

# Effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr i Vikna, Nord-Trøndelag, 2013

Torjan Bodvin, Henning Steen og Frithjof Moy, Havforskningsinstituttet



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET  
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH



# PROSJEKTRAPPORT



Nordnesgaten 50, Postboks 1870 Nordnes, 5817 BERGEN  
Tlf. 55 23 85 00, Fax 55 23 85 31, [www.imr.no](http://www.imr.no)

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

**Rapport:**  
Rapport fra Havforskningen

**Nr. - År**  
38-2014

**Tittel (norsk/engelsk):**  
Effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr i Vikna, Nord-Trøndelag 2013.  
*Effects of kelp harvesting on fish and crustaceans in Vikna, Nord-Trøndelag 2013.*

**Forfatter(e):**  
T. Bodvin, H. Steen og F.E. Moy

**Distribusjon:**

Åpen

**HI-prosjektnr.:**

80234-01

**Oppdragsgiver(e):**

Fiskeridirektoratet/  
FMC-Biopolymer

**Oppdragsgivers referanse:**

**Dato:**

22.12.2014

**Program:**

Kystøkosystemer

**Forskningsgruppe:**

427: Bunnsamfunn og  
kystinteraksjoner

**Antall sider totalt: 26**

## **Sammendrag (norsk):**

Havforskningsinstituttet gjennomførte i juni og august 2013 registreringer av fisk ved hjelp av undervannskamera og forsøksfiske med tradisjonell fangstredskap før og etter prøvehøsting av stortare (*Laminaria hyperborea*) i Vikna (Nord-Trøndelag). I tillegg var det i august 2013 planlagt oppfølgende undersøkelser året etter prøvehøstingen i Flatanger, men disse måtte utsettes til 2014 pga. vanskelige værforhold. Resultatene fra Flatanger-undersøkelsene blir derfor presentert i rapporten for 2014. For undersøkelsene som ble gjennomført i Vikna i 2013 ble det ikke påvist signifikante effekter av tarehøsting, verken på fisk eller tiftokreps. Slike effekter kan imidlertid være tilslørt av store variasjoner i datasettene, blant annet som en følge av sesongvariasjoner i forekomst av enkelte arter.

## **Summary (English):**

The Institute of Marine Research studied effects of kelp (*Laminaria hyperborea*) harvesting on near shore fish and crab abundance in Vikna (Nord-Trøndelag) in June (before) and August (after) 2013. A similar follow up survey one year after kelp harvesting in Flatanger was planned in August 2013, but had to be postponed for another year due to bad weather conditions. The "after" surveillance in Flatanger was performed in August 2014, and will be presented in a separate report. Recordings were made using fixed underwater camera systems and traditional fish and crab catching gear in kelp harvested areas and in reference kelp beds. Recordings from Vikna in 2013 indicate no significant effects of kelp harvesting on nearshore fish and crab abundances. Such effects may however be disguised by large variations in the data sets, partly because of seasonal variations in fish and crab abundances between the before (June) and after (August) surveillances.

## **Emneord (norsk):**

1. Tarehøsting
2. Fisk
3. Vikna
4. Nord-Trøndelag

## **Subject heading (English):**

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

Prosjektleder  
Torjan Bodvin

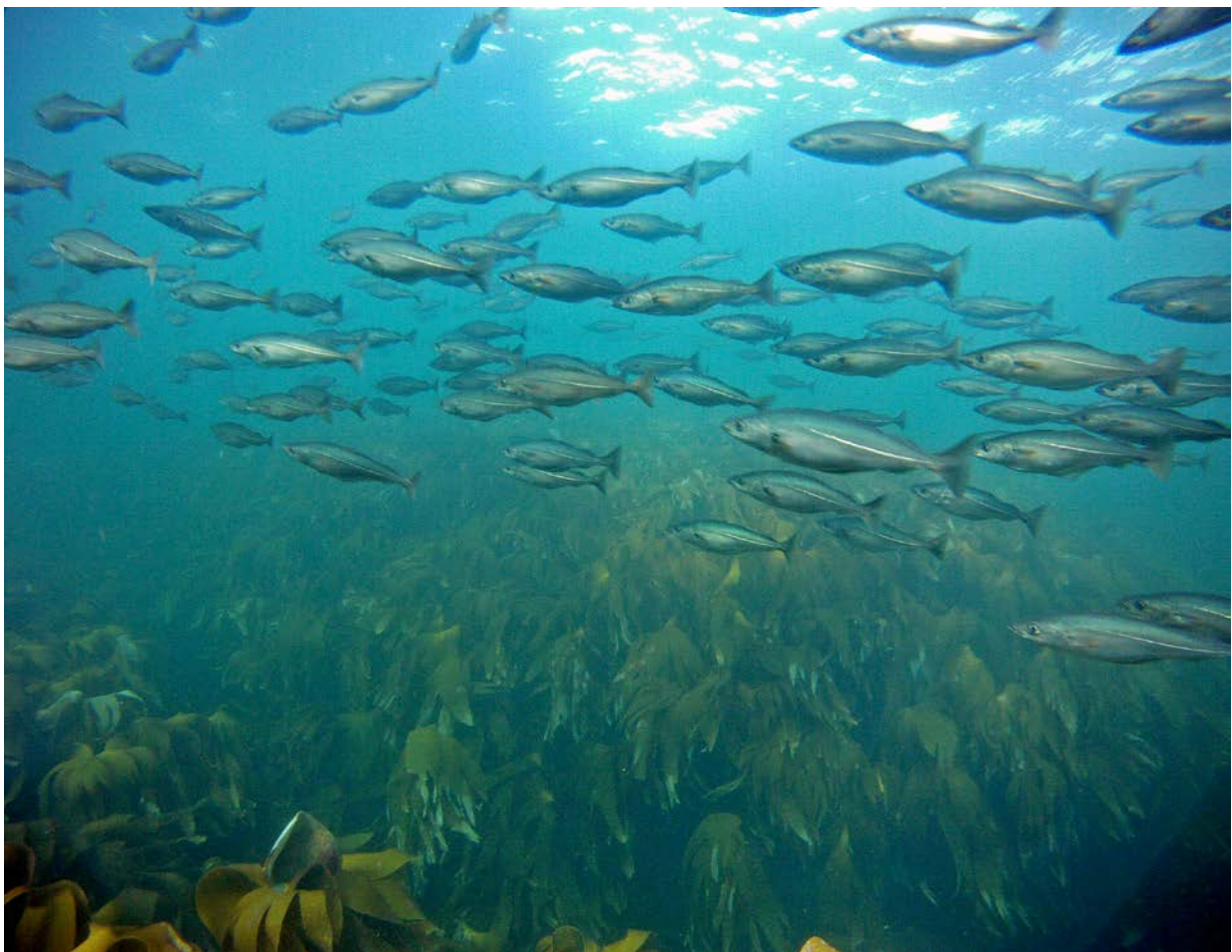
Programleder  
Jan Atle Knutsen

## **Innhold**

1. INNLEDNING .....	5
2. METODE .....	6
2.1. LOKALITETER.....	6
2.2. FANGSTREDSKAP .....	7
2.3. STASJONÆRE KAMERA.....	8
2.3.1. Kamerasystem .....	8
2.3.2. Kamerarigger.....	8
2.3.3. Bildeanalyse .....	9
2.4. EKSPERIMENTELL DESIGN .....	10
2.5. DATABEHANDLING.....	10
3. RESULTATER .....	10
3.1. FANGSTREDSKAP .....	10
3.1.1. Redskapseffektivitet, fangstdiversitet og størrelsesfordeling.....	11
3.1.2. Fangster før og etter prøvehøsting av tare i PF24 og referansefelt .....	13
3.2. KAMERARIGGER.....	18
3.2.1. Registreringer av arter/grupper av fisk.....	18
3.2.2. Registreringsfrekvens av fisk per stasjon.....	19
3.2.3. Registreringsfrekvens av fisk i prøvehøstefelt og referansefelt .....	20
4. DISKUSJON .....	21
5. KONKLUSJON .....	23
REFERANSER .....	24

## 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. FMC Biopolymer AS gjennomførte i 2013 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 i Nord-Trøndelag har Havforskningsinstituttet gjennomført vitenskapelige studier av effekten av prøvehøstingen på taresamfunnene (Steen 2010, Steen *et al.* 2011, Steen *et al.* 2012a, Steen *et al.* 2012b, Steen *et al.* 2013, Steen *et al.* 2014).



Figur 1. Seistim observert over stortarevegetasjon i Nord-Trøndelag.

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, Steen *et al.* 2012a, Steen *et al.* 2012b, Steen *et al.* 2013, Steen *et al.* 2014). Undersøkelser som til nå er gjennomført rundt effekter av tarehøsting på fisk viser til dels forskjellige resultater, og det er helt klart behov for mer kunnskap rundt denne problemstillingen, samt ytterligere forbedringer av observasjonsmetodikk og datainnsamlingsteknikker.

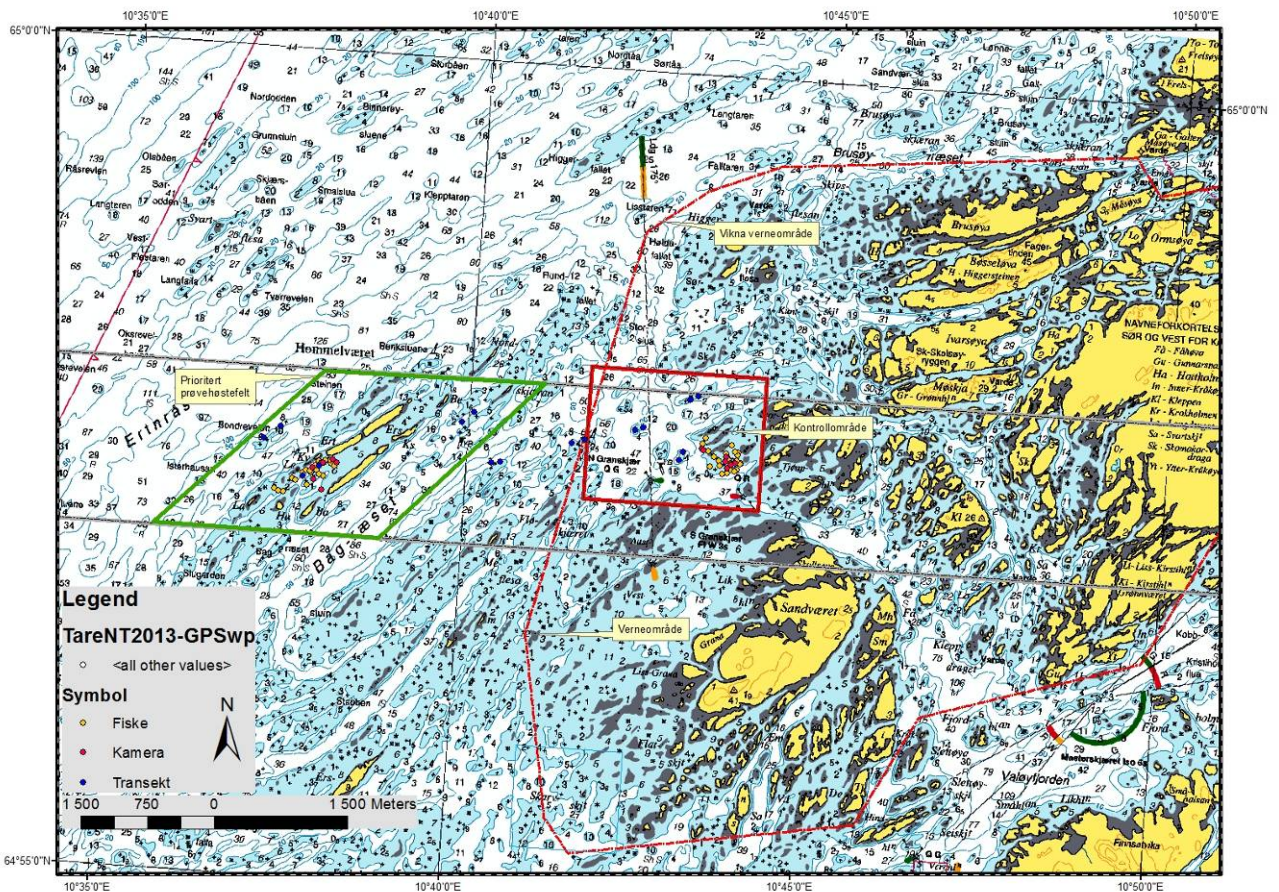
I forbindelse med prøvehøstingen i Nord-Trøndelag i 2011 ble det startet opp undersøkelser med spesialdesignede stasjonære kamerarigger for spesifikt å studere effekter av tarehøsting på forekomst av fisk (Steen *et al.* 2012a, figur 1). Stasjonære kamerasystem har tidligere vist seg som nyttige verktøy 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 det så gjennomført omfattende undersøkelser i et prøvehøstefelt (PF11) og et referansefelt før og like etter høsting i Flatanger. I tillegg til bruk av stasjonære kamerarigger ble det, i samarbeid med lokale fiskere, gjennomført et forsøksfiske med forskjellige typer tradisjonell fangstredskap for å undersøke effekter av tarehøsting på fisk og krepsdyr med en mest mulig bredspektret metodikk.

I 2013 ble det så gjennomført undersøkelser i Vikna før høsting (1.-2. juni) og etter høsting (23.-24. august). Det ble gjennomført et program med stasjonære kameraer samt bruk av trollgarn, leppefiskeiteiner og krabbeteiner. Dette innebar bruk av 5 trollgarn, 10 leppefiskeiteiner, 10 krabbeteiner og 4 rigger med stillbildekameraer per felt per døgn i 2 døgn både før og etter tarehøsting.

## **2. METODE**

### **2.1. LOKALITETER**

Det undersøkte prøvehøstefeltet PF24 og det utvalgte referansefeltet ved Stordraget ligger begge i Vikna kommune i Nord-Trøndelag (figur 2). 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 PF24 ble det gjennomført undersøkelser rundt Hummelværet med stasjonære kamera og diverse fangstredskap før (1.-2.06.13) og etter (23.-24.08.13) prøvehøsting av tare.



Figur 2. Stasjoner med kamerarigger og fangstredskap plassert ut på prøvehøstefelt (PF24, grønt felt) og referansefelt (RF, rødt felt) i Vikna, Nord-Trøndelag i 2013.

## 2.2. FANGSTREDSKAP

Valg av redskap ble gjort etter en omfattende undersøkelse i 2012 i samarbeid med lokale fiskere i Flatanger. Redskapene som ble valgt for å fange bredest mulig, både av arter og størrelse, var trollgarn nr. 2 (45 mm), 14 omfar, 28 m (nylon), runde leppefisketeiner og sammenleggbare krabbeteiner med galvanisert rist til bunn (Steen *et al.* 2013). Krabbeteiner ble agnet med fisk, mens leppefisketeiner ble agnet med knust taskekrabbe.

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 før (1.-3.06.13) og etter (23.-25.08.13) tarehøsting i prøvehøstefeltet (PF24) og i referansefeltet (Stordraget). Det ble benyttet 5 garn, 10 leppefisketeiner og 10 krabbeteiner per område per døgn. Leppefisketeinene var koblet 5 i lenke og krabbeteinene 2 i lenke. Forsøksfiske ble utført vha. lettboat/sjark i samarbeid med lokale fiskere/båtførere, Lars Mårvik i juni og Paul Martin Wigdahl i august 2013 (figur 3). Posisjoner (Garmin GPS) og dyp (ekkolodd) ble registrert og loggført for hver stasjon/redskap.



Figur 3. Skipperne Lars Mårvik (juni 2013) og Paul Martin Wigdahl (august 2013).

## 2.3. STASJONÆRE KAMERA

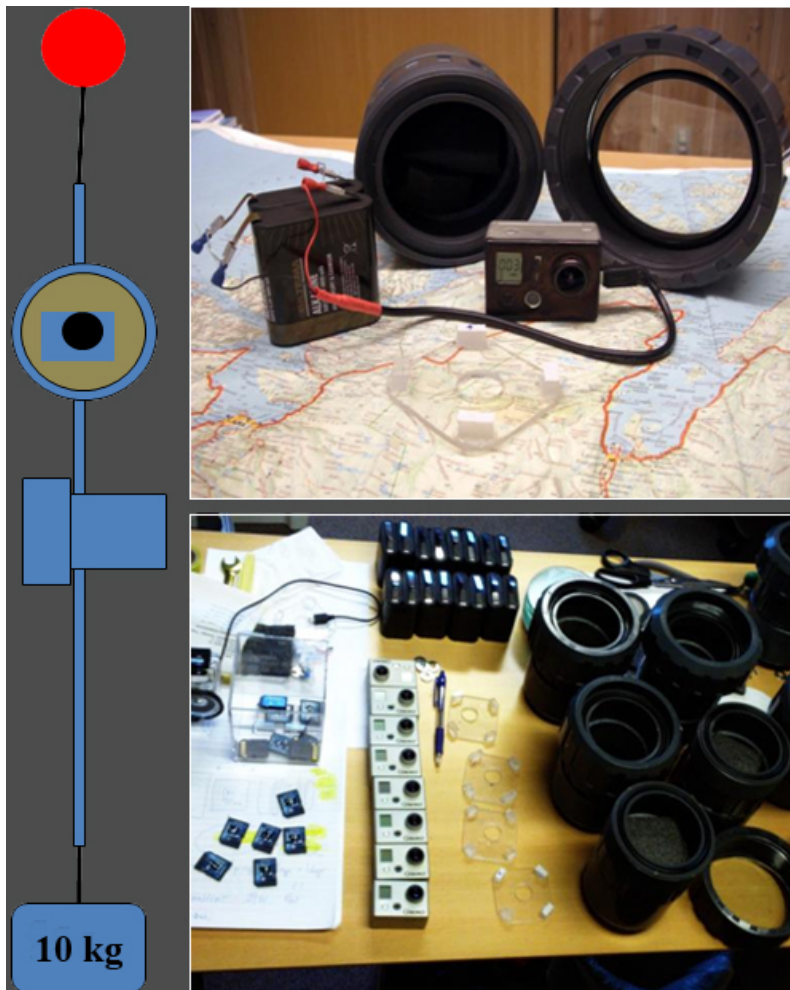
### 2.3.1. Kerasystem

Totalt 32 kamera av typen GoPro 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. Den innebygde batterikapasiteten i kameraene ble forlenget ved at kameraene ble koblet til eksterne batteripakker bestående av standard 4,5V batterier. Kamera og batteripakker monteres i spesialutviklede undervannshus. Minnebrikker og batterier ble skiftet hver ettermiddag i perioden 14.00-16.00.

### 2.3.2. Kamerarigger

Det ble benyttet 8 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 (figur 5). På hver rigg ble det plassert et kamerahus 3 m over basis, og et kamerahus 1 m over basis. De øvre (3 m) kameraene vil da ha utsyn rett over tarevegetasjonen, mens de lave (1 m) kameraene vil ha utsyn mellom tarestilkene eller eventuelt nede i trålsprene etter tarehøstingen. Dybden på stasjonene varierte fra 5-11 m.





Figur 4. GoPro-kamera, kamerahus og kamerarigg (illustrasjon til venstre).

8 stasjonære kamerarigger ble benyttet per døgn, 4 i prøvehøstefelt PF24 og 4 i referansefeltet, i undersøkelsesperioden som gikk over to etterfølgende døgn, henholdsvis før og etter tarehøsting. Utplassering av kamerarigger ble gjort vha. lettboat, og posisjoner (Garmin GPS) og dyp (ekkolodd) registrert og loggført for hver stasjon.

### 2.3.3. Bildeanalyse

Det ble kun benyttet bilder fra de øvre kameraene i analysen, da bilder fra de nedre kameraene hadde svært varierende kvalitet. Totalt ble det analysert 104 046 bilder. Antall kameraer i bruk varierte noe fra dag til dag pga. problemer med lekkasjer i kamerahusene. Bildene ble kategorisert mhp. 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. For å få et estimat på forekomst av fisk, ble bilder med 1-10 fisk gitt verdien 2, bilder med 10-100 fisk gitt verdien 20, og bilder med mer enn 100 fisk gitt verdien 200. Fisken som ble observert på bilder ble forsøkt bestemt til art/gruppe som sei/lyr, torsk, leppefisk, mens fisk som ikke lot seg klassifisere som art, ble registrert som enten torskefisk eller ubestemt fisk.

## **2.4. EKSPERIMENTELL DESIGN**

I forbindelse med prøvehøstingen av tare i 2012 ble det benyttet 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 gjør det mulig å skille mellom naturlig stedsspesifikk variasjon (mellom feltene) og naturlig temporær variasjon (mellom observasjonsperiodene). Erfaringene med dette designet fra 2012 var svært god. Det var derfor naturlig å anvende samme metodikk i Vikna-undersøkelsene. Imidlertid ble etterundersøkelsene i 2012 gjennomført bare timer etter høsting. Resultatet var en del tarestilker i garnene. I tillegg ble det konkludert med at oppvirvling av organiske partikler, knusing av kråkeboller etc. kunne kortsiktig påvirke fiskebestandene uten at virkningen nødvendigvis ville være til stede over lengre tid. Vi valgte derfor å gjennomføre før-undersøkelsene i juni og etterundersøkelsene i august. Svakheten med et slikt opplegg er jo at en gjennomfører undersøkelsene på 2 forskjellige tidspunkt og dermed også 2 forskjellige sammensetninger av størrelse (og arter) av fisk og skalldyr. Vår vurdering var at så lenge vi i et BACI-design studerer de relative forskjeller i en før-etter-situasjon, burde det ikke skape for store vanskeligheter.

## **2.5. DATABEHANDLING**

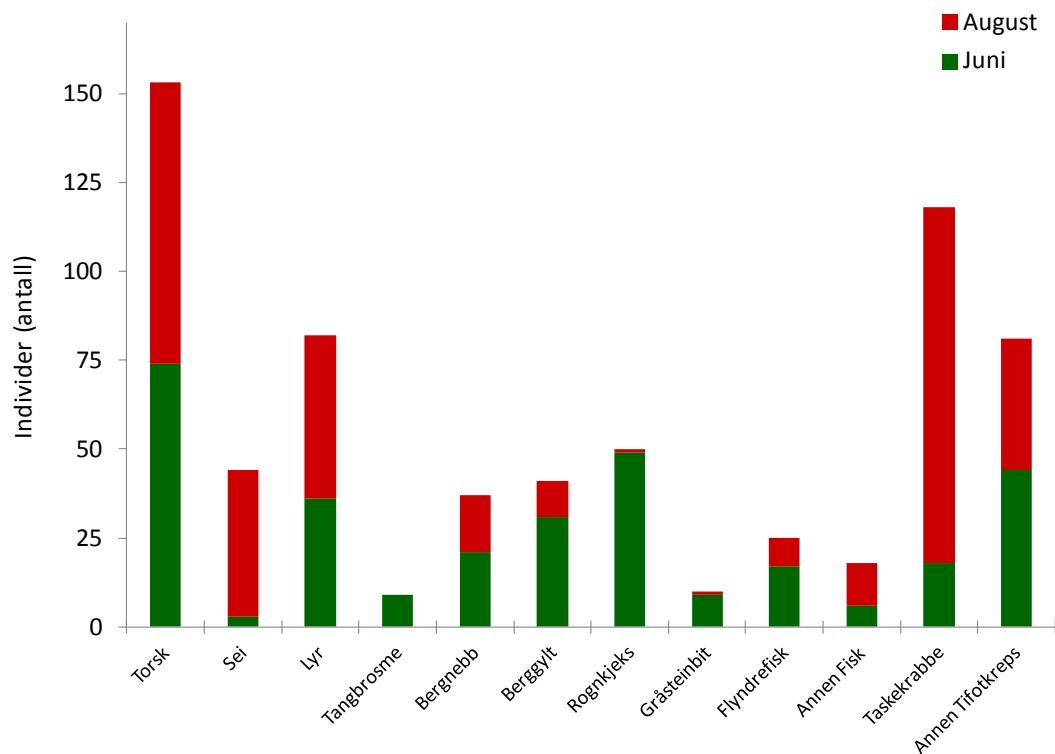
Forekomst av fisk og skalldyr i prøvehøstefeltet (PF24) og referansefeltet før og etter tarehøsting ble sammenlignet vha. toveis variansanalyser (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før Vs etter tarehøsting) som faktorer. Effekten av behandlingen (i dette tilfellet tarehøsting) vil da fremkomme som interaksjonen mellom de to faktorene i variansanalysene.

## **3. RESULTATER**

### **3.1. FANGSTREDSKAP**

Det ble benyttet samme utvalg av fangstredskaper som i 2012 basert på en bred uttesting i samarbeid med lokale fiskere i Flatanger (Steen *et al.* 2013). Totalt ble det i utgangspunktet benyttet 5 trollgarn, 10 leppefisketeiner og 10 krabbeteiner per område per døgn. Det reelle antallet varierte noe pga. mangel på agn (leppefisk) og skader på redskap (trollgarn). Det ble fisket i 2 døgn i både prøvehøstefelt og referansefelt både før og etter prøvehøsting.

### 3.1.1. Redskapseffektivitet, fangstdiversitet og størrelsesfordeling



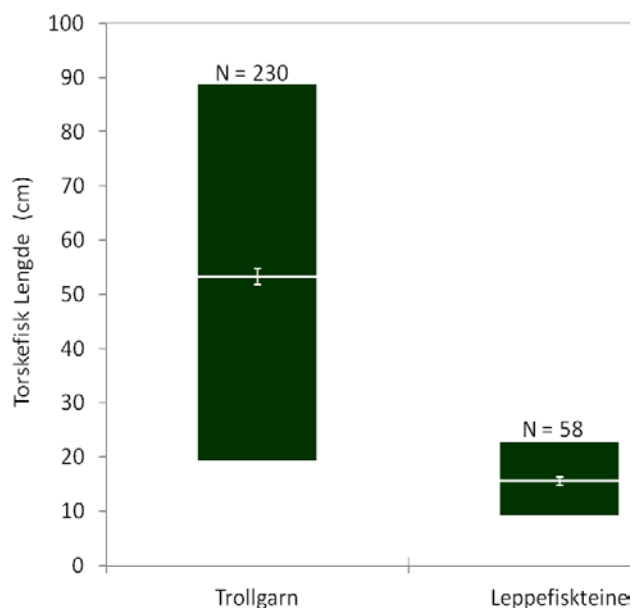
Figur 5. Totalfangst (alle redskap, begge felt) av arter/grupper fisk og skalldyr i Vikna i juni og august 2013.

Som det fremgår av figur 5, var det som ventet store variasjoner i fangsten av fisk og tifotkreps mellom før- og etterundersøkelsene. Men ved begge undersøkelsene ble det fanget et bredt spekter av arter og størrelser.



Figur 6. Rensing av trollgarn.

Størrelsesfordelingen av torskefisk fanget i trollgarn (figur 7) og leppefiskeiteiner overlapper så vidt, da trollgarnet fanget torskefisk ned til ca. 20 cm lange individer, og leppefiskeiteiner fanget torskefisk inntil ca. 25 cm lange individer (figur 7).



Figur 7. Størrelsesfordeling på torskfisk fanget i trollgarn og leppefiskeiteiner. N = antall lengdemålte torskfisk.

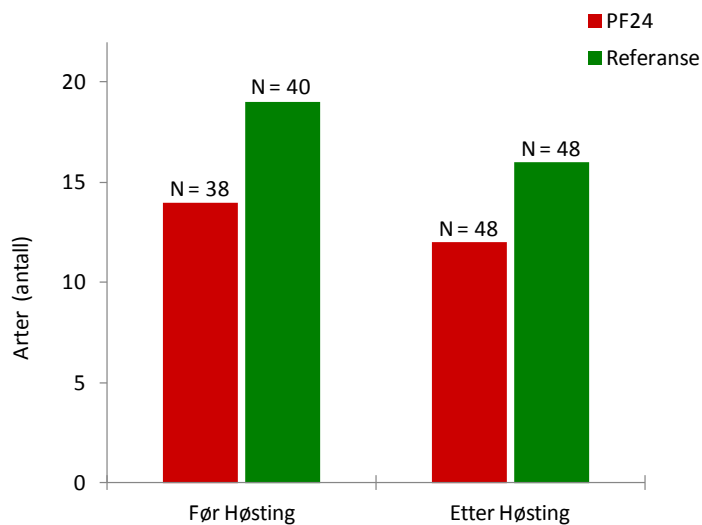
Tabell 1. Artsliste for fangst av fisk og tifotskreps i Vikna i juni og august 2013. Fangster for samtlige redskapstyper og felt er summert.

Artsnavn		Vikna	Vikna	Vikna
Norsk navn	Latinsk navn	Jun 2013	Aug 2013	total
Torsk	Gadus morhua	74	79	153
Sei	Pollachius virens	3	41	44
Lyr	Pollachius pollachius	36	46	82
Bergnebb	Ctenolabrus rupestris	21	16	37
Berggylt	Labrus bergylta	31	10	41
Rognkjeks	Cyclopterus lumpus	49	1	50
Gråsteinbit	Anarhichas lupus	9	1	10
Dvergulke	Taurulus bubalis	0	9	9
Tangbrosme	Ciliata mustela	9	0	9
Lomre	Microstomus kitt	7	4	11
Skrubbe	Platichthys flesus	5	2	7
Rødspette	Pleuronectes platessa	5	2	7
Vanlig ulke	Myoxocephalus scorpius	5	1	6
Ålekvabbe	Zoarces viviparus	1	2	3
Taskekrabbe	Cancer pagurus	18	100	118
Hummer	Homarus gammarus	0	2	2
Strandkrabbe	Carcinus maenas	21	30	51
Pyntekrabbe	Hyas coarctatus	21	4	25
Eremittkreps	Pagurus sp.	2	1	3
Kongsnegl	Buccinum undatum	22	0	22
Rød kråkebolle	Echinus esculentus	8	5	13
<b>Arter totalt</b>		<b>19</b>	<b>19</b>	<b>21</b>

Totalt ble det fanget 703 marine organismer fordelt mellom 14 fiskearter (469 individer), 5 arter tifotkreps (199 individer), 22 kongssnegl og 13 kråkeboller (tabell 1).

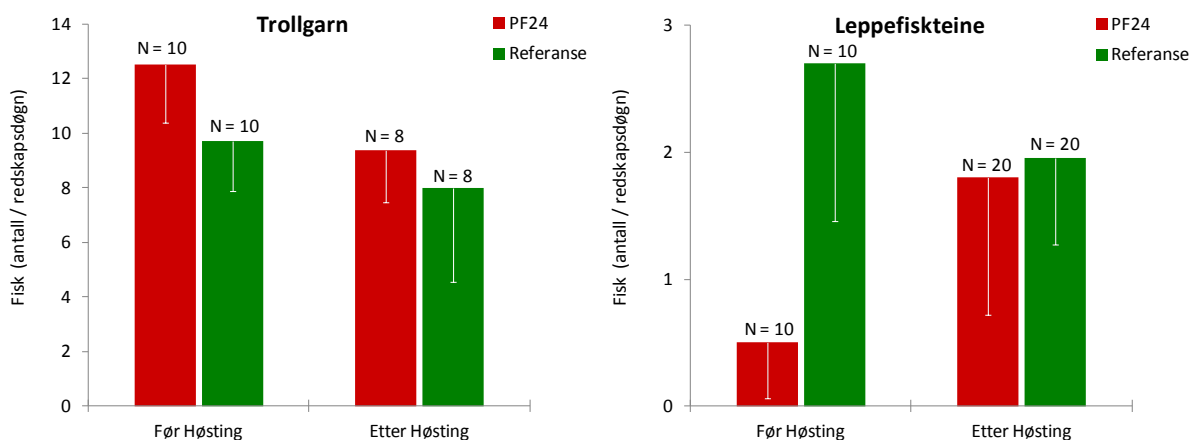
### 3.1.2. Fangster før og etter prøvehøsting av tare i PF24 og referansefelt

Det totale antallet arter som ble registrert var noe høyere i referansefeltet enn i prøvehøstefeltet, men utviklingen i artsantallet fra før til etter tarehøsting var ikke forskjellig mellom de to feltene (figur 8). Hvis man ser på den totale fangsten av fisk for de enkelte redskapene, var det for trollgarn ingen signifikante forskjeller i fangstutviklingen mellom de to feltene fra før til etter tarehøsting (tabell 2).



Figur 8. Totalt antall arter (fisk + tifotkreps) fanget i trollgarn, leppefisketeiner og krabbeteiner (slått sammen). N = antall redskap.

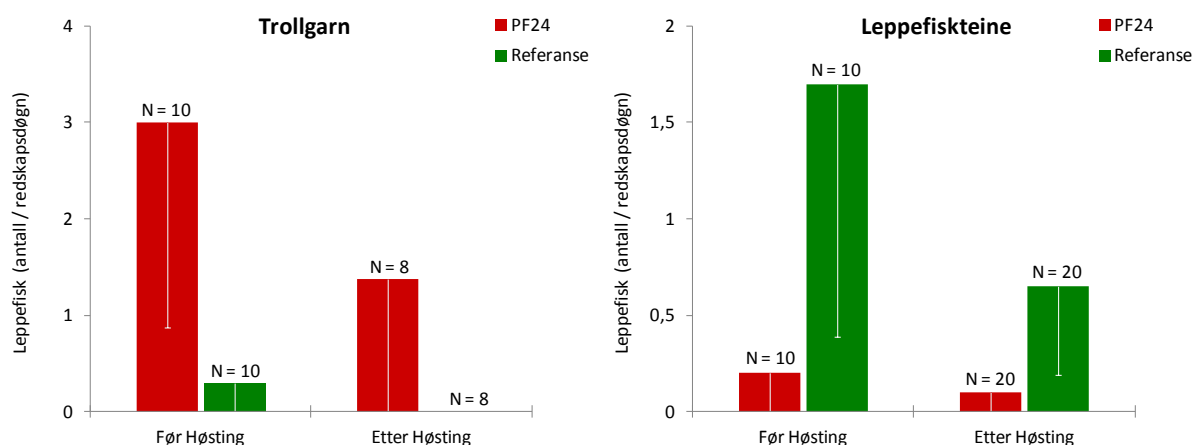
For leppefisketeinene var det imidlertid en signifikant forskjell i fangstene mellom de to feltene (tabell 2), med størst fangster i referansefeltet (figur 9). Det var også en tendens til økning i fangstene etter tarehøsting i prøvehøstefeltet, men ikke i referansefeltet (figur 9, tabell 2).



Figur 9. Gjennomsnittlig fangst av fisk (alle arter/grupper) per redskapsdøgn i trollgarn (venstre) og leppefiskeiteine (høyre). Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap.

Tabell 2. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og total 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	1,096	1,096	3,335	0,082	1	4,923	4,923	9,527	<b><u>0,004</u></b>
Periode	1	1,398	1,398	4,252	0,051	1	0,236	0,236	0,456	0,506
Felt*Periode	1	0,052	0,052	0,159	0,685	1	2,104	2,104	4,072	0,050
Residualer	28	9,206	0,329			36	18,601	0,517		
	31	11,753	0,379			39	25,863	0,663		

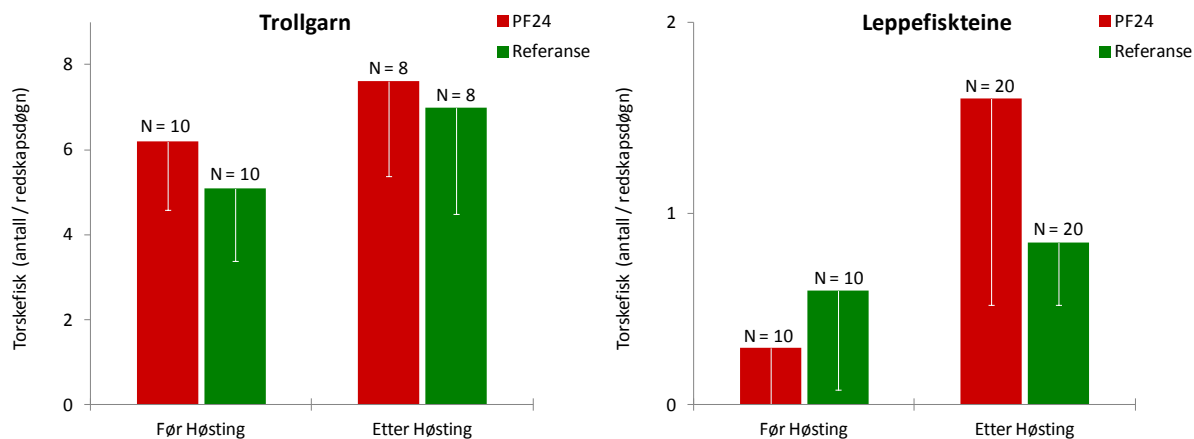


Figur 10. Gjennomsnittlig fangst per redskapsdøgn av leppefisk i trollgarn (venstre figur) og leppefiskeiteiner (høyre figur). Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap.

Ser en isolert på fangst av leppefisk, så var det betydelige forskjeller mellom de to feltene (figur 10, tabell 3). For trollgarnene var det signifikant høyere fangster av leppefisk (hovedsakelig berggyllt) på prøvehøstefeltet, mens for leppefiskeiteinene var situasjonen omvendt, med signifikant høyere fangster av leppefisk (hovedsakelig bergnebb) på referansefeltet. Det ble imidlertid ikke registrert signifikante forskjeller i fangstutvikling av leppefisk mellom de to feltene fra før til etter tarehøsting (figur 10, tabell 3).

Tabell 3. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og leppefisk 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	5,605	5,605	8,040	<b><u>0,009</u></b>	1	3,591	3,591	9,821	<b><u>0,002</u></b>
Periode	1	1,694	1,694	2,431	0,133	1	1,138	1,138	3,113	0,086
Felt*Periode	1	0,265	0,265	0,380	0,545	1	0,584	0,584	1,598	0,221
Residualer	28	19,519	0,697			36	13,162	0,366		
	31	27,083	0,874			39	18,476	0,474		

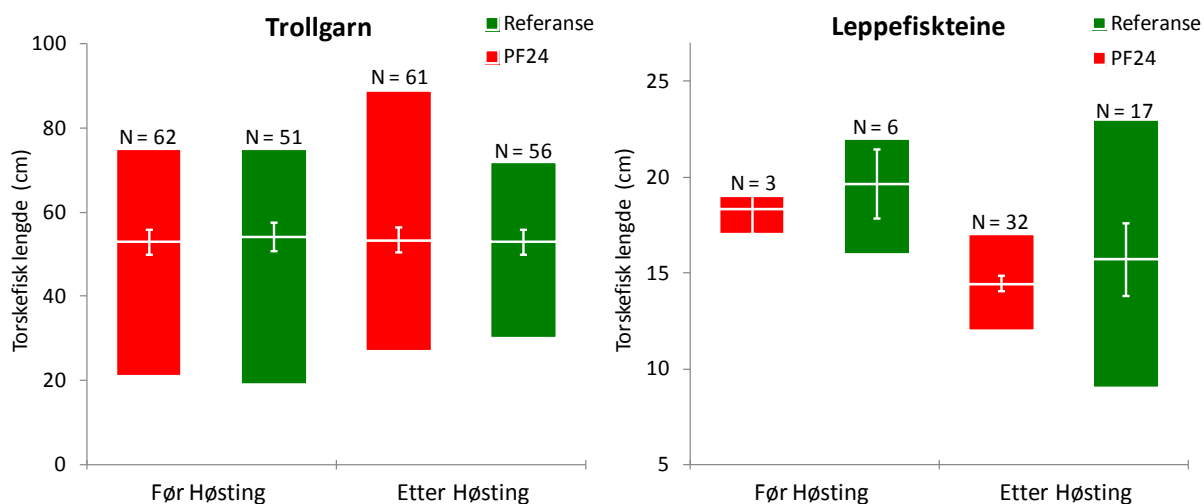


Figur 11. Gjennomsnittlig fangst av torskfisk per redskapsdøgn i trollgarn (venstre figur) og leppefiskeiteiner (høyre figur). Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap.

For torskfisk fant vi ingen signifikante forskjeller mellom fangstene før og etter tarehøsting, verken i trollgarn eller leppefiskeiteiner (figur 11, tabell 4).

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

Variasjonskilde	<i>Trollgarn</i>					<i>Leppefiskeiteine</i>				
	df	SS	MS	F	P-verdi	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	0,309	0,309	0,734	0,398	1	0,244	0,244	0,482	0,486
Periode	1	0,971	0,971	2,310	0,145	1	1,767	1,767	3,491	0,070
Felt*Periode	1	0,078	0,078	0,186	0,672	1	0,396	0,396	0,782	0,387
Residualer	28	11,773	0,420			36	18,221	0,506		
	31	13,132	0,424			39	20,628	0,529		



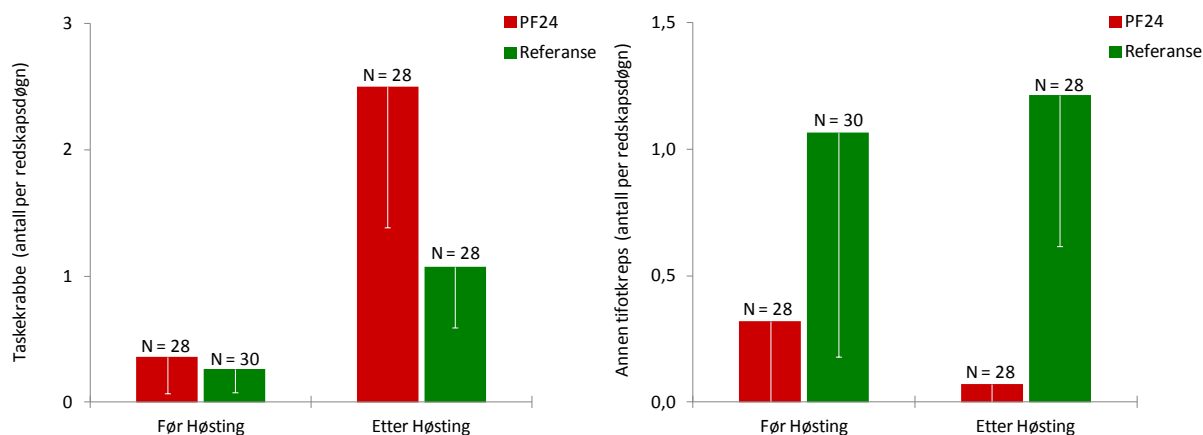
Figur 12. Lengde av torskefisk fanget i trollgarn (venstre figur) og leppefiskeiteiner (høyre figur). Nedre og øvre del av søylene representerer minimums- og maksimumslengden. Hvite tværrlinjer i søylene representerer gjennomsnittslengden, mens hvite vertikale linjer representerer 95 % konfidensintervall. N = antall lengdemålte torskefisk.

Når det gjelder størrelse på torskefisk, fant vi ingen signifikant endring hos torskefisk fanget i trollgarn (figur 12, tabell 5). I leppefiskeiteinene var det en signifikant reduksjon i størrelse fra før til etter tarehøsting (figur 12, tabell 5). Størrelsesutviklingen fra før til etter tarehøsting var imidlertid ikke signifikant forskjellig for de to feltene (tabell 5).

Tabell 5. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og lengde av torskefisk fanget i trollgarn og leppefiskeiteine som responsvariable. Signifikante ( $p < 0,05$ ) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	<i>Trollgarn</i>					<i>Leppefiskeiteine</i>				
	df	SS	MS	F	P-verdi	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	0,001	0,001	0,109	0,741	1	0,005	0,005	1,264	0,294
Periode	1	0,001	0,001	0,102	0,749	1	0,033	0,033	8,620	<b>0,019</b>
Felt*Periode	1	0,003	0,003	0,303	0,582	1	0,003	0,003	0,734	0,417
Residualer	200	2,134	0,011			8	0,030	0,004		
	203	2,139	0,011			11	0,071	0,006		





Figur 13. Gjennomsnittlig fangst av taskekrabbe (venstre figur) og annen tifotkreps (høyre figur) per redskapsdøgn i trollgarn og krabbeteineteiner (slått sammen). Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall redskap.

Det var som ventet en signifikant økning i taskekrabbefangstene fra juni til august, men det var ingen signifikante forskjeller mellom økningen i høstefelt og referansefelt (figur 13, tabell 6). For annen tifotkreps (hummer, strandkrabbe, pyntekrabbe og eremittkreps summert) var fangstene på referansefeltet signifikant høyere enn i prøvehøstfeltet. Det ble imidlertid ikke registrert signifikante forskjeller i fangstutvikling mellom de to feltene fra før til etter tarehøsting (figur 10, tabell 3).

Tabell 6. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable, og henholdsvis taskekrabbe og annen tifotkreps fanget per redskapsdøgn i trollgarn og krabbeteine (slått sammen) som responsvariabler. Signifikante ( $p < 0,05$ ) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	<i>Taskekrabbe</i>					<i>Annen Tifotkreps</i>				
	df	SS	MS	F	P-verdi	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	1,206	1,206	2,076	0,150	1	9,080	9,080	21,590	<b><u>0,000</u></b>
Periode	1	11,726	11,726	20,191	<b><u>0,000</u></b>	1	0,054	0,054	0,129	0,727
Felt*Periode	1	0,682	0,682	1,175	0,283	1	1,079	1,079	2,567	0,112
Residualer	100	58,077	0,581			100	42,055	0,421		
	103	71,691	0,696			103	52,269	0,507		

## 3.2. KAMERARIGGER

### 3.2.1. Registreringer av arter/grupper av fisk

Sei og lyr (figur 14 og 15) er de artene som ble registrert i størst mengder vha. fotorigger i Vikna i 2013. Torsk og leppefisker som berggyllt og bergnebb ble også observert, men i mindre mengder.



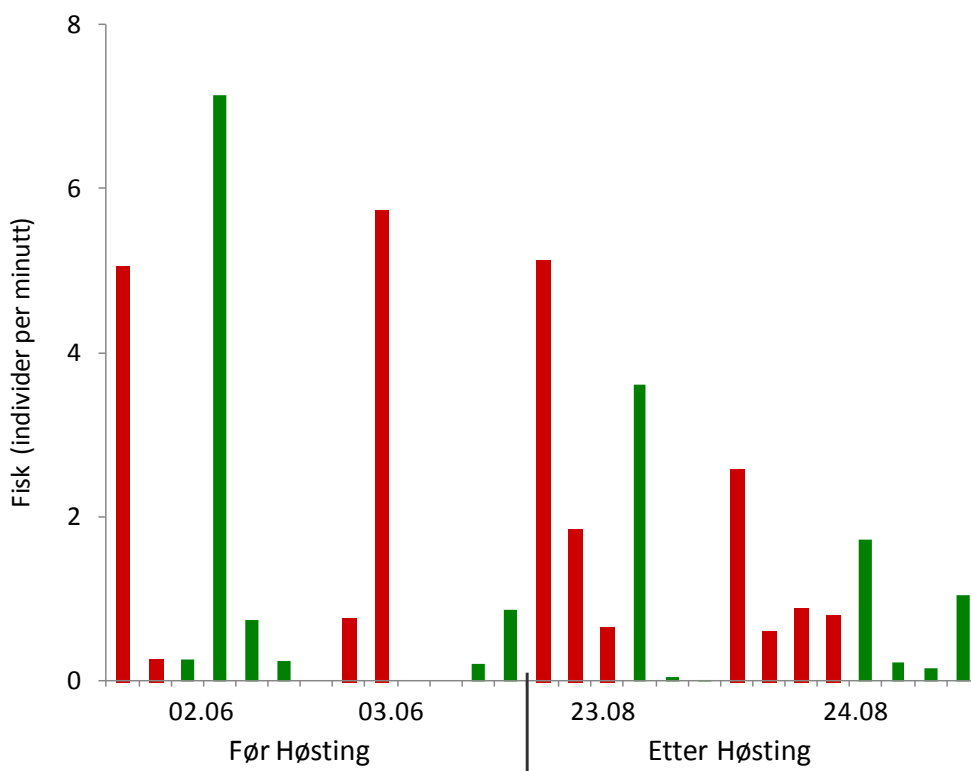
Figur 14. Sei (*Pollachius virens*) til venstre og lyr (*Pollachius pollachius*) til høyre.



Figur 15. Sei (*Pollachius virens*) observert i trålspor på prøvehøstefelt i Vikna i august 2013.

### 3.2.2. Registreringsfrekvens av fisk per stasjon

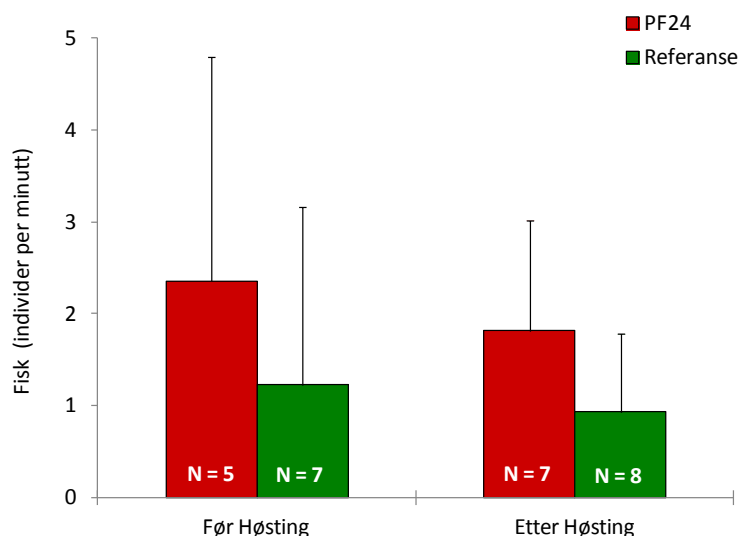
I tillegg til at det var stor variasjon i observasjonene mellom fotorigger (figur 16), var det relativt dårlig sikt i begge registreringsperiodene. Dette påvirker resultatene, spesielt artsbestemmelsen, som ble usikker. Derfor presenteres kun observasjonene av fisk generelt, og ikke grupper og arter av fisk i denne studien.



Figur 16. Gjennomsnittlig forekomst av fisk på enkeltstasjoner observert i kamera montert 3 m over sjøbunnen. Stasjoner i prøvehøstefelt (røde søyler) og referansefelt (grønne søyler).

Som figur 16 viser, var det store variasjoner i registreringsfrekvens av fisk mellom de enkelte lokalitetene, spesielt i "før"-undersøkelsene i juni. Disse variasjonene var imidlertid ikke systematiske i forhold til tarehøsting eller ikke.

### b3.2.3. Registreringsfrekvens av fisk i prøvehøstefelt og referansefelt



Figur 17. Gjennomsnittlig forekomst av fisk observert i kamera montert 3 m over sjøbunnen. Vertikale linjer markerer øvre grense for 95 % konfidensintervall. N = antall stasjoner.

Det ble ikke observert noen signifikante forskjeller i forekomst av fisk før og etter høsting. Både i referansefeltet og i prøvehøstefeltet synes det å være en viss reduksjon i forekomstene fra juni til august (figur 17), men denne er ikke signifikant (tabell 7).

Tabell 7. Toveis variansanalyse (ANOVA) med felt (prøvehøstefelt 11 Vs referansefelt) og periode (før tarehøsting Vs etter tarehøsting) som uavhengige (prediktor) variable og forekomst av fisk observert gjennom kamera plassert 3m over sjøbunnen som responsvariablel. Signifikante ( $p < 0,05$ ) sannsynlighetsverdier er uthevet og understreket.

Variasjonskilde	<i>Kamerarigg</i>				
	df	SS	MS	F	P-verdi
Felt	1	0,640	0,640	1,944	0,184
Periode	1	0,067	0,067	0,203	0,657
Felt*Periode	1	0,057	0,057	0,175	0,678
Residualer	16	5,270	0,329		
	19	6,035	0,318		

#### 4. DISKUSJON

Det ble benyttet et bredt spekter redskaper for å fange opp aktuelle arter av fisk og tifotkreps samt et bredt størrelsesspekter av disse. Sei var den eneste av de mest aktuelle artene som i voksen tilstand ikke ble tatt i fangstredskapene. Imidlertid ble den registrert av fotoriggene i stort antall. Førfisken ble gjennomført i juni og etterfisken i august. Dette førte til store endringer i fangstsammensetningen, spesielt når det gjaldt taskekrabbe. I tillegg endrer fangstgrunnlaget for små torskefisker seg i stor grad fra juni til august. Dette påvirker spesielt den registrerte størrelsen som i august falt. Sammenhengen er sannsynligvis at fangstene i leppefiskeinene i juni var dominert av 1+ (fjorårsyngel) mens fangstene i august hadde et økende innslag av 0+ (årsyngel) som da var blitt stor nok til å fanges opp av teinene.

For fangstmengdene av enkelte grupper, som f.eks. leppefisk og tifotkreps, ble det registrert klare forskjeller mellom de to undersøkte områdene. Mens leppefiskefangstene i prøvehøstefeltet var dominert av bergnebb, dominerte berggylt i prøvehøstefeltet. Disse forskjellene kan skyldes flere forhold, bl.a. variasjoner i selve tareskogshabitatet mellom de to områdene. Mens tarevegetasjonen i det området av prøvehøstefeltet der fisk og skalldyrundersøkelsene ble gjennomført hadde en gjennomsnittshøyde på ca. 1,7 m, ble gjennomsnittshøyden av tarevegetasjonen i referanseområdet målt til ca. 1,4 m (Steen *et al.* 2014). Disse forskjellene kan både påvirke habitatfunksjonaliteten og de ulike redskapenes fangsteffektivitet. En annen faktor som kan påvirke tarevegetasjonen og assosierte flora- og faunakomponenter, er eksponering overfor bølger (Norderhaug & Christie 2011, Norderhaug *et al.* 2012, Pedersen *et al.* 2012, Bekkby *et al.* 2014). Fiskelokalitetene i prøvehøstefeltet ligger lenger vest, og har en høyere grad av bølgeeksponering med en signifikant midlere bølgehøyde modellert til ca. 1,4 m, i forhold til referanseområdet lenger øst med en signifikant midlere bølgehøyde modellert til ca. 0,9 m.



Figur 18. Beiteadferd hos sei (*Pollachius virens*) over tareskog.

Variasjonene i observasjonene med kamerasystemene er store, men det er til nå det eneste "redskap" som har fanget opp stimene av sei og lyr. Disse synes å utgjøre en svært stor del av biomassen i tilknytning til tareskogen. Imidlertid viser fotoriggene at disse stimene i svært liten grad benytter seg av selve tareskogen, men heller beiter 1-2 m over der den svømmer rundt i tette stimer. Av og til stopper den opp og synes å beite på tilgjengelige partikler før de igjen samles i stimen og beveger seg videre. Koblingen mellom disse artenes beiteadferd og tareskogen er imidlertid dårlig kartlagt.

Det er ikke registrert noen signifikante effekter på fisk eller tinfotkreps som kan relateres direkte til høsting av tare. Variasjonene i datasettet er imidlertid store, både på grunn av forskjellen i tidspunkt og på grunn av varierende antall fotorigger i funksjon. Det bør derfor benyttes en mer stabil fototeknologi ved senere undersøkelser. I tillegg bør før- og etterundersøkelsene gjennomføres i samme periode på året, men med ett års mellomrom.

## 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. Det er imidlertid viktig å redusere variasjonene i registreringene i den grad dette er mulig.

Forskjellene i fangst mellom juni 2013 og august 2013 var stor, spesielt for taskekrabbe og liten torskefisk. Det var imidlertid ingen signifikante forskjeller mellom endringene i høstefelt og referansefelt. Det er dermed ikke påvist signifikante effekter av tarehøsting, verken på fisk eller tifotkreps. Slike effekter kan imidlertid være tilslørt av store variasjoner i datasettene.

For å redusere effekten av sesongmessige variasjoner, bør alle undersøkelser gjennomføres på samme tid av året. Ut fra de erfaringer vi nå har fått i Nord-Trøndelag og Nordland, anbefales det å velge slutten av august/begynnelsen av september slik at en både får 0+ torskefisk i leppefiskeinene og får gode fangster av tifotkreps, spesielt taskekrabbe.

## 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.
- Bekkby T, Rinde E, Gundersen G, Norderhaug KM, Gitmark JK, Christie H. 2014. 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.
- 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.
- 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. Epiphytic algae on kelp stipes from Vega – an area with varying densities of sea urchins. *Blyttia* 3: 123-129.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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 skaldyr - 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?
- 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.

## **TAKK**

Vi vil takke fisker Lars Mårvik og Paul Martin Wigdahl for kreative innspill, stor tålmodighet, fleksibilitet og effektiv innsats som skipper og garnrensere. En spesiell takk til våre to trofaste, effektive og strukturerte teknikere Hege Øvrebø Hansen og Hanne Sannæs, hvis innsats vi ikke kunne vært foruten, verken faglig eller sosialt.