. Denne økningen er ikke nødvendigvis en effekt av tarehøstingen, da økning av kråkebolleforekomst også ble registrert på referansestasjonene som ikke har vært høstet. Videre tarehøsting i disse områdene anses likevel som uheldig da dette kan svekke tareskogens evne til å motstå et økt beitepress fra kråkebollene. Utviklingen av taresamfunnene og kråkebollebetsandene i de tidligere prøvehøstede områdene i Nordland bør følges videre, for å bedre kunnskapsgrunnlaget for en best mulig bærekraftig forvaltning av stortareressursene i denne regionen. En kartlegging og tilstandsvurdering av taresressursene og kråkebolleforekomstene i områdene nord for Vega burde også prioriteres i det videre arbeidet.

Mesteparten av prøvehøstingen i Nordland har til nå foregått i vestlige, bølgeeksponerte sektorer der stortarevegetasjonen er velutviklet. Videoobservasjoner i østlige mer bølgebeskyttede sektorer viser en mindre utviklet stortarevegetasjonen både mhp utbredelse og størrelse. En sammenligning med undersøkelser gjennomført i 2014 viste også at tilstanden i disse områdene har endret seg lite i løpet av de siste årene. De mest bølgebeskyttede områdene langs sørlig del av Nordlandskysten vurderes derfor som lite egnet for stortarehøsting i industriell målestokk.

Kunnskap om eventuelle effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr er mangelfull. Fisk og skalldyrundersøkelsene som ble gjennomført i forbindelse med prøvehøstingen i Nordland i 2017 vil ferdigstilles i 2018. Datamaterialet fra disse undersøkelsene vil da kunne supplere datasett fra tidligere studier i Nordland. For å øke kunnskapen om effekter av tarehøsting på fiskesamfunn i tareskog har Havforskningsinstituttet dessuten satt i gang studier ved Vikna, Nord-Trøndelag (KelpFish-prosjektet som ble startet i 2017).

6 REFERANSER

- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1), 1-48. <doi:10.18637/jss.v067.i01>.
- Bekkby T, Rinde E, Gundersen G, Norderhaug KM, Gitmark JK, Christie H. 2014a. Length, strength and water flow: relative importance of wave and current exposure on morphology in kelp *Laminaria hyperborea*. *Marine Ecology Progress Series*. 506: 61–70.
- Bekkby T, Angeltveit G, Gundersen H, Tveiten L, Norderhaug KM. 2014b. Red sea urchins (*Echinus esculentus*) and water flow influence epiphytic macroalgae density. *Marine Biology Research*. DOI: 10.1080/17451000.2014.943239.
- Bertocci I, Araújo R, Oliveira P, Sousa-Pinto I. 2015. Potential effects of kelp species on local fisheries (Review). *Journal of Applied Ecology*. 52: 1216–1226.
- Buschmann AH, Prescott S, Potin P, Faugeton S, Vasquez JA, Camus C, Infante J, Hernandez-Gonzalez MC, Gutierrez A, Varela DA. 2014. The status of kelp exploitation and marine agronomy, with emphasis on *Macrocystis pyrifera*, in Chile. *Advances in Botanical Research*. 71: 161–188.
- Christie H, Fredriksen S, Rinde E. 1998. Regrowth of kelp and colonization of epiphyte and fauna community after kelp trawling at the coast of Norway. *Hydrobiologia* 375 (376): 49–58.
- Christie H, Jørgensen, NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E. 2003. Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 687–699.
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM. 2007. Bushy or smooth, high or low; importance of habitat architecture and vertical position for distribution of fauna on kelp. *Journal of Sea Research* 58: 198–208.
- Fagerli CW, Norderhaug KM, Christie H. 2013. Lack of sea urchin settlement may explain kelp forest recovery in overgrazed areas in Norway. *Marine Ecology Progress Series*. 488: 119–132.
- Fagerli CW, Stadniczeňko SG, Pedersen MF, Christie H, Fredriksen S, Norderhaug KM. 2015. Population dynamics of *Strongylocentrotus droebachiensis* in kelp forests and barren grounds in Norway. *Marine Biology*. 162: 1215–1226.
- Filbee-Dexter K, Scheibling RE. 2014. Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*. 495: 1–25.
- Filbee-Dexter K, Scheibling RE. 2017. The present is the key to the past: linking regime shifts in kelp beds to the distribution of deep-living sea urchins. *Ecology*. 98(1): 253–264.
- Fredriksen S. 2003. Food web studies in a Norwegian kelp forest based on stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) analysis. *Marine Ecology Progress Series* 260: 271–283.
- Ling SD, Scheibling RE, Rassweiler A, Johnson CR, Shears N, Connell SD, Salomon AK, Norderhaug KM, Pérez-Matus A, Hernández JC, Clemente S, Blamey LK, Hereu B, Ballesteros E, Sala E, Garrabou J, Cebrian E, Zabala I M, Fujita D, Johnson LE. 2015. Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philosophical Transactions Royal Society B*. 370: 20130269.

- Mac Monagail M, Cornish L, Morrison L, Araújo R, Critchley AT. 2017. Sustainable harvesting of wild seaweed resources. *European Journal of Phycology*. 52: 371-390.
- Norderhaug KM, Fredriksen S, Nygaard K. 2003. Trophic importance of *Laminaria hyperborea* to kelp forest consumers and the importance of bacterial degradation to food quality. *Marine Ecology Progress Series* 255: 135–144.
- Norderhaug KM, Christie H, Fosså JH, Fredriksen S. 2005. Fish–macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85: 1279–1286.
- Norderhaug KM., Christie H. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. *Marine Biology Research* 5: 515-528.
- Norderhaug KM., Christie H. 2011. Secondary production in a *Laminaria hyperborea* kelp forest and variation according to wave exposure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95: 135-144.
- Norderhaug KM, Christie H, Andersen GS, Bekkby T. 2012. Does the diversity of kelp forest macrofauna increase with wave exposure? *Journal of Sea Research* 69: 36–42.
- Norsk Standard 9415. 2009. Flytende oppdrettsanlegg. Krav til utforming, dimensjonering, utførelse, installasjon og drift. ICS 65.150; 67.260.
- Pedersen MF, Nejrup LB, Fredriksen S, Christie H, Norderhaug KM. 2012. Effects of wave exposure on population structure, demography, biomass and productivity of the kelp *Laminaria hyperborea*. *Marine Ecology Progress Series*. 451: 45–60.
- Reisewitz SE, Estes JA, Simenstad CA. 2006. Indirect food web interactions: sea otters and kelp forest fishes in the Aleutian archipelago. *Oecologia* 146(4): 623–631.
- Rinde E, Christie H, Fagerli CW, Bekkby T, Gundersen H, Norderhaug KM, Hjermann DØ. 2014. The Influence of Physical Factors on Kelp and Sea Urchin Distribution in Previously and Still Grazed Areas in the NE Atlantic. *PLoS ONE* 9(6): e100222. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100222>
- Sakshaug E, Sjøtun K. 2002. Nedbeiting av tareskog i Norge. Rapport fra arbeidsgruppe nedsatt av Fiskeridepartementet og Miljøverndepartementet. 1-47.
- Sivertsen K, Bjørge A. 1980. Reduksjon av tareskogen på Helgelandskysten. *Fisken og Havet* 4: 1-9.
- Sivertsen K. 1982. Utbredelse og variasjon i kråkebollebeiting av tareskogen på vestkysten av Norge. - NF-Rapport nr. 7/82. Nordlandsforskning. 1-31.
- Sivertsen K. 1997. Geographic and environmental factors affecting the distribution of kelp beds and barren grounds and changes in biota associated with kelp reduction at sites along the Norwegian coast. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54: 2872–2887.
- Sivertsen K. 2006. Overgrazing of kelp beds along the coast of Norway. *Journal of Applied Phycology* 18: 599-610.
- Sjøtun K, Fredriksen S. 1995. Growth allocation in *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae) in relation to age and wave exposure. *Marine Ecology Progress Series* 126: 213-222.
- Sjøtun K, Fredriksen S, Rueness J. 1998. Effect of canopy biomass and wave exposure on growth in *Laminaria hyperborea* (Laminariaceae: Phaeophyta). *European Journal of Phycology* 33: 337-343.

- Sjøtun K, Christie H, Fosså JH. 2006. Effects of kelp recruitment and sea urchin grazing on stability in kelp forest (*Laminaria hyperborea*). *Marine Biology Research* 2:24-32.
- Smale DA, Burrows MT, Moore P, O'Connor N, Hawkins SJ. 2013. Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. *Ecology and Evolution* 3: 4016–4038.
- Smale DA, Vance T. 2015. Climate-driven shifts in species distributions may exacerbate the impacts of storm disturbances on northeast Atlantic kelp forests. *Marine and Freshwater Research* 67 (1): 65-74.
- Smale DA, Burrows MT, Evans AJ, King N, Sayer MDJ, Yunnice ALE, Moore P. 2016. Linking environmental variables with regional scale variability in ecological structure and standing stock of carbon within UK kelp forests. *Marine Ecology Progress Series* 542: 79–95.
- Steen H. 2010. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2010. *Fisken og Havet* 2010-8.
- Steen H. 2011. Undersøkelser av A-felt for tarehøsting i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i 2011. Rapport fra Havforskningen Nr. 13-2011.
- Steen H. 2013. Undersøkelser av C-felt for tarehøsting i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i 2013. Rapport fra Havforskningen Nr. 26-2013.
- Steen H. 2014. Undersøkelser av D-felt for tarehøsting i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i 2014. Rapport fra Havforskningen Nr. 24-2014.
- Steen H. 2016. Undersøkelser av A-høstefelt for tare i Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag i 2016. Rapport fra Havforskningen. Nr. 31-2016.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2011. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2011. Rapport fra Havforskningen Nr. 20-2011.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2012. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2011. *Fisken og Havet* 2012-4.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2014a. Undersøkelser av stortarehøsting i Nord-Trøndelag og Nordland i 2013. *Fisken og Havet* 2014-3.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2014b. Prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag – Gjenvekstundersøkelser 2010-2014. Rapport fra Havforskningen Nr. 37-2014.
- Steen H, Husa V, Moy FE, Bodvin T, Øverbø Hansen H, Sannæs H, Bosgraaf S. 2015a. Undersøkelser av stortarehøsting i Nordland i 2014. Rapport fra Havforskningen Nr. 1-2015.
- Steen H, Bodvin T, Moy FE, Sannes H, Øverbø Hansen H. 2015b. Undersøkelser av stortarehøsting i Nordland i 2015. Rapport fra Havforskningen Nr. 26-2015.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T, Husa V. 2016a. Regrowth after kelp harvesting in Nord-Trøndelag, Norway. *ICES Journal of Marine Science*. 73(10): 2708–2720.
- Steen H, Bodvin T, Moy FE, Gustad E, Øverbø Hansen H, Jelmert A, Baardsen P. 2016b. Effekter av stortarehøsting i Nordland i 2016. Rapport fra Havforskningen Nr. 38-2016.
- Teagle H, Hawkins SJ, Moore PJ, Smale DA. 2017. The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 492: 81-98.

Voerman SE, Llera E, Rico JM. 2013. Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. *Marine Environmental Research* 90: 119-127.

Underwood AJ. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4: 3-15.

7 APPENDIX

Appendix 1. Posisjoner (WGS84) på innsamlingsstasjoner for stortare i Nordland i mai 2017.

Felt	Stasjon	Tarehøstingsstatus	Innsamlings			Midlere			
			Dato	Kl.	Breddegrad	Lengdegrad	Dyp (m)	bølgehøyde (m)	Planter (antall)
Sektor4	C	Ikke høstet	30.05.2017	14:10	65,2326°N	11,6389°Ø	6	0,56	10
PF18	A	Ikke høstet	30.05.2017	12:00	65,2764°N	11,5676°Ø	7	0,7	10
PF18	C	Ikke høstet	29.05.2017	12:45	65,2804°N	11,4756°Ø	7	0,84	10
PF19	D	Ikke høstet	27.05.2017	14:55	65,3543°N	11,4383°Ø	7	1,15	10
PF19	B	Ikke høstet	27.05.2017	16:35	65,3616°N	11,5415°Ø	6	0,89	10
PF20	A	Ikke høstet	26.05.2017	13:10	65,4052°N	11,5138°Ø	6	0,89	10
Sektor5	B	Ikke høstet	25.05.2017	16:55	65,4321°N	11,9058°Ø	6	0,56	10
PF21	C	Ikke høstet	24.05.2017	13:13	65,4801°N	11,5400°Ø	6	0,93	10
PF21	A	Ikke høstet	24.05.2017	14:10	65,4805°N	11,6812°Ø	6	0,49	10
Sektor6	A	Ikke høstet	22.05.2017	12:00	65,4910°N	12,0641°Ø	6	0,25	10
Sektor7	H	Ikke høstet	31.05.2017	13:05	65,5226°N	11,8400°Ø	6	0,6	10
PF3	A	Høstet i 2013	23.05.2017	11:13	65,5360°N	11,4225°Ø	7	1,34	10
PF3	J	Høstet i 2013	23.05.2017	12:41	65,5493°N	12,1048°Ø	5	0,3	10

Appendix 2a. Start og stopposisjoner (WGS84) for videotranssekt filmet i mai 2017 på felt prøvehøstet i perioden 2013-2016 i Nordland.

Felt	Stasjon	Tarehøstet		Transekt Start		Transekt Stopp		Gj.sn. Dyp (m)	Midlere bølgehøyde (m)
		(år)	Dato	Breddegrad	Lengdegrad	Breddegrad	Lengdegrad		
PF3	A	2013	23.05.2017	65,5350°N	11,4214°Ø	65,5363°N	11,4211°Ø	13	1,35
PF3	B	2013	23.05.2017	65,5485°N	11,4764°Ø	65,5497°N	11,4752°Ø	10	1,20
PF3	C	2013	23.05.2017	65,5375°N	11,4831°Ø	65,5391°N	11,4804°Ø	10	1,19
PF3	D	2013	23.05.2017	65,5482°N	11,5654°Ø	65,5491°N	11,5642°Ø	10	1,01
PF3	I	2013	23.05.2017	65,5463°N	12,0851°Ø	65,5468°N	12,0859°Ø	8	0,36
PF5	F	2014	25.05.2017	65,4200°N	11,7150°Ø	65,4181°N	11,7186°Ø	8	0,63
PF5	G	2014	25.05.2017	65,4258°N	11,6861°Ø	65,4251°N	11,6882°Ø	9	0,57
PF5	H	2014	25.05.2017	65,4331°N	11,6732°Ø	65,4322°N	11,6746°Ø	11	0,66
PF6	D	2014	24.05.2017	65,4866°N	11,6413°Ø	65,4861°N	11,6390°Ø	11	0,68
PF6	E	2014	24.05.2017	65,4925°N	11,6469°Ø	65,4940°N	11,6472°Ø	8	0,60
PF6	F	2014	24.05.2017	65,4981°N	11,5510°Ø	65,4987°N	11,5484°Ø	11	0,87
PF6	G	2014	24.05.2017	65,4858°N	11,5437°Ø	65,4865°N	11,5444°Ø	17	1,04
PF7	A	2014	23.05.2017	65,5288°N	11,4603°Ø	65,5297°N	11,4582°Ø	10	1,06
PF7	B	2014	23.05.2017	65,5180°N	11,4643°Ø	65,5183°N	11,4621°Ø	11	1,20
PF7	C	2014	23.05.2017	65,5229°N	11,5211°Ø	65,5231°N	11,5186°Ø	9	1,10
PF7	D	2014	23.05.2017	65,5188°N	11,6227°Ø	65,5190°N	11,6259°Ø	8	0,60
PF1	F	2015	29.05.2017	65,2933°N	11,5517°Ø	65,2931°N	11,5537°Ø	10	0,69
PF1	G	2015	29.05.2017	65,2875°N	11,5363°Ø	65,2874°N	11,5398°Ø	12	0,69
PF1	H	2015	29.05.2017	65,2959°N	11,5243°Ø	65,2955°N	11,5282°Ø	10	0,68
PF11	B	2015	25.05.2017	65,4494°N	11,7069°Ø	65,4500°N	11,7041°Ø	8	0,39
PF11	C	2015	25.05.2017	65,4467°N	11,6744°Ø	65,4480°N	11,6717°Ø	8	0,48
PF11	D	2015	25.05.2017	65,4372°N	11,6419°Ø	65,4375°N	11,6408°Ø	12	0,73
PF11	E	2015	25.05.2017	65,4369°N	11,6733°Ø	65,4381°N	11,6696°Ø	9	0,66
PF2	F	2015	27.05.2017	65,3696°N	11,5354°Ø	65,3684°N	11,5319°Ø	8	0,94
PF2	G	2015	27.05.2017	65,3750°N	11,5234°Ø	65,3746°N	11,5215°Ø	6	0,95
PF2	H	2015	27.05.2017	65,3794°N	11,4972°Ø	65,3781°N	11,4927°Ø	11	0,98
PF2	I	2015	27.05.2017	65,3677°N	11,4361°Ø	65,3666°N	11,4349°Ø	11	1,18
PF2	J	2015	27.05.2017	65,3729°N	11,4186°Ø	65,3701°N	11,4139°Ø	10	1,31
PF14	A	2016	30.05.2017	65,2527°N	11,4747°Ø	65,2519°N	11,4746°Ø	13	0,82
PF14	B	2016	30.05.2017	65,2524°N	11,5037°Ø	65,2512°N	11,5037°Ø	9	0,77
PF14	C	2016	30.05.2017	65,2625°N	11,5465°Ø	65,2611°N	11,5480°Ø	5	0,59
PF14	D	2016	30.05.2017	65,2572°N	11,5907°Ø	65,2565°N	11,5920°Ø	9	0,72
PF15	A	2016	29.05.2017	65,3306°N	11,4081°Ø	65,3289°N	11,4098°Ø	11	1,26
PF15	B	2016	29.05.2017	65,3202°N	11,4413°Ø	65,3188°N	11,4411°Ø	11	1,05
PF15	C	2016	29.05.2017	65,3185°N	11,4830°Ø	65,3178°N	11,4829°Ø	14	1,06
PF15	D	2016	29.05.2017	65,3284°N	11,4902°Ø	65,3269°N	11,4900°Ø	10	0,90
PF16	A	2016	26.05.2017	65,3956°N	11,5052°Ø	65,3959°N	11,5086°Ø	8	0,90
PF16	B	2016	26.05.2017	65,3936°N	11,4977°Ø	65,3941°N	11,4996°Ø	11	0,91
PF16	C	2016	26.05.2017	65,3840°N	11,5008°Ø	65,3847°N	11,4972°Ø	10	0,97
PF16	D	2016	26.05.2017	65,3907°N	11,4762°Ø	65,3908°N	11,4784°Ø	9	1,00

Appendix 2b. Start og stopposisjoner (WGS84) for videotranssekt filmet i mai 2017 i prøvehøstefelt (høstet etter filming i 2017), referansefelt og ikke-høstede sektorer i Nordland.

Felt	Stasjon	Tarehøstet		Transekt	Transekt	Transekt	Transekt	Gj.sn. Dyp (m)	Midlere bølgehøyde (m)
		(år)	Dato	Start Breddegrad	Start Lengdegrad	Stopp Breddegrad	Stopp Lengdegrad		
PF18	A	2017	30.05.2017	65,2769°N	11,5677°Ø	65,2754°N	11,5677°Ø	9	0,70
PF18	B	2017	29.05.2017	65,2693°N	11,5223°Ø	65,2677°N	11,5220°Ø	9	0,78
PF18	C	2017	29.05.2017	65,2808°N	11,4762°Ø	65,2798°N	11,4762°Ø	12	0,85
PF19	A	2017	27.05.2017	65,3366°N	11,5757°Ø	65,3369°N	11,5743°Ø	8	0,85
PF19	B	2017	27.05.2017	65,3602°N	11,5418°Ø	65,3619°N	11,5414°Ø	9	0,89
PF19	C	2017	27.05.2017	65,3583°N	11,4917°Ø	65,3569°N	11,4926°Ø	9	0,94
PF19	D	2017	27.05.2017	65,3541°N	11,4378°Ø	65,3548°N	11,4392°Ø	13	1,15
PF20	A	2017	26.05.2017	65,4049°N	11,5132°Ø	65,4058°N	11,5163°Ø	10	0,89
PF20	B	2017	26.05.2017	65,4030°N	11,5839°Ø	65,4024°N	11,5816°Ø	10	0,78
PF21	A	2017	24.05.2017	65,4812°N	11,6820°Ø	65,4803°N	11,6800°Ø	7	0,49
PF21	B	2017	24.05.2017	65,4755°N	11,6176°Ø	65,4761°N	11,6152°Ø	9	0,73
PF21	C	2017	24.05.2017	65,4792°N	11,5419°Ø	65,4802°N	11,5395°Ø	11	0,93
Ref1	A	Ikke høstet	29.05.2017	65,2908°N	11,6508°Ø	65,2918°N	11,6525°Ø	7	0,53
Ref1	B	Ikke høstet	29.05.2017	65,2951°N	11,5969°Ø	65,2949°N	11,6020°Ø	11	0,67
Ref2	C	Ikke høstet	27.05.2017	65,3728°N	11,5735°Ø	65,3712°N	11,5731°Ø	9	0,85
Ref2	D	Ikke høstet	27.05.2017	65,3814°N	11,5555°Ø	65,3810°N	11,5552°Ø	9	0,85
Ref3	A	Ikke høstet	23.05.2017	65,5324°N	12,0717°Ø	65,5332°N	12,0724°Ø	9	0,39
Ref3	B	Ikke høstet	23.05.2017	65,5328°N	12,0803°Ø	65,5335°N	12,0818°Ø	8	0,30
Ref5	A	Ikke høstet	26.05.2017	65,4038°N	11,5318°Ø	65,4045°N	11,5344°Ø	9	0,85
Ref5	B	Ikke høstet	26.05.2017	65,4014°N	11,5534°Ø	65,4022°N	11,5540°Ø	6	0,65
Ref6	C	Ikke høstet	26.05.2017	65,3888°N	11,6100°Ø	65,3899°N	11,6124°Ø	11	0,83
Ref6	D	Ikke høstet	26.05.2017	65,3860°N	11,6468°Ø	65,3870°N	11,6448°Ø	10	0,73
Ref7	A	Ikke høstet	23.05.2017	65,5276°N	11,6062°Ø	65,5278°N	11,6086°Ø	7	0,77
Ref7	B	Ikke høstet	23.05.2017	65,5234°N	11,6017°Ø	65,5241°N	11,6028°Ø	13	0,66
Sektor4	A	Ikke høstet	30.05.2017	65,2279°N	11,9369°Ø	65,2266°N	11,9360°Ø	10	0,43
Sektor4	B	Ikke høstet	30.05.2017	65,2285°N	11,8210°Ø	65,2279°N	11,8211°Ø	11	0,54
Sektor4	C	Ikke høstet	30.05.2017	65,2331°N	11,6399°Ø	65,2323°N	11,6381°Ø	9	0,57
Sektor4	D	Ikke høstet	30.05.2017	65,2307°N	11,5623°Ø	65,2296°N	11,5620°Ø	10	0,71
Sektor5	A	Ikke høstet	25.05.2017	65,4293°N	11,9789°Ø	65,4285°N	11,9784°Ø	6	0,42
Sektor5	B	Ikke høstet	25.05.2017	65,4323°N	11,9069°Ø	65,4318°N	11,9050°Ø	7	0,56
Sektor5	C	Ikke høstet	25.05.2017	65,4316°N	11,8502°Ø	65,4309°N	11,8516°Ø	7	0,47
Sektor5	D	Ikke høstet	25.05.2017	65,4299°N	11,7584°Ø	65,4304°N	11,7557°Ø	11	0,54
Sektor5	E	Ikke høstet	25.05.2017	65,4198°N	11,7556°Ø	65,4212°N	11,7579°Ø	7	0,53
Sektor6	A	Ikke høstet	31.05.2017	65,4908°N	12,0634°Ø	65,4911°N	12,0658°Ø	7	0,26
Sektor6	B	Ikke høstet	31.05.2017	65,4996°N	11,7104°Ø	65,4987°N	11,7103°Ø	7	0,51
Sektor6	C	Ikke høstet	31.05.2017	65,4973°N	11,6788°Ø	65,4956°N	11,6785°Ø	7	0,45
Sektor7	E	Ikke høstet	31.05.2017	65,5217°N	11,6601°Ø	65,5208°N	11,6596°Ø	11	0,56
Sektor7	F	Ikke høstet	31.05.2017	65,5175°N	11,7193°Ø	65,5169°N	11,7208°Ø	7	0,55
Sektor7	G	Ikke høstet	31.05.2017	65,5220°N	11,8024°Ø	65,5217°N	11,8040°Ø	9	0,58
Sektor7	H	Ikke høstet	31.05.2017	65,5225°N	11,8391°Ø	65,5220°N	11,8415°Ø	11	0,59
Sektor7	I	Ikke høstet	31.05.2017	65,5220°N	12,0602°Ø	65,5223°N	12,0601°Ø	10	0,42
Sektor7	J	Ikke høstet	31.05.2017	65,5231°N	12,0728°Ø	65,5243°N	12,0746°Ø	7	0,41

Appendix 3a. Posisjoner (WGS84) for leppefiskeiteiner på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Brønnøy i Nordland i august 2017. Leppefiskeiteinene ble satt i lenker på fem redskap.

Felt	Utsetting Dato	Utsetting Klokkeslett	Trekking Dato	Trekking Klokkeslett	Breddegrad	Lengdegrad	Dyp (m)
PF19	22.08.2017	10:57	23.08.2017	11:30	65,3358°N	11,5758°Ø	4
PF19	22.08.2017	11:00	23.08.2017	11:37	65,3365°N	11,5760°Ø	6
PF19	22.08.2017	11:07	23.08.2017	11:44	65,3372°N	11,5754°Ø	8
PF19	22.08.2017	11:10	23.08.2017	11:52	65,3348°N	11,5648°Ø	5
PF19	22.08.2017	11:12	23.08.2017	11:59	65,3337°N	11,5640°Ø	6
PF19	22.08.2017	11:19	23.08.2017	12:04	65,3356°N	11,5630°Ø	6
PF19	22.08.2017	11:27	23.08.2017	12:10	65,3341°N	11,5660°Ø	6
PF19	22.08.2017	10:38	23.08.2017	12:15	65,3363°N	11,5783°Ø	8
PF19	23.08.2017	12:56	24.08.2017	11:05	65,3353°N	11,5646°Ø	7
PF19	23.08.2017	12:56	24.08.2017	11:05	65,3353°N	11,5646°Ø	5
PF19	23.08.2017	12:59	24.08.2017	11:10	65,3341°N	11,5640°Ø	7
PF19	23.08.2017	13:04	24.08.2017	11:21	65,3356°N	11,5629°Ø	6
PF19	23.08.2017	13:09	24.08.2017	11:30	65,3366°N	11,5755°Ø	6
PF19	23.08.2017	13:12	24.08.2017	11:35	65,3365°N	11,5761°Ø	5
PF19	23.08.2017	13:14	24.08.2017	11:41	65,3336°N	11,5784°Ø	8
PF19	23.08.2017	13:17	24.08.2017	11:47	65,3351°N	11,5778°Ø	8
Referanse	22.08.2017	10:01	23.08.2017	09:44	65,3866°N	11,6448°Ø	7
Referanse	22.08.2017	10:03	23.08.2017	09:53	65,3852°N	11,6448°Ø	6
Referanse	22.08.2017	10:06	23.08.2017	10:07	65,3866°N	11,6497°Ø	8
Referanse	22.08.2017	10:09	23.08.2017	10:11	65,3851°N	11,6507°Ø	7
Referanse	22.08.2017	10:50	23.08.2017	09:42	65,3850°N	11,6508°Ø	7
Referanse	22.08.2017	10:55	23.08.2017	09:49	65,3857°N	11,6492°Ø	6
Referanse	22.08.2017	10:57	23.08.2017	09:54	65,3867°N	11,6509°Ø	5
Referanse	22.08.2017	11:03	23.08.2017	10:00	65,3850°N	11,6452°Ø	6

Appendix 3b. Posisjoner (WGS84) for krabbeteiner på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Brønnøy i Nordland i august 2017. Krabbeteinene ble satt parvis.

Felt	Utsetting Dato	Utsetting Klokkeslett	Trekking Dato	Trekking Klokkeslett	Breddegrad (Desimalmin.)	Lengdegrad (Desimalmin.)	Dyp (m)
PF19	22.08.2017	10:41	23.08.2017	12:22	65,3367°N	11,5751°Ø	8
PF19	22.08.2017	10:43	23.08.2017	12:26	65,3363°N	11,5766°Ø	6
PF19	22.08.2017	10:48	23.08.2017	12:30	65,3338°N	11,5659°Ø	6
PF19	22.08.2017	10:50	23.08.2017	12:34	65,3354°N	11,5644°Ø	6
PF19	22.08.2017	10:54	23.08.2017	12:38	65,3352°N	11,5778°Ø	8
PF19	23.08.2017	12:44	24.08.2017	10:47	65,3365°N	11,5782°Ø	10
PF19	23.08.2017	12:47	24.08.2017	10:50	65,3376°N	11,5780°Ø	9
PF19	23.08.2017	12:48	24.08.2017	10:53	65,3361°N	11,5749°Ø	9
PF19	23.08.2017	12:52	24.08.2017	10:58	65,3334°N	11,5645°Ø	8
PF19	23.08.2017	12:53	24.08.2017	11:02	65,3353°N	11,5628°Ø	7
Referanse	22.08.2017	09:50	23.08.2017	10:24	65,3844°N	11,6504°Ø	7
Referanse	22.08.2017	09:51	23.08.2017	10:20	65,3850°N	11,6490°Ø	8
Referanse	22.08.2017	09:53	23.08.2017	10:29	65,3866°N	11,6505°Ø	7
Referanse	22.08.2017	09:55	23.08.2017	10:32	65,3864°N	11,6456°Ø	6
Referanse	22.08.2017	09:57	23.08.2017	10:35	65,3866°N	11,6417°Ø	8
Referanse	23.08.2017	10:42	24.08.2017	10:06	65,3870°N	11,6422°Ø	8
Referanse	23.08.2017	10:44	24.08.2017	10:10	65,3850°N	11,6439°Ø	7
Referanse	23.08.2017	10:46	24.08.2017	10:13	65,3861°N	11,6458°Ø	8
Referanse	23.08.2017	10:47	24.08.2017	10:16	65,3864°N	11,6500°Ø	8
Referanse	23.08.2017	10:48	24.08.2017	10:20	65,3853°N	11,6498°Ø	7

Appendix 4. Antall individer fanget per art i leppefiskeiner og krabbeteiner på prøvehøstfelt (PF19) og referansefelt i Brønnøy i Nordland i august 2017.

	Leppefiskeine PF19 (80 teinedøgn)	Leppefiskeine Referanse (40 teinedøgn)	Krabbeteine PF19 (20 teinedøgn)	Krabbeteine Referanse (20 teinedøgn)	Total
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	29	22	1	0	52
Sei (<i>Pollachius virens</i>)	175	77	0	0	252
Bergnebb (<i>Ctenolabrus rupestris</i>)	1	1	0	0	2
Dvergulke (<i>Taurulus bubalis</i>)	6	6	0	0	12
Rognkjeks (<i>Cyclopterus lumpus</i>)	1	0	0	0	1
Eremittkreps (<i>Pagurus sp.</i>)	1	0	0	0	1
Krabbe (<i>Cancer pagurus</i>)	0	0	55	75	130
Pyntekrabbe (<i>Hyas coarctatus</i>)	1	0	0	0	1

Retur: Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, NO-5817 Bergen

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
Institute of Marine Research

Nordnesgaten 50 – Postboks 1870 Nordnes
NO-5817 Bergen
Tlf.: +47 55 23 85 00
E-post: post@hi.no

www.hi.no

