

Effekt av tarehøsting på fisk og skalldyr i Flatanger, Nord-Trøndelag 2012–2014

Torjan Bodvin, Henning Steen, Hege Øverbø Hansen,
Hanne Sannæs, Sebastian Bosgraaf og Frithjof Moy



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

ISSN 1893-4536 (online)

PROSJEKTRAPPORT



Nordnesgaten 50, Postboks 1870 Nordnes, 5817 BERGEN
Tlf. 55 23 85 00, Fax 55 23 85 31, www.imr.no

Tromsø 9294 TROMSØ Tlf. 55 23 85 00	Flødevigen 4817 HIS Tlf. 37 05 90 00	Austevoll 5392 STOREBØ Tlf. 55 23 85 00	Matre 5984 MATREDAL Tlf. 55 23 85 00
--	---	--	---

Rapport: Rapport fra Havforskningen	Nr. - År 2-2015
Tittel (norsk/engelsk): Effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr, Flatanger 2014 <i>Effects of kelp harvesting on fish and crabs, Flatanger 2014</i>	
Forfatter(e): T. Bodvin, H. Steen, H.Ø. Hansen, H. Sannæs, S. Bosgraaf og F.E. Moy	

Distribusjon: Åpen
HI-prosjektnr.: 10234-01
Oppdragsgiver(e): FMC-Biopolymer
Oppdragsgivers referanse:

Dato: 30.12.2014
Program: Kystprogrammet
Forskningsgruppe: 427: Bunnhabitater og skalldyr
Antall sider totalt: 29

Sammendrag (norsk):

Havforskningsinstituttet gjennomførte i august 2014 registreringer av fisk ved hjelp av undervannskamera og forsøksfiske med tradisjonell fangstredskap 2 år etter prøvehøsting av stortare (*Laminaria hyperborea*) i Flatanger, Nord-Trøndelag. Undersøkelsene viser at komplementære undersøkelser med bruk av stasjonære kamerarigger og tradisjonelle fangstredskap synes å gi utfyllende kunnskap om fisk og skalldyrforekomster i tareskogsområder, og vil være en god tilnærming for å fange opp eventuelle effekter av tarehøsting på disse organismegruppene. Undersøkelsene i 2014 viser en signifikant økning i prøvehøstefeltet av bergnebb, noe som delvis kan forklares av en økt funksjon av leppefiskesteinene i en trålet tareskog. For torskefisk fanget i leppefiskesteinene (10-30 cm) fant vi imidlertid en signifikant reduksjon i prøvehøstefeltet. For å kunne dokumentere eventuelle langtidseffekter av tarehøsting på bestander av fisk og skalldyr er det viktig med regelmessige oppfølgende undersøkelser.

Summary (English):

The Institute of Marine Research studied effects of kelp (Laminaria hyperborea) harvesting on near shore fish and crab abundance in Flatanger, Nord-Trøndelag in August 2014. Recordings were made using fixed underwater camera systems and traditional fish and crab catching gear in kelp harvested areas and in reference kelp beds. The methods sample different species and sizes of fish, and supplement each other. There was a significant reduction of small cod and an increased amount of wrasse caught in wrasse traps on the harvested field two years after kelp harvesting, compared to pre-harvesting catches, indicating opposite effects of kelp harvesting on these groups of fish. However, the study suffers from a relatively low number of sampling units for the pre-harvesting recordings, and knowledge on the effects of kelp harvesting on fish and crab abundances should be supplemented by future studies.

Emneord (norsk):

1. Tarehøsting
2. Fisk
3. Nord-Trøndelag

Subject heading (English):

1. Kelp harvesting
2. Fish
3. Nord-Trøndelag

Prosjektleder
Torjan Bodvin

Programleder
Jan Atle Knutsen

Innholdsfortegnelse:

1. INNLEDNING	5
2. METODE	6
2.1. LOKALITETER.....	6
2.2. FANGSTREDSKAP	7
2.3. STASJONÆRE KAMERA	9
2.3.1. Kamerasystem	9
2.3.2. Kamerarigger.....	9
2.3.3. Bildeanalyse	10
2.4. EKSPERIMENTELL DESIGN	10
2.5. DATABEHANDLING.....	10
3. RESULTATER	11
3.1. FANGSTREDSKAP	11
3.1.1. Fangster av fisk og skalldyr før og etter prøvehøsting.....	13
3.2. KAMERARIGGER.....	21
3.2.1. Testing billedanalyse 2014.....	21
3.2.2. Registreringsfrekvens av fisk per stasjon.....	22
3.2.3. Registreringsfrekvens av fisk i PF11 og referansefelt før og etter tarehøsting	22
4. DISKUSJON	24
5. KONKLUSJON	26
REFERANSER	27
TAKK.....	29

1. INNLEDNING

Stortareskogene langs norskekysten er produktive systemer (Abdullah & Fredriksen 2004) og skaper habitat for et rikt biologisk mangfold av fastvoksende og mobile organismer (Jorde 1966, Marstein 1997, Christie *et al.* 2003, Norderhaug *et al.* 2003). Produksjonen i tareskogen inngår bl.a. som viktige bidrag i næringskjeder til for eksempel kommersielt utnyttbare fisk og krepsdyr (Fredriksen 2003, Norderhaug *et al.* 2003, 2005, 2007, Christie *et al.* 2007, 2009). Reduksjon og bortfall av tarevegetasjon, f.eks. gjennom tarehøsting eller kråkebollebeiting, vil derfor kunne gi dårligere næringstilgang og skjulmulighet for slike tareassosierte organismer. Tarenæringen gjennomførte i 2012 en prøvehøsting av stortare på definerte felt langs kysten av Nord-Trøndelag. Aktiviteten er en videreføring av et prøvehøsteprosjekt som ble startet i 2010. I forbindelse med prøvehøstingen har Havforskningsinstituttet gjennomført vitenskapelige studier av effekten av prøvehøstingen på taresamfunnene (Steen 2010, Steen *et al.* 2011, 2012a, 2012b, 2013, 2014).



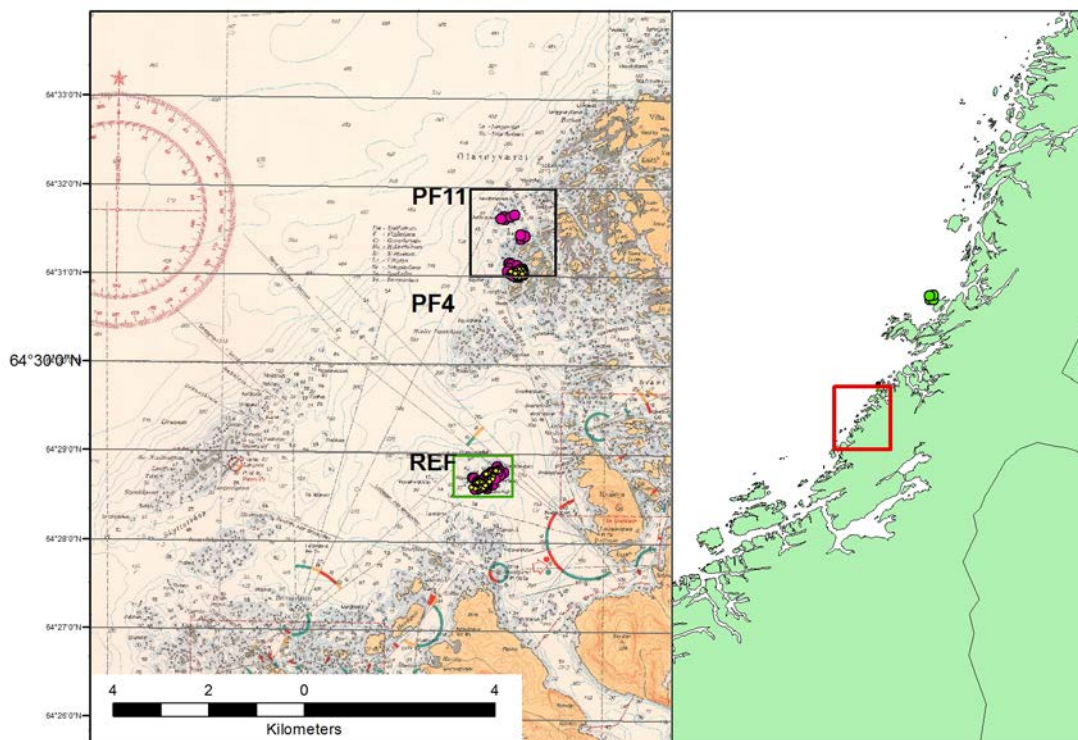
Figur 1. Seistim observert over stortarevegetasjon i Nord-Trøndelag. Bilde fra stasjonær kamerarigg.

Effekter av tarehøsting på fisk er tidligere undersøkt langs norskekysten ved hjelp av fallnot (Høisæter *et al.* 1992, Fosså & Sjøtun 1993), dykkere (Sjøtun 1999) og diverse typer kamerasystem (Lorentsen *et al.* 2010, Steen 2010, Steen *et al.* 2011, 2012a, 2012b, 2013, 2014). Undersøkelser som til nå er gjennomført rundt effekter av tarehøsting på fisk, viser til dels forskjellige resultater. Det er helt klart behov for mer kunnskap rundt denne problemstillingen, samt ytterligere forbedringer av observasjonsmetodikk og datainnsamlingsteknikker. I forbindelse med prøvehøstingen i Nord-Trøndelag i 2011 ble det startet opp undersøkelser med spesialdesignede stasjonære kamerarigger for spesifikt å studere effekter av tarehøsting på forekomst av fisk (Steen *et al.* 2012a, figur 1). Stasjonære kamerasystem har tidligere vist seg som nyttige verktøy for å studere diversitet og forekomst av fisk i tropiske områder, og bruken av denne type observasjonsmetoder er økende (Watson *et al.* 2005, Harvey *et al.* 2007, Langlois *et al.* 2010, Lowry *et al.* 2012, Taylor *et al.* 2013). I 2012 ble studiene videreført (Steen *et al.* 2013). I tillegg ble det, i samarbeid med lokale fiskere, gjennomført et forsøksfiske med leppefiskeketter, sammenleggbare krabbeketter og småmaskete trollgarn for å undersøke effekter av tarehøsting på fisk og krepsdyr med en mest mulig bredspektrert metodikk.

2. METODE

2.1. LOKALITETER

Det undersøkte prøvehøstefeltet PF11 (prøvehøstet i august 2012) og referansefeltet ved Storhennebaken ligger begge i Flatanger kommune i Nord-Trøndelag (figur 2). Samtlige lokaliteter er eksponert for sjø fra vest. Stasjonene ble valgt ut i områder som på forhånd var undersøkt med nedsenkbart kamera og som hadde rik høstbar tarevegetasjon, og som for prøvehøstefeltet sin del tilsvarer de områdene som ble tarehøstet mest intenst. I 2012 ble det gjennomført undersøkelser med stasjonære kamera og diverse fangstredskap i prøvehøstefeltet og referansefeltet før (20.-22.08.12) og etter (25.-27.08.12) prøvehøsting av tare. Det var planlagt oppfølgende undersøkelser i de samme områdene i august 2013, men på grunn av dårlig vær måtte disse undersøkelsene utsettes til 2014. Den oppfølgende undersøkelsen ble derfor gjennomført i august 2014.



Figur 2. Stasjoner med kamerarigger (gule symboler) og fangstredskap (rosa symboler) plassert ut på prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt (RF) i Nord-Trøndelag i 2014.

2.2. FANGSTREDSKAP

Totalt tre passive fangstredskapstyper for fisk og tifotkreps ble benyttet i undersøkelsen. Disse var runde leppefisketeiner, sammenleggbare krabbeteiner og trollgarn nr. 2 (45 mm) 14 omfar 28 m, nylon, se figur 3.



Figur 3. Leppefisketeine (venstre bilde), krabbeteine (midtre bilde) og trollgarn.

All fangstredskap ble plassert i sjøen i løpet av formiddagstimene og trukket påfølgende formiddag før ny utsetting. Det ble gjennomført fiske i to etterfølgende døgn i prøvehøstefeltet (PF11) og referansefeltet (Storhennebaken), rett før prøvehøsting (20.-22.08.12), rett etter prøvehøsting (25.-27.08.14) og to år etter prøvehøsting (16.-18.08.14). Sammenlignet med forundersøkelsene i august 2012, da flere typer redskap ble testet ut (Steen et al. 2013), ble

redskapsantallet i 2014 utvidet til 20 leppefisketeiner (4 lenker, 5 teiner i hver), 10 krabbeteiner (5 lenker, 2 i hver) og 5 trollgarn per døgn i hvert område (tabell 1). Leppefisketeinene ble agnet med knust taskekrabbe, mens krabbeteinene ble agnet med fisk. All fisk ble bestemt til art og lengdemålt, mens all tiftokreps ble bestemt til art og kjønn. Forsøksfiske ble utført vha. lettboat i samarbeid med lokale fiskere (figur 4). Posisjoner (Garmin GPS) og dyp (ekkolodd) ble registrert og loggført for hver stasjon.

Tabell 1. Antall kamerarigger og fangstredskap benyttet til fisk og skalldyrundersøkelser i prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt i Flatanger, Nord-Trøndelag, henholdsvis rett før høsting (20.-22.08.12), rett etter høsting (25.-27.08.12) og to år etter høsting (16.-18.08.14).

	Før høsting (20-22.08.12)		Etter høsting (25-27.08.12)		Etter høsting (16-18.08.14)	
	PF11 Redskap (antall)	Referanse Redskap (antall)	PF11 Redskap (antall)	Referanse Redskap (antall)	PF11 Redskap (antall)	Referanse Redskap (antall)
Kamerarigg	7	7	8	4	7	8
Trollgarn	2	2	4	4	10	10
Leppefisketeine	6	6	10	10	40	40
Krabbeteine	6	6	10	10	20	20



Figur 4. Fisker og skipper Lars Mårvik.

2.3. STASJONÆRE KAMERA

2.3.1. Kameranystem

Totalt 32 kamera av typen GoPro (figur 5) ble benyttet i denne undersøkelsen. Samtlige kamera ble programmert til å ta et stillbilde hvert 5. sekund. Bildene ble lagret på 32 GB Flash minnebrikker med en oppløsning på ca. 5 megapiksler per bilde. Minnebrikker og batterier ble skiftet hver ettermiddag, i perioden 14.00-16.00. Hvert kamera hadde batterikapasitet til 4-6 timers opptak.



Figur 5. GoPro-kamera.

2.3.2. Kamerarigger

Det ble benyttet åtte kamerarigger, hver med en høyde på 3,6 m med et lodd à 10 kg i bunnen og en plastblåse i toppen. Et markeringstau ble festet i loddet og strukket ca. 15 meter langs bunnen til et nytt lodd, og deretter opp til merkede markeringsblåser på overflaten. Kamerariggen er fleksibel og beveget seg med strøm og bølger tilnærmet som en tareplante. På hver rigg ble det plassert et kamerahus 3 m over basis, og et kamerahus 1 m over basis. De øvre (3 m) kameraene dokumenterte fisk rett over tarevegetasjonen (i hovedsak sei/lyr), mens de lave (1 m) kameraene fanget opp fisk som i hovedsak beveger seg nede i tareskogen (berggyllt, torske med mer). På grunn av store variasjoner i bildekvalitet, ble kun de øvre kameraene benyttet i dataanalysene. Dybden på stasjonene varierte fra 4-12 m. Åtte stasjonære kamerarigger ble benyttet per døgn i undersøkelsesperioden som gikk over en 2-døgns periode (16.-18.08.14), fire av riggene plassert ut i PF11 og fire av riggene plassert i referansefeltet. Utplassering av kamerarigger ble gjort vha. lettboat, og posisjoner (Garmin GPS) og dyp (ekkolodd) registrert og loggført for hver stasjon.

2.3.3. Bildeanalyse

Totalt ble det analysert 59 403 bilder til sammen i løpet av de tre undersøkelsesperiodene. For hvert kamera ble det i gjennomsnitt analysert 1 450 bilder, som tilsvarer en opptaksperiode på ca. 2 timer per stasjon. Bildene ble kategorisert mht. forekomst av fisk etter følgende grupperinger: Bilder uten fisk, bilder med 1-10 fisk, bilder med 10-100 fisk og bilder med mer enn (>) 100 fisk. Fisken som ble observert på bilder ble forsøkt bestemt til art/gruppe som sei/lyr, torsk, leppefisk, mens fisk som ikke lot seg klassifisere ble registrert som ubestemt fisk. For å kvalitetssikre datasettet, ble det gjennomført to serier der to forskjellige personer analyserte det samme datasettet. Deretter ble resultatene sammenliknet mht. artsbestemmelse, gruppering og antall bilder registrert med fisk.

2.4. EKSPERIMENTELL DESIGN

I forbindelse med oppstart av prøvehøstingen av tare i 2012 ble det besluttet at registreringsoppsettet skulle baseres på et BACI (Before-After-Control-Impact) -design (Underwood 1991, 1993, 1994), der datainnsamling gjennomføres på prøvehøstefeltet og referansefeltet både før og etter tarehøsting. Dette designet har gjort det mulig å skille mellom naturlig stedsspesifikk variasjon (mellom feltene) og naturlig temporær variasjon (mellom observasjonsperiodene), mens effekten av behandlingen (i dette tilfellet tarehøsting) observeres som interaksjonen mellom de to faktorene.

2.5. DATABEHANDLING

Forekomst av fisk i prøvehøstefeltet (PF11) og referansefeltet før og etter tarehøsting ble sammenlignet vha. toveis variansanalyser med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før Vs etter tarehøsting) som faktorer.

Sannsynlighetsnivåer (p-verdiene) for variansanalyser ble beregnet ved hjelp av resamplinger, der observasjonene trekkes ut tilfeldig og testparameteren (F -verdiene) beregnes på nytt for hver resampling. For hver test ble det kjørt 10 000 resamplinger der frekvensen av resamplede testparameter-verdier som var lik eller mer ekstreme enn den observerte testparameter-verdien, gir sannsynlighetsnivået (Crowley 1992, Bried & Ervin 2011). Som en forsikring mot variansheterogenitet og avvik fra normalfordeling, ble samtlige data kvadratrot-transformert før kjøring av de statistiske testene.

3. RESULTATER

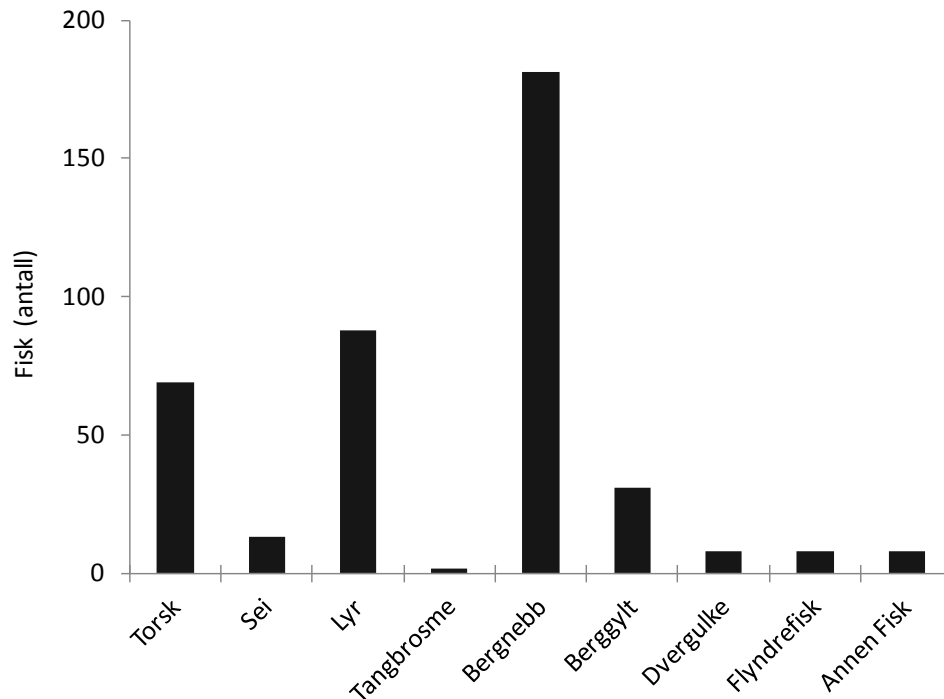
3.1. FANGSTREDSKAP

Totalt ble det fanget 412 fisk i august 2014, fordelt på 12 arter (tabell 2, figur 6). I forhold til 2012-undersøkelsene, ble det ble fanget fire nye arter i 2014. Disse var blåstål, rognkjeks, vanlig ulke og tangsprell (merket *, tabell 1), mens brosme som det ble fanget fire individer av i 2012, ikke ble fanget i 2014.

Tabell 2. Antall arter og individer av fisk og skalldyr med mer fanget i Flatanger august 2014.

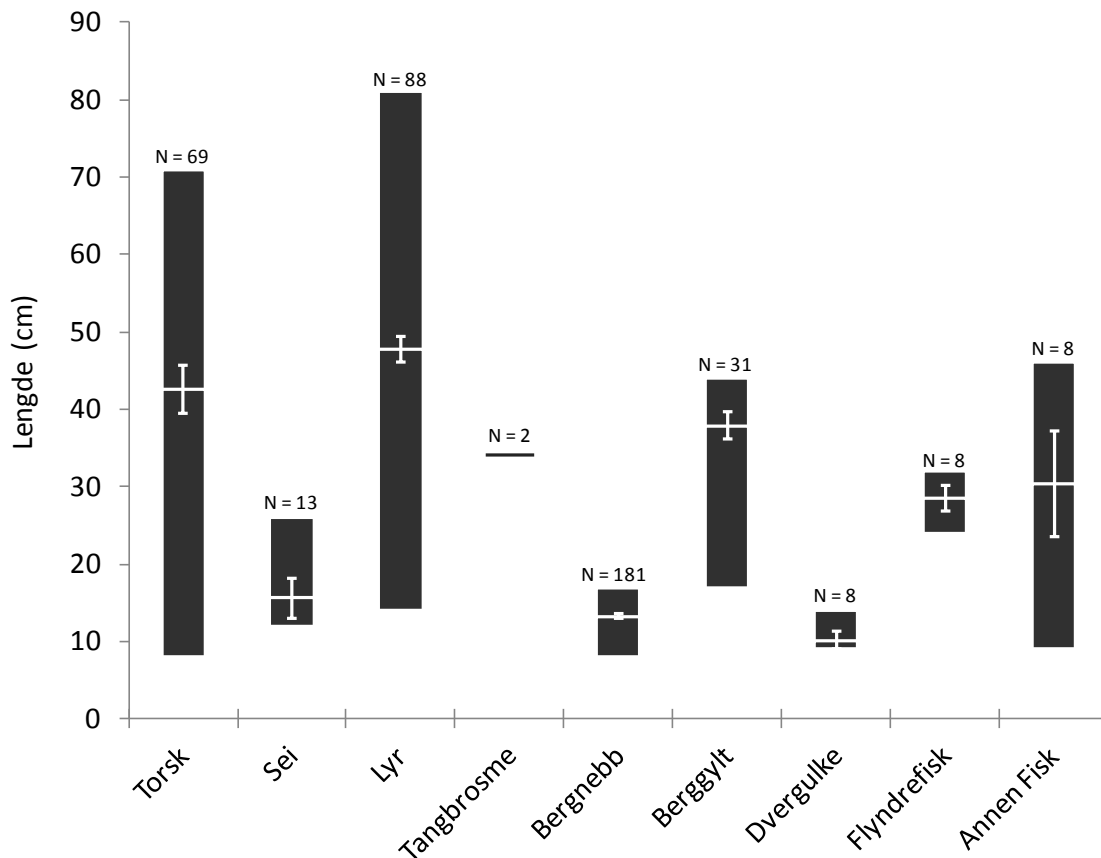
Art (norsk navn)	Art (latinsk navn)	Antall fisk/tifotkreps	% av totalfangst
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	69	17
Sei	<i>Pollachius virens</i>	13	3
Lyr	<i>Pollachius pollachius</i>	91	22
Bergnebb	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	181	44
Berggyllt	<i>Labrus bergylta</i>	31	8
Blåstål	<i>Labrus mixtus</i>	5*	1
Rognkjeks	<i>Cyclopterus lumpus</i>	1*	0
Dvergulke	<i>Taurulus bubalis</i>	8	2
Tangbrosme	<i>Ciliata mustela</i>	2	0
Lomre	<i>Microstomus kitt</i>	8	2
Vanlig ulke	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	2*	0
Tangsprell	<i>Pholis gunnellus</i>	1*	0
Taskekrabbe	<i>Cancer pagurus</i>	315	93
Strandkrabbe	<i>Carcinus maenas</i>	15	4
Pyntekrabbe	<i>Hyas coarctatus</i>	8	2
Eremittkreps	<i>Pagurus sp.</i>	1	0
Kongsnegl	<i>Buccinum undatum</i>	1	100
Arter totalt		18	

Samtidig ble den totale fiskemengden nesten 3-doblet fra 164 i 2012 til 412 i 2014. Men i samme periode ble også innsatsen økt med en faktor på ca. 2 (76 redskapsdøgn totalt i 2012 – 140 redskapsdøgn i 2014). Innsatsen ble økt for å håndtere den store variasjonen i registreringene.



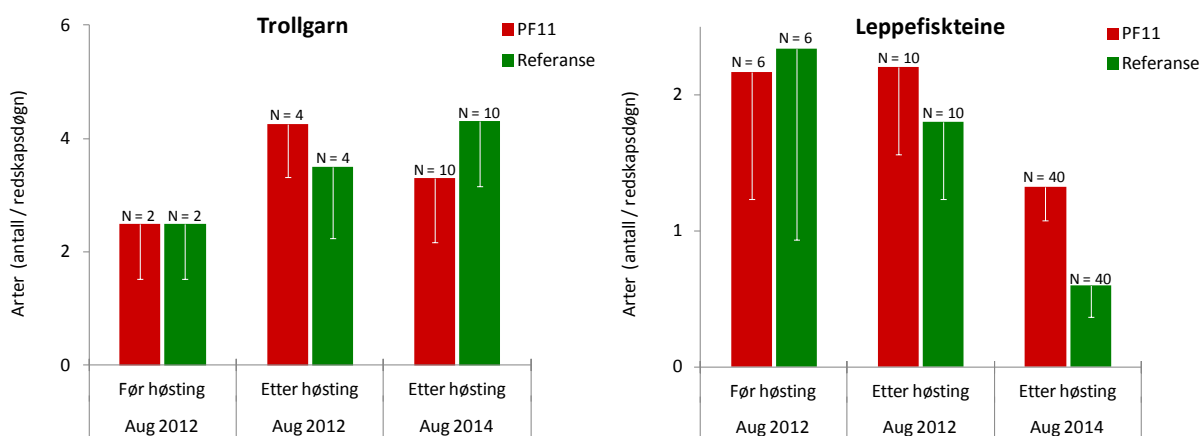
Figur 6. Antall individer av ulike fiskeslag fanget i Flatanger i august 2014. Fangst fra samtlige redskapstyper (trollgarn, leppefiskepine og krabbeteine) og lokaliteter er summert.

Antall og størrelsesfordelingen av fangstene i august 2014 varierte betydelig fra art til art (figur 6, 7). For torsk ble det fanget et bredt størrelsesspekter (8-71 cm) mens det av sei bare ble fanget fisk på 12-25 cm. Det ble kun fanget 13 sei selv om denne arten utgjør den absolutte dominerende bestanden i tilknytning til tareskogen. For lyr var størrelsesspekteret på 14-82 cm. Kameraene fanger imidlertid godt opp seien selv om variasjonen i registreringene gjør det vanskelig å spore signifikante endringer.



Figur 7. Lengde av fisk fanget i Flatanger, Nord-Trøndelag i august 2014 sortert på art/gruppe. Fangstene fra alle redskap (trollgarn, leppefiskeleine og krabbeteine) og felt (prøvehøstefelt og referansefelt) er slått sammen. N = antall fisk per art/gruppe.

3.1.1. Fangster av fisk og skalldyr før og etter prøvehøsting av tare i PF11 og referansefelt

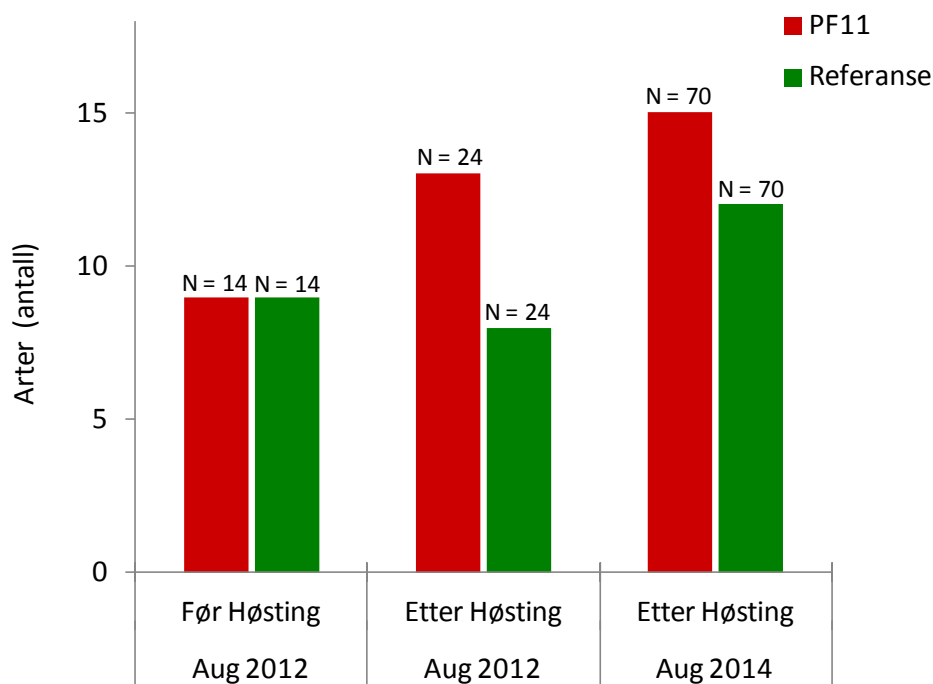


Figur 8. Gjennomsnittlig antall arter fanget med trollgarn (venstre figur) og leppefiskeleine (høyre figur) per redskapsdøgn i prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt i Flatanger, Nord-Trøndelag, henholdsvis rett før og rett etter prøvehøsting i august 2012, samt 2 år senere i august 2014. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap.

Det var en signifikant reduksjon i antall arter fanget i leppefisketeinene fra før høsting i august 2012 til etter høsting i august 2014 både i referansefelt og høstefelt, men det ble ikke påvist noen signifikant forskjell mellom feltene (tabell 3).

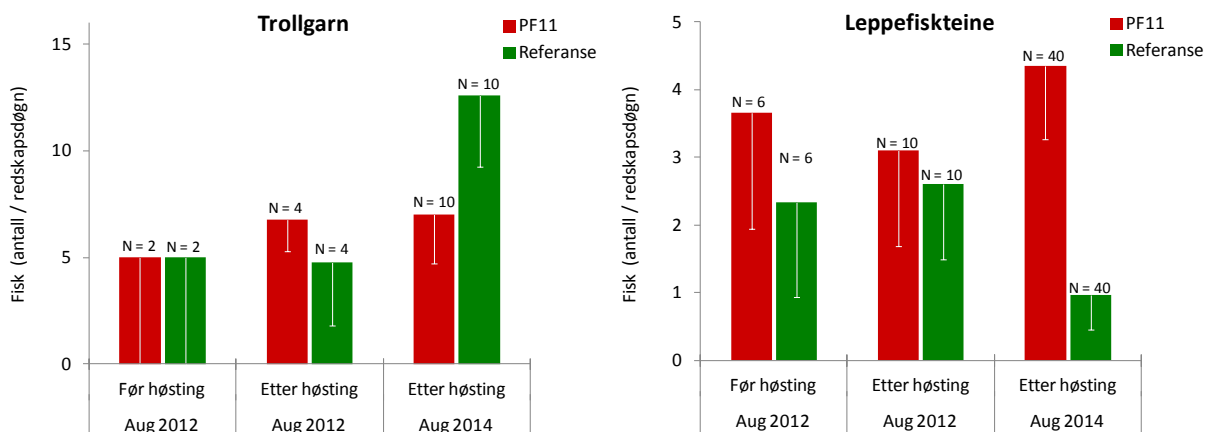
Tabell 3. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs 2 år etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og antall arter fanget per redskapsdøgn i trollgarn og leppefiskeleine som responsvariabel. Signifikante ($p < 0,05$) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	Trollgarn					Leppefiskeleine				
	df	SS	MS	F	P-verdi	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	0,134	0,134	0,934	0,381	1	0,748	0,748	2,382	0,140
Periode	1	0,293	0,293	2,049	0,232	1	2,247	2,247	7,153	0,014
Felt*Periode	1	0,134	0,134	0,934	0,376	1	0,489	0,489	1,557	0,228
Residualer	4	0,572	0,143			20	6,283	0,314		
	7	1,132	0,162			23	9,768	0,425		



Figur 9. Totalt antall arter fanget til sammen i trollgarn, leppefiskeleiner og krabbeteiner på prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt i Flatanger, Nord-Trøndelag, henholdsvis rett før og rett etter prøvehøsting i august 2012, samt 2 år senere i august 2014. N = antall redskap.

Antall arter økte i både høstefelt og referansefelt fra før tarehøsting i 2012 til etter tarehøsting i 2014 (figur 9). Det var imidlertid forventet, da antall redskapsdøgn økte fra 14 til 70.



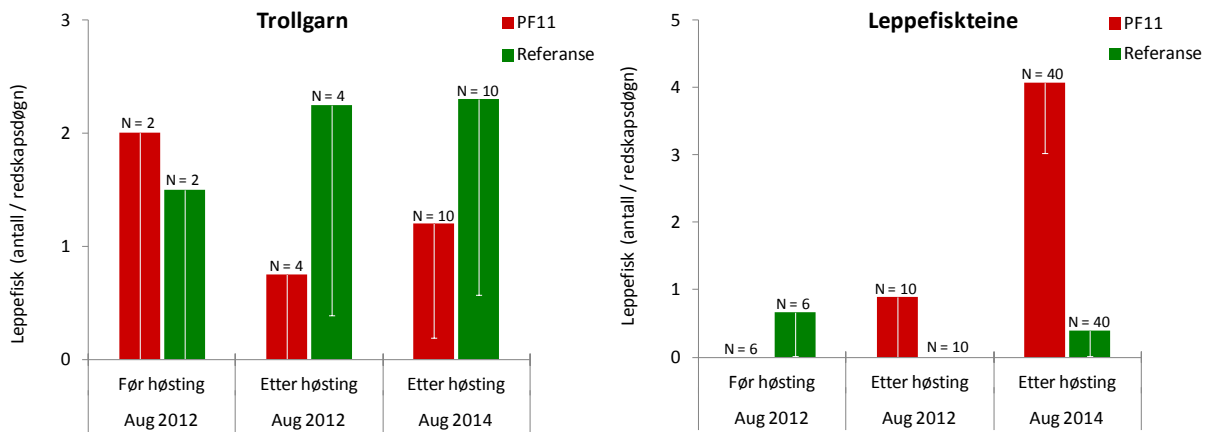
Figur 10. Gjennomsnittlige fangster av fisk per redskapsdøgn i trollgarn (venstre figur) og leppefiskeite (høyre figur) i prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt i Flatanger, Nord-Trøndelag, henholdsvis rett før og rett etter prøvehøsting i august 2012, samt 2 år senere i august 2014. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap.

Gjennomsnittlig fangst av fisk i trollgarn viste en viss økning i referansefeltet mens det i høstefeltet ikke var noen endring. Imidlertid var disse endringene ikke signifikante (tabell 4), da antall garn kun var to før høsting. I 2014 ble det brukt ti fangstdøgn med trollgarn per lokalitet.

For leppefiskeiteinene var tendensen omvendt. Her var det en reduksjon i fiskefangst i referansefeltet og en tendens til økning av fiskefangsten i prøvehøstefeltet. Igjen var det en endring i antall fangstdøgn fra 6 før prøvehøsting til 40 etter prøvehøsting. En annen faktor som kan påvirke resultatet er leppefiskeiteinene sin funksjon i uberørt tareskog kontra en tett, lavvokst tareskog 2 år etter prøvehøsting.

Tabell 4. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs 2 år etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og totalt antall fisk fanget per redskapsdøgn i trollgarn og leppefiskeite som responsvariabel. Signifikante ($p < 0,05$) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	Trollgarn					Leppefiskeite				
	df	SS	MS	F	P-verdi	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	0,625	0,625	0,823	0,391	1	4,079	4,079	6,447	<u>0,022</u>
Periode	1	1,853	1,853	2,443	0,197	1	1,428	1,428	2,258	0,147
Felt*Periode	1	0,625	0,625	0,823	0,397	1	1,560	1,560	2,466	0,137
Residualer	4	3,034	0,758			20	12,654	0,633		
	7	6,136	0,877			23	19,721	0,857		

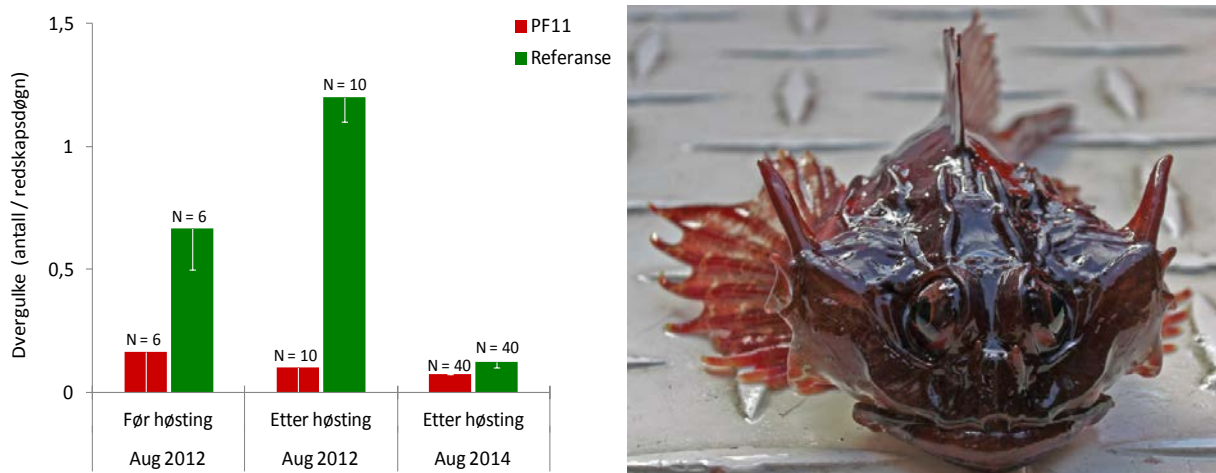


Figur 11. Gjennomsnittlige fangster av leppfisk per redskapsdøgn i trollgarn (venstre figur) og leppefiskeine (høyre figur) i prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt i Flatanger, Nord-Trøndelag, henholdsvis rett før og rett etter prøvehøsting i august 2012, samt 2 år senere i august 2014. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap.

Leppfisk er en av de mest vanlige fiskene i fangstene. I trollgarn der vi har fått berggyllt og blåstål, varierer fangstene så mye at en ikke kan se noe mønster eller tendenser i resultatene (figur 11, tabell 5). For leppefiskeine er det imidlertid annerledes. Her er det utelukkende fanget bergnebb, og resultatene viser en markert (og signifikant) økning av fangst per redskapsdøgn fra 0 til 4 bergnebb per teine per døgn (figur 11, tabell 3). En faktor som kan påvirke resultatet er variasjon i leppefiskeinene sin funksjon i uberørt tareskog kontra en tett, lavvokst tareskog 2 år etter prøvehøsting.

Tabell 5. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs 2 år etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og leppfisk fanget per redskapsdøgn i trollgarn (berggyllt) og leppefiskeine (bergnebb) som responsvariabel. Signifikante ($p < 0,05$) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	<i>Trollgarn</i>					<i>Leppefiskeine</i>				
	df	SS	MS	F	P-verdi	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	0,407	0,407	0,301	0,605	1	1,148	1,148	2,335	0,143
Periode	1	0,383	0,383	0,283	0,617	1	2,769	2,769	5,634	<u>0,027</u>
Felt*Periode	1	0,506	0,506	0,375	0,555	1	8,109	8,109	16,496	<u>0,001</u>
Residualer	4	5,404	1,351			20	9,831	0,492	1,000	
	7	6,700	0,957			23	21,857	0,950		

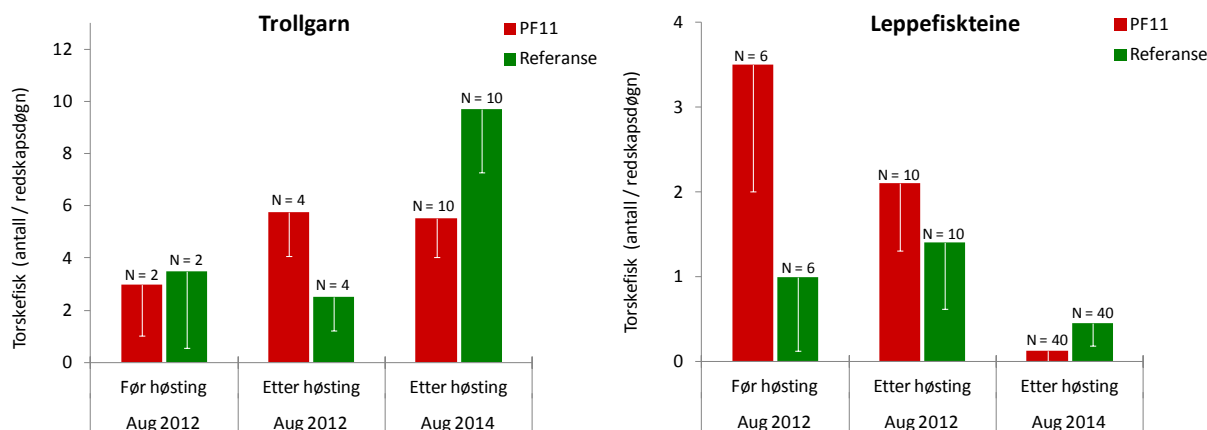


Figur 12. Gjennomsnittlig fangst av dvergulke (venstre figur) per redskapsdøgn i leppefiskeiteiner på prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt i Flatanger, Nord-Trøndelag, henholdsvis rett før og rett etter prøvehøsting i august 2012, samt 2 år senere i august 2014.. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap. Dvergulke (*Taurulus bubalis*) fanget i leppefiskeiteine (høyre figur).

Tabell 6. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs 2 år etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og dvergulke fanget per redskapsdøgn i leppefiskeiteine som responsvariabel. Signifikante ($p < 0,05$) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	<i>Leppefiskeiteine</i>				
	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	0,304	0,304	1,586	0,203
Periode	1	0,525	0,525	2,738	0,081
Felt*Periode	1	0,263	0,263	1,374	0,223
Residualer	20	3,832	0,192		
	23	4,925	0,214		

Som en kuriositet har vi tatt med resultatene av fangst av dvergulke. Dette er en ikke-kommersiell art som i varierende grad fanges i leppefiskeiteiner. Fangstene har variert sterkt og var i 2012 etter prøvehøsting på > 1 per fangstdøgn i referansefeltet. I august 2014 var imidlertid dvergulke nesten forsvunnet fra fangstene i både referansefelt og prøvehøstefelt. På grunn av store variasjoner og få teiner før prøvehøsting, var imidlertid ingen av disse endringene signifikante (figur 12, tabell 6).



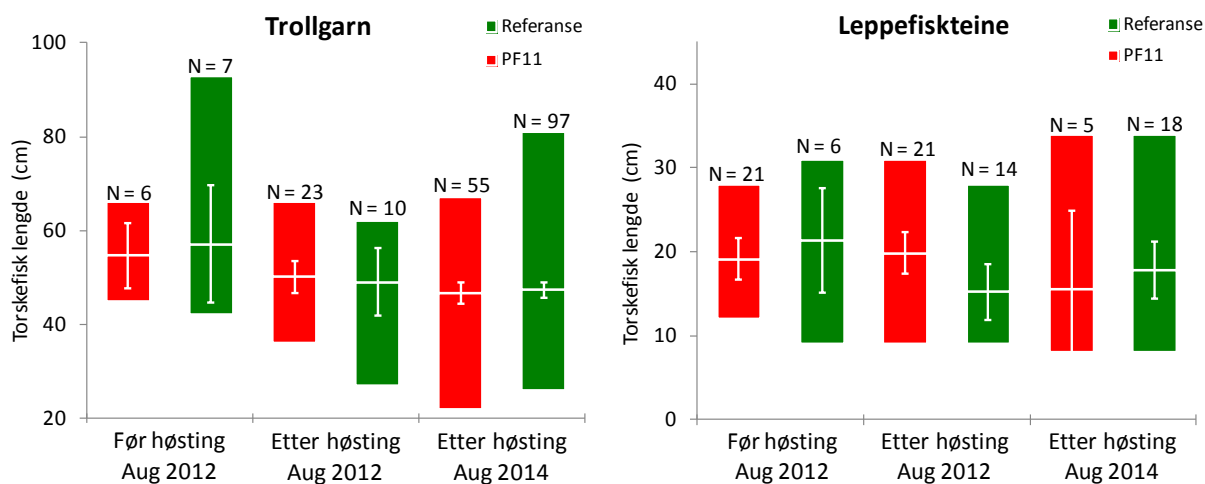
Figur 13. Gjennomsnittlig fangst av torskfisk per redskapsdøgn i trollgarn (venstre figur) og leppefiskeiteiner (høyre figur) på prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt i Flatanger, Nord-Trøndelag, henholdsvis rett før og rett etter prøvehøsting i august 2012, samt 2 år senere i august 2014. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap.

For torskfisk var effekten den motsatte av det vi fant for leppefisk ved bruk av leppefiskeite. Her var det en signifikant reduksjon i fangst per redskapsdøgn i prøvehøstefeltet fra før prøvehøsting i 2012 til 2 år etter prøvehøsting i 2014 (figur 13, tabell 7). Endringene fra før prøvehøsting til etter prøvehøsting i 2012 var imidlertid ikke signifikante.

For trollgarn er det en klar tendens til økende fangst i referansefeltet. Imidlertid er før-dataene her kun basert til to redskapsdøgn. Det har derfor ikke vært mulig å påvise signifikante endringer vha. en ANOVA-test (figur 13, tabell 7).

Tabell 7. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs 2 år etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og torskfisk fanget per redskapsdøgn i trollgarn og leppefiskeite som responsvariabel. Signifikante ($p < 0,05$) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	Trollgarn					Leppefiskeite				
	df	SS	MS	F	P-verdi	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	0,509	0,509	1,814	0,242	1	1,073	1,073	3,611	0,070
Periode	1	1,785	1,785	6,368	0,072	1	7,156	7,156	24,081	0,000
Felt*Periode	1	0,329	0,329	1,174	0,336	1	2,347	2,347	7,898	0,012
Residualer	4	1,121	0,280			20	5,943	0,297		
	7	3,744	0,535			23	16,519	0,718		

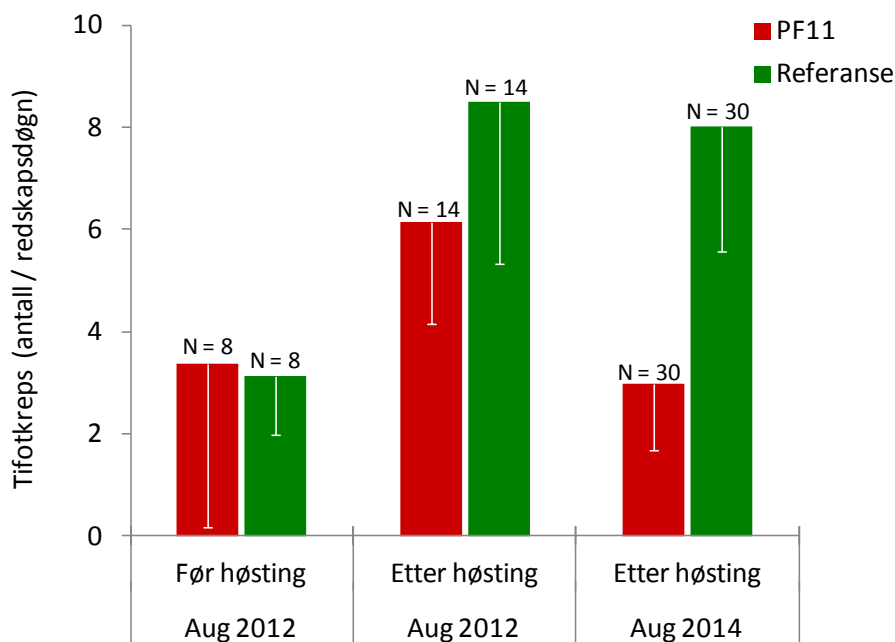


Figur 14. Lengde av torskfisk fanget i trollgarn (venstre figur) og leppefiskeleine (høyre figur) på prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt i Flatanger, Nord-Trøndelag, henholdsvis rett før og rett etter prøvehøsting i august 2012, samt 2 år senere i august 2014. Nedre og øvre del av søylene representerer minimum- og maksimumslengden. Hvite tverrlinjer i søylene representerer gjennomsnittslengden, mens hvite vertikale linjer representerer 95 % konfidensintervall. N = antall lengdemålte torskfisk.

Ser vi på lengdefordelingen på torskfisk, er det en signifikant reduksjon i lengde på torskfisk fanget i trollgarn fra før prøvehøsting 2012 til etter prøvehøsting i 2014 (figur 14, tabell 8). Det er imidlertid ingen forskjell mellom referansefelt og prøvehøstefelt. Endringen kan derfor ikke tilbakeføres til prøvehøstingen, men er sannsynligvis en trend for hele området.

Tabell 8. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs 2 år etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og lengde av torskfisk fanget i trollgarn og leppefiskeleine som responsvariable. Signifikante ($p < 0,05$) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	<i>Trollgarn</i>					<i>Leppefiskeleine</i>				
	df	SS	MS	F	P-verdi	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	0,004	0,004	0,510	0,483	1	0,025	0,025	0,800	0,384
Periode	1	0,035	0,035	4,846	<u>0,040</u>	1	0,057	0,057	1,796	0,199
Felt*Periode	1	0,003	0,003	0,448	0,511	1	0,012	0,012	0,376	0,548
Residualer	20	0,146	0,007			16	0,510	0,032		
	23	0,189	0,008			19	0,604	0,032		



Figur 15. Gjennomsnittlig fangst av tifotkreps per redskapsdøgn i trollgarn og krabbeteiner (slått sammen) på prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt i Flatanger, Nord-Trøndelag, henholdsvis rett før og rett etter prøvehøsting i august 2012, samt 2 år senere i august 2014. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap.

Når det gjelder fangst av tifotkreps, utgjør taskekrabbe mer enn 90 % av fangsten (tabell 1). Det er en klar økning i fangst per redskapsdøgn i referansefeltet, men ANOVA-testen viser at endringen ikke er signifikant. Årsaken til dette er sannsynligvis det lave antallet redskapsdøgn før høsting. I prøvehøstefeltet ser vi en tendens til økning rett etter høsting, men 2 år senere er fangst per redskapsdøgn på samme nivå som før høsting (figur 15, tabell 9).

Tabell 9. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs 2 år etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og tifotkreps fanget per redskapsdøgn i trollgarn og krabbeteine (slått sammen) som responsvariabel. Signifikante ($p < 0,05$) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	<i>Trollgarn + Krabbeteine</i>				
	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	3,868	3,868	3,319	<u>0,067</u>
Periode	1	1,767	1,767	1,516	0,219
Felt*Periode	1	2,163	2,163	1,856	0,177
Residualer	28	32,628	1,165		
	31	40,425	1,304		

3.2. KAMERARIGGER

3.2.1. Testing billedanalyse 2014

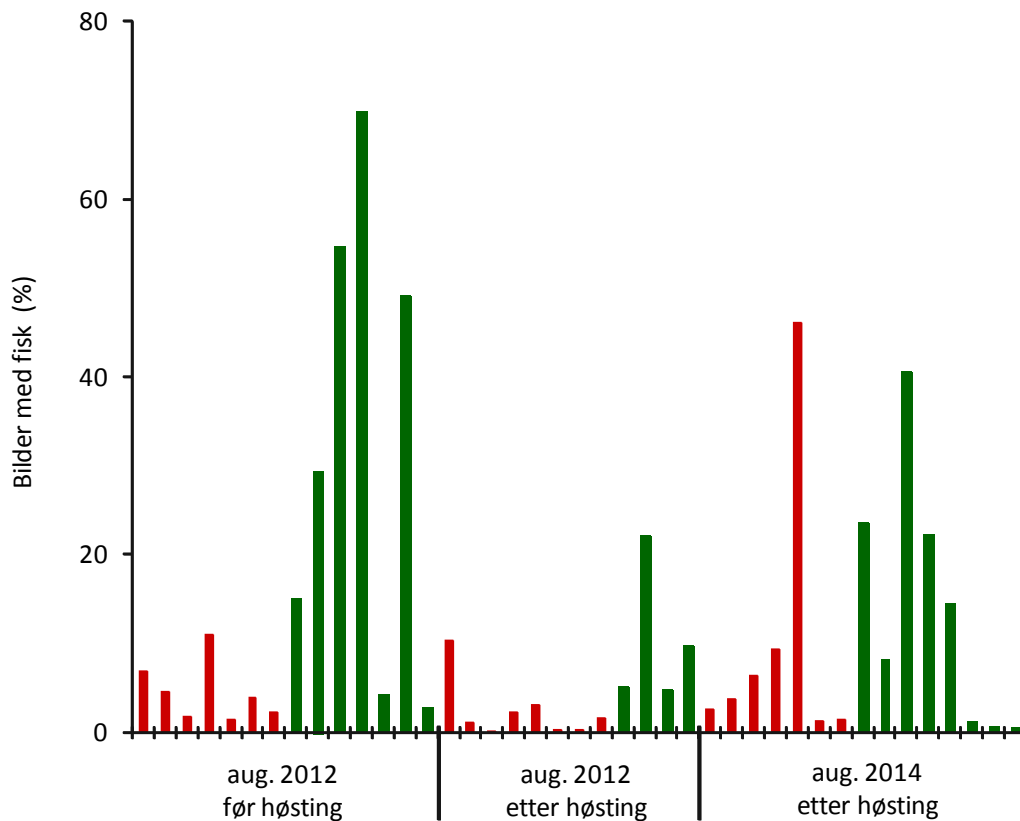
For å teste stabiliteten av billedanalysene gjennomført på stillbildene, ble to bildeserier (à 1000 bilder per serie) lest parallelt av to personer. Bildeseriene som ble brukt i sammenligningen var en serie med lite fisk og en serie med mye fisk. Bildene ble lest i programmet Able Photo Slide Show med en billedhastighet på 0,5 bilder per sekund. Når fisk ble observert, ble bildene stoppet og vurdert med hensyn til art og antall.

Det var få forskjeller i registrering i serien med lite fisk (tabell 10). I serien med mye fisk, var det forskjeller i totalt antall fisk i grupperingen 1-10 fisk, hovedsakelig i registreringen av Sei/Lyr og Leppefisk. Person B registrerte færre fisk enn person A. Person B registrerte færre Sei/Lyr og Torskefisk, men flere fisk under kategorien Andre fisk/Ubestemt. Når gruppene Sei/Lyr, Torskefisk og Andre fisk/Ubestemt slås sammen, registrerte person B fortsatt færre fisk enn person A i grupperingen 1-10 fisk. Person B registrerte færre leppefisk enn person A. Person A hadde registreringer av en leppefisk stående på samme sted, person B hadde færre registreringer av denne. For grupperingen 10-100 fisk er forskjellen mellom leserne liten.

Tabell 10. Test av billedanalysemetodikk. Antall registreringer av fisk arter/grupper per bildeserie (1000 bilder) av person A og B.

		Totalt fisk		Sei/Lyr		Torsk		Leppefisk		Torskefisk		Andre fisk		Sei/Lyr og Torskefisk + Andre fisk	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
		Lite fisk	1-10 fisk	10	13	1	1	0	0	0	0	1	2	8	10
	10-100 fisk	18	19	9	0	0	0	0	0	9	14	0	5		
	> 100 fisk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Mye fisk	1-10 fisk	130	85	35	10	0	0	31	7	22	17	42	51	99	78
	10-100 fisk	27	30	7	0	0	0	0	0	11	0	9	30	27	30
	> 100 fisk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

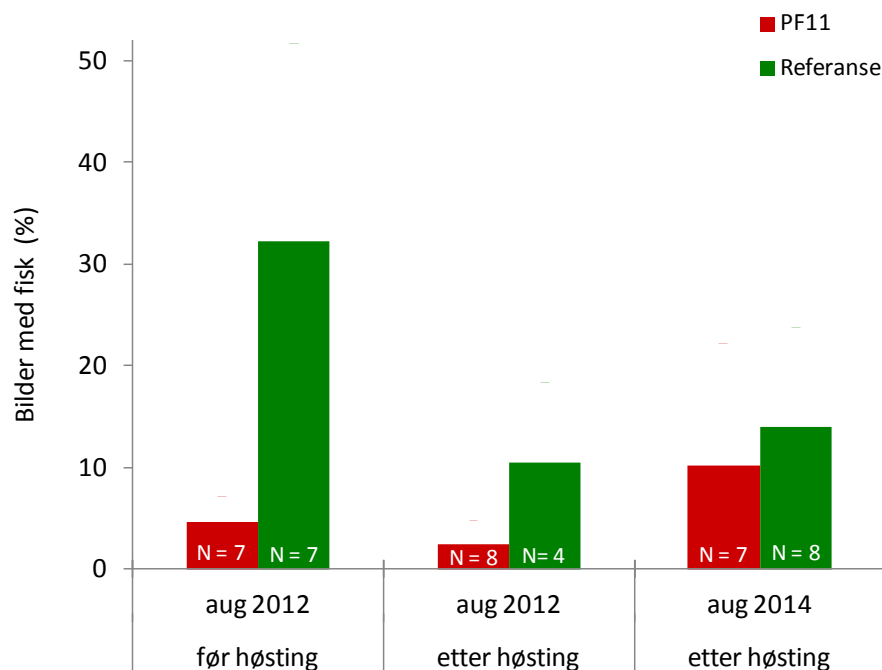
3.2.2. Registreringsfrekvens av fisk per stasjon



Figur 16. Registreringsfrekvens av fisk i Flatanger, Nord-Trøndelag. Observert gjennom kamera montert 3 m over sjøbunnen, henholdsvis rett før og rett etter prøvehøstingen i august 2012, samt 2 år senere i august 2014. Stasjoner i referansefelt (grønne søyler) og stasjoner i prøvehøstefelt (røde søyler).

3.2.3. Registreringsfrekvens av fisk i PF11 og referansefelt før og etter tarehøsting i 2012 samt i 2014

Frekvensen av bilder med fisk tatt gjennom kamera plassert 3 m over sjøbunnen var signifikant høyere på stasjoner i referansefeltet, enn på stasjoner i PF11 før tarehøsting (figur 16, 17). 2 år etter prøvehøsting er det imidlertid ingen signifikant forskjell på feltene. Det ble ikke registrert forskjeller i registreringsfrekvens fra før til 2 år etter høsting for noen av feltene, og heller ikke interaksjonseffekter mellom faktorene felt og periode (tabell 11).



Figur 17. Gjennomsnittlig frekvens av bilder med fisk i Flatanger, Nord-Trøndelag. Observert gjennom kamera montert 3 m over sjøbunnen på stasjoner i prøvehøstefelt (røde søyler) og referansefelt (grønne søyler), henholdsvis rett før og rett etter prøvehøstingen i august 2012, samt 2 år senere i august 2014. Vertikale linjer markerer øvre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall stasjoner.

Tabell 11. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs 2 år etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og frekvens av bilder med fisk observert gjennom kamera plassert 3 m over sjøbunnen som responsvariabel. Signifikante ($p < 0,05$) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	<i>Kamerarigg</i>				
	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	23,313	23,313	5,863	<u>0,025</u>
Periode	1	3,400	3,400	0,855	0,302
Felt*Periode	1	11,339	11,339	2,851	0,092
Residualer	24	95,437	3,977		
	27	133,49	4,944		

4. DISKUSJON

Undersøkelsene gjennomført i Nord-Trøndelag i 2012 viste at torskefisk som sei og lyr var de tallmessig dominerende artene i tareskogene i dette området. For kameraobservasjonene i 2012 ble 98 % av fisken som lot seg identifisere, klassifisert som enten sei eller lyr, mens disse to artene utgjorde samme år kun ca. 18 % (sei) og 36 % (lyr) av fiskefangstene tatt med tradisjonelle fiskeredskap totalt, både før og etter prøvehøsting. Selv om det ikke ble gjort noe forsøk på å kvantifisere forholdet mellom sei og lyr på bildene som ble analysert, var hovedinntrykket likevel at sei var den mest tallrike arten. Dette er også i tråd med observasjonene fra 2011, da mer enn 95 % av fisken som lot seg bestemme til art, var sei.

Mesteparten av seien ble observert over tareskogen (figur 1). Dette var sannsynligvis sei på vandring (stimer), eller på jakt etter mat. I 2014 utgjorde sei kun 3 % av totalfangsten med tradisjonelle fiskeredskap, mot 18 % av totalfangsten i 2012, mens lyr utgjorde 22 % av totalfangstene i 2014, mot 37 % av totalfangsten i 2012. Fangsten av leppefisk utgjorde imidlertid hele 44 % i 2014 mot 22 % i 2012. Torsk gikk fra 9 % i 2012 til 17 % i 2014. Det totale fangstantallet av fisk ble imidlertid nesten 3-doblet fra 164 fisk i 2012 til 412 fisk i 2014. Men i samme periode ble også innsatsen økt med en faktor på ca. 2 (76 redskapsdøgn totalt i 2012 – 140 redskapsdøgn i 2014).

Det forekom nesten ikke sei i fangstene tatt med trollgarn, som i teorien burde fanget bedre pelagisk fisk enn f.eks. leppefisketeiner, der arten ble fanget. Disse variasjonene illustrerer viktigheten av å kombinere visuelle observasjonsmetoder med et bredt spekter av fangstredskap for å fange opp variasjoner og diversitet av fisk i tareskogshabitater.



Figur 18. Sei (*Pollachius virens*) observert over tarevegetasjon i Nord-Trøndelag.

Tidligere studier har vist at torsk i stor grad er nattaktiv, mens sei er aktiv døgnet igjennom (Norderhaug 2003, Norderhaug *et al.* 2005, Espeland *et al.* 2010). Taskekrabbe og hummer er også nattaktive dyr (Woll & van der Mehreen 1997, Moland *et al.* 2011) og ble ikke observert gjennom kameraene på dagtid. Derimot ble det fanget krabber i teiner og garn som fisket døgntkontinuerlig, og som derfor vil være viktige redskap i studier av slike organismer.

Forsøksoppsettet for kameraobservasjoner og forsøksfiske er basert på et BACI (Before-After-Control-Impact) -design som inkluderer datainnsamling på prøvehøstefelt (PF11) og referansefelt, både før og etter tarehøsting. Dette gir bedre grunnlag for å skille reelle effekter av tarehøstingen på forekomst av fisk fra bakgrunnsvariasjoner i tid og rom, enn hva som har vært tilfelle i enkelte tidligere studier der observasjoner kun foreligger for perioden etter tarehøsting (Lorentsen *et al.* 2010, Steen *et al.* 2012a). I undersøkelsene til Lorentsen *et al.* 2010 og Steen *et al.* 2012a var registreringene av fisk høyere i tarevegeterte områder, enn i tarehøstede områder. På grunn av mangel på informasjon fra perioden før tarehøsting for disse studiene, kan det imidlertid ikke utelukkes at de observerte forskjellene i fiskeforekomster skyldes stedsspesifikke variasjoner. En studie som inkluderer observasjoner av fisk i tarehøstede og ikke-høstede (kontroll) områder, både før og etter høsting, ble gjennomført vha. dykkere i Øygarden, Hordaland på 1990-tallet (Sjøtun 1999). I denne undersøkelsen ble det ikke registrert vesentlige forskjeller i forekomster av torskefisk eller leppefisk mellom tarehøstede og kontrollområder, verken før eller etter tarehøsting.

Det ble funnet en signifikant positiv effekt av tarehøsting på fangstene av bergnebb i leppefiskeiteiner (figur 11, tabell 5) fra registreringene før prøvehøsting til 2 år etter prøvehøsting. Denne effekten kan være reell eller være knyttet til at leppefiskeiteinene fanger bedre når de ligger i en tett 1 m høy tareskog med myke stilker enn når de plasseres i en 2,5-3 m høy tareskog med tykke, stive tarestilker som ikke gir etter. For torskefisk fanget i leppefiskeiteinene var imidlertid resultatene helt motsatt. Her ble det funnet en signifikant nedgang i fangstene fra før prøvehøsting i 2012 til 2 år etter prøvehøsting i 2014. Registreringene gjennomført like etter prøvehøsting i august 2013 viste ikke en slik effekt (figur 13). For trollgarnfangster av leppefisk (dvs. berggyllt) og torskefisk (dvs. individer større enn ca. 30 cm) var det ingen forskjeller mellom prøvehøstefeltet og referansefeltet, eller mellom periodene fra før til etter tarehøstingen. For krabber tatt i krabbeteiner og trollgarn var det en generell økning av fangstene fra før til etter tarehøsting (figur 15) fra før prøvehøsting til like etter prøvehøsting i 2012. I 2014 fant vi en ytterligere økning i referansefeltet, mens registreringene i prøvehøstefeltet nå var tilbake på tilsvarende nivå som før prøvehøsting. Antall redskapsdøgn benyttet i denne undersøkelsen (spesielt i perioden før prøvehøsting) var imidlertid i minste laget for å kunne påvise eventuelle signifikante fangsteffekter. Antall redskapsdøgn med garn er derfor økt fra 2 til 10 redskapsdøgn per behandling, og tilsvarende er antall redskapsdøgn med krabbeteiner økt fra 6 til 20 i senere studier.

Testing av billedanalysemetodikken viste små forskjeller når det gjaldt totalt antall bilder med fisk, men større forskjeller når det gjaldt gruppering. På grunn av denne usikkerheten i analysene er resultatene som presenteres, ikke gruppert på arter. Gjennomsnittlig frekvens av bilder med fisk var i utgangspunktet før prøvehøsting signifikant forskjellige mellom de to områdene med de høyeste registreringene i referanseområdet. 2 år etter prøvehøsting er denne forskjellen borte. En finner derfor ingen effekt av prøvehøstingen på stimfisk basert på data fra stillbilderiggen.

Observasjoner og fiske etter prøvehøstingen av stortare i august 2012 ble startet opp mindre enn ett døgn etter at tarehøsteaktiviteten var avsluttet, noe som medførte nedsatt sikt pga. løse revne algefragmenter, og som også festet seg i fangstredskaper (Steen *et al.* 2013). Om, og i hvilken grad, dette forholdet faktisk påvirket observasjonene/fangstene i 2012, er vanskelig å si, men kan ikke utelukkes. For å unngå forstyrrende effekter som nedsatt sikt og tilgrising av fangstredskap samt endringer i fangstgrunnet på grunn av tidspunkt på året, er senere undersøkelser etter tarehøsting utsatt til året etter at høsteaktiviteten er avsluttet.

5. KONKLUSJON

Komplementære undersøkelser med bruk av stasjonære kamerarigger og tradisjonelle fangstredskap synes å gi utfyllende kunnskap om fisk og skalldyrforekomster i tareskogsområder, og vil være en god tilnærming for å fange opp eventuelle effekter av tarehøsting på disse organismegruppene. Observasjoner i Nord-Trøndelag i 2012 tydet på at forekomst av fisk og skalldyr i liten grad påvirkes av prøvehøstingen av tare som til nå har vært utført i dette området. Observasjonene i 2012 ble imidlertid gjennomført svært kort tid etter prøvehøsting, noe som medførte nedsatt sikt pga. løse revne algefragmenter og som også festet seg i fangstredskaper. Om, og i hvilken grad, dette forholdet faktisk påvirket observasjonene/fangstene i 2012 er vanskelig å si, men kan ikke utelukkes.

I 2014 derimot, fant vi en signifikant økning i prøvehøstefeltet av bergnebb, noe som delvis kan forklares av en økt funksjon av leppefiskesteinene i en trålet tareskog. For torskefisk fanget i leppefiskesteinene (10-30 cm) fant vi imidlertid en signifikant reduksjon i prøvehøstefeltet. Andre tester ga ikke signifikante utslag som kan relateres til prøvehøstingen. For å kunne dokumentere eventuelle langtidseffekter av tarehøsting på bestander av fisk og skalldyr, vil det også være viktig med regelmessige oppfølgende undersøkelser. Det anbefales derfor at sammenlignbare studier, som kombinerer visuelle observasjonsmetoder med garn og teinefiske, gjennomføres i minst to høstefelt per region, med oppfølgende undersøkelser minimum hvert annet år over en 6-årsperiode, for å dekke den antatte gjenvekstperioden etter prøvehøsting av tare.

REFERANSER

- Abdullah MI, Fredriksen S. 2004. Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 887–894.
- Bried JT, Ervin GN. 2011. Randomized intervention analysis for detecting non-random change and management impact: Dragonfly examples. *Ecological Indicators* 11: 535–539.
- 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.
- Christie H, Norderhaug KM, Fredriksen S. 2009. Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series* 396: 221–233.
- Crowley PH. 1992. Resampling methods for computation-intensive data analysis in ecology and evolution. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23, 405–447.
- Espeland SH, Thoresen AG, Olsen EM, Stige LC, Knutsen H, Gjøsæter H, Stenseth NC. 2010. Diel vertical migration patterns in juvenile cod from the Skagerrak coast. *Marine Ecology Progress Series* 405, 29–37.
- Fosså JH, Sjøtun K. 1993. Tareskogsøkologi, fisk og taretråling. *Fiskets Gang* 2-1993: 16-26.
- 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.
- Harvey ES, Cappo M, Butler JJ, Hall N, Kendrick GA. 2007. Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. *Marine Ecology Progress Series* 350, 245-254.
- Høisæter T, Fosså JH, Lein TE. 1992. Tareskogen som habitat og oppvekstområde for fisk i relasjon til eventuelle skadevirkninger av taretråling. Et forprosjekt – IFM rapport nr. 3, 1992, Universitetet i Bergen.
- Jorde I. 1966. Algal associations of a coastal area south of Bergen, Norway. *Sarsia* 23: 1–52.
- Langlois TJ, Harvey ES, Fitzpatrick B, Meeuwig JJ, Shedrawi G, Watson DL. 2010. Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquatic Biology* 9, 155-168.
- Lorentsen SH, Sjøtun K, Grémillet D. 2010. Multi-trophic consequences of kelp harvest. *Biological Conservation* 143: 2054–2062.
- Lowry M, Folpp H, Gregson M, Suthers I. 2012. Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of artificial reefs in estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 416-417: 243–253.
- Marstein AC. 1997. Epiphyttic algae on kelp stipes from Vega – an area with varying densities of sea urchins. *Blyttia* 3: 123-129.
- Moland E, Olsen EM, Knutsen H, Knutsen JA, Enersen SE, André C, Stenseth NC. 2011. Activity patterns of wild European lobster *Homarus gammarus* in coastal marine reserves: implications for future reserve design. *Marine Ecology Progress Series* 429, 197-207.
- Norderhaug KM. 2003. Importance of macrofauna in transferring kelp forest primary production to higher levels in the food web. Dr. Scient Thesis. University of Oslo.
- 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, Fredriksen S. 2007. Space limitation in a Norwegian kelp *Laminaria hyperborea* forest? Evidence from using artificial habitats. *Journal of Sea Research* 58: 120–124.
- Sjøtun K. 1999. Kva innebærer taretrålinga for fisken? Pp. 82-86 i: I Aure J et al. (Eds.) *Havets miljø 1999. Fisken og havet, særnr. 2-1999*. Bergen.
- Steen H. 2010. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2010. *Fisken og Havet* 2010-8.

- 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, Bodvin T, Moy FE. 2012a. Visuell registrering av fisk etter prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag i 2011. Fisken og Havet 2012-1.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2012b. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2012. Fisken og Havet 2012-4.
- Steen H, Bodvin T, Moy FE. 2013. Effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr - Nord-Trøndelag 2012. Fisken og Havet 2013-4.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2014. Undersøkelser av stortarehøsting i Nord-Trøndelag og Nordland i 2013. Fisken og Havet 2014-3.
- Taylor MD, Baker J, Suthers IM. 2013. Tidal currents, sampling effort and baited remote underwater video (BRUV) surveys: Are we drawing the right conclusions? *Fisheries Research* 140: 96-104
- Underwood AJ. 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. 42(5): 569-587.
- Underwood AJ. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology* 18: 99-116.
- Underwood AJ. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4: 3-15.
- Watson DL, Harvey ES, Anderson JA, Kendrick GA. 2005. A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology* 148, 415-425.
- Woll A, van der Meeren G. 1997. Taskekrabben (*Cancer pagurus*) – biologi, næring og forvaltning. Møreforskning. Rapport Nr. Å9703. Ålesund.

TAKK

Vi vil takke Lars og Øyvind Mårvik for all hjelp til feltarbeid, samt gode råd og diskusjoner i forbindelse med planlegging og gjennomføring av forsøksfiske i Flatanger i 2012 og 2014.