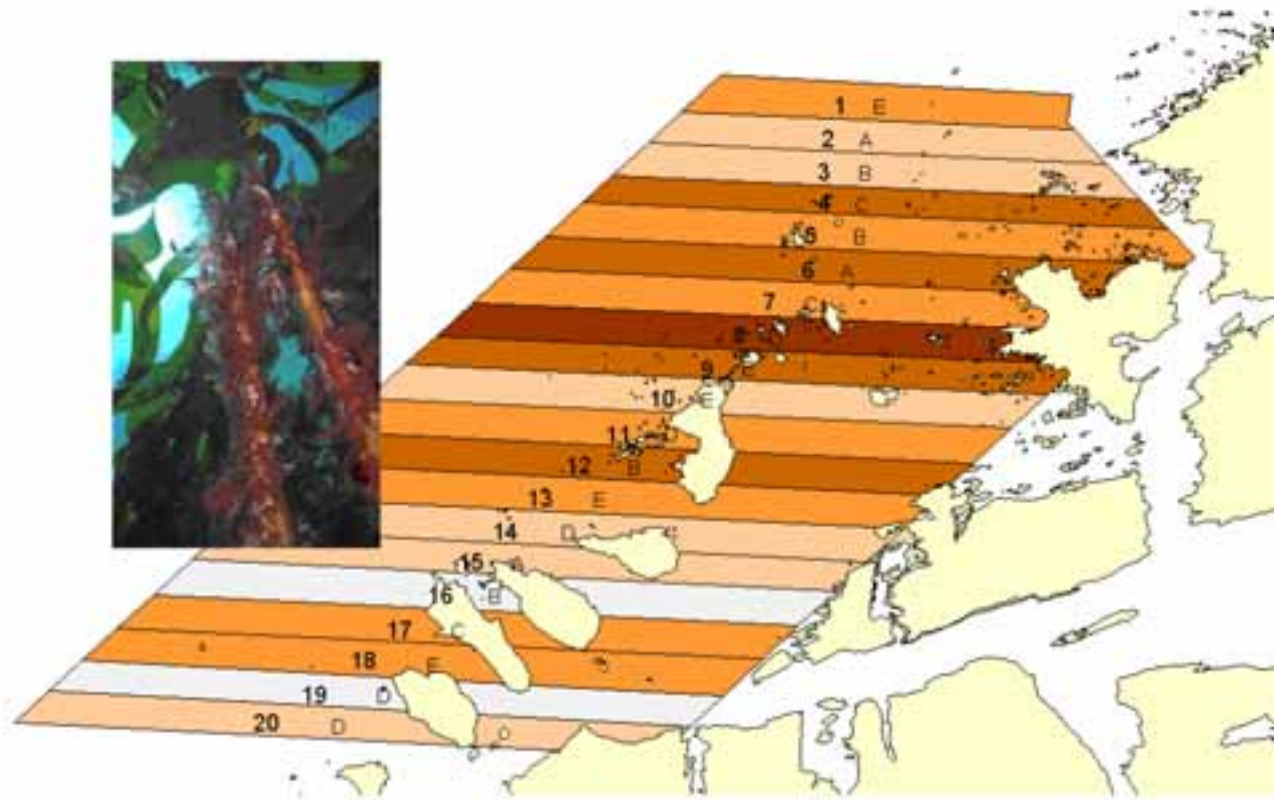




RAPPORT LNR 5150-2006

Økologiske effekter av taretråling

Analyser basert på GIS-modellering og empiriske data



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Økologiske effekter av taretråling. Analyser basert på GIS-modellering og empiriske data	Løpenr. (for bestilling) 5150-2006	Dato 10. mars 2006
	Prosjektnr. Undernr. 24279	Sider Pris 31
Forfatter(e) Rinde, Eli Christie, Hartvig Bekkby, Trine Bakkestuen, Vegar	Fagområde Marin biologi	Distribusjon
	Geografisk område Mørkekysten	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fiskeri- og kystdepartementet	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Abstract

Et område på Mørkekysten er valgt ut for beregning av effekter av taretråling basert på høstestatistikk, eksisterende kunnskap om tareskog og taretråling, og GIS baserte modeller for å beregne arealmessig utbredelse av tareskog. Beregnet innehold av tarebiomasse i området er langt over det som høstes totalt for hele landet. Den estimerte høsteffektiviteten varierer mellom trålsone og er avhengig av hvilke modellkriterier som blir brukt. For hele området er årlig høsteffektivitet beregnet til å ligge på noen få prosent av totalt stående tarebiomasse, men innen de områder og dybdeintervall der man antar at taren er størst og trålingen mest lønnsom vil gjennomsnittlig høsteffektivitet ligge mellom 9 og 18 %. Høsteffektiviteten i enkelte soner er estimert til å være så høy som 40 %. Beregningene viser at innen de tareskogsområdene som direkte berøres av tråling vil taretrålingen redusere primær- og sekundærproduksjonen vesentlig. Primærproduksjonen blir redusert med ca 45 % og sekundærproduksjonen fra 70-98 %. I mengde innebærer dette en reduksjon på ca 50 000 tonn i primærproduksjonen og ca 10 000 tonn i redusert sekundærproduksjon. Men gitt det relativt lite arealet som sannsynligvis tråles (ca 7 km²) i forhold til tilgjengelig tareskogsareal (beregnet til ca 200 km²) blir den totale effekten sannsynligvis liten. Disse resultatene er representative for miljøforholdene og landskapstypen ved midt-Norge, som har optimale vekstforhold for stortaren. Andre områder som Rogaland og Hordaland har annen landskapstype, andre bunnforhold og andre miljøforhold enn det studerte området. Dette påvirker både vekstforholdene og utbredelsen til stortaren, samt hvor effektivt trålerne klarer å høste taren. I tillegg høstes taren oftere (hvert 4. år) i Rogaland enn andre steder langs kysten. Tilsvarende undersøkelser i disse områdene vil kunne vise regionale forskjeller i høsteffektivitet og økologiske effekter av taretråling.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Taretråling	1. Kelp trawling
2. Økologiske effekter	2. Ecological consequences
3. Primærproduksjon	3. Primary production
4. Sekundærproduksjon	4. Secondary production



Eli Rinde
Prosjektleder



Kari Nygard
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

Forord

Arbeidet som er beskrevet i denne rapporten er støttet av Fiskeri- og kystdepartementet. Søknaden om bevilgning til prosjektet ble sendt til Fiskeri- og kystdepartementet 13. februar 2002 og ble innvilget 27. februar 2003. Arbeidet har blitt forskjøvet i tid etter hvert som det ble utviklet nye modeller for beregning av bølgeeksponering og utbredelse av stortare. I tillegg har dybde data blitt lettere tilgjengelig fra Statens kartverk etter prosjektets start. På grunn av tidsforskyvningen og utviklingen av datagrunnlag og modelleringsmetoder er det gjort en del endringer i arbeidet i forhold til opprinnelig prosjektforslag. Dette er endringer som har forbedret våre muligheter til å analysere de arealmessige og kvantitative økologiske effektene av taretråling. Arbeidet er basert på de beste og mest oppdaterte, tilgjengelige data.

Oslo, 10. mars 2006

Eli Rinde

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Bakgrunn	9
2. Målsetting	10
3. Metode	10
3.1 Modellområde	10
3.2 Datagrunnlag for GIS-modellene	10
3.3 Modellert utbredelse og stående biomasse av stortareskog	11
3.3.1 Justering av modellert tareskogsutbredelse ved bruk av substratinformasjon	11
3.4 Høstestatistikk	12
3.5 Estimering av primær- og sekundærproduksjonen på trålfeltene	12
4. Resultater	13
4.1 Modellert utbredelse og estimert stående biomasse av stortareskog	13
4.2 Stående tarebiomasse i forhold til høstet taremengde	14
4.3 Tarebiomasse og bentisk primærproduksjon	18
4.4 Artsdiversitet og sekundærproduksjon	19
4.5 Endringer i biomasse og produksjon på trålfeltene	22
5. Diskusjon	23
6. Identifisering av kunnskapshull og anbefalinger for videre arbeid	25
7. Referanser	26
Vedlegg A.	28
Vedlegg B.	29
Vedlegg C.	30
Vedlegg D.	31

Sammendrag

Hvert år høstes det ca 170 000 tonn tare langs norskekysten mellom Jæren og Trøndelag. Taretråling endrer tareskogens alder- og størrelsessammensetning og påvirker dermed også artssammensetning og mengde assosiert flora og fauna i tareskogen. Kunnskap om taretrålingens konsekvenser for struktur og produksjon i de lavere nivåer i næringskjeden er avgjørende for å forstå taretrålingens effekter på det som skjer videre i næringskjeden, bl.a. overføring av tareprodusert materiale til sjøfugl, fisk og systemer utenfor selve tareskogen.

Ved å kombinere habitatmodellering med kunnskap om tareskogssystemet har vi beregnet utviklingen av stående biomasse, samt primær- og sekundærproduksjon på trålfelter over to trålingssykluser. Den økologiske effekten av taretråling er kvantisert ved å sammenligne disse nøkkelstørrelsene med tilsvarende for utrålte områder, og ved å beregne i hvor stor grad taretrålingen reduserer disse. Beregningene er gjort for et område på Mørekynten, men gyldigheten for andre områder er vurdert.

Arealet med egnet eksponeringsgrad og dybde for tareskog er modellert til å være i størrelsesorden 340 km². Ved å legge til grunn en gjennomsnittlig stående biomasse på 15 kg /m² gir dette et potensiale for en stående tarebiomasse på 5.1 mill tonn stortare. Det er 30 ganger mer tarebiomasse enn det som høstes totalt for hele landet. Tareskog vokser på fjell eller store steiner, og ikke på sand- eller annen bløtbunn. Ved å fjerne arealer som kan inneholde uegnet substrattyppe reduseres det modellerte tareskogsarealet til ca 200 km², og estimert stående biomasse til 3.2 mill tonn.

Den estimerte høsteeffektiviteten varierer mellom trålsone og er også avhengig av hvilke modellkriterier som blir brukt. Dersom det finnes tareskog på alle områder med gunstig dyp og eksponeringsgrad høster taretrålerne i størrelsesorden 2 % av tilgjengelig stortarebiomasse. Ved å justere arealet i forhold til sannsynlig egnet substrattyppe, øker andelen som høstes til 4 %. Det er sannsynlig at taretrålerne velger områder der tareskogen er best utviklet og der det er lettest å komme til. Dette begrenser dybdeintervallet som sannsynligvis blir trålt hyppigst 5 til 15 m. Områder grunnere enn 5 m på gitte skalnivå (50x50 m) vil sannsynligvis være problematiske å komme til for trålerne, særlig når det blåser. Ved å anta at den høstede mengden høstes innen dette dybdeintervallet øker den estimerte gjennomsnittlige høsteeffektiviteten til 7,3 for den etablerte modellen og 13,2 for modellen som inkluderer substratinformasjon. Gitt en anslått usikkerhet på 34 % ligger den gjennomsnittlige høsteeffektiviteten for sonene for de to modellene mellom 5 og 10 % for den etablerte modellen og 9 og 18 % for modellen som tar hensyn til substrat. Men det er stor variasjon mellom sonene i estimert høsteeffektivitet, og hvordan denne påvirkes av dyp og substrattyppe. Ved å snevre inn det trålte dybdeintervallet til 5-15 m og ved å fjerne arealer med mulig uegnet substrattyppe, er høsteeffektiviteten i enkelte soner estimert til å være bortimot 40 %.

Beregningen viser at innen de trålpåvirkete arealene vil taretrålingen redusere primær- og sekundærproduksjonen vesentlig. Primærproduksjonen blir redusert med ca 45 % og sekundærproduksjonen fra 70-98 %. I mengde innebærer dette en gjennomsnittlig reduksjon på ca 50 000 tonn i primærproduksjonen og ca 10 000 tonn i redusert sekundærproduksjon. Men gitt det relativt lite arealet som sannsynligvis tråles (ca 7 km²) i forhold til tilgjengelig tareskogsareal (beregnet til ca 200 km² hvis substratinformasjon er inkludert) blir den totale effekten liten.

Vi har for få replikater til å vurdere konsekvensene av taretrålingen for artsdiversiteten i området. Men observasjoner viser at diversiteten vil bli redusert på trålfeltene etter tråling. Diversiteten vil sannsynligvis ikke bli restituert før plantene på trålfeltene når gjennomsnittsalderen til de største plantene i den utrålte tareskogen. Gjennomsnittsalderen øker med økende breddegrad langs kysten, og er ca 7 år i midt-Norge der tareskogen har optimale vekstforhold og er best utviklet. Ved tråling hvert 5. år vil tareskogen i trålfeltene ved midt-Norge ikke være restituert mht diversitet før neste tråling.

Innsamling og analyse av utviklingen av tare-økosystemets diversitet over tid innen samme trålfelt er ikke blitt gjort. Innsamling av flere replikater for å få innsikt i artsantall i forhold til areal, samt studier av effekten av ulik høsteintensitet og betydningen av den arealmessige fordelingen til trålfeltene (størrelse, form og plassering av trålfeltene i forhold til hverandre) vil gi ytterligere innsikt i de økologiske konsekvensene av taretråling. Det er også lite kunnskap om sjeldne arter i marine kystøkosystemer, og vi kan ikke utelukke at høy trålingsintensitet i områder som er gunstige habitater for sjeldne, uidentifiserte arter med dårlig spredningspotensial, kan føre til reduserte forekomster og negativ utvikling av disse.

Summary

Title: Ecological effects of kelp trawling. Analysis based on GIS-modelling and empirical data

Year: 2006

Author: Eli Rinde, Hartvig Christie, Trine Bekkby, & Vegar Bakkestuen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No. 82-577-4863-3

Annually, about 170 000 tonnes kelp is harvested (trawled) along the Norwegian coast between Jæren (59°N) and Trøndelag (64°N). Kelp trawling change the age and size structure of the kelp forest and hence impact species composition and abundance of associated flora and fauna in the kelp forest. Knowledge of the consequences of kelp trawling on structure and production at the lower levels of the food chain is essential for understanding the effects at higher trophic levels, including transfer of kelp produced material to sea birds, fish and systems outside the kelp forest.

By combining habitat modelling with available data on the kelp forest system, we have estimated the development of standing stock, and primary and secondary production in trawled areas during two trawling intervals. The ecological effects of kelp trawling are quantified by comparing these key measures with the corresponding measures at untrawled areas, and by calculating to what degree kelp trawling reduces these quantities. The calculations are done for an area at Mørekysten (62 °N), but the validity for other regions are evaluated.

The area with suitable degree of wave exposure and depth for kelp growth is modelled to be about 340 km². By assuming an average standing stock of 15 kg/m² this yields a potential of standing kelp biomass of about 5.1 mill tonnes. This is 30 times the harvested amount along the Norwegian coast. Kelp forest grows on rock and large stones, and not on sand or other soft substrates. By removing areas which may contain unsuitable substrates from the modelled area, the distribution area is calculated to be about 200 km², and the estimated standing kelp biomass is 3.2 mill tonnes.

The calculated trawling efficiency varies between the trawled sectors and is dependant on the model criterias. If kelp forest exists in all areas with suitable depth and degree of wave exposure, the kelp trawlers harvest about 2 % of the standing kelp biomass. By removing areas with possible unsuitable substrate the fraction harvested increase to 4 %. It is likely (and observed in other studies) that the harvesting is done within areas with a high abundance of kelp. In addition it is likely to assume that bottoms shallower than 5 m at the given scale (50x50 m) is difficult to reach for the kelp trawlers. By assuming that the kelp is harvested within the depth interval 5-15 m, the average trawling efficiency is calculated to be 7.3 for the established model and 13.2 for the model including information of substrate. Given the calculated uncertainty (34 %), the average harvesting efficiency for the sectors are between 5 and 10 % for the established model and 9 and 18 % for the model including information of substrate. However, there is a large variation between the sectors in harvesting efficiency. By removing areas outside the depth interval 5 to 15 m and areas with probable unsuitable substrate, the harvesting efficiency in some sectors are estimated to be as high as 40 %.

The calculations show that kelp trawling reduces primary and secondary production substantial within the kelp trawled tracks. Primary production is reduced with 45 % and secondary production with 70 to 98 %. In quantity this means an average reduction of about 50 000 tonnes in primary production and 12 000 tonnes in reduced secondary production. However, considering the small area that probably is trawled (calculated to be 7 km²) compared to the available kelp forest area (calculated to be about 200 km² when including information of substrate) the overall effect is probably small.

We have too few replicates to evaluate the consequences of kelp trawling for species diversity within the area. However, observations indicate that diversity of flora and fauna will be reduced within the trawled area. The diversity will probably not recover until the mean age of the plants reach the mean age of the large kelp plants in untrawled kelp forest. Mean age increase with increasing latitude and is about 7 years in mid-Norway, where the kelp forest have optimal growth conditions and is well developed. With a trawling interval of 5 years, the kelp forest within mid-Norway will not be recovered with respect to species diversity until next trawling. Sampling and analysis of development of the associated diversity over time within the same area is lacking. In addition more replicates are needed in order to provide insight in number of species related to area, and further studies are needed to evaluate the effect of different trawling intensity and the impact of the distribution and structure of the trawling sectors (size, shape and the relative location of the trawling sectors). This will provide further insight into the ecological consequences of kelp trawling. We have little knowledge of rare species in marine ecosystems, and cannot exclude that a high trawling intensity in areas suitable for rare, unidentified species with poor dispersal properties, may lead to reduced occurrence and a negative development of these.

1. Bakgrunn

Hvert år høstes det ca 170 000 tonn tare langs norskekysten mellom Jæren og Trøndelag. Taretråling endrer tareskogens alder- og størrelsessammensetning og påvirker dermed også artssammensetning og mengde assosiert flora og fauna i tareskogen (Rinde et al. 1992; Christie 1995; Christie 1995; Christie et al. 1998; Christie et al. 2003). Taretråling påvirker dermed hele tareskogens økosystem. Kunnskap om taretrålingens konsekvenser for struktur og produksjon i de lavere nivåer i næringskjeden er avgjørende for å forstå taretrålingens effekter på det som skjer videre i næringskjeden, bl.a. overføring av tareprodusert materiale til sjøfugl, fisk og systemer utenfor selve tareskogen.

Høstingen av stortare langs norskekysten er regulert ved å fastsette trålingsfrekvensen for et etablert nett av trålingssoner. Kysten fra Jæren til Trøndelag er delt inn i soner som strekker seg fra land og utover skjærgården. Sonene er i gjennomsnitt ca en nautisk mil (ca 1,85 km) brede, selv om bredden og omfanget av sonene kan variere en del. Hver sone er åpen for tråling hvert 5. år (med unntak av i Rogaland der det tråles hvert 4. år). Selve taretrålen er en ca 3 m bred stålrive som drar med seg alle de store tareplantene i trålgaten. Småplantene som står igjen og årets tarerekrutter sørger for en rask gjenvekst av tareskogen. Dette er dokumentert både i egne arbeider (Rinde et al. 1992, Christie et al. 1994, Christie et al. 1998) og av andre (bl.a. Sjøtun et al. 2001, Svendsen 1972, og Sivertsen 1991). Reetableringen av den assosierte flora og fauna følger gjenveksten til tareplantene, men er også avhengig av spredningsevnen og livshistoriestrategien til de ulike artene. I hvor stor grad den reetablerte tareskogen når tilstanden til utrålta tareskog før neste tråling, er avhengig av tiden fram til neste tråling, og av alder- og størrelsesstrukturen til den naturlige tareskogen i området.

Det finnes publiserte og upubliserte data på hvordan tareskogen er strukturert, hvilke organismer som finnes der (Moore 1973; Christie et al. 2003), hvor stor produksjonen er i forskjellige ledd i næringskjeden (Jupp & Drew 1974; Alongi 1998), og hvordan taretråling påvirker tareskogens struktur og faunasammensetning (Rinde et al. 1992; Christie et al. 1994; Sjøtun et al. 2000; Sjøtun et al. 2001). Men man vet ikke omfanget av og størrelsen på taretrålingens innflytelse på viktige funksjoner som primær- og sekundærproduksjonen i tareskogsystemet. Biomasse, primær- og sekundærproduksjonsrater er nøkkelstørrelser som kan kvantifiseres og brukes til å vurdere betydningen av et økosystem (Chapin et al. 1998; Chapin et al. 2000; Schwartz et al. 2000), både systemets egenverdi og dets verdi for fisk, fugl og for økosystemer utenfor tareskogen. Den kvantitative betydningen av taretråling på disse størrelsene er avhengig av utbredelsen til tareskogen, hvor stor andel av denne som blir høstet, og hvor raskt de ulike organismene reetableres på de trålte feltene. Stortareplantene er de viktigste primærprodusentene, selv om epifyttiske (påvoksende) alger på tareplantene og andre alger mellom tareplantene bidrar til den totale primærproduksjonen. Fastsittende og frittlevende invertebrater utgjør nivået over i næringskjeden, dvs sekundærprodusentene. De fleste av de frittlevende virvelløse dyrene lever i hapterene (festeorganene til tareplantene) eller blant påvekstalgene (epifyttene) på tarestilken. Mengde og artssammensetning av tareskogens flora og fauna er avhengig av størrelsen og alderen til tareplantene og volumet til påvekstalgene.

Rinde et al (1992), Christie et al. (1994) og Sjøtun et al. (2001) har utført parallelle feltinnsamlinger i trålt og utrålta tareskog på flere steder langs norskekysten (Rogaland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag). Studiene har omfattet gjenvekst av tareplantene og reetablering av den assosierte flora og fauna på trålfeltene i ulike år etter tråling. Data fra en rekke steder langs norskekysten har blitt brukt til å beskrive tareskogens struktur og faunasammensetning i naturlig, utrålta tareskog (Christie et al. 2003; Rinde & Sjøtun 2005). Ved å sammenstille datamateriale på stortaren langs norskekysten har vi fått kunnskap om forskjeller i tareskens demografiske egenskaper (rekruttering, vekst og dødelighet) i utrålta tareskog fra Rogaland i sør til Finnmark i nord (Rinde & Sjøtun 2005). Gjennom disse studiene og

eksperimentelle studier har vi i samarbeid med andre forskningsinstitutter opparbeidet kvalitativ og kvantitativ kunnskap om tareskogens struktur og betydning for forekomst og produksjon av ulike ledd i næringskjeden.

I dette prosjektet har vi integrert kompetanse på modellering av habitaters utbredelse og kunnskap om tareskogssystemet for å estimere forskjeller i stående biomasse, primær- og sekundærproduksjon mellom utrålt tareskog og trålt tareskog i områder med ulik trålingshyppighet. Innflytelsen av taretråling på disse størrelsene er benyttet til å kvantifisere den økologiske effekten av aktiviteten på økosystemet. Vi har valgt å gjøre analysene i et område på Mørkysten, men gyldigheten av resultatene for andre områder blir vurdert. Analysene er basert på best mulig tilgjengelige data fra tareskog, bl a fra det valgte undersøkelsesområdet, hvor det også finnes høstestatistikk for tare over en lang tidsperiode. Vi er involvert i flere prosjekter i dette området som på sikt vil gi data til mer presise analyser av taretrålingens effekter.

2. Målsetting

Målsettingen med prosjektet er å utnytte eksisterende publisert og upublisert kunnskap fra trålfelter og utrålt tareskog til å beregne endringer i biomasse, primær- og sekundærproduksjon og artsdiversitet på de to laveste trofiske nivåene gitt nåværende og alternative forvaltningsstrategier for taretråling (redskap, soneinndeling og hyppighet). Prosjektet skal gi innsikt i de økologiske konsekvensene av nåværende og alternative forvaltningsstrategier, og skal gi økt kunnskap om hvordan faktorer som dyp, bølgeeksponering og høstestrategi påvirker tareskogens utbredelse, taretrålingens effekt og næringens mulighet for uttak av taremateriale. Resultatene vil dermed danne et godt grunnlag for å etablere en kunnskapsbasert forvaltningsmodell av tareskogen der det tas hensyn til både miljøet og næringens interesser. Prosjektet vil også kunne identifisere mangler eller svakheter i kunnskapsgrunnlaget for forvaltningen av tareskogen.

3. Metode

3.1 Modellområde

Nordøyane i Møre og Romsdal er valgt som modellområde (**Figur 1**) fordi det foregår taretråling i området og fordi flere år med feltarbeid har gitt oss kunnskap om tareskogen her, både med hensyn til stortarepopulasjonens struktur (alder og størrelsessammensetning) og den assosierte flora og fauna. Flere institusjoner har i mange år vært involvert i tverrfaglige studier av det marine økosystemet i dette området (Bekkby 2001; Bekkby et al. 2002; Norderhaug et al. 2002; Christie et al. 2003; Jørgensen & Christie 2003; Norderhaug et al. 2003; Norderhaug 2004). Arealet som er inkludert i beregningene av biomasse og produksjon er avgrenset av taretrålingssoneene som er vist i **Figur 1**. Totalt utgjør sjøarealet i dette området 1 150 km².

3.2 Datagrunnlag for GIS-modellene

GIS-modelleringen er utført i ArcView 3.3 og ArcGIS 9.0 med tilhørende verktøypakker. GIS-modeller er avhengig av arealdekkende og georeferert informasjon. For å utvikle en god modell for

tareskogens utbredelse, har det vist seg tilstrekkelig med god informasjon om dyp og bølgeeksponering.

Dybdemodell

I prosjektbeskrivelsen ble det referert til bruk av en etablert dybdemodell med en oppløsning på 100 m. I stedet har vi etablert og benyttet en dybdemodell med 50 m oppløsning basert på tilgang til nye dybdeedata (primærdata) med høyere oppløsning fra Statens kartverk. Vi har dermed fått et bedre grunnlag for modelleringsarbeidet, og mulighet til å beregne tareskogens utbredelse mer nøyaktig.

Bølgeeksponeringsmodell

I starten av prosjektet ble det utviklet en bølgeeksponeringsmodell i tråd med prosjektbeskrivelsen. Denne dannet grunnlaget for den første tareskogsmodellen som ble etablert i det nasjonale programmet for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. I 2004 ble denne eksponeringsmodellen erstattet av en modell ("Simple Wave Model", SWM, (Isæus 2004)) som viste seg å være den beste av et utvalg eksponeringsmodeller til å fange opp utbredelsen av bølgeeksponeringssensitive arter. SWM er modellert på 25 m skala for hele norskekysten i det nasjonale programmet.

3.3 Modellert utbredelse og stående biomasse av stortareskog

Til å anslå utbredelsen av tareskog i modelleringsområdet har vi anvendt den etablerte stortaremodellen som er utviklet og validert i felt i det nasjonale programmet for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold (Rinde et al. 2004). I følge denne modellen blir det predikert tareskog i eksponerte og middels eksponerte områder (swm-verdier > 100 000) innen gitte dybdeintervaller. Den nedre dybdegrensen øker med økende eksponering, og er satt til 25 m i eksponerte områder (swm-verdier > 500 000) og 20 m i moderat eksponerte områder (swm-verdier i intervallet 100 000-500 000).

Stortareskogmodellen er validert for økoregionene Skagerrak, Nordsjøen og Norskehavet med hensyn til 3 ulike typer treffprosenter. Type 1 angir hvor mange av registreringene (både med og uten tareskog) som er riktig modellert. Type 2 angir hvor stor andel av de modellerte cellene som inneholder tareskog. Type 3 angir hvor stor andel av de registrerte tareskogforekomster som er modellert. Type 1, 2 og 3 treffprosent for Norskehavet, som omfatter det valgte modellområdet, er henholdsvis 81, 66 og 66. Dette betyr at det innen det modellerte tareskogområdet er ca 66 % sannsynlighet for å finne tareskog på et tilfeldig valgt punkt (type 2). Modellen fanger opp ca 66 % av tareskogen som finnes i området (type 3). Basert på dette regner vi med en usikkerhet på rundt ± 34 % for den modellerte utbredelsen til stortaren.

3.3.1 Justering av modellert tareskogsutbredelse ved bruk av substratinformasjon

Den etablerte modellen overestimerer utbredelsen til stortareskog innen det predikerte området (type 2 treffprosenten antyder en overestimering på ca 34 %) siden den forutsetter at alt areal er hardbunn og egnet for tareskog. Tareskog finnes bare på hardbunn (fjell eller stein), og jo større innslag en har av uegnet substrattype i et område, jo mer vil den opprinnelige taremodellen overestimere utbredelsen til tareskogen. I det valgte området er det mye morenemateriale og dermed mye løsmasser. Tareskog kan etablere seg på morenebunn dersom denne inneholder blottlagt stein som ligger i ro. På Sørlandet og Jæren finnes det velutviklet tareskog på morenebunn. I områder med morenebunn kan bunntopografi, strøm og eksponeringsforhold gjøre at substratet blir dominert av sandbunn som er uegnet substrat for stortare. For det valgte området finnes det informasjon om områder som kan inneholde uegnet substrattype. Dette er informasjon om substrattype i sjøkart, samt feltobservasjoner og informasjon fra fiskere (jf (Bekkby et al. 2002)). Vi har inkludert substrattype i predikering av stortarens utbredelse i

område ved å fjerne områder med sannsynlig uegnet substrat (dvs bløtbunn / sandbunn) fra den opprinnelige taremodellen. Estimeringer av stortarebiomasse, primær- og sekundærproduksjon i området er gjort for både den opprinnelige tareskogmodellen uten substratinformasjon, og for tareskogmodellen justert for substrattype. Vi vil da få estimert forskjellen i prediksjonene mellom den etablerte tareskogmodellen og ved bruk av substratinformasjon. Den etablerte tareskogmodellen gir det maksimale arealet som kan inneholde tareskog i området, mens tareskogmodellen som inkluderer substratinformasjon angir hva som er den realistiske utbredelsen dersom substratinformasjonen er gyldig.

Innen det modellerte tareskogsarealet er det anslått en stående tarebiomasse lik 15 kg/m^2 . Dette er gjennomsnittlig observert tarebiomasse i midt-Norge (analyse av data inkl. i Rinde & Sjøtun 2005, se også 4.3). Tareskogen er mest velutviklet og lettest tilgjengelig for taretrålerne i dybdeintervallet 5-15 m. Grunnere områder er lite tilgjengelige for taretrålingsfartøyene, og dypere områder har lavere tarebiomasse. Andelen av det modellerte området som ligger i det mest gunstige dybdeintervallet mht tråling (dvs 5-15 m) er estimert basert på GIS-analyser.

3.4 Høstestatistikk

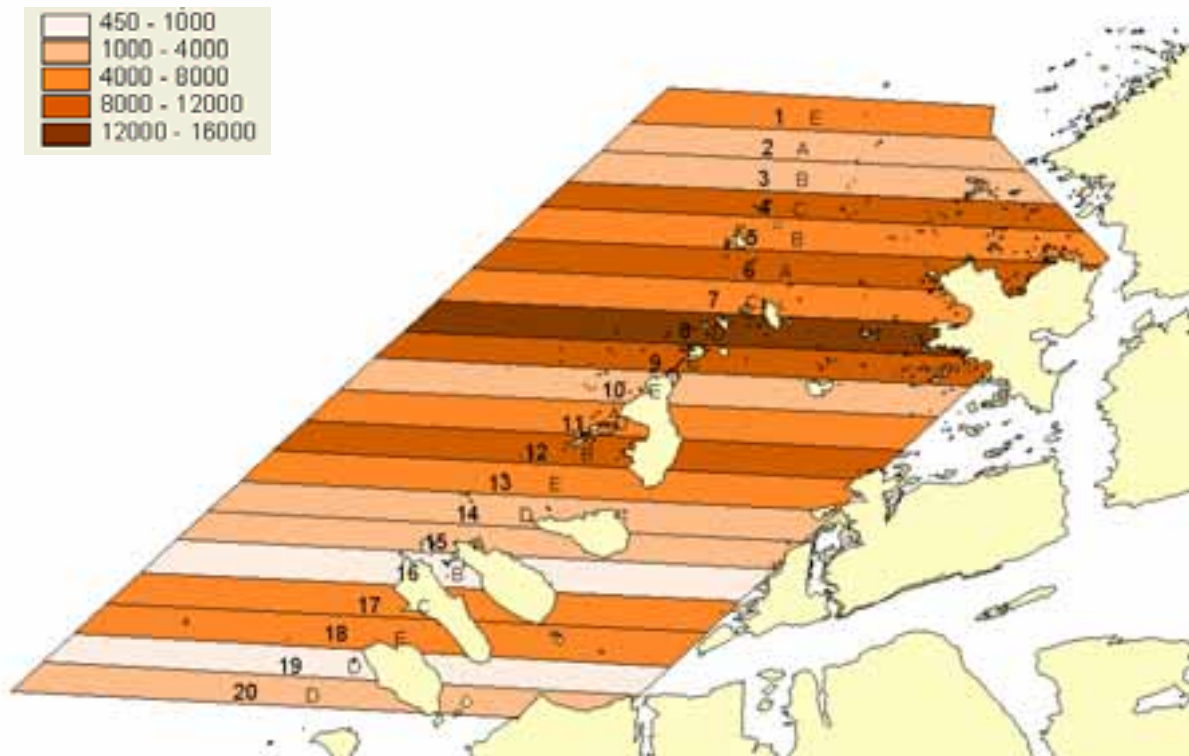
Høstestatistikk for hver av trålsone i modellområdet er levert av Jostein Veia ved FMC for årene 1985 til 2002 (**Figur 1**, Vedlegg 1). Hver sone har en tallkode (1-20 i det valgte området) og en bokstav kode (A-E). Soner med samme bokstavkode tråles i samme periode. Størrelsen på sonene og antall soner med samme bokstavkode er forskjellige, dvs det er ikke samme størrelse på arealet som er tilgjengelig for høsting hvert år (**Error! Reference source not found.**). Høstestatistikken er brukt til å beregne høstet mengde totalt for området, per sone og per arealenheter. Vi har sett på variasjoner mellom sonene per år, og variasjoner innen sonene mellom år. Høstet mengde er sammenlignet med modellert forekomst gitt de ulike betingelsene over (opprinnelig taremodell, og justert taremodell mht substrattype). Det er også gjort sammenligninger av høstet mengde i forhold til modellert tare innen det gunstige dybdeintervallet, 5-15 m dyp.

Tabell 1. Tilgjengelig areal (km^2) for trålerne per bokstavkode. Soner med samme bokstavkode tråles samme år.

A	B	C	D	E
153	240	164	297	296

3.5 Estimering av primær- og sekundærproduksjonen på trålfeltene

Vi har benyttet tilgjengelige data på stortare og makroinvertebrater til å estimere primær- og sekundærproduksjonen på trålfelter i perioden etter tråling. For estimering av primærproduksjonen i utrålt tareskog har vi også benyttet publikasjoner på produksjonsrater i tareskogssystemet (Chapman 1986; Sjøtun et al. 1993; Sjøtun et al. 1995; Abdullah & Fredriksen 2004). Siden det er variasjon i dataene både mellom planter og mellom lokaliteter på grunn av forskjeller i plantenes egenskaper (som størrelse og alder) og fysiske miljøforhold (som dyp og eksponeringsgrad), er det knyttet usikkerhet til beregningene. Vi har derfor dokumentert datagrunnlaget og metoden for beregningene. Vi har også beskrevet usikkerhetskomponentene og beregnet variasjonen tilknyttet de ulike tallene der det er datagrunnlag for dette. NIVA har i samarbeid med Universitetet i Oslo nylig startet opp et forskningsprosjekt som studerer årlig produksjon av tares epifytter og fauna knyttet til tareplanter, og som senere kan kvalitetssikre de beregninger og forutsetninger som er utført her.



Figur 1. Modellområdet i Møre og Romsdal med oversikt over trålsone og rapportert gjennomsnittlig fangst (tonn) i perioden 1985-2002 per sone i det trålte året (dvs hvert 5. år fra høsten 1988). Høstestatistikken er fra Jostein Veia ved FMC.

Estimatene for stående tarebiomasse og primær- og sekundærproduksjon på trålfeltene er brukt til å estimere de arealmessige konsekvensene for utviklingen av tareskogen og assosiert flora og fauna på trålfeltene i ulike år etter tråling. Vi har ikke informasjon om hvor stort areal taretrålerne høster innen hver sone. I analysene har vi anslått det berørte arealet til å være lik det arealet som er nødvendig for å kunne oppnå den oppgitte mengden som gjennomsnittlig høstes i sonen (dvs arealet er estimert som høstet mengde dividert med gjennomsnittlig biomasse pr arealenhet, 15 kg/m^2). Videre forutsetter beregningene at det er det samme området innenfor sonene som høstes hvert 5. år. Beregningene er gjort ved å følge utviklingen på trålfeltet for hver sone i en periode på 10 år fra startåret. I det første året startet trålingen i soner med bokstavkode A. Det andre året ble det simulert tråling i soner med bokstavkode B. Det tredje, fjerde og femte året startet trålingen i soner med hhv bokstavkodene C, D og E. For hver sone ble trålingen gjentatt hvert 5. år.

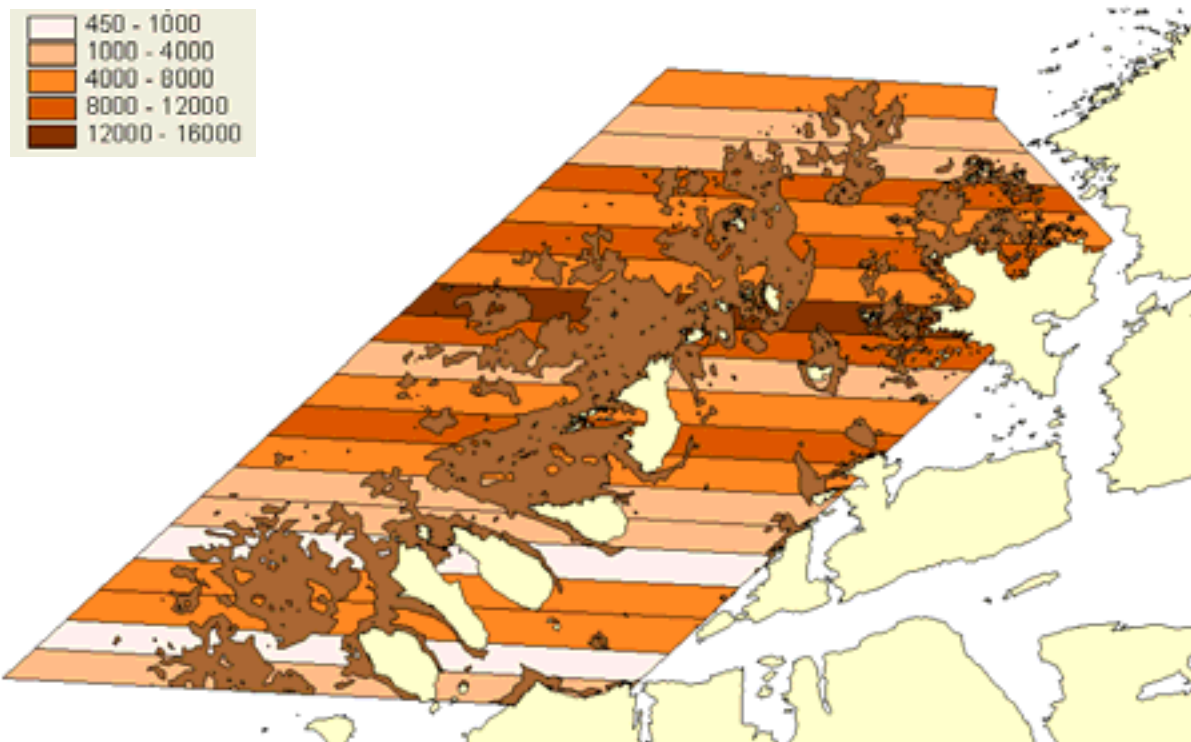
4. Resultater

4.1 Modellert utbredelse og estimert stående biomasse av stortareskog

Den etablerte taremodellen identifiserer totalt tilgjengelig areal innen området som er egnet for tareskog med hensyn til eksponeringsgrad og dybde. Dette arealet ble estimert til å være 338 km^2 (**Figur 2**). Med en gjennomsnittsverdi for stående biomasse lik 15 kg per m^2 , gir dette potensiale for en stående tarebiomasse lik 5.1 mill tonn stortare i hele området. Inkluderer vi den anslåtte

usikkerheten (34 %), tilsvarer dette et potensialet for den stående tarebiomasse mellom 3.4 og 6.8 mill tonn tare.

Ved å inkludere informasjon om sannsynlig uegnet substrattypen i modellert utbredelse av tareskogen, reduseres arealet til 215 km² (**Figur 3**). Gitt samme anslag for gjennomsnittlig stående tarebiomasse, gir dette et potensiale på 3.2 mill tonn stortare i modellområdet. Inkluderer vi den anslåtte usikkerheten tilsvarer dette en stående tarebiomasse mellom 2.1 og 4.3 mill tonn tare. Dette betyr at innflytelsen av uegnet substrattypen i området er estimert til å redusere den modellerte stående tarebiomassen til 63 % i forhold til den opprinnelige taremodellen. Gjennomsnittlig stående tarebiomasse per sone er lik 161 204 tonn når substratinformasjon er inkludert. Åtte av sonene er estimert til å inneholde mer tare enn høstet mengde tare på landsbasis (dvs > 160 000 tonn, **Tabell 2**).



Figur 2. Modellert utbredelse av tareskog (brunt, modellen inkluderer ikke substrat) og høstet mengde tare per trålsone hvert 5. år i det valgte modellområdet i Møre og Romsdal. Mengden høstet tare (tonn) er angitt i legenden (jo mørkere, jo større fangst). Land er vist med gult.

4.2 Stående tarebiomasse i forhold til høstet taremengde

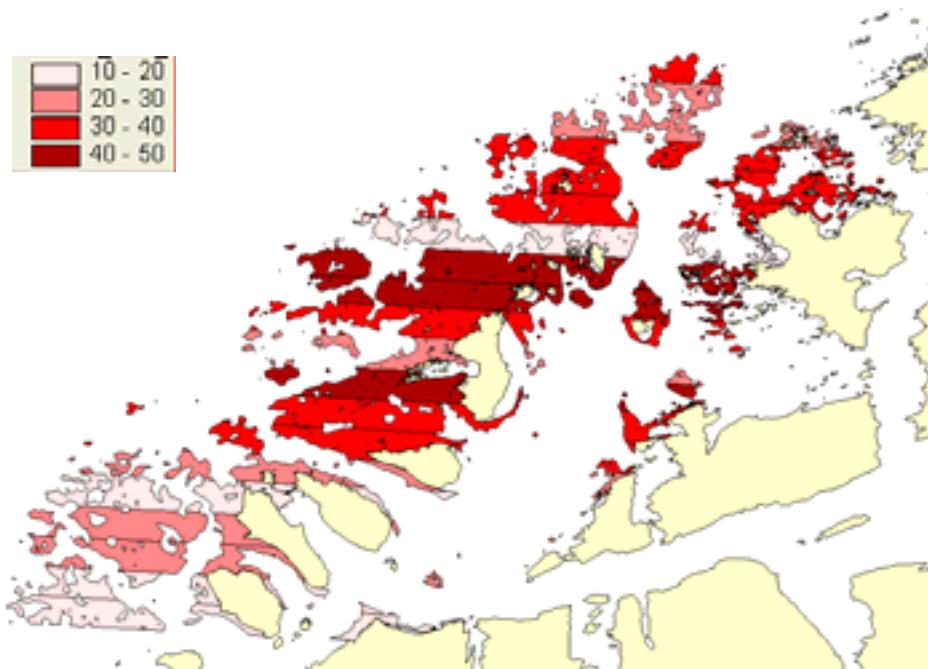
Totalt for trålsoneene er det for området rapportert om innhøsting av ca 23 000 tonn stortare per år. Standard avvik i høstet mengde mellom sonene (lokal variasjon) per år er på 16,2 % av høstet mengde. Variasjonen mellom år i høstet mengde for hver enkelt sone er i snitt 28,9 % av høstet mengde (dvs gjennomsnittet av standard avvik / høstet mengde for hver sone over alle år). Standard avvik samlet for alle sonene over alle årene er ca 5 000 tonn, dvs ca 24 % av gjennomsnittlig årlig høstet mengde. Dette betyr at den lokale variasjonen mellom sonene innen et år er mindre enn variasjonen innen sonene mellom år i høstet taremengde.

- Modellert tareskog
- Sand
- Land



Figur 3. Modellert utbredelse av tareskog i det valgte modellområdet i Møre og Romsdal. Informasjon om substrattype er inkludert.

- 10 - 20
- 20 - 30
- 30 - 40
- 40 - 50



Figur 4. Prosentvis tilgjengelig areal mellom 5 og 15 m dyp per trålingsone. Figuren er basert på tareskogsmodellen der informasjon om substrattype ikke er inkludert.

Det er forskjell mellom sonene i høstet mengde tare, og hvor stor andel den høstede mengden utgjør i forhold til estimert tarebiomasse (**Tabell 2**). Små tarefangster i en sone på tross av gunstig eksponering og dyp kan skyldes at sonen inneholder mye uegnet substrattyppe. Motsatt kan en få høy høsteeffektivitet dersom et område har en stor del av tareskogsarealet innenfor det mest gunstige dybdeintervallet og samtidig inneholder lite uegnet substrat. **Tabell 2** og **Error! Reference source not found.** viser hvor stor prosentandel av den modellerte tareskogen som befinner seg i det gunstige dybdeintervallet 5-15 m dyp i de ulike sonene. **Figur 3** gir oversikt over utbredelsen av sannsynlig uegnet substrattyppe for tareskog i området. Gjennomsnittlig høstet mengde i forhold til modellert taremengde (dvs den estimerte høsteeffektivitet) er 2 % for opprinnelig taremodell uten substratinformasjon, og 4 % for taremodellen inkludert substratinformasjon. Dersom en antar at høstingen stort sett skjer innen dybdeintervallet som er anslått å være mest gunstig for taretrålerne (5-15 m), øker den estimerte gjennomsnittlige høsteeffektiviteten til trålerne til 7,3 % basert på den etablerte modellen og 13,2 % basert på modellen som inkluderer substratinformasjon (**Tabell 3**). Den estimerte høsteeffektiviteten varierer mellom trålsone avhengig av hvilke modellkriterier som blir brukt. Sone 1 har høy høsteeffektivitet uansett hvilke kriterier som blir brukt, mens høsteeffektiviteten innen enkelte av de andre sektorene varierer mye avhengig av hvilke faktorer som vektlegges. Den høye gjennomsnittlige fangsten i sone 9, kan forklares med stor tilgang til tarebiomasse innen et snevrere område pga substrat og dybde, enn det den etablerte modellen tilsier. Maksimum estimert høsteeffektivitet for den enkelte sektor varierer fra 6,4 % for den etablerte tareskogmodellen til 28,4 % for modellen som tar hensyn til både substrat og dyp. Inkludert usikkerheten på 34 % i estimert tarebiomasse vil høsteeffektiviteten i enkelte soner kunne være bortimot 40 % innen 5-15 m sonen (**Figur 5**).

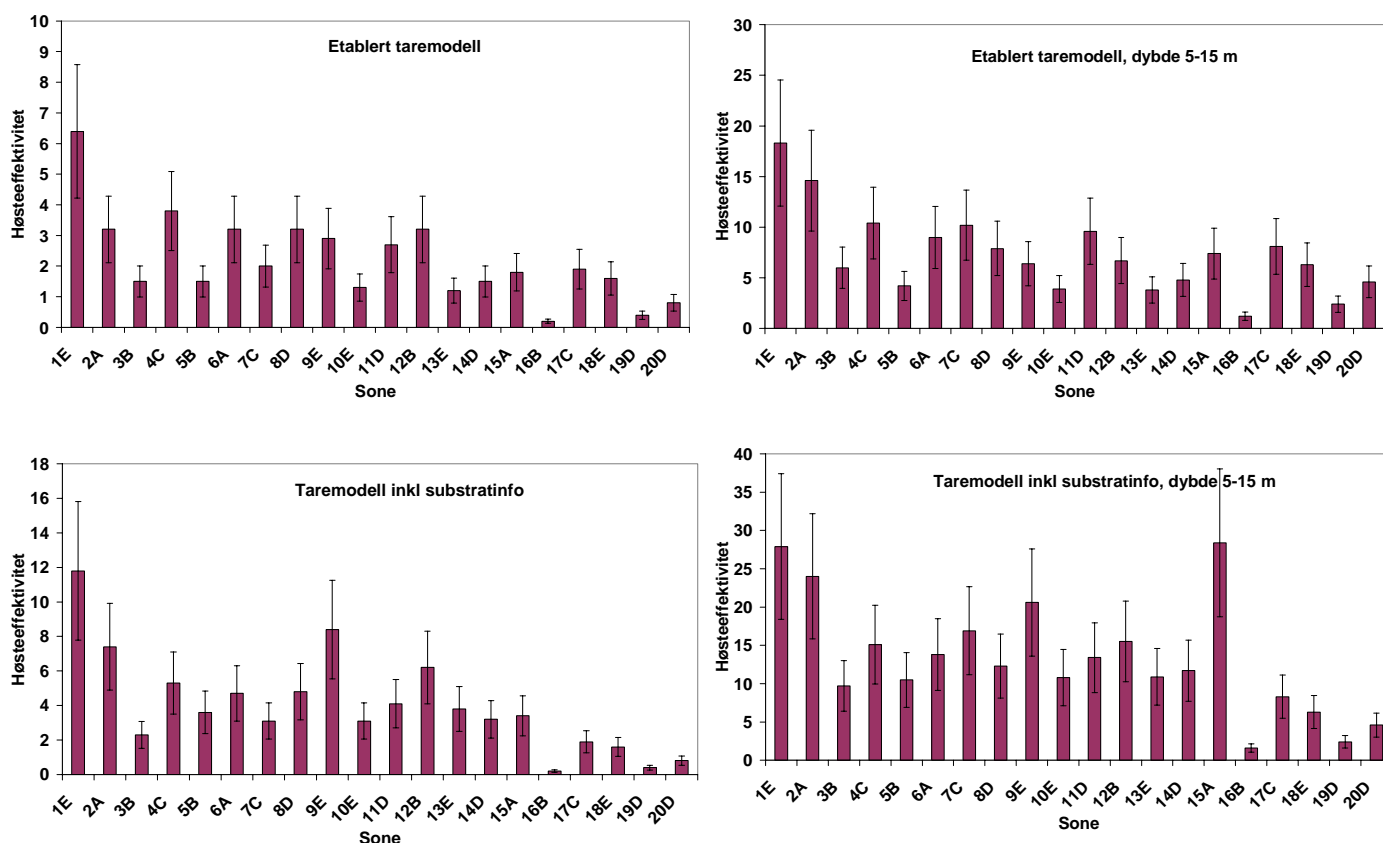
Tabell 2. Høstestatistikk (tonn) for de trålte sonene i perioden 1985-2002, samt modellert stående biomasse (tonn) av stortare for hver av sonene, uten og med informasjon om substrattyppe. Den høstede mengden tas ut hvert 5. år og er ikke årlig uttak. I estimatet for stående tarebiomasse er det anslått 15 kg per m². Den prosentvise andelen av den modellerte tarebiomassen som befinner seg i dybdeintervallet 5-15 m er gitt i parentes. Den geografiske plasseringen av sonene er vist i **Figur 1**.

Sone	Gj.snitt høstet	St. avik høstet	Modellert tarebiomasse – uten substratinfo	Modellert tarebiomasse – med substratinfo
01E	4 200	675	65929 (34.8)	35489 (42.4)
02A	2 616	1 134	81091 (22.1)	35336 (30.8)
03B	2 667	431	176394 (25.4)	114681 (23.9)
04C	8 921	1 837	236857 (36.4)	167321 (35.4)
05B	4 041	1 585	275496 (34.5)	111909 (34.3)
06A	10 157	2 783	314144 (35.8)	217645 (33.9)
07C	6 468	1 275	326794 (19.4)	210880 (18.2)
08D	14 485	1 855	446721 (41.1)	304237 (38.7)
09E	10 846	831	370223 (45.6)	129489 (40.6)
10E	3 933	976	314617 (32.4)	126530 (28.9)
11D	4 149	1 071	153448 (28.1)	100247 (30.9)
12B	8 264	1 505	261595 (47.2)	132417 (40.2)
13E	4 362	1 209	349581 (32.8)	115718 (34.5)
14D	3 867	480	259435 (30.8)	119350 (27.8)
15A	3 730	1 205	206724 (24.2)	110478 (11.9)
16B	452	423	296636 (13.2)	255735 (11.2)
17C	5 100	1 564	268794 (23.4)	265221 (23)
18E	4 106	806	253659 (25.6)	253659 (25.6)
19D	713	324	158585 (19.1)	158585 (19.1)
20D	2 194	957	259163 (18.2)	259163 (18.2)

Tabell 3. Estimert høsteffektivitet (dvs prosentandel høstet mengde i forhold til modellert taremengde) for hver trålsone gitt ulike modellbetingelser; etablert tareskogmodell, etablert tareskogmodell justert med informasjon om substrattype, og begge modellene justert for gunstig dyp (5-15 m). Oppsummerende statistikk er gitt på de nederste linjene: Gjennomsnittlig prosentandel høstet for alle sonene i hele perioden i forhold til modellert tareskog, anslått variasjon av gjennomsnittet er vist (minus/pluss 34 %), og minimum og maksimumsverdiene for hver enkelt sone.

Sone	Etablert taremodell	Taremodell inkl substratinfo	Etablert taremodell, dybde 5-15 m	Taremodell inkl substratinfo, dybde 5-15 m
01E	6.4	11.8	18.3	27.9
02A	3.2	7.4	14.6	24.0
03B	1.5	2.3	6.0	9.7
04C	3.8	5.3	10.4	15.1
05B	1.5	3.6	4.2	10.5
06A	3.2	4.7	9.0	13.8
07C	2.0	3.1	10.2	16.9
08D	3.2	4.8	7.9	12.3
09E	2.9	8.4	6.4	20.6
10E	1.3	3.1	3.9	10.8
11D	2.7	4.1	9.6	13.4
12B	3.2	6.2	6.7	15.5
13E	1.2	3.8	3.8	10.9
14D	1.5	3.2	4.8	11.7
15A	1.8	3.4	7.4	28.4
16B	0.2	0.2	1.2	1.6
17C	1.9	1.9	8.1	8.3
18E	1.6	1.6	6.3	6.3
19D	0.4	0.4	2.4	2.4
20D	0.8	0.8	4.6	4.6
Gj. snitt.	2.2	4.0	7.3	13.2
minus 34 %	1.5	2.6	4.8	8.7
pluss 34 %	3.0	5.4	9.8	17.7
min	0.2	0.2	1.2	1.6
maks	6.4	11.8	18.3	28.4

Sammenhengen mellom tilgjengelig tarebiomasse fra modellene og høstet taremengde er størst for taremodellen som inkluderer informasjon om substrattype (r^2 lik 0,77 ved lineær regresjon av høstede mengder i ulike år mot tilgjengelig areal). For begge modellene (både den etablerte og modellen inkludert substratinformasjon) økte sammenhengen mellom høstet mengde og tilgjengelig mengde når en tok hensyn til det gunstige dybdeintervallet (r^2 økte fra 0,39 til 0,64 for den etablerte modellen, og fra 0,12 til 0,77 for modellen justert mht substrattype).



Figur 5. Estimert høsteeffektivitet (dvs prosentandel høstet mengde i forhold til modellert taremengde) for de ulike trålsone gitt ulike modellbetingelser; etablert tareskogmodell, etablert tareskogmodell justert mht gunstig dyp (5-15 m), taremodell justert mht substrattype, og taremodell justert både mht substrat og dyp. NB: skalaen for høsteeffektivitet varierer mellom diagrammene.

4.3 Tarebiomasse og bentisk primærproduksjon

Den estimerte utviklingen av tarebiomasse på trålfeltene er stort sett basert på data fra Trøndelag (Sjøtun et al. 1995; Sjøtun et al. 2001). Siden taretråling for det meste foregår i åpne eksponerte farvann vil tarebiomassen raskt vokse opp til et nivå rundt 15 kg våtvekt pr m² (**Tabell 4**). Minimums- og maksimumsverdier for stående tarebiomasse i området er rundt 10 og 20 kg, så en variasjon \pm 34% er realistisk.

Antall planter i toppsjiktet og i undervegetasjonen i tareskogen etter tråling er basert på data fra Rinde et al. (1992), Christie et al. (1994) og Christie et al. (1998) og egne upubliserte data fra flere utrålte lokaliteter. Når det gjelder antall planter på trålfeltene er det stor variasjon fra sted til sted, som rapportert av Sivertsen (1991) og Sjøtun et al. (2001). Gjenveksten kan være meget kraftig noen steder og nesten utebli andre steder pga konkurranse med andre arter eller beiting av kråkeboller. Det som er rapportert i Rinde et al. (1992) og Christie et al. (1998) synes imidlertid å representere et gjennomsnittlig gjenvekstforløp. Antall planter i undervegetasjonen reduseres sannsynligvis sterkt fra våren og utover sommeren, og tallene oppgitt her representerer en sensommer/høst situasjon.

Den bentiske primærproduksjonen er satt til å være lik den stående tarebiomassen (P/B forhold = 1) (**Tabell 4**). Data fra litteraturen oppgir primærproduksjonsrater i tareskog på 1000 til 1400 gC/m²/år (Alongi 1998). Nye studier fra tareskogen i det valgte modellområdet har rapportert biomasseproduksjonsrater opp til 3 000 gC per m² per år (i tillegg kommer produksjon av oppløst

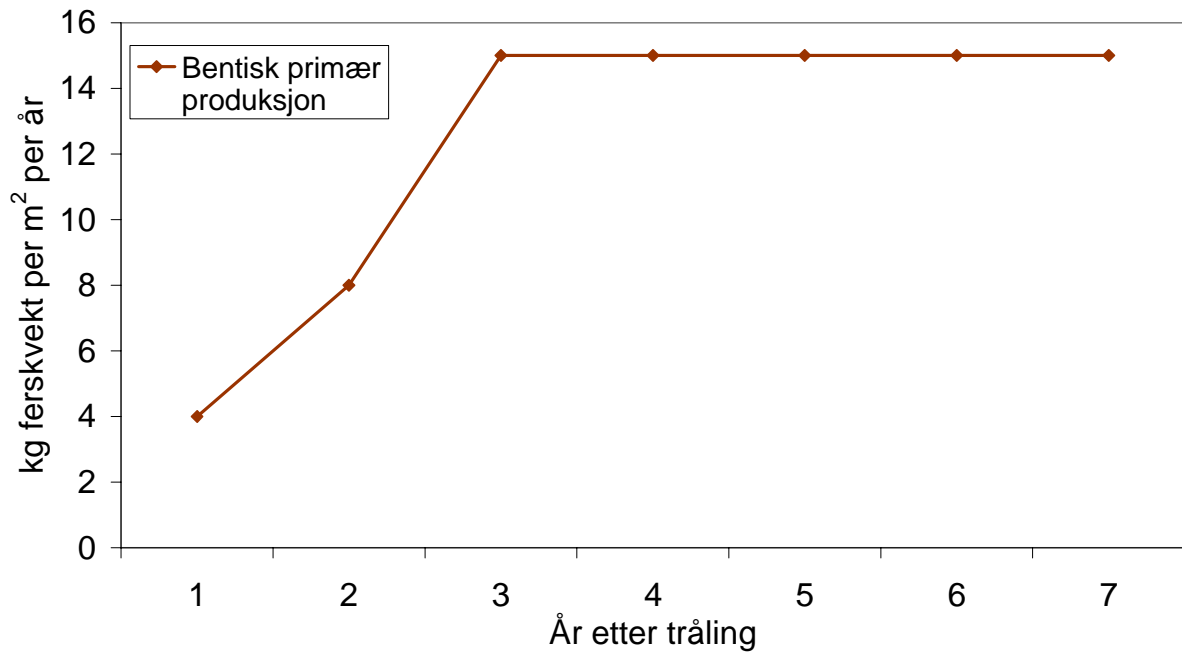
organisk karbon, Abdullah & Fredriksen 2004). Den rapporterte biomasseproduksjonen tilsvarer 9-27 kg våtvekt stortaremateriale pr m² pr år. Dette gjelder biomasseproduksjon av stortare, særlig i form av lamina (bladet) som skiftes årlig. Andre arter i undervegetasjonen vil bidra til primærproduksjonen både første år etter tråling og senere i tareskogens utvikling. Etter hvert som stortareplantene blir større vil ettårige epifyttiske rødalger etablere seg på tarestilkene og kunne bidra med en biomasse på mellom 1 og 5 kg per m² og dermed en sannsynlig produksjon på 1-5 kg per m² (egne foreløpige målinger). Dette gir grunnlag for å bruke et P/B forhold lik 1 i beregningene, dvs en gjennomsnittlig årlig produksjon på 15 kg friskvekt plantebiomasse pr m². Anslått variasjon er som for den stående biomassen, ± 34 %.

4.4 Artsdiversitet og sekundærproduksjon

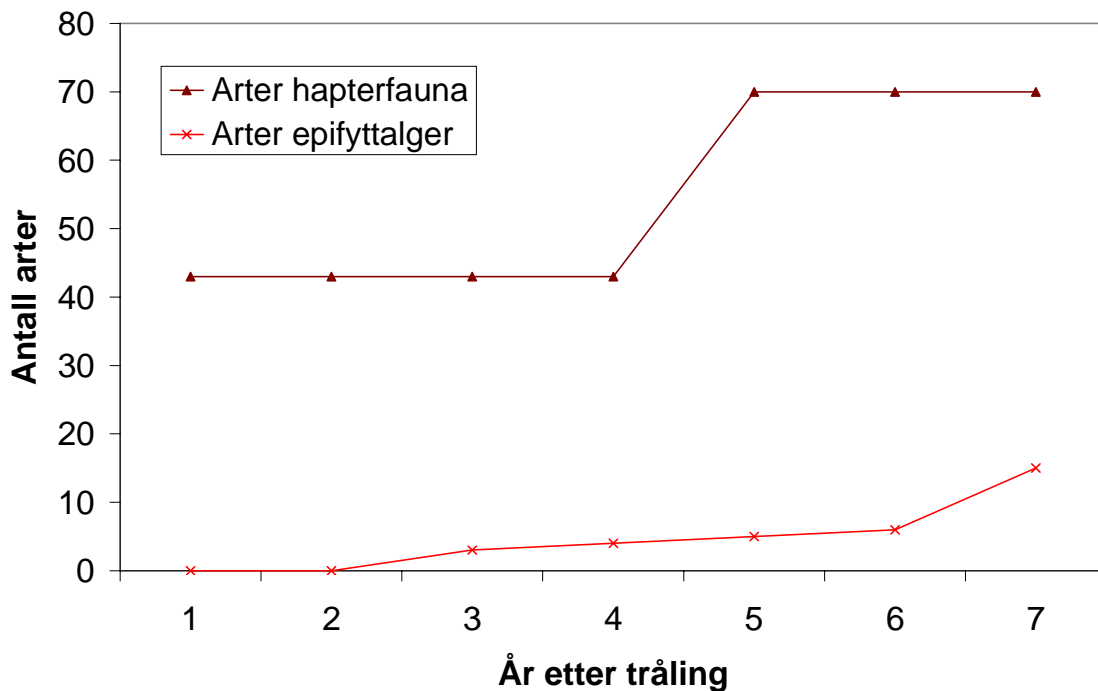
Antall arter epifyttiske alger og antall arter invertebrater tilknyttet hapterene øker gradvis i tiden etter taretråling (**Figur 7**). Utviklingen av antall dyre-arter tilknyttet påvekstalgene er derimot ikke kjent og inngår ikke i vurderingen. Estimaten i **Tabell 4** er basert på våre tidligere undersøkelser på trålfelter (Rinde et al. 1992; Christie et al. 1994; Christie et al. 1998) og i utrålt tareskog (Christie et al. 2003). Disse tallene er basert på et fåtall prøver (3-5 planter pr trålfelt), og underrepresenterer det faktiske artsantallet i systemet, ettersom antall arter som fanges opp øker med antall prøver og antall lokaliteter som undersøkes (se Ugland et al. 2003). Totalt sett vil et tareskogssystem inneholde over 50 arter planter og over 300 arter makrofauna, men antall arter per plante ligger lavere enn disse tallene. De fleste dyr i tareskogen er funnet å ha god spredningsevne (Norderhaug et al. 2002; Waage-Nielsen et al. 2003) og de vil sannsynligvis være i stand til å etablere seg når antall ulike nisjer øker ettersom tareskogen gror til etter tråling.

Antall hapterfaunaindivider og epifyttfaunaindivider pr m² er beregnet ut fra tettheten til canopy planter, gjennomsnittlig habitatvolum (dvs epifytt- eller haptervolum) for canopyplantene og et estimat for antall faunaindivider per ml habitatvolum (**Figur 8**). Estimaten for antall individer per ml habitatvolum er for begge habitatene basert på regresjonsanalyse av data i tabell 4 og 5 i Christie et al. (2003), men der Skagerrakdataene er fjernet. For hapterfaunaen er det benyttet en individtetthet lik 4 per haptervolum (ml, variasjon 2-6). Hapterfauna biomasse (gram per m²) er antall individer multiplisert med 0.003. Estimaten for vekten til hapterfaunaindividene er basert på veiinger av ulike faunakomponenter gjennom arbeidet beskrevet i Kraufvelin et al (2002) og Christie & Kraufvelin (2004). De fleste tareskogsdynere ligger mellom 0.01 og 0.0001 g, med noen få større krepsdyr, pigghuder og børstemark. Hapterfaunaproduksjonen er estimert som 5 ganger biomassen. P/B-forholdet lik 5 er dels basert på litteratur (Brey 1990; Alongi 1998, kan variere mellom 1 og 10), men er også estimert i tilsvarende samfunn fra kontrollerte bassengstudier ved Solbergstrand (Kraufvelin et al. 2002; Christie & Kraufvelin 2004). Siden det påbegynte arbeidet med direkte målinger av hapterfauna- og epifyttfaunaproduksjon ikke foreligger, er dette de beste estimaten vi kan benytte i disse beregningene. Estimaten som er benyttet er forøvrig i overensstemmelse med hva en kan forvente basert på primærproduksjonsdata og normalt energitap opp til høyere trofiske nivåer.

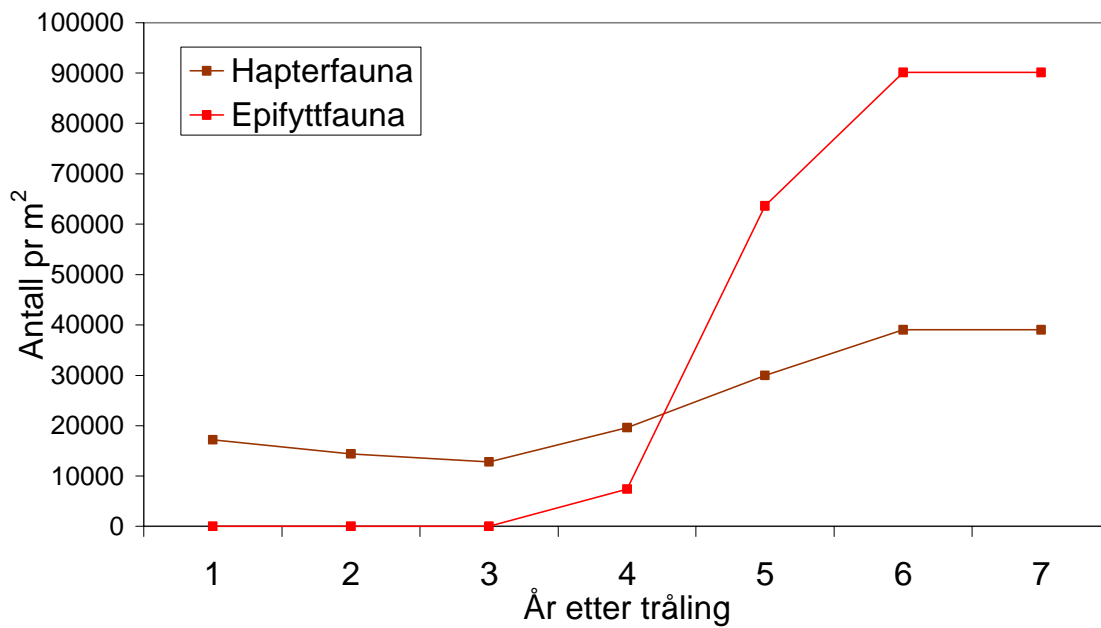
For epifyttfaunaen er det benyttet en individtetthet lik 26.5 per epifyttvolum (ml, variasjon 8-35). Gjennomsnittlig individtetthet ved Møre og i Trøndelag ligger på 35,4 dyr pr ml epifyttalger, og ved Bergen ca 8. Ved beregning av epifyttfaunabiomasse har vi benyttet samme estimat for individvekten som for hapterfaunaen. Det finnes foreløpig ikke data som kan skille individvekten mellom hapterfauna og epifyttfauna. Tilsvarende som for hapterfauna har vi anslått at epifyttfaunaen også har et P/B forhold lik 5. Estimert stående biomasse og sekundærproduksjonen til makroinvertebratene i de to habitatene på trålfelter i perioden etter tråling er vist i **Figur 9**. Disse tallene er underestimer, da våre kunnskaper om fastsittende dyr på tares stilk og blad er mangelfulle.



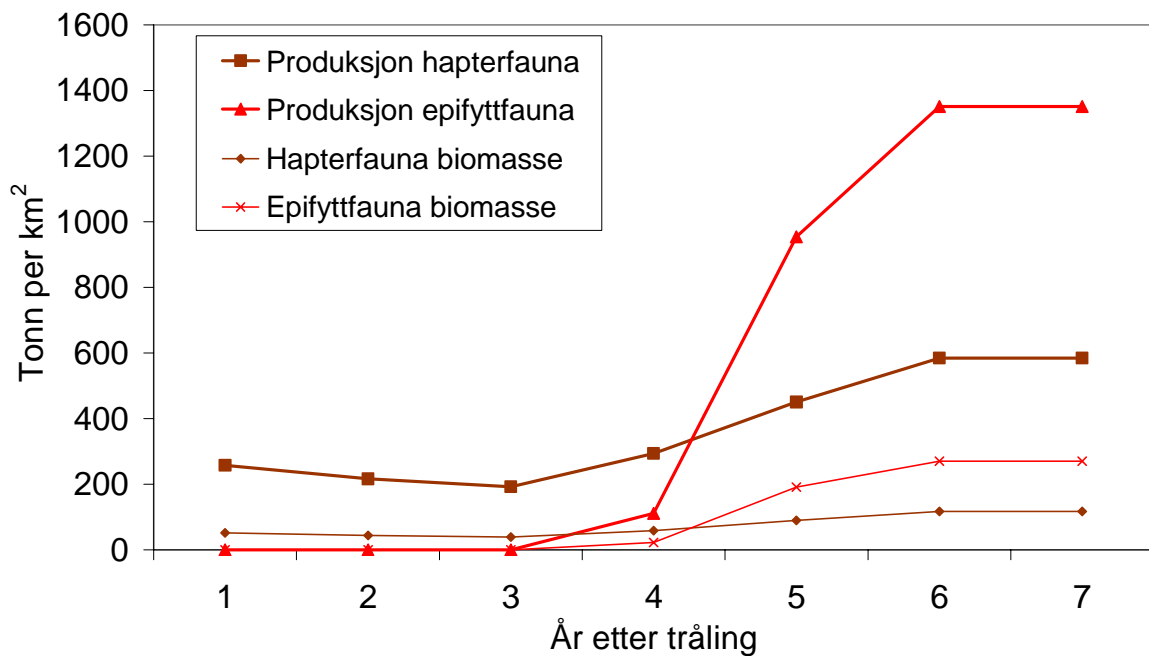
Figur 6. Estimert bentisk primærproduksjon (kg ferskvekt per m² per år) per år etter tråling. 7 år er gjennomsnittlig alder i tareskogen i modellområdet og representerer normaltilstanden i utrålt tareskog.



Figur 7. Estimert antall arter av hapterfauna og epifyttiske alger per plante i årene etter tråling. 7 år er gjennomsnittlig alder i tareskogen i modellområdet og representerer normaltilstanden i utrålt tareskog.



Figur 8. Estimert antall makroinvertebrater per m² per år etter tråling. Utviklingen er vist for samfunnene tilknyttet hapterer og epifytter.



Figur 9. Estimert biomasse og produksjon (tonn) for de to fauna-gruppene tilknyttet hapter og påvekstalger (epifytter), per km² per år etter tråling.

Tabell 4. Estimater for beregning av biomasse og produksjon av tare og assosierte makro invertebrater (både hapterfauna og epifyttfauna) på trålfelter 1, 2, 3, 4, 5, 6, og flere år etter tråling. Bakgrunnen for tallene, og anslag for variasjonen i disse er gitt i hovedteksten.

År etter tråling	1 år	2 år	3 år	4 år	5 år	6 år	6+ år
Tare biomasse (kg)	4	8	15	15	15	15	15
Antall planter i canopy (per m ²)	50	30	20	14	12	10	10
Antall planter i undervegetasjonen (per m ²)	0	20	40	40	40	60	60
Bentisk primærproduksjon (kg fv m ⁻² år ⁻¹)	4	8	15	15	15	15	15
Epifyttalger, ant arter pr plante	0	0	3	4	5	6	15
Epifyttvolum Møre	0	0	0	20	200	340	340
Hapterfauna, ant arter pr hapter (Møre)	43	43	43	43	70	70	70
Hapter volum (ml)	86	120	160	350	500	650	650
Hapterfauna ant pr m ²	17200	14400	12800	19600	30000	39000	39000
Hapterfauna biomasse (g per m ²)	51.6	43.2	38.4	58.8	90	117	117
Hapterfauna produksjon (g per m ²)	258	216	192	294	450	585	585
Epifyttfauna ant pr m ²	0	0	0	7420	63600	90100	90100
Epifyttfauna biomasse (g per m ²)	0	0	0	22	191	270	270
Epifyttfauna produksjon (g per m ²)	0	0	0	111	954	1352	1352
Tot ant dyr pr m ²	17200	14400	12800	27020	93600	129100	129100
Tot faunabiomasse (g per m ²)	52	43	38	81	281	387	387
Tot sek.prod. (g per m ²)	258	216	192	405	1404	1937	1937

4.5 Endringer i biomasse og produksjon på trålfeltene

For å høste den rapporterte taremengden innen modellområdet er det nødvendig å tråle ca 7 km² per år gitt antagelsen om en gjennomsnittlig stående tarebiomasse på 15 kg per m² og en effektiv høsting.

De to første simuleringsårene vil ha høyere tarebiomasse enn de påfølgende årene pga av de uendrete forholdene av tareskogen i sonene som det ikke er begynt å tråle i. Disse to oppstartårene tas derfor bort i beregningen av taretrålingens innflytelse på stående tarebiomasse og primærproduksjon. Ved beregning av taretrålingens innflytelse på sekundærproduksjonen (fra både hapterfauna og epifyttfauna), tas de tre første årene bort i beregningen av gjennomsnittsverdier.

Stående tarebiomasse og dermed primærproduksjonen i et utrålta tareskogsområde på 7 km² vil være på ca 100 000 tonn. Gitt at de samme feltene tråles hvert 5. år, og gitt at trålerne høster effektivt 15 kg per m², gir beregningene at den stående tarebiomassen i de trålte feltene i gjennomsnitt ligger på ca 55 % av tarebiomassen i utrålta tareskog (Vedlegg 2). Maksimum- og minimumsverdiene til tarebiomassen på trålfeltene ligger på 67 og 42 % av utrålta over en trålingssyklus på 10 år. Dette innebærer at primærproduksjonen i trålgatene i snitt reduseres med ca 45 % i forhold til primærproduksjonen på de utrålte områdene.

Hapterfaunaproduksjonen til 7 km² utrålta tareskog er beregnet til å være ca 4 100 tonn. Samme trålingshyppighet gir i følge beregningene at hapterfaunaproduksjonen i de trålte feltene i gjennomsnitt ligger på ca 33 % av nivået på utrålte felter. Maksimum- og minimumsverdiene til

hapterfaunaproduksjonen ligger på 34 og 31 % av utrålte områder over en trålingssyklus på 10 år. Dvs at produksjonen til hapterfaunaen i snitt reduseres med 67 % i trålgatene.

Epifyttfaunaproduksjonen på 7 km² utrålt tareskog vil være på ca 9 500 tonn. I følge beregningene vil epifyttfaunaproduksjonen i de trålte feltene i gjennomsnitt være på kun 2 % av nivået på utrålte felter. Variasjonen mellom årene ligger på 1-2 % av utrålte områder i simuleringsperioden på 10 år. Dvs at produksjonen til epifyttfaunaen i snitt reduseres med 98 % i trålgatene.

5. Diskusjon

Tareskogen i området er modellert til å dekke i størrelsesorden 340 km². Ved å anslå en stående biomasse i snitt lik 15 kg per m² gir dette en anslått biomasse på 5.1 mill tonn stortare i området. Dvs at det studerte området tentativt kan inneholde 30 ganger mer tarebiomasse enn det som høstes totalt for hele landet. I dette anslaget for utbredelsen til tare er det ikke inkludert informasjon om substrattypen. Ved å inkludere informasjon om sannsynlig forekomst av uegnet substrattypen reduseres det modellerte tareskogsarealet til ca 200 km², og estimert stående biomasse til 3.2 mill tonn. Det er dermed rimelig å anta at tareskogsarealet ligger et sted mellom 200 og 340 km². Det minste arealet er tilstrekkelig til å opprettholde en tarebiomasse som er ca 20 ganger mengden som høstes på landsbasis. Ved å redusere den anslåtte tarebiomassen med usikkerheten på 34 % blir den estimerte taremengden i området ca 12 ganger den totale mengden som høstes årlig.

Den estimerte høsteeffektiviteten varierer mellom trålsone avhengig av hvilke modellkriterier som blir brukt. Den etablerte tareskogsmodellen tar ikke hensyn til substrattypen og overestimerer tareskogens utbredelse siden tareskog ikke etableres på løsmassebunn som bløt- eller sandbunn. Taretrålerne høster ca 2 % av den modellerte tarebiomassen i henhold til etablert modell, og ca 4 % av modellert tarebiomasse hvis en tar hensyn til substrattypen. Det er sannsynlig at taretrålerne velger områder som det er mye tareskog i. Dette begrenser dybdeintervallet som sannsynligvis blir trålt hyppigst til grunnere enn 15 m. Videre er det grunn til å tro at områder grunnere enn 5 m på gitte skalanivå (50x50 m) kan være problematiske for trålerne, særlig når det blåser. Ved å anta at den høstede mengden høstes innen dybdeintervallet 5-15 m øker den estimerte høsteeffektiviteten ytterligere til 7,3 for den etablerte modellen og 13,2 for modellen som inkluderer substratinformasjon. Gitt den anslåtte usikkerheten på 34 % ligger den gjennomsnittlige høsteeffektiviteten for sonene for de to modellene mellom 5 og 10 % for den etablerte modellen og 9 og 18 % for modellen som tar hensyn til substrat. Men det er stor variasjon mellom sonene i estimert høsteeffektivitet, og hvordan denne påvirkes av dyp og substrattypen. Gitt at antagelsene våre om mest tråling i dybdeintervallet 5-15 m (som stemmer med observasjoner ved Smøla i Møre og Romsdal, Sivertsen 1991) og informasjonen om substrattypen er dekkende, kan høsteeffektiviteten i enkelte soner være bortimot 40 %. Tilsvarende høy høsteeffektivitet er observert av Sivertsen (1991), mens andre har rapportert en høsteeffektivitet rundt 6-13 % (Sivertsen et al. 1990). Med en lavere høsteeffektivitet enn antatt i våre beregninger vil arealet på det påvirkede området økes. Men med mindre effektivitet vil sannsynligvis ikke de samme feltene tråles hvert 5. år, slik at en får felter som er trålt mer enn f.eks 5, 6, og 7 år siden, sammen med felter som er 1-5 år gamle. Det vil si at en får større variasjon i alderen på trålfeltene, og dermed større mulighet for spredning av faunakomponenter fra de eldre feltene til de yngre feltene. Gitt usikkerheten i estimert stående tarebestand ligger maksimum andel høstet av stående tarebiomasse i gjennomsnitt rundt 28 % dersom en tar hensyn til informasjon om substrattypen (**Tabell 2**). Høsteeffektiviteten vil kunne beregnes mer nøyaktig dersom man får data på hvor det tråles og hvordan tarebiomassen varierer med dyp og eksponeringsgrad.

For å beregne innflytelsen av taretrålingen på primær- og sekundærproduksjonen må vi vite hvor stort areal taretrålerne høster. Siden vi ikke har hatt tilgang til informasjon om hvor taretrålerne høster

innen de enkelte sonene har vi måttet anslå dette arealet. Ved å anta at trålerne høster de samme områdene hvert 5. år, og at de høster effektivt den stående tarebiomassen i området, som basert på felldata ligger rundt 15 kg pr m², betyr det at trålerne må høste ca 7 km² årlig innen modellområdet for å skaffe den rapporterte høstede taremengden. Beregningen viser at innen det trålpåvirkete området vil taretrålingen redusere primær- og sekundærproduksjonen vesentlig. Primærproduksjonen blir redusert med ca 45 % og sekundærproduksjonen fra 70 - ca 98 %. I mengde innebærer dette en reduksjon på 47 000 tonn (\pm 14 000 tonn gitt 30 % usikkerhet i beregningen) i primærproduksjonen på trålfeltene, og 12 000 tonn (\pm 3 600 tonn gitt 30 % usikkerhet) i redusert sekundærproduksjon. Men gitt det relativt lite arealet som sannsynligvis tråles (ca 7 km²) i forhold til tilgjengelig tareskogsareal (beregnet til ca 200 km² hvis substratinformasjon er inkludert) blir den totale effekten liten. Dersom høstestatistikken vi har hatt tilgjengelig er riktig, og det valgte området er representativt for regionen, betyr dette at taretrålerne generelt høster en svært liten del av det totale tareskogsarealet, og at effektene på primær- og sekundærproduksjonen blir tilsvarende små samlet for regionen. Utbredelsen av tareskogen og høsteffektiviteten vil imidlertid kunne være forskjellig andre steder langs kysten, både pga forskjeller i dyp og bølgeeksponering som virker inn både på tareskogens utbredelse og på hvor effektivt taretrålerne klarer å høste. Grunne områder med mange skjær, slik som ved Nordøyane i Møre og Romsdal, er generelt vanskelig tilgjengelige for taretrålerne, og de vil ikke være i stand til å høste så effektivt som i områder med gunstige forhold. Raskere gjenvekst og relativt ung tareskog i utrålte områder i Rogaland vil føre til raskere restituering av trålfeltene her, men de flate områdene kan føre til at det er større arealer som høstes her av den totalt tilgjengelige tareskogen (som observert av Christie et al. 1994), og at de økologiske effektene av taretråling derfor relativt sett likevel kan være større i denne regionen. Høye forekomster av kråkeboller, som rapportert fra Trøndelagskysten (Sjøtun et al. 2001) vil også kunne påvirke gjenvekst av tare og epifytter på trålfeltene.

Fra Trøndelag og nordover er det kråkebollene som "høster" av stortaren. For å sette de økologiske konsekvensene av taretråling inn i dette perspektivet kan det nevnes at arealet av tareskog som er nedbeitet av kråkeboller er anslått til over 2000 kvadratkilometer (Sivertsen 1997). Med en antatt lavere tarebiomasse nordover, anslått her til 10 kg pr m², vil et produksjon-/biomasse forhold lik 1 gi et beregnet tap av primærproduksjonen på disse områdene tilsvarende ca 20 millioner tonn årlig. Ved å anslå at sekundærproduksjonen utgjør 15-20 % av primærproduksjonen vil dette innebære et tap i sekundærproduksjonen på 3-4 mill tonn årlig. De estimerte tapene ved taretråling kan være store på trålfeltene, men er meget små sammenliknet med tapet forårsaket av kråkebollebeiting. Sivertsen (1990) har antatt at stormer fører til en avgang på ca 20 % av den stående biomassen. Dette utgjør ca 4 mill tonn for et areal lik det nedbeitete.

Vi har for få replikater og for lite datagrunnlag til å vurdere de arealmessige konsekvensene av taretrålingen for artsdiversiteten. Dessuten har vi kun estimerer for utviklingen til de frittlevende invertebratene i hapterene, og utviklingen av makroskopiske alger på stilkene. Men de data som finnes (Rinde et al. 1992, Christie et al. 1994) viser at diversiteten vil bli redusert på trålfeltene etter tråling. Diversiteten vil sannsynligvis ikke bli restituert før plantene på trålfeltene når gjennomsnittsalderen til de største plantene i den utrålte tareskogen, særlig fordi epifyttalgene trenger tid til å etablere seg og at epifyttfaunaen igjen er avhengig av disse. Gjennomsnittsalderen øker med økende breddegrad langs kysten, og er ca 7 år i midt-Norge (Rinde & Sjøtun 2005). Gitt at en stor del av tareskogen ikke blir høstet (som er sannsynlig i det valgte modellområdet), og den dokumenterte høye mobiliteten til de frittlevende invertebratene som lever tilknyttet hapterer og epifytter (Norderhaug et al. 2002, Waage-Nielsen et al. 2003) og som utgjør en stor del av diversiteten i tareskogen, vil sannsynligvis den gjenstående tareskogen sørge for opprettholdelse av artsdiversiteten til systemet. Tareskogsflora og -fauna er generelt tilpasset et habitat som raskt kan endre seg. Epifyttene reduseres årlig, og en del tareplanter fjernes i løpet av stormperioder. Arter med direkte utvikling har derimot ikke samme spredningspotensiale som arter med planktoniske egg og larvestadier, og fastsittende arter har ikke samme spredningspotensiale som de frittlevende. Det vil derfor være forskjeller mellom artene i hvor raskt de vil kunne klare å reetablere seg på de trålte feltene. Kunnskap om sjeldne arter er mangelfull for marine kystøkosystemer, og vi kan ikke utelukke at høy trålingsintensitet i områder som er

gunstige habitater for sjeldne, uidentifiserte arter med dårlig spredningspotensial, kan føre til reduserte forekomster og negativ utvikling av disse.

6. Identifisering av kunnskapshull og anbefalinger for videre arbeid

Beregningene som er gjort i denne studien er representative for miljøforholdene og landskapstypen ved midt-Norge, som har optimale vekstforhold for stortaren. Andre områder som Rogaland og Hordaland har annen landskapstype, andre bunnforhold og andre miljøforhold enn det studerte området. Dette påvirker både vekstforholdene og utbredelsen til stortaren, samt hvor effektivt trålerne klarer å høste taren. I tillegg høstes taren oftere (hvert 4. år) i Rogaland enn andre steder langs kysten. Tilsvarende undersøkelser i disse områdene vil kunne vise regionale forskjeller i høsteeffektivitet og økologiske effekter av taretråling.

Arbeidet har vist at habitatmodellering har et stort potensiale til å kunne estimere taretrålernes høsteeffektivitet i ulike områder. Det vil være gunstig å teste om den estimerte høsteeffektiviteten er riktig, og å benytte samme metode i andre områder for å skaffe oversikt over hvor stor andel av tareressursen som høstes innen ulike regioner, og hvordan effektiviteten varierer med dyp og eksponeringsgrad. Ved for eksempel å samle posisjonsinformasjon fra taretrålerne vil en i større grad kunne identifisere hvilke områder som tråles, og gjennom feltstudier få kvantifisert hvor effektivt det tråles i de ulike områdene. Det vil da være lettere å kunne vurdere hvor stort areal taretrålerne berører for å høste de rapporterte taremengdene. En oversikt over høsteeffektiviteten i ulike områder vil være gunstig i forhold til å kunne identifisere trålingsintensive områder som kanskje vil ha større behov for oppfølging i forhold til å sikre ivaretagelse av tareskogens funksjon i området.

Arbeidet viser også at det fortsatt mangler en del kunnskap og data om tareskogssystemet. Særlig for å skaffe sikre estimater for produksjonsrater for den assosierte flora og fauna, og for å kunne vurdere betydningen av taretrålingen for artsmangfoldet. Det er mangelfull kunnskap om hvordan forekomsten og produksjonen til både taren, tarens epifytter og dyrene varierer med dyp og eksponeringsgrad. Her trengs det undersøkelser som ser på flere replikater og større arealer enn tidligere arbeider. Estimaten for sekundærproduksjon og utvikling av artsdiversitet er basert på studier av trålfelt av ulik alder. Det anbefales tilsvarende studier ved å følge et taretrålt område over flere år etter tråling, selv om sammenligning av ulike stasjoner med ulik alder etter tråling også gir nyttig kunnskap. Det er også mangelfull kunnskap om hvordan artsdiversiteten endres med dyp, eksponering og alder på trålfeltene.

Det høstes årlig ca 170 000 tonn stortare langs norskekysten. Hvis taretrålerne høster effektivt 10 kg per m², som er den gjennomsnittlige stående tarebiomassen per m² for hele norskekysten, vil 17 km² være tilstrekkelig til å skaffe de årlig høstede 170 000 tonn stortare. Med en trålefrekvens på hvert 5. år vil det føre til at fem ganger dette arealet, dvs ca 85 km², må tråles i løpet av en trålingssyklus, for å opprettholde nåværende høstet mengde. Basert på den store utbredelsen til stortareskog, bør det vurderes om det vil være økonomisk og miljømessig hensiktsmessig å fokusere taretrålingen til færre områder, og å høste mer effektivt i disse områdene, enn å tråle en liten andel hvert 5. år langs det meste av kysten, som er dagens praksis.

7. Referanser

- Abdullah, M. I. & S. Fredriksen (2004). "Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway." JMBA - Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **84**(5): 887.
- Alongi, D. M. (1998). Coastal ecosystem processes, CRC Press.
- Bekkby, T. (2001). Behaviour and habitat selection of harbour seals (*Phoca vitulina*) along the Norwegian coast in relation to time, environmental conditions and resource distribution. Dr. Scient thesis, University of Oslo.
- Bekkby, T., L. Erikstad, V. Bakkestuen & A. Bjørge (2002). "A landscape ecological approach to coastal zone applications." Sarsia **87**: 396-408.
- Brey, T. (1990). "Estimating productivity of macrobenthic invertebrates from biomass and mean individual weight." Meeresforschung **32**: 329-343.
- Chapin, F. S., III, O. E. Sala, I. C. Burke, J. P. Grime, D. U. Hooper, W. K. Lauenroth, A. Lombard, H. A. Mooney, A. R. Mosier, S. Naeem, S. W. Pacala, J. Roy, W. L. Steffen & D. Tilman (1998). "Ecosystem consequences of changing biodiversity." Bioscience **48**(1): 45-52.
- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. Eviner, R. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hopper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack & S. Diaz (2000). "Consequences of changing biodiversity." Nature **405**: 234-242.
- Chapman, A. R. O. (1986). Population and community ecology of seaweeds. Advances in marine biology. J. H. S. Blaxter and A. J. q. Southward, Academic Press. **23**: 1-161.
- Christie, H. (1995). Description of the kelp forest fauna at Froan, Mid Norway; variation in an exposure gradient. NINA Oppdragsmelding 368: 1-22.
- Christie, H. (1995). Fauna diversity associated to different macroalgal habitats at the Skagerrak coast of Norway. NINA Oppdragsmelding 483: 1-22.
- Christie, H., S. Fredriksen & E. Rinde (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., N. M. Jørgensen, K. M. Norderhaug & E. Waage-Nielsen (2003). "Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast." Journal Marine Biological Association UK **83**: 687-699.
- Christie, H. & P. Kraufvelin (2004). "Mechanisms regulating amphipod population density within macroalgal communities with restricted predator impact." Scientia Marina **68**(189-198).
- Christie, H., E. Rinde, S. Fredriksen & A. Skadsheim (1994). Ecological consequences of kelp trawling: reestablishment of kelp forest, epiphytes and holdfast fauna after kelp trawling at the Rogaland coast. NINA Oppdragsmelding 483: 1-22.
- Isæus, M. (2004). Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Naturvetenskapliga fakulteteten, Botaniska institusjonen. Stockholm, Stockholms universitet: 165. Doctoral thesis, University of Stockholm.
- Jupp, B. P. & E. A. Drew (1974). "Studies of the growth of *Laminaria hyperborea* (Gunn.) Fosl. I. Biomass and productivity." J. Exp. Mar. Biol. Ecol. **15**: 185-196.
- Jørgensen, N. M. & H. Christie (2003). "Diurnal, horizontal and vertical dispersal of kelp-associated fauna." Hydrobiologia **503**: 69-76.
- Kraufvelin, P., H. Christie & M. Olsen (2002). "Macrofauna (secondary) responses to experimental nutrient addition to rocky shore mesocosms and a coastal lagoon." Hydrobiologia **484**: 149-166.
- Moore, P. G. (1973). "The larger crustacea associated with holdfasts of kelp (*Laminaria hyperborea*) in North-east Britain." Cahiers de Biologie Marine **XIV**: 493-518.
- Norderhaug, K. M. (2004). "Use of red algae as hosts by kelp-associated amphipods." Marine Biology **144**: 225-230.

- Norderhaug, K. M., H. Christie & E. Rinde (2002). "Colonisation of kelp imitations by epiphyte and holdfast fauna; a study of mobility patterns." *Mar. Biol.* **141**: 965-973.
- Norderhaug, K. M., S. Fredriksen & K. Nygaard (2003). "Trophic importance of *Laminaria hyperborea* to kelp forest consumers and the importance of bacterial degradation to food quality." *Mar Ecol Prog Ser* **255**: 135-144.
- Rinde, E., H. Christie, S. Fredriksen & A. Sivertsen (1992). Ecological consequences of kelp trawling: Importance of the structure of the kelp forest for abundance of fauna in the kelp holdfasts, benthic fauna and epiphytes. NINA Oppdragsmelding 127: 1-37
- Rinde, E. & K. Sjøtun (2005). "Demographic variation in the kelp *Laminaria hyperborea* along a latitudinal gradient." *Marine Biology* **146**(6): 1051-1062.
- Rinde, E., S.-E. Sloreid, V. Bakkestuen, T. Bekkby, L. Erikstad & O. Longva (2004). Modellering av utvalgte marine naturtyper og EUNIS klasser. To delprosjekter under det nasjonale programmet for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Oslo, NINA. NINA Oppdragsmelding 807: 1-33.
- Schwartz, M. W., C. A. Brigham, J. D. Hoeksema, K. G. Lyons, M. H. Mills & P. J. van Mantgem (2000). "Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology." *Oecologia* **122**(3): 297-305.
- Sivertsen, A., M. Indergaard, A. Jensen & L. Jørgensen (1990). Høsting og økologisk betydning av stortare (*Laminaria hyperborea*) langs kysten av Sør-Trøndelag, SINTEF, Rapport nr. STF21 A90077.
- Sivertsen, K. (1991). "Høsting av stortare og gjenvekst av tare etter taretråling ved Smøla, Møre og Romsdal. (Cleared areas and re-growth of kelp following harvesting operations at Smøla, county of Møre og Romsdal)." *Fisken og havet* **1**: 1-44.
- Sjøtun, K., H. Christie & J. H. Fosså (2000). "Ressursgrunnlaget for taretråling og gjenvekst etter prøvetråling i Sør-Trøndelag." *Fisken og havet* **6**: 27 pp. (In Norwegian with summary in English).
- Sjøtun, K., H. Christie & J. H. Fosså (2001). "Overvåking av stortaregjenvekst og kråkebolleforekomster etter prøvetråling i Sør-Trøndelag." *Fisken og havet* **5**: 24 pp.
- Sjøtun, K., S. Fredriksen, T. E. Lein, J. Rueness & K. Sivertsen (1993). "Population studies of *Laminaria hyperborea* from its northern range of distribution in Norway." *Hydrobiologia* **260/261**(Chapman, A.R.O., M.T. Brown & M.Lahaye (eds). Fourteenth International Seaweed Symposium.): 215-221.
- Sjøtun, K., S. Fredriksen, J. Rueness & T. E. Lein (1995). Ecological studies of the kelp *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie in Norway, in *Ecology of fjords and coastal waters*. Ed: H. R. Skjoldal, C. Hopkins, K. E. Erikstad and H. P. Leinaas, Elsevier Science B.V.: 525-536.
- Ugland, K. I., J. S. Gray & K. E. Ellingsen (2003). "The species accumulation curve and estimation of species richness." *J. Anim. Ecol.* **71**: 888-897.
- Waage-Nielsen, E., H. Christie & E. Rinde (2003). "Short-term dispersal of kelp fauna to cleared (kelp harvested) areas." *Hydrobiologia* **503**: 77-91.

Vedlegg A.

Høstestatistikk (tonn) for sone 1-20 ved Steinshamn i Møre og Romsdal for perioden 1985 til 2002. Data er sammenstilt av Jostein Veia, ved FMC BioPolymer.

Felt nr.	01/02	00/01	99/00	98/99	97/98	96/97	95/96	94/95	93/94	92/93	91/92	90/91	89/90	88/89	1988	1987	1986	1985
1E		4677					3722											
2A	1988					3629					1337				3511			
3B					3183					2144				2762				2577
4C				8777					11313				8758				6835	
5B					5293					2524				5521				2824
6A	13028					11485					9542				6573			
7C				8289					5971				6275				5338	
8D			16842					15084				12871				13144		
9E		11561					10513					9824				11484		
10E		4108					2568				4887				4168			
11D			4254					4557					2641				5145	
12B					8734					8964				6036				9321
13E		5975					4524					3175				3774		
14D			4193					4358					3522				3394	
15A	4182					2876					2637				5223			
16B					953					629								227
17C				6992					5144					3162				5101
18E		5100					4093					3127				4105		
19D			1182					435				630				606		
20D			2754					2533					2723					767

Vedlegg B.

Estimert tarebiomasse (tonn) og primærproduksjon (tonn) i trålsone til det valgte modellområdet (Nordøyen, Møre og Romsdal), i utrålts område og fra første trålingsår og 10 år framover, med en høstesyklus på hvert 5. år. Primærproduksjonen er anslått å være lik stående biomasse. Grunnlaget for beregningene er gitt i teksten.

Felt nr	Areal (km ²)	Utrålt	1. trålingsår	1 år etter	2 år etter	3 år etter	4 år etter	5 år etter	6 år etter	7 år etter	8 år etter	9 år etter	10 år etter
1E	0.280	4200	4200	4200	4200	4200	0	1120	2240	4200	4200	0	1120
2A	0.174	2616	0	698	1395	2616	2616	0	698	1395	2616	2616	0
3B	0.178	2667	2667	0	711	1422	2667	2667	0	711	1422	2667	2667
4C	0.595	8921	8921	8921	0	2379	4758	8921	8921	0	2379	4758	8921
5B	0.269	4041	4041	0	1077	2155	4041	4041	0	1077	2155	4041	4041
6A	0.677	10157	0	2709	5417	10157	10157	0	2709	5417	10157	10157	0
7C	0.431	6468	6468	6468	0	1725	3450	6468	6468	0	1725	3450	6468
8D	0.966	14485	14485	14485	14485	0	3863	7725	14485	14485	0	3863	7725
9E	0.723	10846	10846	10846	10846	10846	0	2892	5784	10846	10846	0	2892
10E	0.262	3933	3933	3933	3933	3933	0	1049	2097	3933	3933	0	1049
11D	0.277	4149	4149	4149	4149	0	1106	2213	4149	4149	0	1106	2213
12B	0.551	8264	8264	0	2204	4407	8264	8264	0	2204	4407	8264	8264
13E	0.291	4362	4362	4362	4362	4362	0	1163	2326	4362	4362	0	1163
14D	0.258	3867	3867	3867	3867	0	1031	2062	3867	3867	0	1031	2062
15A	0.249	3730	0	995	1989	3730	3730	0	995	1989	3730	3730	0
16B	0.030	452	452	0	121	241	452	452	0	121	241	452	452
17C	0.340	5100	5100	5100	0	1360	2720	5100	5100	0	1360	2720	5100
18E	0.274	4106	4106	4106	4106	4106	0	1095	2190	4106	4106	0	1095
19D	0.048	713	713	713	713	0	190	380	713	713	0	190	380
20D	0.146	2194	2194	2194	2194	0	585	1170	2194	2194	0	585	1170
sum	7.018	105 269	88 767	77 744	65 769	57 638	49 629	56 782	64 936	65 769	57 638	49 629	56 782

Vedlegg C.

Estimert hapterfaunaproduksjon (tonn) på trålfeltene i det valgte modellområdet (Nordøyen, Møre og Romsdal), i en periode på 10 år etter første tråling, og med en høstesyklus på hvert 5. år. Grunnlaget for beregningene er gitt i teksten.

Felt nr	Areal (km ²)	Utrålt	1. trålingsår	1 år etter	2 år etter	3 år etter	4 år etter	5 år etter	6 år etter	7 år etter	8 år etter	9 år etter	10 år etter
1E	0.280	164	164	164	164	164	0	72	60	54	82	0	72
2A	0.174	102	0	45	38	33	51	0	45	38	33	51	0
3B	0.178	104	104	0	46	38	34	52	0	46	38	34	52
4C	0.595	348	348	348	0	153	128	114	175	0	153	128	114
5B	0.269	158	158	0	69	58	52	79	0	69	58	52	79
6A	0.677	396	0	175	146	130	199	0	175	146	130	199	0
7C	0.431	252	252	252	0	111	93	83	127	0	111	93	83
8D	0.966	565	565	565	565	0	249	209	185	284	0	249	209
9E	0.723	423	423	423	423	423	0	187	156	139	213	0	187
10E	0.262	153	153	153	153	153	0	68	57	50	77	0	68
11D	0.277	162	162	162	162	0	71	60	53	81	0	71	60
12B	0.551	322	322	0	142	119	106	162	0	142	119	106	162
13E	0.291	170	170	170	170	170	0	75	63	56	85	0	75
14D	0.258	151	151	151	151	0	67	56	49	76	0	67	56
15A	0.249	145	0	64	54	48	73	0	64	54	48	73	0
16B	0.030	18	18	0	8	7	6	9	0	8	7	6	9
17C	0.340	199	199	199	0	88	73	65	100	0	88	73	65
18E	0.274	160	160	160	160	160	0	71	59	53	80	0	71
19D	0.048	28	28	28	28	0	12	10	9	14	0	12	10
20D	0.146	86	86	86	86	0	38	32	28	43	0	38	32
sum	7.018	4 106	3 462	3 144	2 564	1 856	1 253	1 403	1 406	1 352	1 324	1 253	1 403

Vedlegg D.

Estimert epifyttaunaproduksjon (tonn) på trålfeltene i det valgte modellområdet (Nordøyen, Møre og Romsdal), i en periode på 10 år etter første tråling, med en høstesyklus på hvert 5. år.

Felt nr	Areal (km ²)	Utrålt	1. trålingsår	1 år etter	2 år etter	3 år etter	4 år etter	5 år etter	6 år etter	7 år etter	8 år etter	9 år etter	10 år etter
1E	0.280	379	379	379	379	379	0	0	0	0	31	0	0
2A	0.174	236	0	0	0	0	19	0	0	0	0	19	0
3B	0.178	240	240	0	0	0	0	20	0	0	0	0	20
4C	0.595	804	804	804	0	0	0	0	66	0	0	0	0
5B	0.269	364	364	0	0	0	0	30	0	0	0	0	30
6A	0.677	915	0	0	0	0	75	0	0	0	0	75	0
7C	0.431	583	583	583	0	0	0	0	48	0	0	0	0
8D	0.966	1306	1306	1306	1306	0	0	0	0	107	0	0	0
9E	0.723	978	978	978	978	978	0	0	0	0	80	0	0
10E	0.262	354	354	354	354	354	0	0	0	0	29	0	0
11D	0.277	374	374	374	374	0	0	0	0	31	0	0	0
12B	0.551	745	745	0	0	0	0	61	0	0	0	0	61
13E	0.291	393	393	393	393	393	0	0	0	0	32	0	0
14D	0.258	349	349	349	349	0	0	0	0	29	0	0	0
15A	0.249	336	0	0	0	0	28	0	0	0	0	28	0
16B	0.030	41	41	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3
17C	0.340	460	460	460	0	0	0	0	38	0	0	0	0
18E	0.274	370	370	370	370	370	0	0	0	0	30	0	0
19D	0.048	64	64	64	64	0	0	0	0	5	0	0	0
20D	0.146	198	198	198	198	0	0	0	0	16	0	0	0
sum	7.018	9 488	8 001	6 611	4 764	2 474	122	114	152	188	203	122	114