

359

OPPDRAKSMELDING

Endringer i kråkebolleforekomst,
kråkebolleparasitt og bunnalge-
vegetasjon langs kysten
av Midt-Norge

Hartvig Christie
Eli Rinde



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Endringer i kråkebolleforekomst,
kråkebolleparasitt og bunnalge-
vegetasjon langs kysten
av Midt-Norge

Hartvig Christie
Eli Rinde

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig. Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a. Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern- og turist- og friluftslivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner). Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Christie, H. & Rinde, E. 1995. Endringer i kråkebolleforekomst, kråkebolleparasitt og bunnalgevegetasjon langs kysten av Midt-Norge. - NINA Oppdragsmelding 359: 1-39

Oslo, juni 1995

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0592-

Klassifisering av publikasjonen:

Norsk: Forurensning og miljøovervåkning i marint miljø

Engelsk: Pollution and monitoring of marine ecosystems

Rettighetsinnehaver:

NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Lars Erikstad

NINA, Oslo

Design og layout:

Klaus Brinkmann

NINA, Ås-NLH/Oslo

Sats: NINA, Ås-NLH

Kopi: Kosisentralen, Fredrikstad

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA

Postboks 1037, Blindern

N-0315 Oslo

Tel: 22854684

Oppdragsgiver:

Direktoratet for Naturforvaltning

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 15305

Ansvarlig signatur:

Referat

Christie, H. & Rinde, E. 1995. Endringer i kråkebolleforekomst, kråkebolleparasitt og bunnalgevegetasjon langs kysten av Midt-Norge. - NINA Oppdragsmelding 359: 1-39

Denne undersøkelsen, som ble utført i august 1994, er en overvåking av tilstanden til og forholdet mellom tareskog og kråkebolleledominert nedbeitet bunn langs kysten av Midt-Norge som en oppfølging av en undersøkelse utført 2 år tidligere. Denne undersøkelsen er konsentrert om tre **områder**, Frøya, Vikna og Vega, som hver er undersøkt på tre **lokaliteter**, en ytre en midtre og en indre, og på hver lokalitet er det igjen undersøkt tre **stasjoner**. De ytre kyststrøk var fortsatt dominert av gammel tareskog (stortare, *Laminaria hyperborea*), mens grønne kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og nedbeitede områder var vanlig lenger inn på midtre og indre kyststrøk. En tilbakegang i tetthet av grønne kråkeboller hadde medført en gradvis nyetablering av tareskog fra ytre mot indre strøk ved Frøya fram mot 1992, men denne utviklingen hadde stoppet opp mellom 1992 og 1994. Reduserte tettheter av kråkeboller på midtre lokalitet på Vega viste at en tendens mot gradvis nedbeiting av tareskog var snudd til en økende nyrekruttering av tareskog i grenseområdet mellom tareskog og nedbeitet område der. En redusert kråkebolletetthet som ble registrert på alle de tre områdene fram mot 1992 hadde også stagnert fram mot 1994, og et større innslag av små kråkebolleindivider i populasjonene kan tyde på at rekruttering har opprettholdt tettheten mellom 1992 og 1994. Imidlertid viser meget lave tettheter av kråkeboller og kraftig gjenvækst av alger at lokale dødelighetsfenomener av kråkeboller har forekommet på enkelte stasjoner innenfor alle de tre områdene også etter 1992. Tettheten av kråkeboller var flere steder så lav at gjenvækst av alger og mulighet for reetablering av tareskog synes realistisk. Både grønne og røde (*Echinus esculentus*) kråkebollers gjennomsnittlige skallstørrelse var negativt påvirket av økende populasjonstetthet av grønne kråkeboller, og positivt påvirket av økende mengder makroalger. Den endoparasittiske nematoden (*Echinomermella matsi*) ble fortsatt ikke funnet i grønne kråkeboller ved Frøya. Infeksjonsgraden av parasitten var gått tilbake i kråkebollene fra Vikna og Vega.

Selv om de endringene vi har funnet for forekomster av tareskog, kråkeboller og kråkebolleparasitt har vært moderate i tidsperioden mellom 1992 og 1994, tyder våre resultater på at det er prosesser som vil medføre endringer i tilstanden på alle de tre områdene. Dette bør overvåkes jevnlig.

Emneord: Kråkeboller - kråkebolleparasitt - dødelighet - stortare - utbredelse - overvåking - Midt-Norge.

Hartvig Christie og Eli Rinde, NINA, Boks 1037, N-0315 Oslo.

Abstract

Christie, H. & Rinde, E. 1995. Changes in sea urchin abundance, sea urchin parasite and benthic algal vegetation along the coast of Mid-Norway. - NINA Oppdragsmelding 359: 1-39

This study took part in august 1994, and was a repetition of a recording 2 years earlier of the relationship between kelp forests and sea urchin dominated barren grounds. After ca 20 years of destructive grazing by high densities of green sea urchins, a reduction in population densities of sea urchins on several sites off the coast of Mid-Norway indicated a trend of change. The samplings were concentrated to three **regions**, Frøya, Vikna and Vega at the wide shallow coastal areas of Mid-Norway. An outer, a mid and an inner **locality** was sampled in each region, and each locality was sampled at three replicate **sites**. The outer exposed localities were all dominated by dense kelp (*Laminaria hyperborea*) forests, while the mid and inner localities still were characterized by green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) grazing. A reduction in sea urchin population density resulted in a gradual revegetation of the kelp forest from the outer parts and a short distance inwards up to 1992 at Frøya, while no further reestablishment of kelp forest was found inwards at this region in 1994. At the mid locality at Vega, sea urchin density reductions between 1992 and 1994 had turned the development of a gradually grazed kelp forest to an area with dense recruitment of kelp plants. The common trend of sea urchin reductions or local mass mortality events within the three regions in the years previous to 1992 had not developed further, but sea urchin densities remained still relatively low during the next two years. An increasing contribution of smaller individuals in most sea urchin population samples from 1994 indicate that recruitment have maintained the population densities. However, low densities of sea urchins and a starting algal revegetation shows that local sea urchin mortalities has occurred within a few sites in the three regions between 1992 and 1994. Sea urchin density was at some sites reduced to a level that reestablishment of kelp might be expected during the coming years. The individual size of both the green and the red sea urchin (*Echinus esculentus*) was negatively influenced by increasing population density of the green sea urchin, and positively influenced by macroalgae revegetation. The endoparasitic nematode (*Echinomermella matsi*) was still not found in green sea urchins in the Frøya region, and the prevalence was reduced between 1992 and 1994 in the sea urchin populations from both Vikna and Vega.

Although kelp forest distribution and green sea urchin abundance have not been dramatically changed between 1992 and 1994, our results do indicate ongoing processes that might lead towards community changes at both local and regional scale. Thus, the situation should be regularly monitored.

Key words: sea urchins - sea urchin parasite - mortality - kelp - distribution - monitoring - Mid-Norway.

Hartvig Christie og Eli Rinde, NINA, Boks 1037, N-0315 Oslo.

Forord

Denne undersøkelsen er utført på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning. Undersøkelsen ble gjennomført i august 1994, og er en oppfølgende overvåking av kråkebollebeiting og tare-skog på kyststrekking fra Frøya til Vega. Den forutgående undersøkelsen (i 1992) ble foretatt mellom Frøya og Harstad, mens undersøkelsen i 1994 ble begrenset til de områdene der endringer i samfunnsstruktur ble påvist. Feltarbeidet ble vellykket og effektivt gjennomført takket være en stor innsats av Sverre Nilsen med båten Fagerskjær og av Ole Aspholm med innsamling (dykking) og bearbeiding i felt.

Fra å ha mulighet for å sammenlikne data fra denne undersøkelsen med framtidige undersøkelser, er resultatene presentert relativt detaljert.

Oslo, mai 1995

Hartvig Christie
prosjektleder

Innhold

	side
Referat	3
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	5
1.1 Bakgrunn.....	5
1.2 Formålet med undersøkelsen	6
2 Metoder	7
2.1 Den undersøkte kyststrekningen	7
2.2 Undersøkelser	7
2.2.1 Stasjoner med stortareskog	8
2.2.2 Stasjoner uten stortareskog	8
3 Resultater	9
3.1 Tareskogens struktur.....	9
3.2 Forekomst og dybdefordeling av kråkeboller	9
3.2.1 Områdenivå	9
3.2.2 Lokalitetsnivå	11
3.3 Gjenvest av bunnalger på midtre og indre lokaliteter	15
3.4 Størrelsesfordeling av kråkeboller	17
3.4.1 De grønne kråkebollene	17
3.4.2 De røde kråkebollene	20
3.5 Parasittens utbredelse og infeksjonsgrad i kråkeboller.....	22
3.5.1 Forekomst på område og lokalitetsnivå	22
3.5.2 Forekomst i de forskjellige størrelsesklasser av kråkeboller	23
4 Diskusjon	35
5 Konklusjon, anbefalinger	38
6 Litteratur	39

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Ved begynnelsen på 1970-tallet ble det rapportert om en omfattende nedbeiting av tareskog langs norskekysten (Sivertsen 1982). Områder der det tidligere kun har vært rapportert om vedvarende tette skoger dominert av stortare (*Laminaria hyperborea*) (Grenager 1955, Kain 1971, lokale fiskere), var blitt forvandlet til nakne barbunnsområder dominert av store tettheter av den grønne kråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*). Dette ble først registrert fra Nord-Møre til Vesterålen (Sivertsen 1982), og nedbeiting av tareskog ble senere funnet langs hele kyststrekningen av Midt- og Nord-Norge og synes å være et fenomen med økende omfang (Hagen 1983, 1987, Lein et al. 1987, Sivertsen & Wentzel-larsen 1989). Imidlertid ble det etter ca 20 års vedvarende dominans av tette kråkebollepopulasjoner observert spredte tegn på lokal tilbakegang av kråkebollepopulasjoner. Dette ble nærmere undersøkt på et tokt mellom Frøya og Harstad sommeren 1992 (Skadsheim et al. 1993) som sammen med NINAs undersøkelser i MARE NOR (Christie et al. 1995) fant reduserte tettheter, lokale massedødelighetsfenomener og gjenvekst av tare eller andre alger på områder utenfor Midt-Norge der Sivertsen (1982) hadde rapportert om barbunn med høye tettheter av grønne kråkeboller. Tareskogen har meget høy biomasse og en produksjon som ligger ca 150 ganger høyere enn barbunnsområdene (Chapman 1981), og et rikt plante og dyreliv utnytter tareskogen som substrat, skjul og næringsområde. Tareskogen har dermed stor betydning for både ressursutnyttelse og i naturforvaltnings-sammenheng. Det er interesse for en jevnlig overvåking av de endringene som er oppdaget i dette systemet, og spesiell interesse er knyttet til i hvilken grad større barbunnsområder kan vende tilbake til tareskogsområder.

De undersøkelser som ble utført av Sivertsen (1982) og Skadsheim et al. (1993) kunne påvise inntakte tareskoger i de ytre mest eksponerte kystområdene, mens de midtre og indre delene av de grønne kystflatene var fullstendig preget av kråkebollebeiting. Skadsheim et al. (1993) og Christie et al. (1995) kunne konkludere med en tilbakegang av kråkeboller og gjenvekst av tare eller andre alger på enkelte lokaliteter ved Frøya i Sør-Trøndelag og ved Vega på Helgelandskysten. Ved Vikna i Nord-Trøndelag ble det funnet såpass lave tettheter av kråkeboller at man kunne forvente en snarlig gjenvekst av alger, mens det både i Lofoten og Harstad-området ble funnet høye tettheter av kråkeboller og ingen tegn til tetthetsreduksjoner som kunne resultere i en tilstandsendring. Vedvarende høye tettheter av kråkeboller er funnet flere steder (Keats 1991), mens det på andre steder har vært funnet vekslinger mellom tareskog og kråkebolle-dominert barbunn (Pearce & Hines 1979, Scheibling 1986, Elnor & Vadas 1990, Estes & Duggins 1995). Det synes således mulig at de observerte endringene enten kan resultere i en gjenvekst av tare og en reetablering av tareskoger, eller i nye økninger av kråkebolle-tettheter og videre opprettholdelse av barbunnsituasjoner. Bare jevnlig overvåking kan vise om det foregår stadige skiftninger mellom de to tilstandene, eller om det er mer langvarige stabile tilstandsendringer vi har å gjøre med. Jevnlige undersøkelser vil i tillegg bidra til å komme fram til en forståelse for årsaken bak de endringene som observeres.

Flere arter kråkeboller er rapportert å være forbundet med masse-

oppblomstring og nedbeiting av makroalger, og i mange tilfeller har det blitt registrert massedødelighet eller kraftige tetthetsreduksjoner som har medført tilstandsendringer. Selv om disse tilfellene har vært gjenstand for inngående undersøkelser, har man i de fleste tilfeller ikke kunnet forklare hele eller deler av hendelsesforløpet i vekslingen mellom de to tilstandene (Johnson 1971, Pearse et al. 1977, Boudouresque et al. 1980, Lessios et al. 1984, Williams 1991). Enkelte unntak er fram- eller tilbakegang av bestanden til stillehavsoter (*Enhydra lustras*) som kan kontrollere kråkebollebestander (Estes & Duggins 1995), og en parasittisk amøbe (*Paramoeba invadens*) på Canadas østkyst som forårsaket en epidemisk dødelighet hos *S. droebachiensis* (Jones & Scheibling 1985). Vi har også gjort forsøk på å finne årsaker til de observerte massedødeligheter eller kråkebolle-reduksjoner på norskekysten (histopatologiske og mikrobiologiske undersøkelser av syke kråkeboller er blitt utført på Veterinærinstituttet), men så langt uten resultater.

På norskekysten er det funnet en parasittisk nematode, *Echinomermella matsi*, som er spesifikk for *S. droebachiensis* (Jones & Hagen 1987, Hagen 1987). Hagen (1992) fant en høy prevalens (andel infiserte dyr i kråkebollebestanden) i Bodø-området og mente at denne kunne redusere tette kråkebolle-forekomster. Skadsheim et al. (1993) fant at denne parasitten var vanlig i kråkebollene på kysten av Nord-Trøndelag og på Helgelandskysten, men at den ikke fantes sør for Vikna og at den var lite utbredt nord for Vestfjorden. Denne parasitten kunne derfor ikke ha forårsaket dødeligheten sør for Vikna, og Stien et al. (1995) konkluderte med at den ikke kunne være årsak til dødelighet av kråkeboller som ble observert ved Vega i 1991. Selv om den ikke medfører dramatiske dødeligheter hos kråkebollepopulasjoner, er parasitten funnet å påvirke gonadeproduksjon og sannsynligvis påføre kråkebolleindividene en stresssituasjon som gjør dem mer sårbare ved andre forstyrrelser. Endringer i parasittens utbredelse og endringer i prevalens i allerede infiserte populasjoner er derfor av interesse å følge opp.

De fleste tilfeller av kråkebolle-reduksjon har ført til gjenvekst av alger, men i våre farvann er det uklart i hvilken grad og hvor hurtig tareskogen vender tilbake på nedbeitete områder når tettheten av kråkebollene reduseres. Stortaren har et stort rekrutteringspotensial, men antagelig begrenset spredningsevne over avstander lenger enn noen 100 m. Tiden det tar for nedbeitet hardbunn til å utvikle seg til en tareskog, vil i så fall være avhengig av avstanden til nærmeste morpopulasjon av stortare. Ved taretråling (Rinde et al. 1992, Christie et al. 1994) eller ved reduisering av kråkebolle-tettheten i områder nær stående tareskog (Jones & Kain 1967, Skadsheim et al. 1993) restituerer tareskogen seg raskt. Våre undersøkelser i Mare Nor (Christie et al. 1995, Leinaas & Christie manus) viste imidlertid at reduserte kråkebolle-tettheter inne i store nedbeitete områder (langt fra nærmeste tareskog) resulterte i gjenvekst av andre alger, og at gjenvekst av stortare ser ut til å være en langsom prosess. Kunnskap om suksesjon, spredning og gjenvekst av alger kan benyttes ved overvåking av kystområdene, og til å bedre forståelsen for kråkebolle-tareskog interaksjoner. I en undersøkelse av eventuelle reduksjoner i tettheter av kråkeboller vil en dokumentering av algegjenvekst være en metode som reflekterer tilstanden til kråkebollepopulasjonene i tidsrommet før undersøkelsen ble foretatt.

Grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og rød krå-

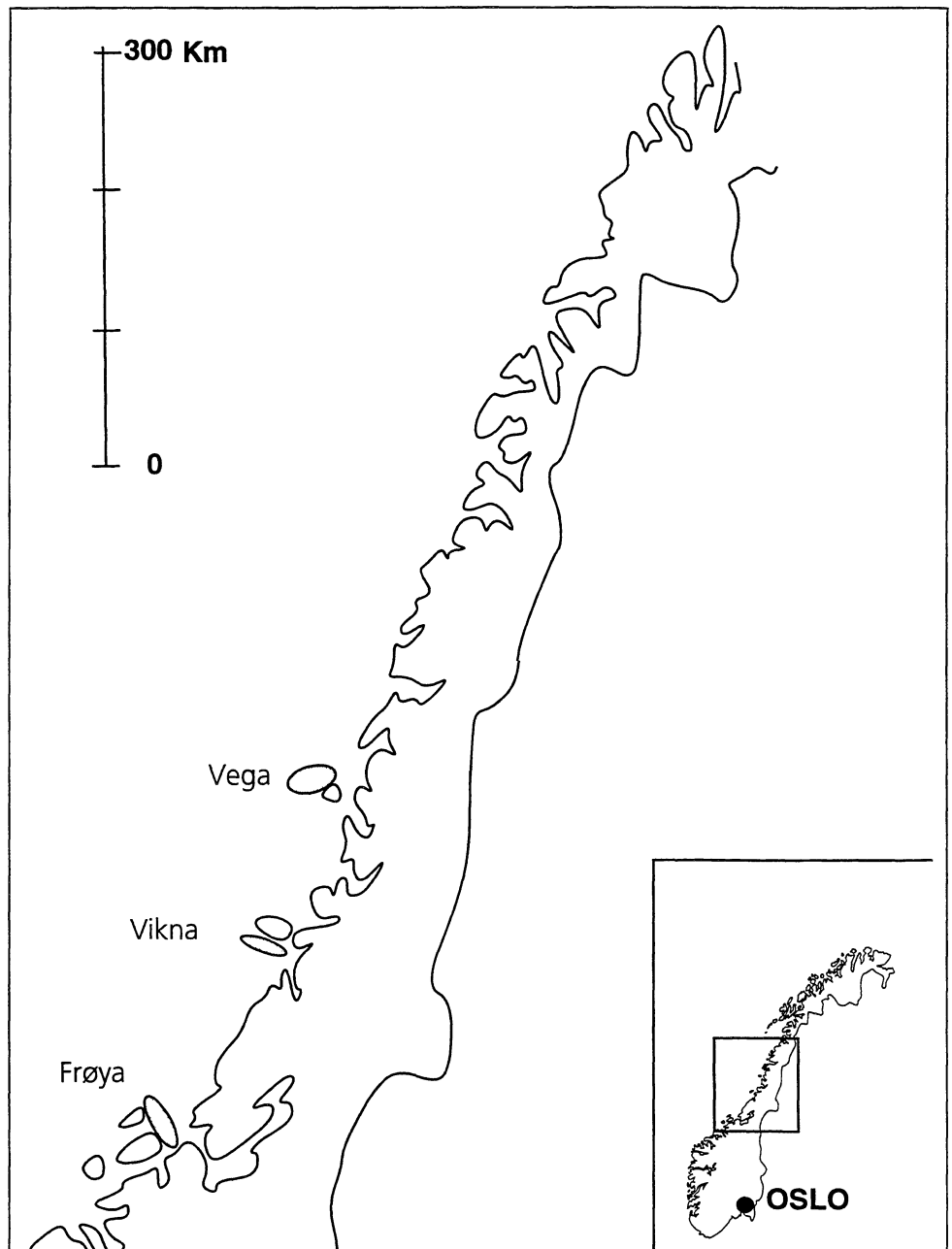
kebolle (*Echinus esculentus*) er de to vanligste kråkebolleartene på den undersøkte kyststrekningen. Den røde finnes flere steder alene i de ytre mest eksponerte kystområdene (Skadsheim et al. 1993), men de to artene har overlappende utbredelse på mer beskyttede lokaliteter. På de sistnevnte lokaliteter synes sameksistensen å påvirke populasjonsstrukturen hos den røde kråkebolla, og en overvåking av denne vil også kunne si noe om tilstanden i de forutgående år.

1.2 Formålet med undersøkelsen

Formålet med denne undersøkelsen er å følge opp den undersøkelsen som ble utført to år tidligere (Skadsheim et al. 1993) med

hovedvekt på å kartlegge tilstand og eventuelle endringer i forekomster av tareskog, kråkeboller og nedbeitete områder. Siden endringer i kråkebolletetthet kun er registrert på Trøndelagskysten og kysten av Sør-Helgeland, er undersøkelsen konsentrert til de lokalitetene vi tidligere har undersøkt ved Frøya, Vikna og Vega og skal omfatte:

- forekomst av tareskog, annen algevegetasjon, eller nedbeitete områder
- eventuelle gjenvekstmønstre på tidligere nedbeitete områder
- tetthet, dybdefordeling og størrelsesfordeling hos grønne og røde kråkeboller
- tegn til dødelighet av kråkeboller
- forekomst av den parasittiske nematoden *Echinomermella matsi*



Figur 1.
Kart som viser plasseringen til de tre undersøkelsesområdene.
Map showing the three regions of sampling.

2 Metoder

2.1 Den undersøkte kyststrekningen

Undersøkelsen er foretatt innen de tre **områdene** Frøya, Vikna og Vega (**figur 1**), på de samme lokalitetene som ble undersøkt i 1992. I hvert område ble tre **lokaliteter** valgt ut for å karakterisere utviklingen av hardbunnsamfunnene langs gradienten øst-vest (ytre-midtre-indre kystområde), samsvarende med en eksponert til beskyttet gradient. Ytre lokalitet ble lagt til tare-skogsbeltet, mens midtre og indre lokaliteter ble lagt på bunn-samfunn som var preget av kråkebollebeiting. Hvis det passet inn i eksponeringsgradienten, ble lokalitetene lagt nær steder der Sivertsen (1982) tidligere hadde gjort registreringer. Innen hver lokalitet ble det valgt ut tre **stasjoner** med noen få hundre meters avstand, for å få mål for lokal variasjon og representativitet.

For å skaffe supplerende informasjon ble andre stasjoner inkludert i tillegg til de nevnt over. På Frøya ble stasjonen Håskjæra (noe innenfor, men gruppert til midtre lokalitet) fulgt opp fordi den ble undersøkt allerede i 1990 (Røv et al. 1990). På Vega ble stasjonsvalget utvidet betydelig i forhold til 1992, både med en bedre dekning av ytre og midtre lokalitet slik at innsamlingen i dette området blir i overensstemmelse med innsamlingene i de to andre områdene, men først og fremst med en oppfølging av 15 stasjoner på indre lokalitet som ble studert i vårt Mare Nor prosjekt. En av disse er studert flere ganger årlig siden 1988, tre andre siden 1991 og resten i 1993 (Christie et al. 1995).

Det er ialt foretatt registreringer på 41 stasjoner, 10 ved Frøya, 9 ved Vikna og 22 i Vega-området. **Tabell 1** gir en oversikt over navnene på de ulike stasjonene, hvilket hovedområde og lokalitet de tilhører, samt stasjonens nummer. Stasjonene er gitt et tresifret nummer der første siffer viser området (1 = Frøya, 2 = Vikna, 3 = Vega), andre siffer viser lokalitet (1 = ytre, 2 = midtre, 3 = indre), og siste siffer angir de ulike stasjonene innen hver lokalitet.

Alle stasjonene ligger på svakt skrånende fjellbunn (se stasjonsbeskrivelse i Skadsheim et al. 1993). De fleste stasjoner var plassert slik at det var lett å finne tilbake til nøyaktig samme plass som ble undersøkt i 1992 (for geografiske posisjoner se Skadsheim et al. 1993), kun et par stasjoner i Frøya-området lå uoversiktlig til i et område med mange små skjær.

2.2 Undersøkelser

Undersøkelsene ble foretatt i perioden 1. til 12. august 1994. Registreringer og materialinnsamlinger ble gjennomført ved hjelp av dykking. Detaljene i metodikken er beskrevet nedenfor i de to underavsnittene.

Eksponeringsgraden, hovedtrekkene i topografi og en beskrivelse av makroflora og -fauna på hver stasjon ble registrert i 1992 og beskrevet av Skadsheim et al. (1993). Denne undersøkelsen har lagt vekt på en kvantitativ beskrivelse av tareskogens struktur

Tabell 1 Navn på områder, lokaliteter og stasjoner, pluss stasjonskoder.

Names of areas, localities and sites, plus site numbers

Område	Lokalitet	Stasjon	St. #
Frøya	Nordfrøya	Kråkskjæret	111
Frøya	Nordfrøya	Rundholmen	112
Frøya	Nordfrøya	Skaget	113
Frøya	Dyrviksundet	Sørøyvågen 1	121
Frøya	Dyrviksundet	Likholmen	122
Frøya	Dyrviksundet	Sørøyvågen 2	123
Frøya	Hammervik	Håskjæra	124
Frøya	Leksa	Neset	131
Frøya	Leksa	Lillholmen	132
Frøya	Leksa	Storholmen	133
Vikna	Nordøyan	Surenøy	211
Vikna	Nordøyan	Odholmen	212
Vikna	Nordøyan	Purkholmen	213
Vikna	Bondøy	Skarvskjæret	221
Vikna	Bondøy	Risøy	222
Vikna	Bondøy	Mitterholmen	223
Vikna	Edøy	Edøy 1	231
Vikna	Edøy	Edøy 2	232
Vikna	Edøy	Edøy 3	233
Vega	Bremstein	Heimøy	311
Vega	Bremstein	Grasvågøy	312
Vega	Bremstein	Olelarskjær	313
Vega	Bubraken	Indreskjær	321
Vega	Bubraken	Mellomskjær	322
Vega	Bubraken	Bubraken	323
Vega	Vega	Kontroll	332
Vega	Vega	Steinskjær	333
Vega	Vega	Storhaugsskjær	334
Vega	Vega	Sandø	335
Vega	Vega	Nilsarentsskjær	336
Vega	Vega	Burøy	337
Vega	Vega	Tuvø	338
Vega	Vega	Risøy	339
Vega	Vega	Durmålsskjær	340
Vega	Vega	Kvalholmen	341
Vega	Vega	Laukholmen	342
Vega	Vega	Andøy	343
Vega	Vega	Eggeløsa	344
Vega	Vega	Langskjær	345
Vega	Vega	Lille Langskjær	346

tur på de ytre tarelokalitetene, og på kråkebolle populasjonsparemetre og algedekning på de midtre og indre lokalitetene. Innsamlinger og registreringer er utført på samme måte og på samme dyp som i 1992. I tillegg er algedekning kvantifisert i 1994, mens den kun ble beskrevet i 1992.

2.2.1 Stasjoner med stortareskog

Undersøkelsene av tareskog ble foretatt på 5 m dyp. Tareskogens struktur ble bestemt ved telling av stortareplanter i 1 x 1 m ruter (6 replikater). Rutene ble plassert tilfeldig i tareskogen. Stortareplantene i rutene ble gruppert som store (> 50 cm), middels store (10-50 cm) og små (< 10 cm) etter stilkengde. Antall individer i hver størrelsesgruppe ble talt. Gjennomsnittlig høyde av stilkene innen de ulike sjiktene ble anslått ved hjelp av en målestav. De store plantene i 4 av rutene ble samlet inn ved å kutte stilken rett over hapteren. For hver innsamlet plante ble stilkengde målt og alderen bestemt ved å telle årringer i et tverrsnitt (kuttet av som en gulrotskive) ved stilkbasis. Ulempen med denne aldersbestemmelsesmetoden er at den ved svært liten vekst de første leveårene vil kunne underestimere plantens reelle alder (Kain 1963) og bare angi antall år med gode vekstforhold.

I rutene ble også forekomst av andre makroalger og tetthet av kråkeboller registrert.

For å karakterisere kråkebollepopulasjonene i tareskog i forhold til kråkeboller på barbunn, ble det på en av tareskogstasjonene i hvert området samlet inn ca. 50 tilfeldig valgte individer av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) for måling av størrelsesfordeling (skalldiameter). Det tilfeldige utvalget ble gjort ved at dykkerne gikk ned til 5 m dyp og samlet kråkebollene etterhvert som de støtte på dem. Grønne kråkeboller ble ikke observert på de ytre tareskogsstasjonene.

2.2.2 Stasjoner uten stortareskog

Disse stasjonene ble undersøkt for å karakterisere kråkebollepopulasjonene, inkludert prevalens av den parasittiske nematoden. Registreringen ble gjennomført langs et transekt fra 0 til 10 m på hver stasjon.

Tetthet og dybdefordeling ble bestemt ved å telle antall kråkeboller i 0,5 m x 0,5 m ruter plassert tilfeldig på 2, 5 og 10 m dyp. Det ble talt i 10 ruter på hvert dyp. På enkelte stasjoner endte transektet og undersøkelsene grunnere enn 10 m, slik at 5 m er dybeste registrering.

På hver stasjon ble det samlet inn ca. 100 grønne kråkeboller for å bestemme størrelsesfordeling (skalldiameter) og parasittinnhold i populasjonen. Innsamlingene ble foretatt på ca. 5 m dyp med samme metode for tilfeldig utvalg som angitt ovenfor. Parasittens (*Echinomermella matsi*) forekomst ble klassifisert i hver kråkebolle til 5 kategorier: 0 - uten parasitt, 1 - få små parasitter, 2 - noen mellomstore eller endel små parasitter, 3 - store parasitter, 4 - meget stor tetthet av små parasitter. Skadsheim et al. (1993) fant følgende sammenheng mellom kategori og vekt: Kategori 1 tilsvarer parasittvekt < 0,02 g, kategori 2 tilsvarer parasittvekt mellom 0,02 g og 0,49 g, og kategori 3 tilsvarer parasittvekt > 0,5 g. Den 4. kategorien var det så få av at det ikke kunne trekkes ut noen sammenheng. Tilsvarende ble det samlet inn ca. 50 røde kråkeboller for størrelsesmålinger. De røde kråkebollene ble kun målt for å bestemme størrelsesforde-

ling. På noen få av stasjonene var det så få kråkeboller at ingen eller kun et fåtall ble samlet inn.

I vårt Mare Nor prosjekt har Leinaas & Christie (manus) funnet en sammenheng mellom reduksjon av kråkeboller og suksessjon i gjenvækst av alger, som kan benyttes som en supplerende metode for å fastslå om det har vært en tilbakegang i kråkebolletetthet og også som metode for eventuelt å avgjøre for omtrent hvor lenge siden kråkebolletettheten har kommet under grensen for en mulig algegjenvækst. En kvantifisering av algveksten vil også kunne nyttes ved senere sammenlikninger i overvåkings-sammenheng. På de stasjonene der tetthet av grønne kråkeboller ble estimert, ble også dekningsgrad (i %) av eventuell gjenvækst av bentiske makroalger estimert på 2, 5 og 10 m dyp ved hjelp av ruteanalyse. Hver enkelt arts forekomst (dekning) ble tallfestet innenfor tre tilfeldig valgte ruter (replikater) på 0,5 x 0,5 m på hvert dyp, der prosentvis algedekning i hver rutetelling ble estimert ut fra antall ruter som ble dekket av 25 små ruter som den store ruta var delt opp i.

7 av stasjonene på Vega ble kun registrert semikvantitativt ved hjelp av vannkikkert fra overflaten. Sikten tillot registrering på 2 og 5 m dyp. Tetthet av kråkeboller ble anslått til følgende tre kategorier: *** = > 20 individer per m², ** = 5-20 per m², * = < 5 per m². Algedekning ble anslått til følgende kategorier: xxx = > 75%, xx = 25-75 %, x = < 25%, b = barren ground. Det ble skilt mellom vekst av flerårige alger (stort sett sukkertare) og mer kortlevde, sesongmessige alger.

3 Resultater

3.1 Tareskogens struktur

Som i 1992 var det tett tareskog på de ytre lokaliteter i de undersøkte områdene i 1994. En oversikt over tareskogens struktur (tareplantenes tetthet, alder og lengde) på hver enkelt stasjon i 1994 er oppsummert i **tabell 2**. Lengde og aldersfordeling av alle store tareplanter (kun de plantene som utgjør det øvre bladdekket i tareskogen) analysert i 1994, er slått sammen for hvert enkelt område og presentert i **figur 2** og er i figuren sammenliknet med tilsvarende data fra 1992 (Skadsheim et al. 1993). I en etablert tareskog erstatter mellomstore planter raskt de store som forsvinner. En moden skog er derfor karakterisert ved at alle de store plantene har lik størrelse (i alle fall innen et avgrenset område), men ulik alder. Dataene fra Vega og Vikna viser en opprettholdelse av etablert, uberørt tareskog.

De tre stasjonene på ytre lokalitet i Frøya-området har tidligere vært nedbeitet, og gjenvekst har skjedd ved at flere planter har startet veksten stort sett samtidig. I 1992 var derfor plantene både yngre og kortere enn i den modne tareskog fra Midt-Norge (Skadsheim et al. 1995). Også dataene fra 1994 viste en fortsatt ung og umoden tareskog. 1992-dataene viste at gjenveksten ikke skjedde samtidig på de tre stasjonene på denne lokaliteten, og data fra hver enkelt stasjon er derfor presentert i **figur 3**. Dataene fra 1994 viser stort sett en større spredning i alderssammensetning og størrelsesfordeling av store planter på de tre stasjonene sammenliknet med 1992, men en utvikling mot 2 år eldre og større planter er vanskelig å spore. Undersøkelsene fra 1992 viste at det var store lokale variasjoner i gjenvekst i dette området som består av mange små skjær, og spesielt stasjon 112 og 113 lå i et område der det er vanskelig å finne tilbake til den nøyaktig samme plassen, noe som fører til at taredatene derfor ikke er direkte sammenliknbare mellom de to årene. Imidlertid, karakteristisk for disse tre lokalitetene er en tett skog be-

stående av relativt unge og ikke fullt utvikste planter (sammenliknet med en moden tareskog), og en lav tetthet av rekrutter i undervegetasjonen (se **tabell 2**)

I Vegaområdet har vi i tillegg til studier i tareskogen på den ytre lokaliteten fulgt tareskogen i overgangssonen med blanding av tareskog og grønne kråkeboller ved midtre lokalitet. Her var det nesten bare voksne tareplanter i en tetthet som i en normal tareskog (se **tabell 2**, tare er kun registrert på stasjon 321), mens det meste av undervegetasjonen fortsatt var beitet ned. Plantene var både eldre (gjennomsnittlig 2-3 år) og større (40-60 cm høyere) på stasjonene i den ytre lokaliteten (Bremstein) enn på stasjon 321 lenger inne i skjærgården.

3.2 Forekomst og dybdefordeling av kråkeboller

Røde kråkeboller (*Echinus esculentus*) forekom i lave tettheter både på tareskogstasjonene (**tabell 2**) og på barbunnstasjoner (**tabell 3 B**). Grønne kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) ble ikke funnet på de ytre tareskogsstasjonene, men dominerte hele kyststrekket på de midtre og indre lokalitetene, hvor de oftest var 5-10 ganger vanligere enn de røde kråkebollene (**tabell 3**). Da denne undersøkelsen først og fremst fokuserer på forekomst og endringer av de grønne kråkebollene, vil forekomstene av denne arten bli presentert på både område-, lokalitets, og til dels på stasjonsnivå, mens den røde kun vil bli omtalt på områdenivå i tillegg til dataene presentert i **tabell 2** og **3**.

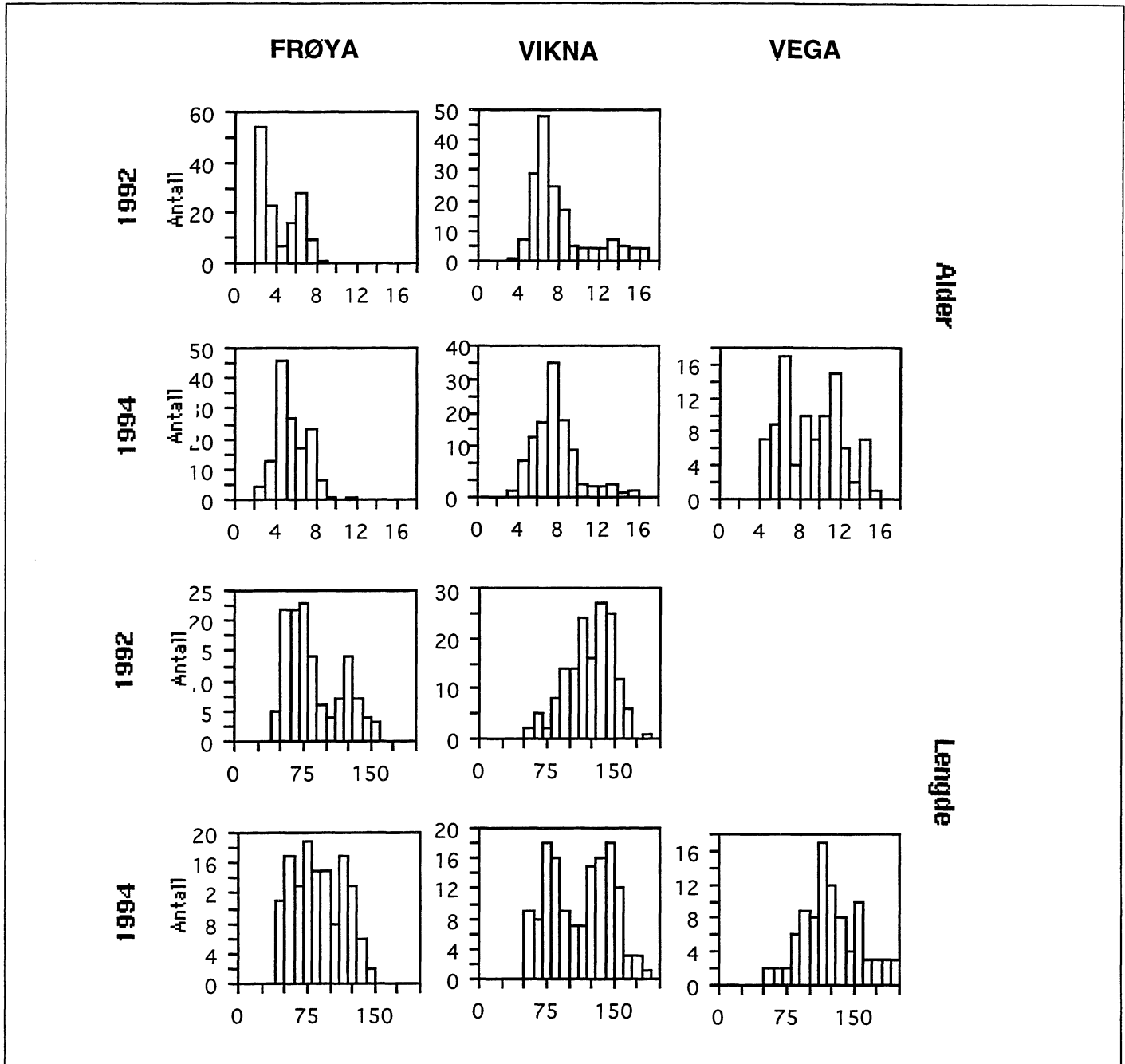
3.2.1 Områdenivå

Tetthet av grønne kråkeboller på 2, 5 og 10 m dyp på hvert av de tre områdene er vist i **figur 4**. Tallene er et gjennomsnitt av

Tabell 2 Tareskogens struktur. Gjennomsnittlige tettheter pr. kv.m pluss/minus en standard feil for de tre størrelsesgruppene av stortare, tares lengde (cm) og alder (år) samt kråkebolletettheter på de forskjellige stasjonene. Lh = *L.hyperborea*, Ee = *E.esculentus*, Sd = *S.droebachiensis*.

The structure of the kelp forest. Mean densities per square m plus/minus one standard error for the three size groups of kelp, kelp length (cm) and age (yr) plus sea urchin densities at the various sites. Lh = *L.hyperborea*, Ee = *E.esculentus*, Sd = *S.droebachiensis*

Stasjon nr	Antall stortare			store Lh stilkengde	store Lh alder	Ee	Sd
	store	middels	små				
111	11,3 ±1,5	8,2 ±2,5	4,7 ±2,8	101,6 ±3,7	5,1 ±0,2	1,2 ±0,4	0
112	13,0 ±2,4	2,0 ±1,6	6,0 ±2,5	93,0 ±2,7	5,5 ±0,2	3,0 ±0,3	0
113	10,2 ±2,0	7,3 ±1,8	5,7 ±2,7	57,9 ±2,7	4,3 ±0,2	1,5 ±0,6	0
211	12,2 ±0,5	13,3 ±7,5	20,2 ±6,3	121,7 ±2,9	7,2 ±0,2	0,2 ±0,2	0
212	10,8 ±0,9	11,0 ±2,6	16,5 ±5,6	77,0 ±2,0	6,0 ±0,3	1,7 ±0,7	0
213	10,0 ±1,0	7,5 ±1,5	7,8 ±4,6	127,1 ±5,2	8,4 ±0,4	2,2 ±0,7	0
311	7,3 ±0,6	7,0 ±1,3	64,7 ±29,5	116,1 ±4,4	8,9 ±0,4	1,8 ±0,6	0
312	8,7 ±1,0	20,8 ±4,8	48,8 ±17,6	136,8 ±10,1	9,7 ±0,7	0,2 ±0,2	0
313	10,3 ±2,3	5,7 ±0,8	45,0 ±21,0	121,8 ±3,4	7,8 ±0,5	1,8 ±0,4	0
321	8,7 ±1,2	8,3 ±1,3	3,3 ±2,2	70,3 ±2,1	6,8 ±0,3	6,5 ±1,1	0,8 ±0,5



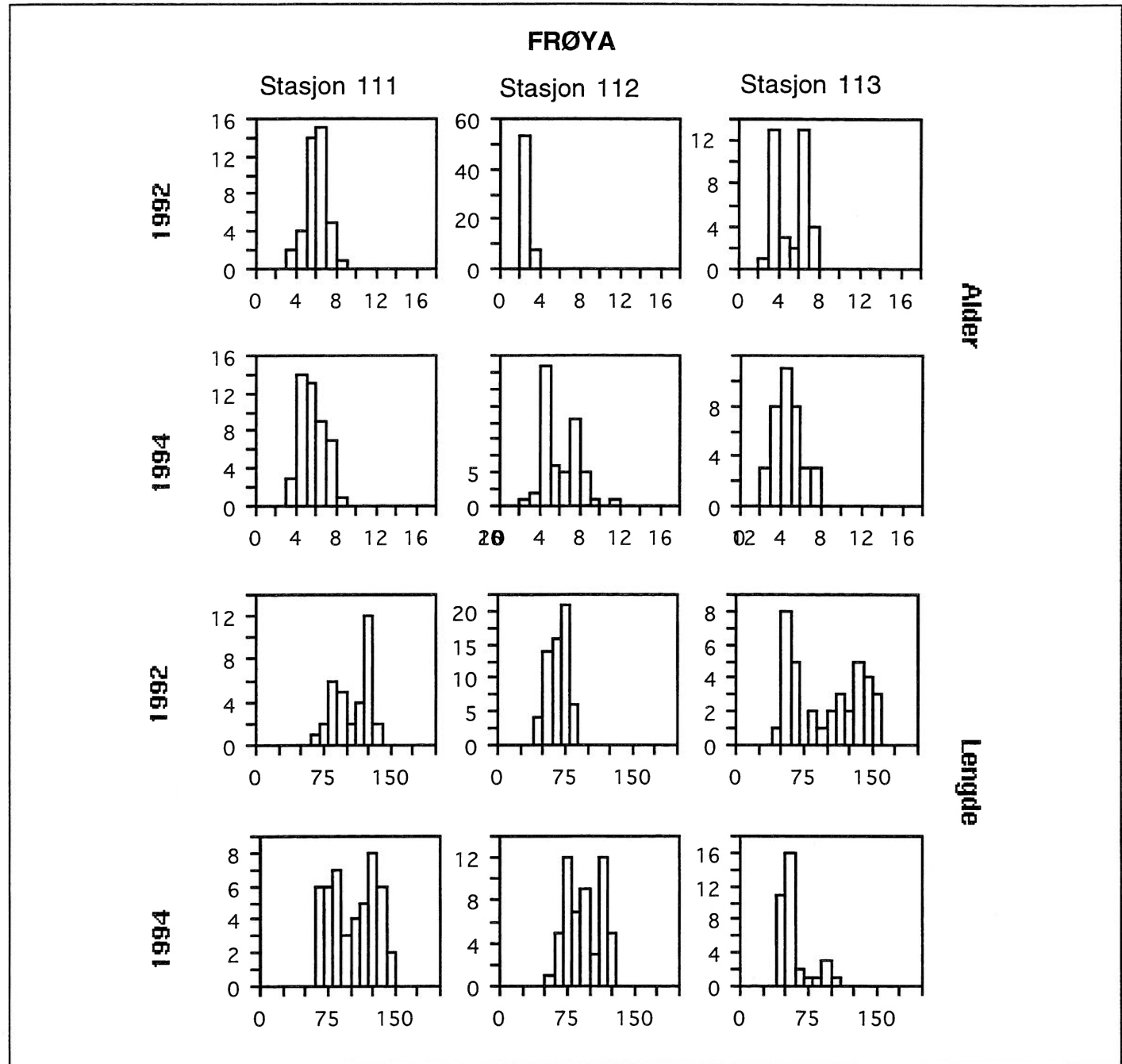
Figur 2
Aldersfordeling (øverst) og størrelsesfordeling (nederst) i 1992 og 1994 av stortareplantene som danner toppsjiktet i tareskogen samlet for de tre stasjonene på ytre lokalitet i hvert av de tre områdene. (Det ble ikke utført sammenliknbare målinger på Vega i 1992.)
Age- (upper graphs) and size distribution (lower) from 1992 and 1994 of the canopyforming *L. hyperborea* plants of the outer kelp forest in each of the three study-regions. (Comparable samples were not taken at Vega in 1992.)

registreringene på de stasjonene på midtre og indre lokalitet som ble undersøkt både i 1992 og i 1994. De høyeste tetthetene var på 2 m i alle områdene begge årene, og det var betydelig nedgang i tettheten allerede ved 5 m. Det var lavest tetthet av grønne kråkeboller på 10 m.

I Frøya og Vega-området lå gjennomsnittlig tetthet av grønne kråkeboller på 2 m dyp på rundt 20 individer pr m^2 , mens den i Vikna-området lå på rundt det halve. **Figur 4** viser en tilsvarende tetthet og dybdefordeling to år tidligere, noe som skulle tyde

på at kråkebollepopulasjonene ikke har gjennomgått store tetthetsendringer på områdenivå mellom 1992 og 1994.

Figur 5 viser tilsvarende tetthets og dybdefordeling av røde kråkeboller (også for denne arten beregnet ut fra tellinger på midtre og indre lokalitet). Gjennomsnittstetthet for denne arten på områdenivå kan grovt regnet sies å variere rundt 2 individer pr m^2 . I motsetning til de grønne kråkebollene var det i 1994 lavest tetthet av de røde kråkebollene på 2 m på Vikna og Vega. På Frøya var det jevn tetthet rundt 3 individer pr m^2 på alle dyp,

**Figur 3**

Sammenlikning av resultatene fra 1992 og 1994 for tareskogens struktur på de tre stasjonene på Frøya.

Comparison of age and size distribution of the three kelp sites at Frøya between 1992 and 1994.

mens det på Vega var en tendens til økende tetthet fra 2 til 10 m dyp. Ved Vikna var det ingen forskjell i tetthet på 5 og 10 m.

Figur 5 viser at det heller ikke for denne arten kan spores noen dramatiske endringer i forekomst siden 1992.

3.2.2 Lokalitetsnivå

Våre registreringer fra 1994 av tetthet og dybdefordeling av grønne kråkeboller på midtre og indre lokalitet innen hvert av de tre områdene er vist på **figur 6** sammen med tilsvarende registreringer fra 1992.

Frøyaområdet

På midtre lokalitet, **Dyrviksundet**, viser tellingene fra 1994 en relativt høy tetthet på 2 m dyp, gjennomsnittlig rundt det dobbelte av tettheten i 1992. Dette skyldes først og fremst en tett ansamling av kråkeboller øverst på stasjon 121, der tettheten ble estimert til 76,8 (mot kun 5,2 i 1992, jfr **tabell 3**). På 5 m var det lave tettheter, og på 10 m ble nesten ingen grønne kråkeboller registrert under tellingene, noe som er helt i likhet med 1992-registreringene.

På indre lokalitet, **Leksa**, ble det registrert relativt lave tettheter (under 10 pr m² på 2 og 5 m, og ingen på 10 m), og dermed en nedgang i tettheten på 2 m siden 1992. I 1994 var det høyest tetthet

Tabell 3 A. Tetthet av *S.droebachiensis* på tre dyp (2, 5, 10 m) angitt som gjennomsnitt (1 standard feil) pr. kv. m. * = ikke registrering.

Density of *S.droebachiensis* at three depths (2, 5, 10 m) given as mean (1 standard error) per square meter. * = no registration.

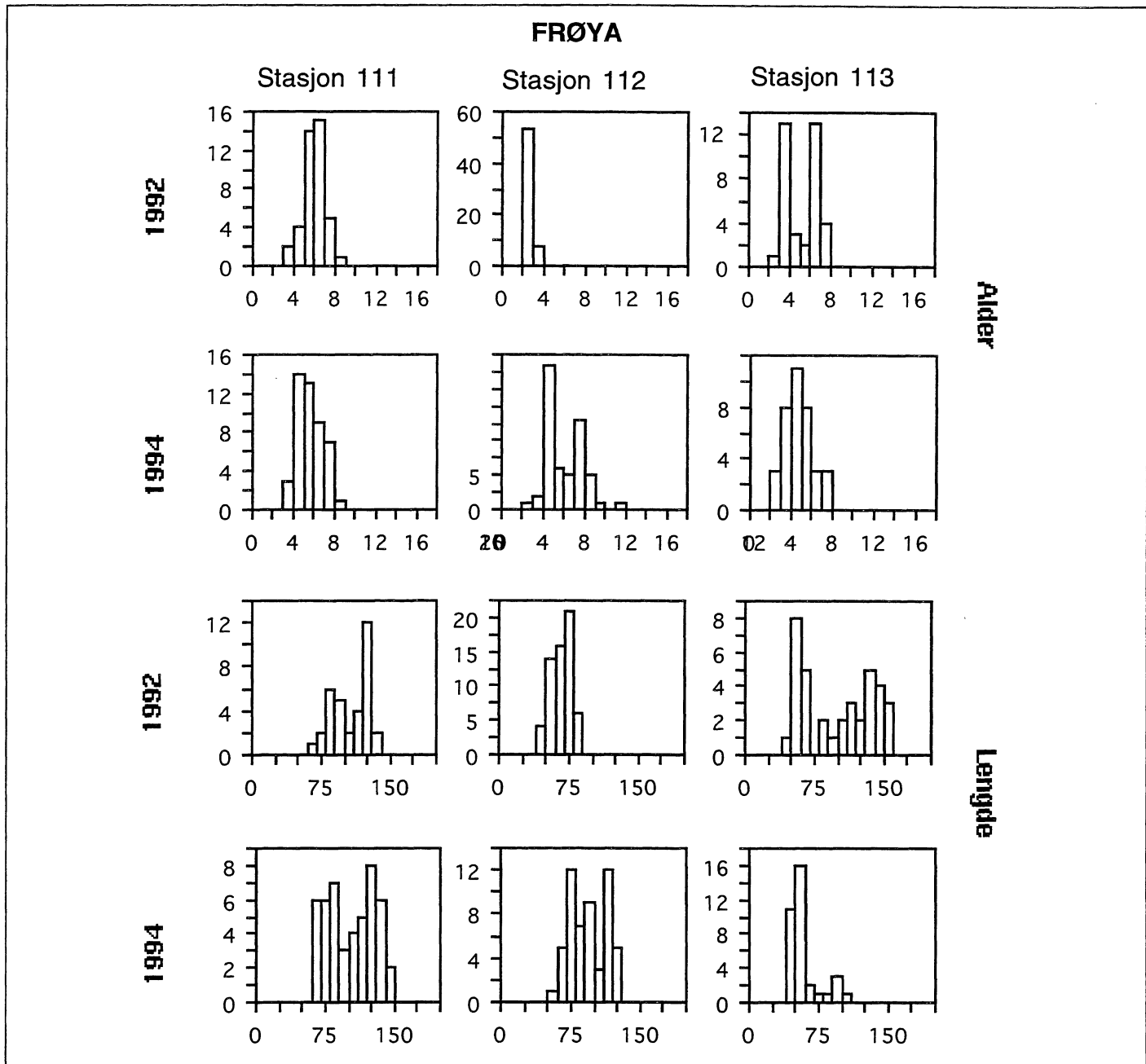
Stasjon nr	1992 Sd 2m	1992 Sd 5m	1992 Sd 10m	1994 Sd 2m	1994 Sd 5m	1994 Sd 10m
121	5,2 (3,9)	10,4 (6,0)	0	76,8 (22,4)	20,0(8,4)	*
122	15,6 (9,1)	2,0 (0,9)	0	31,6 (13,4)	2,4 (1,4)	0
123	22,0 (6,1)	0,4 (0,4)	*	20,4(11,2)	4,4(2,2)	0
124	20,8 (7,4)	15,5 (13,0)	*	3,6(2,4)	0	*
131	20,0 (8,5)	0	0	7,6 (2,5)	20,4 (13,5)	0,4 (0,4)
132	16,0 (8,7)	0,4 (0,4)	0	0	4,0 (2,5)	0
133	30,8 (6,4)	4,8 (4,0)	*	11,6(4,1)	6,4 (5,5)	0
221	6,8 (3,2)	8,0 (2,5)	4,4 (1,6)	7,6 (2,2)	2,4 (1,4)	0
222	6,8 (2,9)	0	0	1,6(1,6)	1,6 (1,6)	0
223	4,8 (4,8)	0	0	0	0	0
231	10,8 (3,5)	2,0 (0,6)	0	4,8(3,3)	0	0
232	17,2 (3,8)	2,4 (1,2)	0	35,2(13,0)	8,8 (3,5)	0
233	15,6 (8,7)	1,2 (0,6)	0,4 (0,4)	8,8 (5,7)	0,4 (0,4)	0
321	24,4 (4,9)	1,2 0,6)	0	24,0 (11,3)	1,2 (0,9)	6,8 (2,8)
322	12,0 (3,3)	1,8 (0,6)	*	22,0 (8,4)	5,2 (4,3)	*
333	32,6 (5,6)	16,0 (3,1)	1,6 (0,9)	29,2 (10,6)	23,6 (5,1)	10,8 (2,5)
334	17,6 (4,3)	1,2 (0,6)	19,2 (3,4)	56,0 (18,6)	1,6(0,9)	*
335	16,4 (3,6)	2,8 (2,4)	0	34,8 (17,9)	0,4 (0,4)	1,6(0,9)

Tabell 3 B. Tetthet av *E.esculentus* på tre dyp (2, 5, 10 m) angitt som gjennomsnitt (1 standard feil) pr. kv. m. * = ikke registrering.

Density of *E.esculentus* at three depths (2, 5, 10 m) given as mean (1 standard error) per square meter.

* = no registration.

Stasjon nr	1992 Sd 2m	1992 Sd 5m	1992 Sd 10m	1994 Sd 2m	1994 Sd 5m	1994 Sd 10m
121	0,8 (0,5)	0	2,0 (0,9)	0	0	*
122	1,6 (0,7)	2,0 (0,9)	1,6 (0,9)	7,2 (1,6)	7,6 (1,8)	3,2 (1,4)
123	0	0	*	0	6,0(1,7)	7,6(2,0)
124	1,2 (0,6)	0	*	0	3,6(1,5)	*
131	0,8 (0,5)	1,6 (0,7)	1,6 (0,9)	0,4 (0,4)	2,0 (1,4)	1,6 (0,7)
132	0,8 (0,5)	6,4 (1,4)	3,2 (1,2)	11,6 (4,5)	3,2 (1,2)	2,8 (1,2)
133	0	4,0 (1,29)	*	4,0(1,7)	3,2 (1,0)	0,8(0,5)
221	0,4 (0,4)	0,8 (0,5)	1,6 (0,7)	1,6 (0,7)	0,8 (0,5)	0,8 (0,5)
222	0	1,6 (0,7)	2,4 (0,9)	0,8(0,5)	2,8 (1,0)	4,0 (1,2)
223	1,2 (0,9)	3,2 (1,0)	1,6 (0,7)	2,4 (1,1)	2,4 (1,1)	2,4 (1,4)
231	0	2,0 (0,99)	1,6 (0,9)	0,8(0,5)	2,0 (0,9)	1,6 (0,7)
232	0	0,8 (0,5)	6,0 (1,5)	0,8 (0,5)	1,6 (1,1)	2,8 (1,2)
233	0,8 (0,5)	0,8 (0,5)	6,0 (1,5)	1,6 (0,9)	3,6 (1,6)	1,2 (0,9)
321	2,4 (0,9)	1,6 (0,6)	2,2 (0,7)	3,2(1,4)	0	4,8 (1,6)
322	0,8 (0,4)	0,6 (0,3)	*	1,2 (0,9)	0	*
333	1,8 (0,9)	0,8 (0,5)	0,8 (0,5)	0	0,4 (0,4)	0,8 (0,8)
334	0,8 (0,8)	0,4 (0,4)	0,4 (0,4)	0	0,8 (0,5)	*
335	0,8 (0,5)	0,4 (0,4)	2,4 (0,9)	0,4 (0,4)	0,8 (0,8)	1,6 (0,9)

**Figur 3**

Sammenlikning av resultatene fra 1992 og 1994 for tareskogens struktur på de tre stasjonene på Frøya.

Comparison of age and size distribution of the three kelp sites at Frøya between 1992 and 1994.

på 5 m dyp på denne lokaliteten, noe som skyldes en tett aggrerering av grønne kråkeboller på dette dypet på stasjon 131.

Mellom midtre og indre lokalitet ligger **Håskjærene**, en ekstra-stasjon som ble inkludert fordi den også ble undersøkt i 1990. Tidligere tetthetstillinger viste en markert nedgang fra 1990 til 1992 for de grønne kråkebollene, en reduksjon fra 35 til 20 dyr pr. m² på 2 m og tilsvarende fra ca. 60 til 15 dyr pr. m² på 5 m. I 1994 ble det kun registrert noen få kråkeboller (3,6 pr m²) på 2 m, og ingen på 5 m (stasjon 124 i **tabell 3**).

Viknaområdet

Tettheten av grønne kråkeboller var lav ved midtre lokalitet **Bond-**

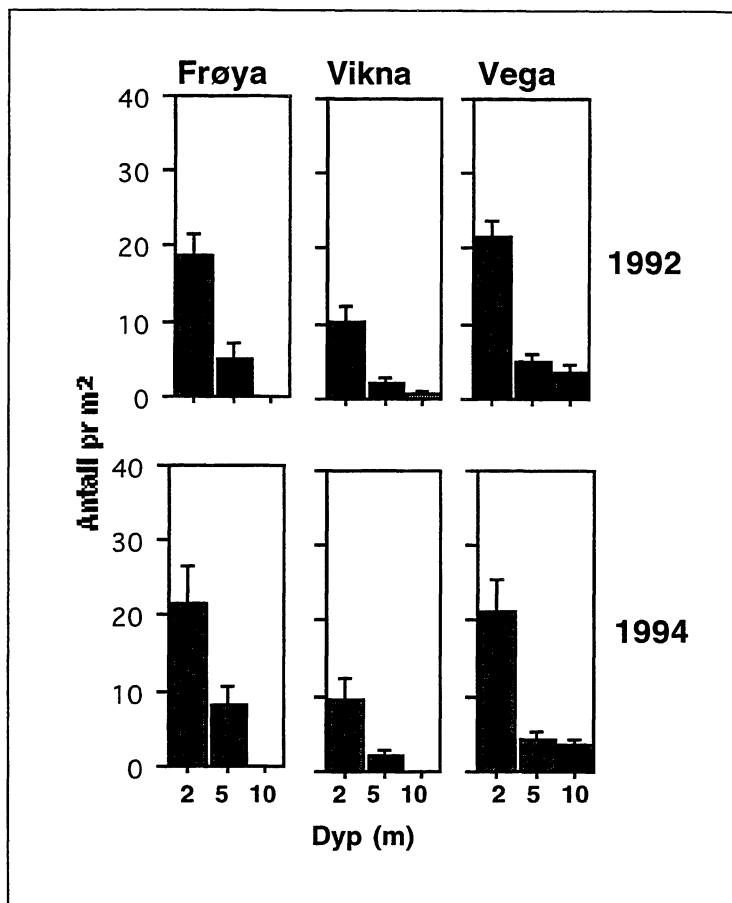
øy i 1994, lavere enn 5 pr m² på 2 m, under det halve på 5 m og ingen registrerte på 10 m. Denne lave tettheten lå på samme nivå som i 1992. Ved **Edøy** (indre lokalitet) var tettheten av grønne kråkeboller på 2 m dyp ca. tre ganger så høy som ved Bondøy. Også på indre lokaliteten var forekomstene lave på 5 m og ingen ble registrert på 10 m. Tetthetsregistreringene i 1994 ligger også på denne lokaliteten på samme nivå som i 1992.

Vegaområdet

Ved midtre lokalitet (**Bubranken**) var de grønne kråkebollene også klart konsentrert oppe på grunt vann (2 m) i tettheter på rundt 20 kråkeboller pr m² i 1994. Sammenlikning med 1992 viser ingen tegn på store endringer mellom de to årene. Stasjonen Bubranken

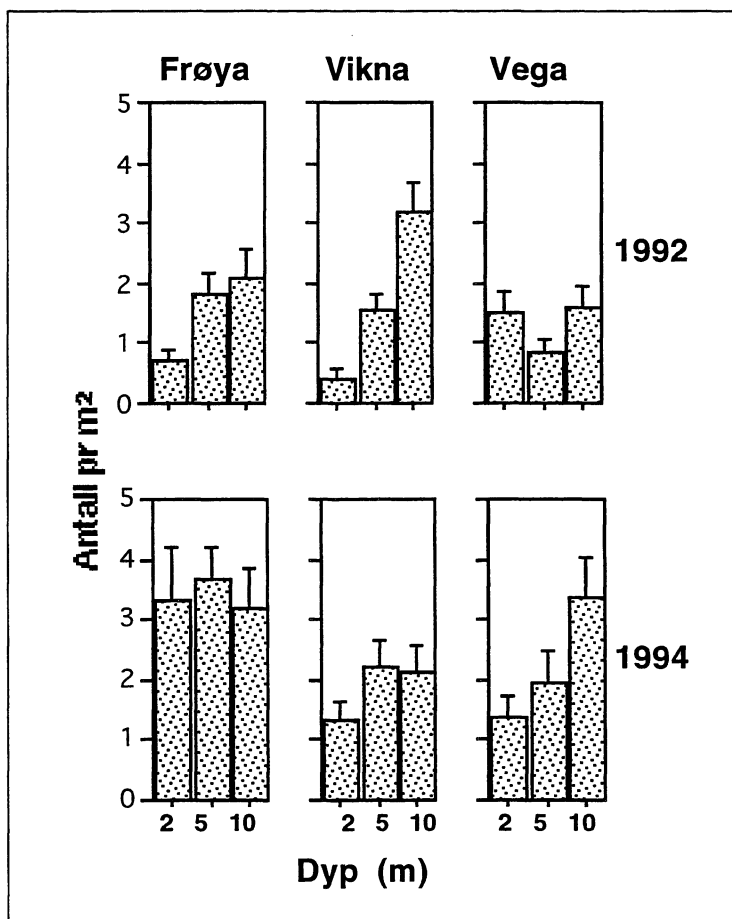
Figur 4. Gjennomsnittlig tetthet (med en standard feil) av grønne kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) på tre dyp i de tre områdene i 1992 og 1994.

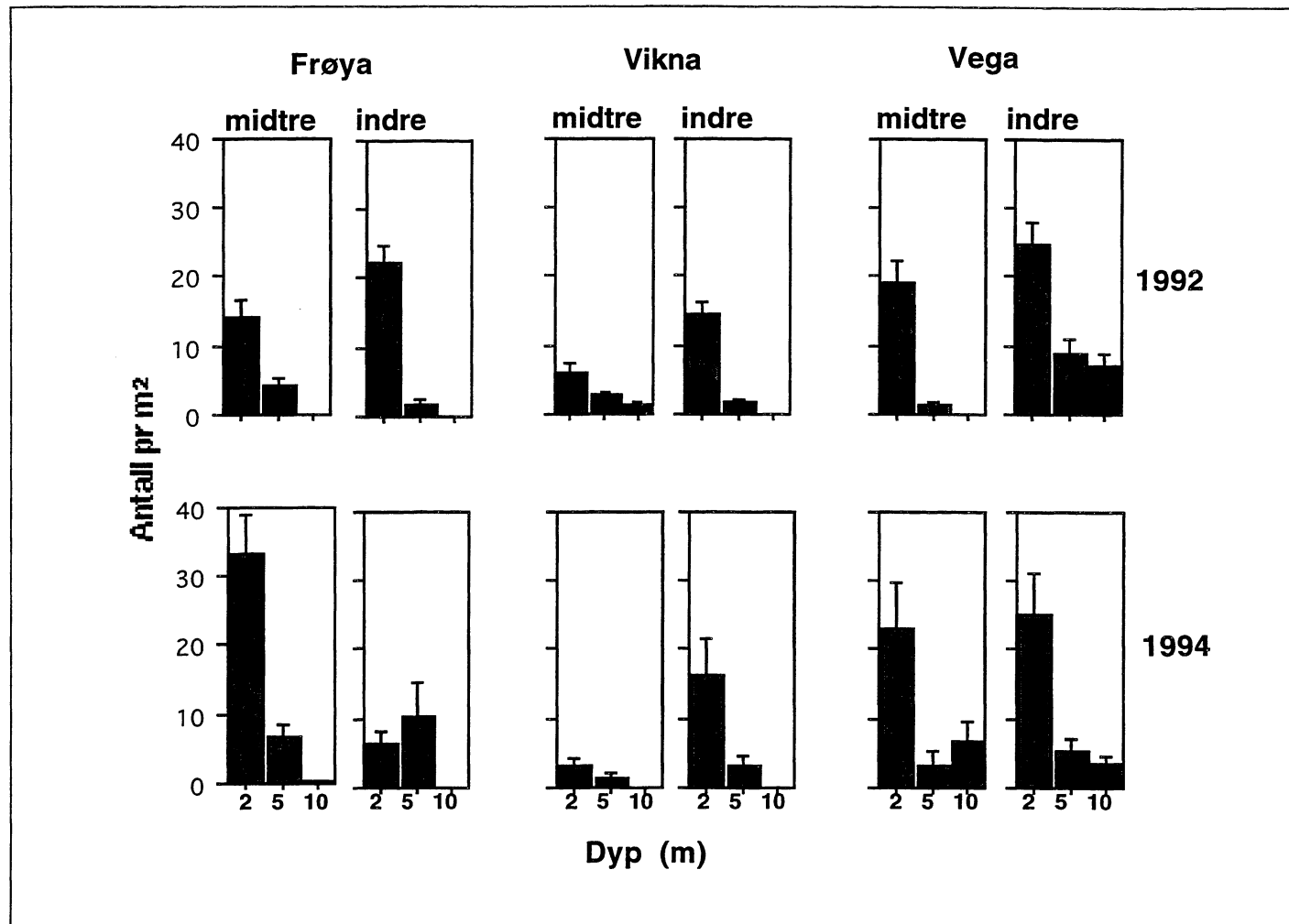
Mean density (with one standard error) of green sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*) on 2, 5 and 10 m depth at the Frøya, Vikna and Vega region in 1992 and 1994.



Figur 5. Gjennomsnittlig tetthet (med en standard feil) av røde kråkeboller (*Echinus esculentus*) på tre dyp i de tre områdene i 1992 og 1994.

Mean density (with one standard error) of red sea urchins (*Echinus esculentus*) on 2, 5 and 10 m depth at the Frøya, Vikna and Vega region in 1992 and 1994.





Figur 6.

Gjennomsnittlig tetthet (med en standard feil) av grønne kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) på tre dyp på indre og midtre lokalitet i de tre områdene i 1992 og 1994.

Mean density (with one standard error) of green sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*) on 2, 5 and 10 m depth at the mid and inner localities at the Frøya, Vikna and Vega regions in 1992 and 1994.

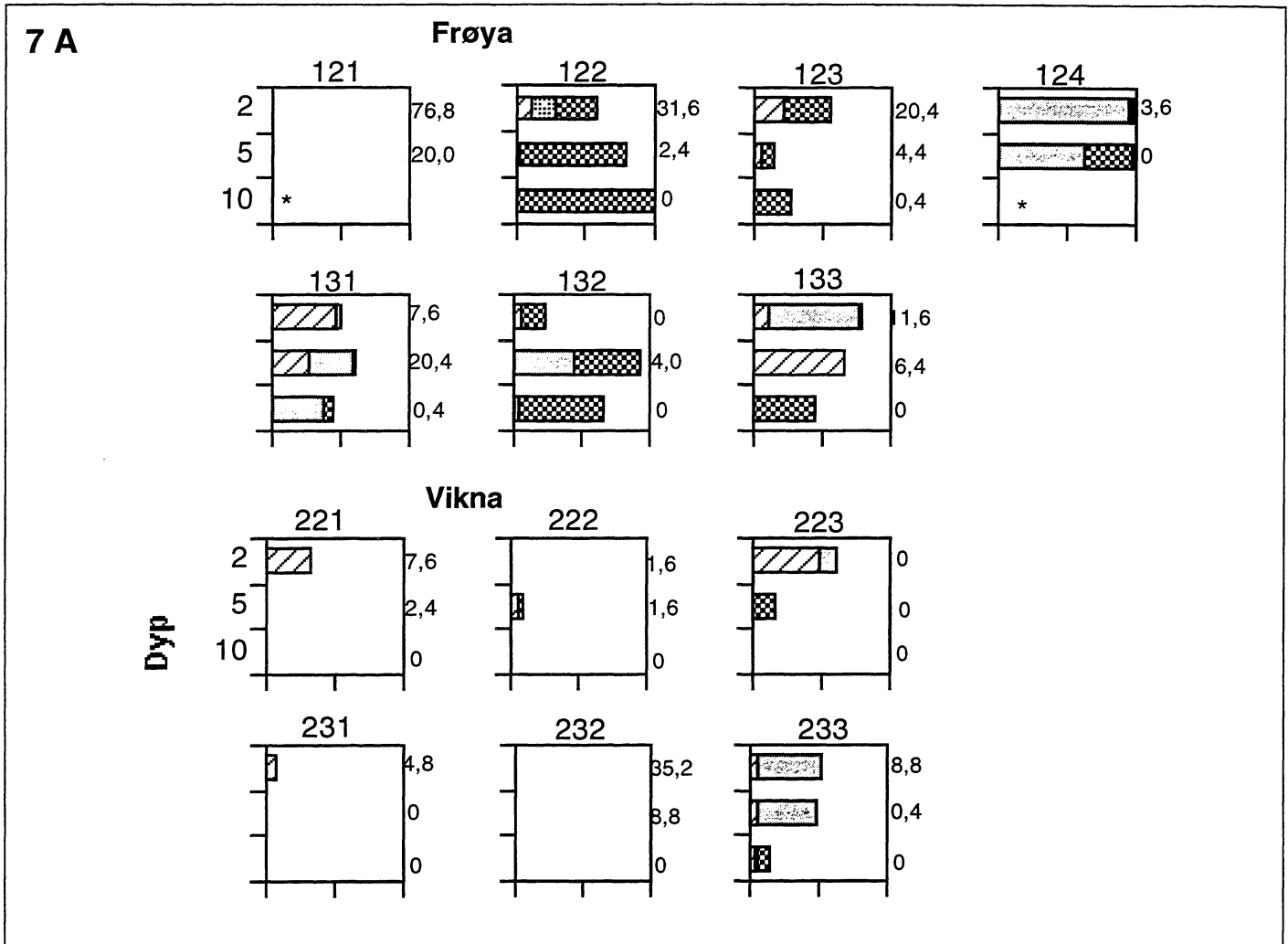
(323), som ikke ble registrert i 1992, hadde tettheter på 27,6 og 10,4 på hhv 2 og 5 m ved en telling i 1990 (egne, upubl. Mare Nor data), mens de tilsvarende tetthetene var 16,4 og 0,4 i 1994. Indreskjær (321) er blitt jevnlig undersøkt siden 1990, og på denne stasjonen kunne Christie et al. (1995) påvise en signifikant gradvis reduksjon i kråkebolletetthet i perioden 1990-1994. Ved indre lokalitet (rett nord av øya **Vega**) viste kråkebollenes dybdeutbredelse og tetthet i 1994 de samme hovedtrekk som observert ved Bubraken, med flest grønne kråkeboller på 2 m, og liten endring i tetthet og fordelingsmønster siden 1992. På stasjonsnivå, var det stor variasjon i tettheten av grønne kråkeboller mellom stasjonene ved Vega, noe som vil bli mer inngående presentert i avsnittet om gjenvekst av alger.

3.3 Gjenvekst av bunnalger på midtre og indre lokaliteter

Enkeltstående tetthetsestimater eller direkte sammenlikninger mellom tetthetsestimater fra et år til et annet kan være en usikker me-

tode for å fastslå endringer i kråkebolleforekomster, i alle fall der endringene har vært mindre markerte. Derfor er gjenvekst av alger registrert som en supplerende metode for å fastslå om det har vært en tilbakegang i kråkebolletetthet. Estimert dekningsgrad av makroalger på stasjonene på midtre og indre lokalitet er vist i **figur 7**. Algevegetasjonen er delt i 4 grupper/arter: 1: de første som etablerer seg og som er dominert av kortlevde busk- og trådformete brunalger (*Chordaria flagelliformis*, *Chorda* spp. *Ectocarpus* sp.), 2: flerårige buskformete brunalger som også etablerer seg tidlig (dominert av kjerringhår, *Desmarestia* spp.), 3: sukkertare (*Laminaria saccharina*) som er en opportunistisk tare som etablerer seg tidlig i suksesjonen og som også pga rask vekst gjerne dominerer de første årene etter en kråkebollereduksjon inne i nedbeitete områder, og til sist 4: stortare (*Laminaria hyperborea*) som pga langsom vekst dominerer på et senere stadium (og der det er lang avstand til en reproduserende morpopulasjon antagelig også pga redusert rekruttering). **Figur 7** viser % dekning av de ulike algene på 2, 5 og 10 m dyp (Frøya og Vikna stasjonene i **figur 7A** og Vega stasjonene i **7B**). Også tetthet av grønne kråkeboller er ført inn for hvert dyp.

I Frøyaområdet ble det funnet gjenvekst av alger på alle stasjoner



Figur 7
 Prosent dekning av makroalgegjenvekst på tre dyp på stasjonene på indre og midtre lokalitet på Frøya og Vikna (7A) og Vega (7B). Gjennomsnittlig tetthet av grønne kråkeboller er angitt til høyre for hver enkelt figur.
 Percent cover of macroalgae revegetation on 2, 5 and 10 m depth at the sampling sites at the mid and inner localities at Frøya and Vikna (7A) and Vega (7B). Mean density of green sea urchins at each depth are given to the right of each graph.

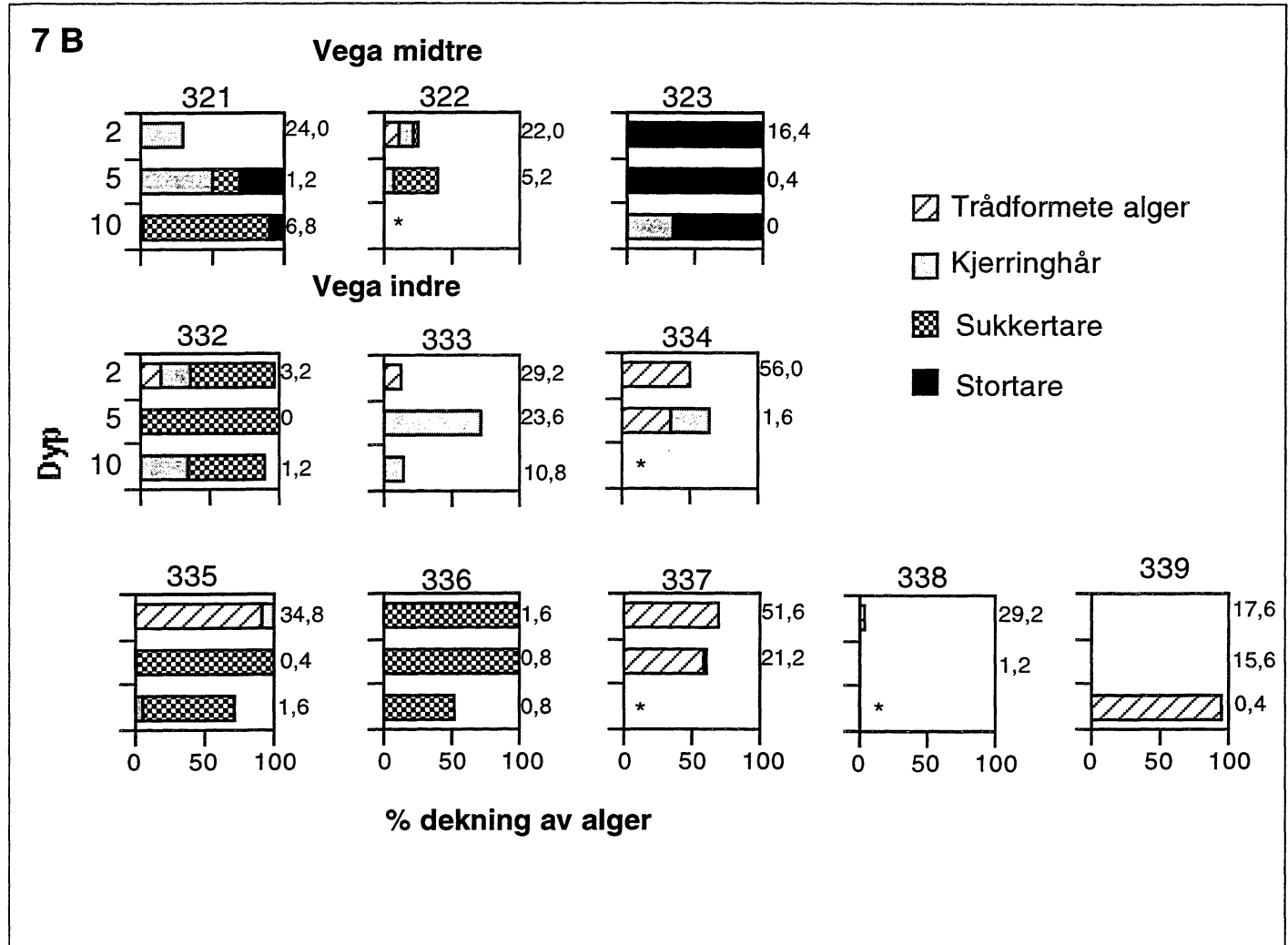
bortsett fra stasjon 121, der det var høy tetthet av grønne kråkeboller. Et lite innslag av de kortlevde brunalgene og mer dominans av kjerringhår og sukkertare tyder på at algegjenveksten ikke er av helt ny dato, men heller ikke pågått mer enn i noen få år. Imidlertid synes det å være en beiteeffekt siden algedekningen ikke er fullstendig. Innslag av stortare på stasjon 124 er et tegn på at denne arten er i ferd med å spre seg innover på de stedene hvor beitestrykket (kråkebolletettheten) er minst, og det er også et tegn på at gjenveksten har pågått gjennom noen år.

I Viknaområdet ble det funnet lite gjenvekst av alger til tross for stort sett meget lave tettheter av kråkeboller. Den sparsomme gjenveksten av alger, og at denne algeveksten domineres av arter som er blandt de første som etablerer seg, skulle tyde på at en reduksjon i kråkebolletetthet hadde forekommet relativt kort tid før undersøkelsen i dette området.

De tre stasjonene på midtre lokalitet i Vega-området skiller seg ut fra de andre stasjonene presentert i figur 7 pga at de ligger i et tareskogsområde der kun undervegetasjonen har vært sterkt

påvirket av nedbeiting av kråkeboller i tettheter på over 40 pr m². Pga sin nærhet til voksne stortarer, vil denne arten raskere kunne etablere tette forekomster når kråkebollepopulasjonene reduseres. Dette vises tydelig på stasjon 323 der gjenvekst av stortare fullstendig dominerer. På stasjon 321 har stortare etablert seg på 10 og 5 m, mens den fortsatt høye forekomst av kråkeboller på 2 m beiter ned det meste av tarerekrutter på dette dypet. Kråkebollebeitingen på stasjon 322 er såpass stor at stortare ikke har etablert seg her.

På indre lokalitet ved Vega har vi vist at det forekom en markert dødelighet av grønne kråkeboller på forsommeren 1991, og at denne dødeligheten var nesten total på noen stasjoner mens den var mindre dramatisk på andre stasjoner (Christie et al. 1995). Den ulike gjenveksten av alger på nærliggende stasjoner (nederste 2 rekker i figur 7B) reflekterer denne flekkvise utdøingen. Denne presentasjonen i figur 7 er supplert med en sammenlikning av kråkebolletetthet og algevegetasjon fra 15 stasjoner (se kart figur 8) på indre lokalitet ved Vega på 2 og 5 m dyp i 1993 (data fra Christie et al. 1995) og 1994 (tabell 4).



Stasjonene er listet opp ovenfra og nedover i tabellen etter grad av kråkebolleutdøying og gjenvekst av alger. Den mest dramatiske dødeligheten, representert ved stasjonene 332 og 336, viser at en nesten fullstendig utdøying av kråkeboller har ført til en tett gjenvekst dominert av sukkertare (og hvor en begynnende etablering av stortare rekrutter er observert). En markert, men noe mindre dødelighet på stasjon 335 har ført til kraftig gjenvekst av sukkertare på 5 og 10 m dyp, mens de gjenlevende kråkebollene har konsentrert seg rundt 2 m dyp og holdt all annen algevegetasjon enn kortvarige sommeralger borte. På stasjonene 344, 333, 337 og 340 har dødeligheten vært mindre dramatisk, og reduksjonen i kråkebolletetthet har bare medført en begrenset vekst av kortlevde filamentøse alger i sommerhalvåret. Denne algeveksten dør ut eller beites slik at stasjonene er fullstendig barbunnsområder i vinterhalvåret (Christie et al. 1995). Stasjon 338 danner en overgang mot stasjonene 343, 345, 346 og 339 der fortsatt store kråkebolletettheter opprettholder nedbeitingssituasjonen. Stasjonene 341 og 334 kan skilles ut fordi det der ble registrert tegn på massedødelighet i 1993 (Christie et al. 1995). Særlig stasjon 341 viser at en relativt nylig nedgang i kråkebolletetthet har medført tett gjenvekst av alger og også en begynnende etablering av sukkertare. Stasjon 342 representerer en type skvalpeskjær som skiller seg ut ved at gamle stortareplanter har opprettholdt en noe glissen forekomst på slike utsatte plasser innenfor et ellers nedbeitet område. Lave tettheter av kråkeboller synes å gi en økende vekst av tråd- og

buskformete brunalger i undervegetasjonen på denne stasjonen.

På flere stasjoner har kråkebolletettheten gått ned, og på andre stasjoner synes kråkebolletettheten å ha vært økende, men det er først og fremst på stasjon 341 at algeveksten reflekterer store endringer i løpet av de siste par år.

3.4 Størrelsesfordeling av kråkeboller

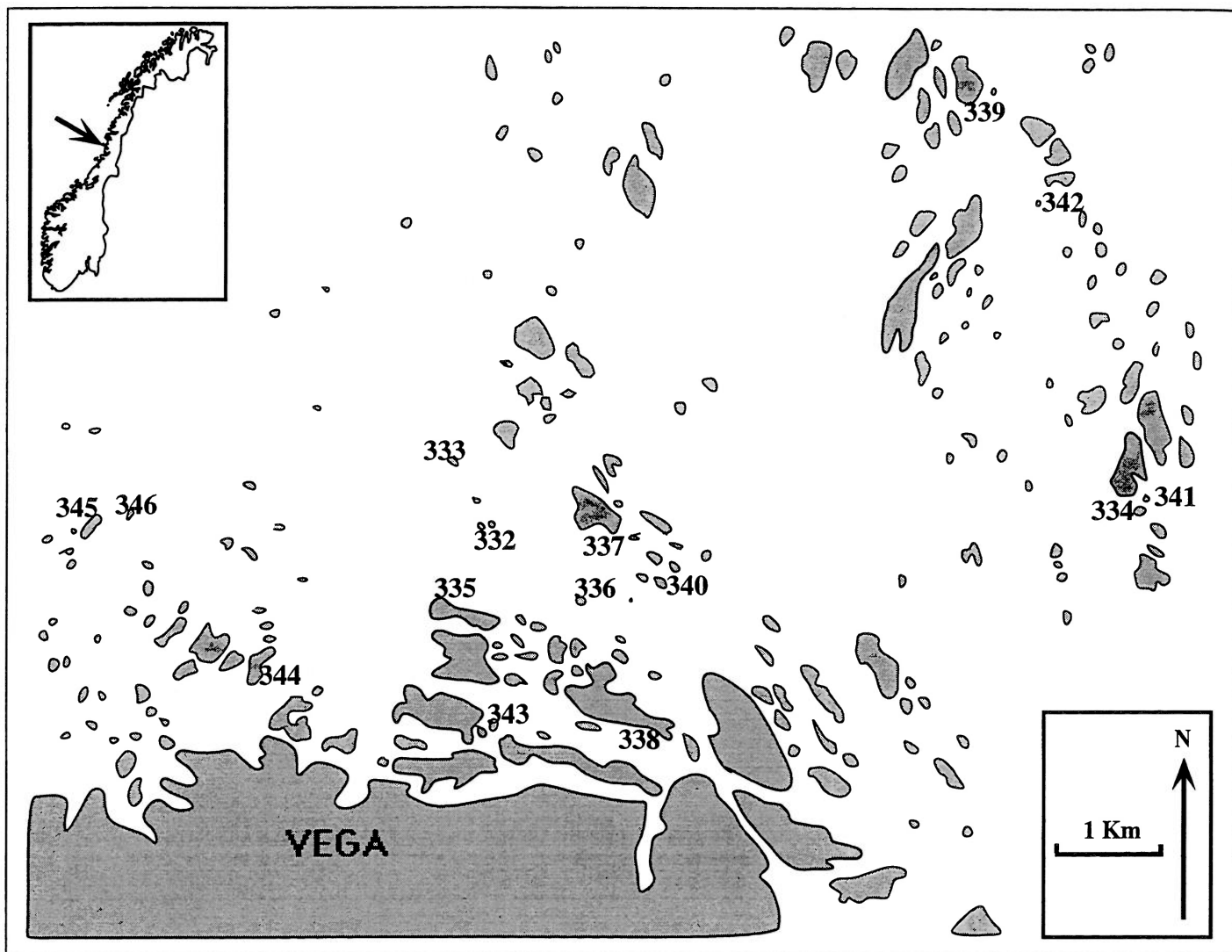
3.4.1 De grønne kråkebollene (*Strongylocentrotus droebachiensis*)

Størrelsesfordelingen av kråkebollene er beskrevet på område- og lokalitetsnivå. Endringene i gjennomsnittlig diameter fra 1992 (data fra Skadsheim et al. 1993) til 1994 blir i tillegg presentert på stasjonsnivå. Størrelsen er basert på målinger av kråkebollenes diameter.

Det ble ikke observert grønne kråkeboller i tareskogen på de ytre lokalitetene.

Frøyaområdet

Figur 9 viser prosentvis fordeling av grønn kråkebolle på de uli-



Figur 8.
Kart som viser beliggenheten til de undersøkte stasjonene på indre lokalitet ved Vega.
Map showing the study sites at the inner locality at Vega.

ke størrelsesgruppene, på områdenivå på Frøya, Vikna og Vega.

Størrelsesfordelingen for Frøya-området (dvs. midtre og innerste lokalitet slått sammen), viser at det i 1992 var en dominans av størrelsesgruppene fra 55 til 65 mm, mot en jevnere fordeling av individene på de representerte størrelsesgruppene i 1994.

På lokalitetsnivå var det i 1992 dominans av store kråkeboller (55 - 65 mm) på midtre lokalitet, **figur 10**, mens fordelingen på innerste lokalitet var mer bimodal. Resultatene fra undersøkelsen i 1994, gir derimot det motsatte bildet av størrelsesfordelingen på de to lokalitetene, ved at individene var mer jevnt fordelt innen størrelsesgruppene på midtre lokalitet, og at fordelingen på innerste lokalitet var endret fra bi- til unimodal med en dominans av store individer.

På Håskjæra, **figur 11**, var det en markert forskyvning mot større kråkeboller fra 1990 til 1992. I 1994 var fordelingen på de største størrelsesgruppene, 50 - 65 mm, ganske lik som i 1992, men i motsetning til 1992 var det et ganske stort prosentvis inn-

slag av små kråkeboller i 1994. Det var få grønne kråkebollene igjen på Håskjæra i 1994, og mange av de gjenlevende var små individer som levde innimellom steinene.

Viknaområdet

Størrelsesfordelingen av de grønne kråkebollene samlet for midterste og innerste lokalitet på Vikna (**figur 9**) viser at det i 1992 var en dominans av de tre størrelsesgruppene fra 45 til 60 mm. Kråkebollene samlet i 1994 viste derimot en mer jevn fordeling av individene på størrelsesgruppene fra 20 - 60 mm.

Størrelsesfordelingen på innerste lokalitet, Edøy, var nesten lik Vikna samlet både i 1992 og 1994, men fordelingen i 1994 antyder en bimodal fordeling, på grunn av relativt få kråkeboller i intervallet 35 - 45 mm (**figur 12**).

På den midterste lokaliteten (Bondøy), var størrelsesfordelingen forskjøvet noe mot mindre kråkeboller i 1994 (**figur 12**). I 1992 var det flest individer i størrelsesgruppen 45 - 50 mm, mens den tilsvarende toppen i 1994 lå i størrelsesgruppen 35 - 40 mm.

Tabell 4 Forekomster av grønne kråkeboller og alger på 2 og 5 m dyp i 1993 og 1994. Tetthet av kråkeboller er gitt som gjennomsnittlig antall individer pr m^2 (med en standard error), eller semikvantitativt til følgende tre kategorier: *** = > 20 individer pr m^2 , ** = 5-20 pr m^2 , * = < 5 pr m^2 . Algedekning ble anslått til følgende kategorier: xxx = > 75%, xx = 25-75 %, x = < 25%, b = barren ground. Det ble skilt mellom vekst av flerårige alger og mer kortlevde, sesongmessige alger. Tarevegetasjonen er skilt mellom gjenvekst av sukkertare (1) eller gamle forekomster av stortare (2).

Abundance of green sea urchins and algal vegetation at 2 and 5 m depth in 1993 and 1994. Sea urchins abundance are given either quantitatively (mean number of individuals per m^2 with one standard error) or semiquantitatively: *** = > 20 individuals per m^2 , ** = 5-20 per m^2 , * = < 5 per m^2 . Percent cover of algal vegetation are given semiquantitatively: xxx = > 75%, xx = 25-75 %, x = < 25%, b = barren ground. The vegetation are distinguished in perennials (kelps) and ephemeral (mainly filamentous brown algae), and the kelps are either revegetation of *L. saccharina* (1) or old stands of *L. hyperborea* (2).

stasjon, år	Kråkebolle tetthet		taregjenvekst		kortlevde alger	
	2 m	5 m	2 m	5 m	2 m	5 m
332, 1993	0	0	(1)xxx	xxx		
332, 1994	3,2 (1,4)	0	(1)xxx	xxx	x	
336, 1993	0	0	(1)xxx	xxx		
336, 1994	1,6 (1,6)	0,8 (0,8)	(1)xxx	xxx		
335, 1993	11,6 (2,6)	3,2 (3,2)		(1)xxx	xx	
335, 1994	34,8 (17,9)	0,4 (0,4)		(1)xxx	xxx	
344, 1993	7,2 (3,3)	2,8 (1,4)			xx	xxx
344, 1994	*	*			x	b
333, 1993	28,4 (5,7)	10,0 (1,9)			x	xx
333, 1994	29,2 (10,6)	23,6 (5,1)			x	xx
337, 1993	27,2 (5,0)	8,4 (2,6)			b	x
337, 1994	51,6 (11,7)	21,2 (7,4)			xx	xx
340, 1993	36,8 (4,8)	13,2 (3,0)			b	x
340, 1994	**	*			xx	x
338, 1993	47,2 (10,3)	22,4 (6,7)			b	b
338, 1994	29,6 (8,4)	1,2 (0,6)			x	x
343, 1993	26,8 (8,3)	1,6 (0,9)			b	x
343, 1994	**	*			b	b
345, 1993	***	*			b	b
345, 1994	**				b	b
346, 1993	***	*			b	b
346, 1994	***	***			b	b
339, 1993	***	***			b	b
339, 1994	17,6 (8,1)	15,6 (4,7)			b	b
341, 1993	**	*			x	x
341, 1994	*	*	(1)x		xx	xxx
334, 1993	*	*			b	x
334, 1994	56,0 (18,6)	1,6 (0,9)			xx	xx
342, 1993	*	*	(2)xx	xx		
342, 1994	*	*	(2)xx	x	xx	xx

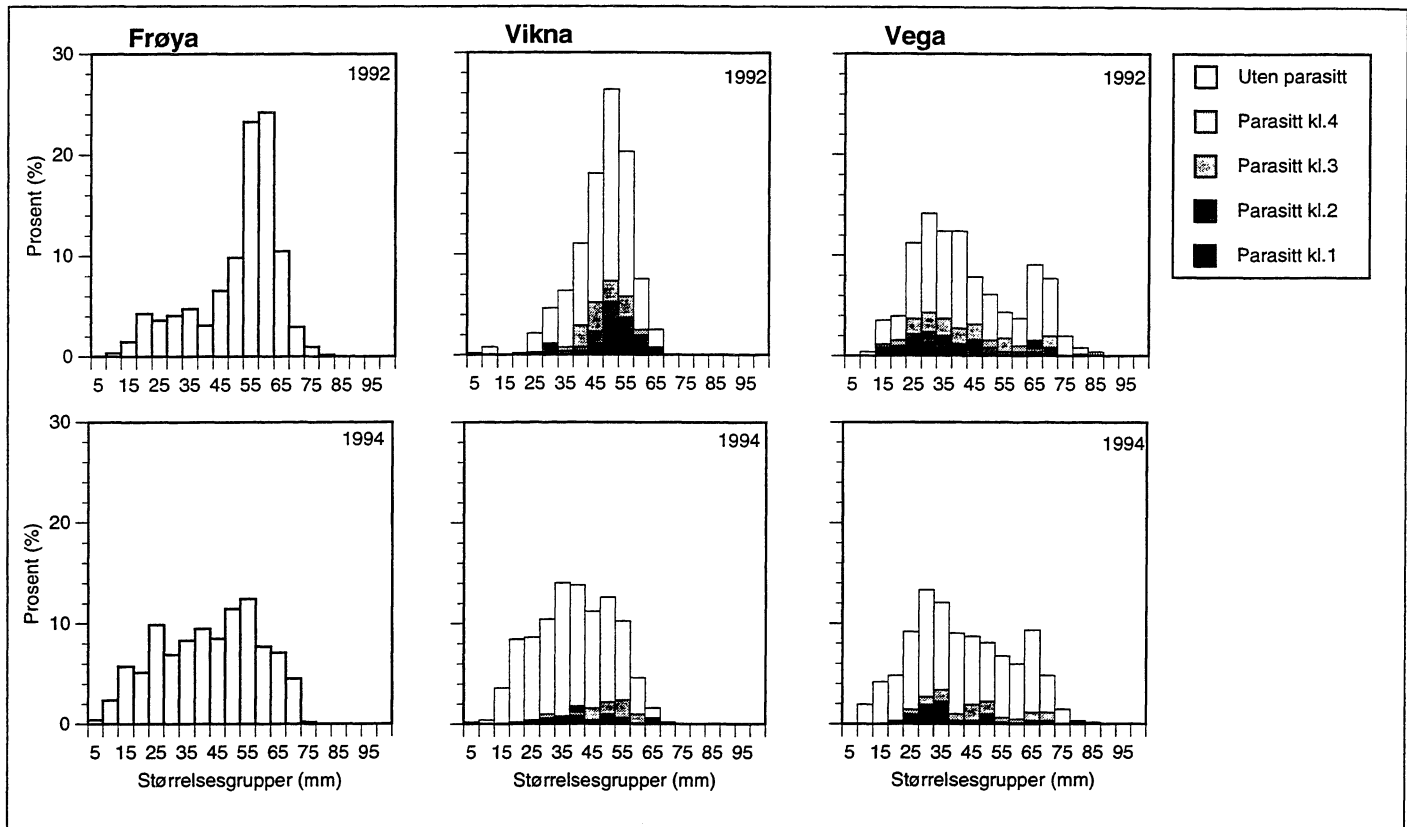
Vegaområdet

Størrelsesfordelingen til de grønne kråkebollene samlet fra stasjonene ved Vega i 1994, var ganske lik den bimodale fordelingen i 1992, med flest individer i størrelsesgruppene 20 - 35 og 60 - 70 mm (**figur 9**). De to toppene i størrelsesfordelingen skyldes hovedvekten av små individer på innerste lokalitet, mot en overvekt av større individer på midterste lokalitet. Fordelingene på hver av de to lokalitetene var også ganske like i 1992 og 1994, **figur 13**. Dominansen av størrelsesgruppen 60 - 70 mm på midterste lokalitet i 1992, var redusert i 1994.

Endring i gjennomsnittlig diameter fra 1992 til 1994

Figur 14 viser gjennomsnittlig diameter med et 95 % konfidensintervall for de grønne kråkebollene i 1992 og 1994, på stasjons-, lokalitets- og områdenivå for hvert av de 3 områdene. (På grunn av problemer med å finne tilstrekkelig antall kråkeboller er noen av stasjonene kun undersøkt det ene året.)

De grønne kråkebollene fra Vikna- og Frøya-området viste en signifikant nedgang i gjennomsnittlig diameterstørrelse fra 1992 til 1994, mens gjennomsnittlig kråkebollediameter på Vega viste en



Figur 9

Størrelsesfordeling gitt som prosentvis forekomst i størrelsesintervaller på 5 mm (skalldiameter) av alle grønne kråkeboller samlet innen hvert område i 1992 og 1994. Skraveringen i hver søyle viser infeksjonsgrad og mengde av den parasittiske nematoden *Echinomermella matsi* i de ulike størrelsesgruppene av kråkeboller.

Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) of all green sea urchins sampled in each of the three regions in 1992 and 1994. The shading of the columns shows the infection and abundance of the endoparasitic nematode *Echinomermella matsi* in the different size groups of sea urchins.

ikke signifikant reduksjon. Gjennomsnittlig diameter og endringen i størrelsen var omtrent lik på Frøya og Vikna, 48 og 39 mm på Frøya og 43 og 36 mm på Vikna i 1992 og 1994. På Vega var gjennomsnittlig diameter de to årene 40 og 39 mm.

På Vega var det heller ingen signifikante endringer av kråkebollestørrelsen på lokalitets- og stasjonsnivå.

De grønne kråkebollene på Frøya var derimot signifikant mindre i 1994 enn i 1992, også på lokalitets- og stasjonsnivå, med unntak av Storholmen (st. 133) der kråkebollene var signifikant større i 1994. Reduksjonen var størst på Likholmen (nr. 122), der gjennomsnittlig diameter var redusert med ca 2 cm. På de andre stasjonene var endringen ca 1 cm.

På Vikna var det større forskjeller i endringen av diameterstørrelsen på lokalitets- og stasjonsnivå, enn på Frøya. På midtre lokalitet var reduksjonen så vidt signifikant. Dette skyldes at det ikke var noen signifikant endring i gjennomsnittlig diameter på Skarvskjæret (nr. 221). På innerste lokalitet var det en klarere reduksjon i størrelsen enn på midtre lokalitet, som skyldes stor nedgang i gjennomsnittlig størrelse både på Edøy 1 (231) og Edøy 3 (233). Reduksjonen var henholdsvis 2 og 1,5 cm på de to

stasjonene. På Edøy 2 (232) derimot, var det en økning i gjennomsnittlig diameter.

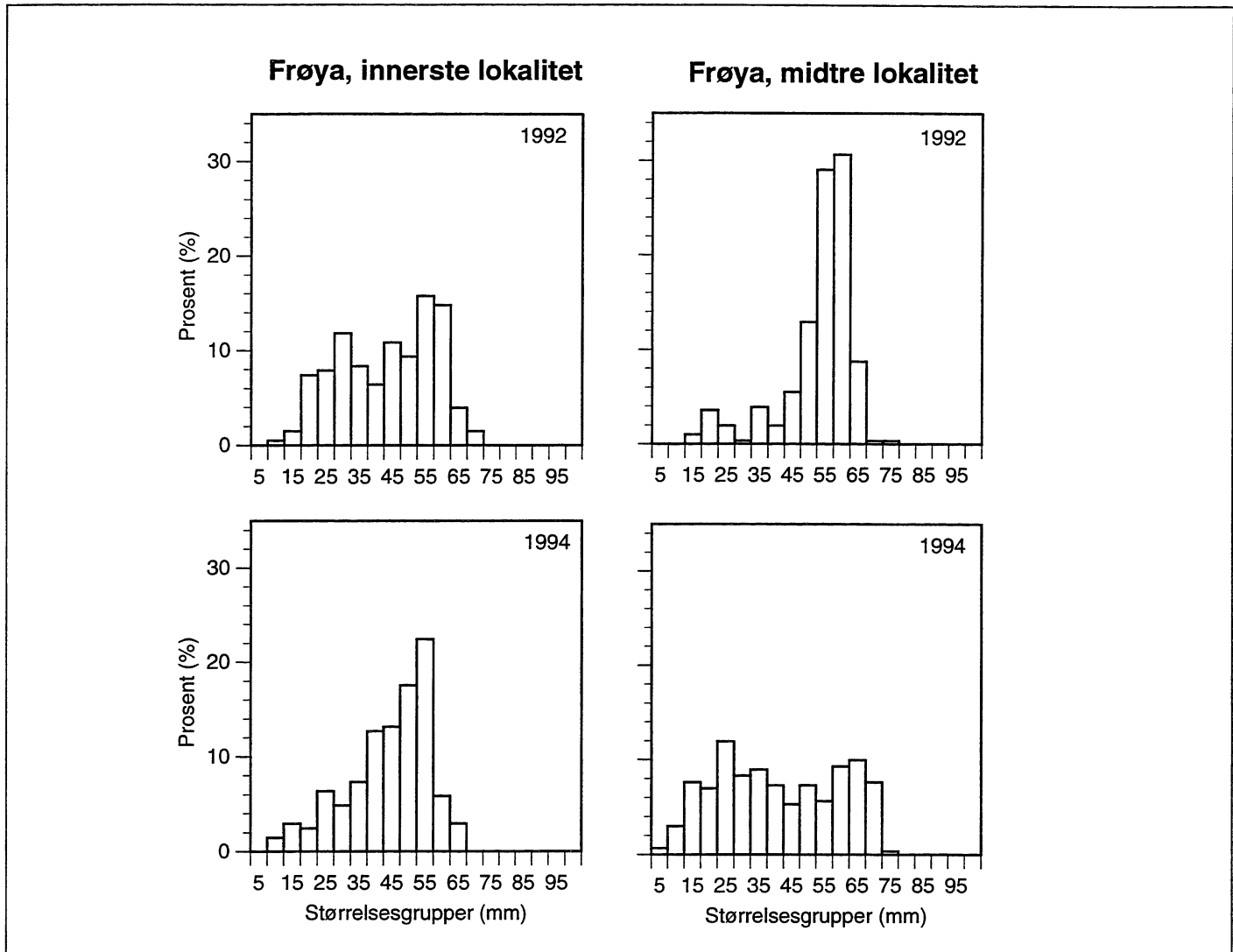
Tabell 5 gir en samlet oversikt over endringen av gjennomsnittlig diameterstørrelse for både grønne og røde kråkeboller (område-, lokalitets- og stasjonsnivå). Tabellen viser om det var en økning eller minking i størrelsen, og om endringen var signifikant.

3.4.2 De røde kråkebollene (*Echinus esculentus*)

Figur 15 viser prosentvis fordeling av *Echinus esculentus* på de ulike størrelsesgruppene i 1992 og 1994, på områdenivå, dvs. kråkebollene fra midtre og indre lokalitet slått sammen. I motsetning til de grønne kråkebollene, var fordelingsmønstrene av de røde kråkebollene ganske like i 1992 og 1994 på områdenivå. Størrelsesfordelingen til røde kråkeboller fra ytre lokalitet innen hvert av områdene blir presentert for seg i **figur 16**. Disse skiller seg størrelsesmessig fra kråkebollene på midtre og indre lokaliteter.

Frøyaområdet

I 1994 ble skall-diameteren målt på røde kråkeboller også fra de tre stasjonene på ytre lokalitet (**figur 16**). Disse var større enn



Figur 10
Størrelsesfordeling (prosentvis forekomst i størrelsesintervaller på 5 mm) av grønne kråkeboller på innerste og midtre lokalitet på Frøya i 1992 og 1994.
Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) of the green sea urchins sampled at the mid and inner locality at Frøya in 1992 and 1994.

kråkebollene fra midtre og innerste lokalitet samme år (**figur 17**), dvs størrelsesfordelingsmønsteret på ytre lokalitet var forskjøvet mot større individer (se **figur 15**).

Størrelsesfordelingsmønsteret til de røde kråkebollene fra midtre og indre lokalitet samlet fra Frøyaområdet var forskøvet mot mindre kråkeboller i 1994 i forhold til 1992. Gjennomsnittlig diameter var redusert fra 65 mm til 58 mm, **figur 18**. Reduksjonen var signifikant både på midtre og innerste lokalitet og størst på midterste lokalitet, der gjennomsnittlig diameter var redusert med ca. 12 mm mot ca. 6 mm på innerste lokalitet. Av de henholdsvis to og tre sammenlignbare stasjonene på midtre og innerste lokalitet var reduksjonen i størrelsen kun signifikant på en stasjon innen hver lokalitet. Størrelsesfordelingen i 1992 og 1994 på de to lokalitetene på Frøya er vist i **figur 17**.

I både 1992 og 1994 var kråkebollene mindre på midterste

lokalitet enn på den innerste (**figur 17** og **18**). Forskjellen var størst i 1994 da gjennomsnittlig diameter var 50 mm på midterste lokalitet og 64 mm på innerste lokalitet.

Viknaområdet

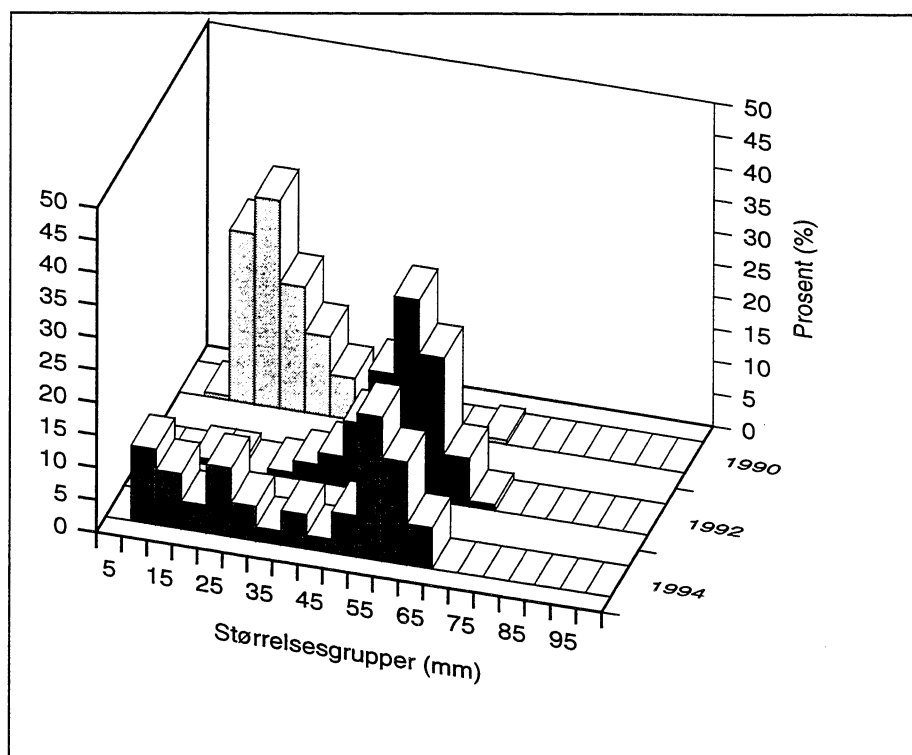
De røde kråkeboller på ytre lokalitet (Nordøyen) ved Vikna bestod i 1994 nesten utelukkende av individer større enn 8 cm i diameter (**figur 16**). De to størrelsesgruppene fra 100 til 110 mm inneholdt over 60 % individene. Bare ett individ var mindre enn 8 cm. I 1992 ble størrelsesfordelingen til de røde kråkebollene på ytre lokalitet kun målt på en av stasjonene, Surenøy. Kråkebollene fra Surenøy viste en økning i gjennomsnittlig størrelse fra 93 mm i 1992 til 101 mm i 1994.

For de røde kråkebollene samlet fra midtre og innerste lokalitet var det i motsetning til resultatene fra Frøya-området en signifikant forskyvning mot større kråkeboller fra 1992 til 1994 (**figur 15** og **ta-**

Figur 11

Størrelsesfordeling (prosentvis forekomst innenfor størrelsesintervaller på 5 mm) av grønne kråkeboller på Håskjæra (st. 124) i 1990, 1992 og 1994.

Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) of the green sea urchins sampled at the site Håskjæra (no 124) in 1990, 1992 and 1994.



bell 5). Gjennomsnittlig diameter var økt fra 51 til 55 mm. Økningen var kun signifikant på midtre lokalitet. På innerste lokalitet var det en ikke signifikante endringer. Størrelsesfordelingen på midtre og indre lokalitet ved Vikna var mer jevn over flere størrelsesgrupper (**figur 19**), og i motsetning til ytre lokalitet var kun færre enn 5 % av individene større enn 90 mm både i 1992 og 1994 på midtre og innerste lokalitet.

Vegaområdet

Det ble kun undersøkt en stasjon (Heimøy) på den ytre lokaliteten på Vega i 1992. Størrelsesfordelingen av de røde kråkebollene på samme stasjon i 1994 viste en ganske lik størrelsesfordeling som i 1992, men med et noe større innslag av individer større enn 110 mm (**figur 16**). Gjennomsnittlig diameter var signifikant større i 1994 (108 mm i 1994 mot 103 mm i 1992).

Størrelsesfordelingen samlet for de tre stasjonene på ytre lokalitet i 1994 (**figur 16**), viser et større innslag av individer mellom 85 og 100 mm, enn på Heimøy alene. 94 % av individene på ytre lokalitet var større enn 85 mm. På midtre lokalitet var derimot mer enn 98 % av de røde kråkebollene mindre enn 85 mm, og på innerste lokalitet er mer enn 93 % av individene mindre enn 85 mm.

Størrelsesfordelingen av de røde kråkebollene fra Vega samlet for midterste og innerste lokalitet, var svært like i 1992 og 1994 (**figur 15**). Begge årene var ca. 60 % av individene mellom 60 og 80 mm i diameter. Det var ikke signifikant økning i gjennomsnittlig diameter fra 1992 til 1994.

Størrelsesfordelingen på hver av de to lokalitetene midterste og innerste, var også ganske lik i 1992 og 1994 (**figur 20**). På midtre lokalitet var det imidlertid en signifikant økning i gjennomsnittlig di-

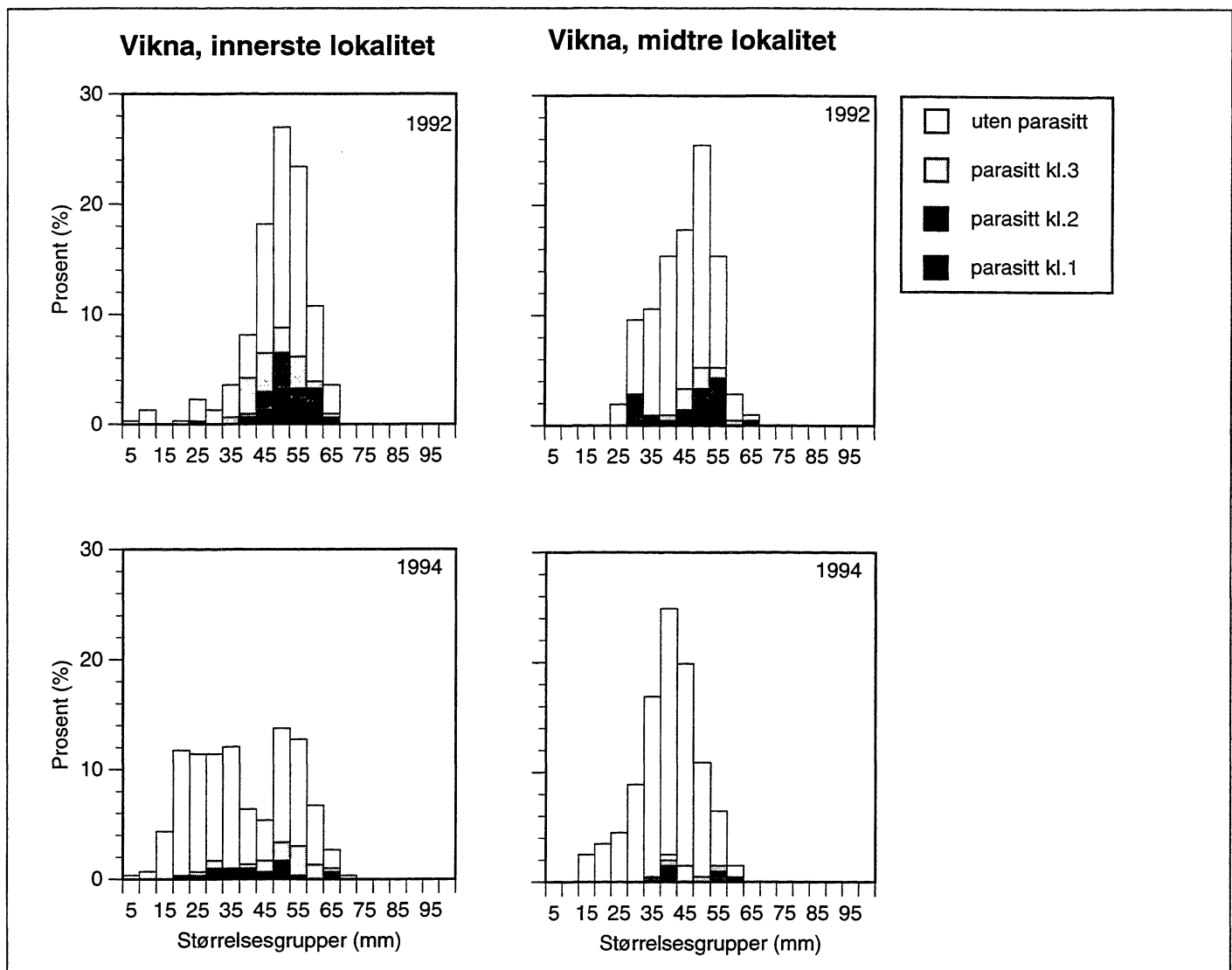
ameter (**figur 18, tabell 5**) på begge stasjonene som ble undersøkt de to årene. På innerste lokalitet var det derimot en svak, ikke signifikant reduksjon i snittdiameteren. På den ene av de to innerste stasjonene (Steinskjær, 333) var det ingen endring i gjennomsnittlig diameter. Som ved Vikna var gjennomsnittlig diameter på midtre lokalitet i 1994 signifikant større enn gjennomsnittlig diameter på indre lokalitet 1994.

3.5 Parasittens (*Echinormella matsi*) utbredelse, og infeksjonsgrad i kråkeboller

3.5.1 Forekomst på område og lokalitetsnivå

Den parasittiske nematoden *Echinormella matsi* ble ikke funnet i kråkebollene fra Frøya, hverken i 1992 eller 1994 (**figur 9**). (I 1992 ble det funnet en voksen *Echinormella* sp. i en av de røde kråkebollene fra Leksa, innerste lokalitet ved Frøya. Alle de røde kråkebollene fra Frøya ble derfor åpnet og sjekket for parasitt i 1994, uten at det ble funnet noen.)

Både på Vikna og Vega var prevalensen av parasitten i de grønne kråkebollene gått ned fra 1992 til 1994, både på område-, lokalitet- og stasjonsnivå, unntatt på stasjon 333, Steinskjær ved Vega, som hadde uendret prevalens, **figur 21**. På Vikna var andel infiserte kråkeboller redusert fra 27 % til 12 %. Reduksjonen var av samme størrelsesorden på midtre (Bondøy) og indre (Edøy) lokalitet. En tilsvarende reduksjon i prevalensen ble fun-



Figur 12. Størrelsesfordeling (prosentvis forekomst innenfor størrelsesintervaller på 5 mm) av grønne kråkeboller på innerste og midtre lokalitet på Vikna i 1992 og 1994. Skraveringen i hver søyle viser infeksjonsgrad og mengde av den parasittiske nematoden *Echinomermella matsi* i de ulike størrelsesgruppene av kråkeboller.
Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) of all green sea urchins sampled at the mid and inner locality at Vikna in 1992 and 1994. The shading of the columns shows the infection and abundance of the endoparasitic nematode *Echinomermella matsi* in the different size groups of sea urchins.

net på Vega, fra 29 % til 17 %. Også her var reduksjonen lik på midtre (Bubranken) og innerste lokalitet. Nedgangen i andel infiserte kråkeboller var 13 - 15 % på hver av lokalitetene.

På Vikna var det både i 1992 og i 1994 høyest prevalens på den innerste lokaliteten. Størst var forskjellen i 1994 med mer enn 2 ganger flere infiserte på innerste lokalitet (**figur 21**). På Vega var det derimot liten forskjell i prevalensen mellom de to lokalitetene både i 1992 og i 1994, men prevalensen var noe høyere på midtre lokalitet begge årene.

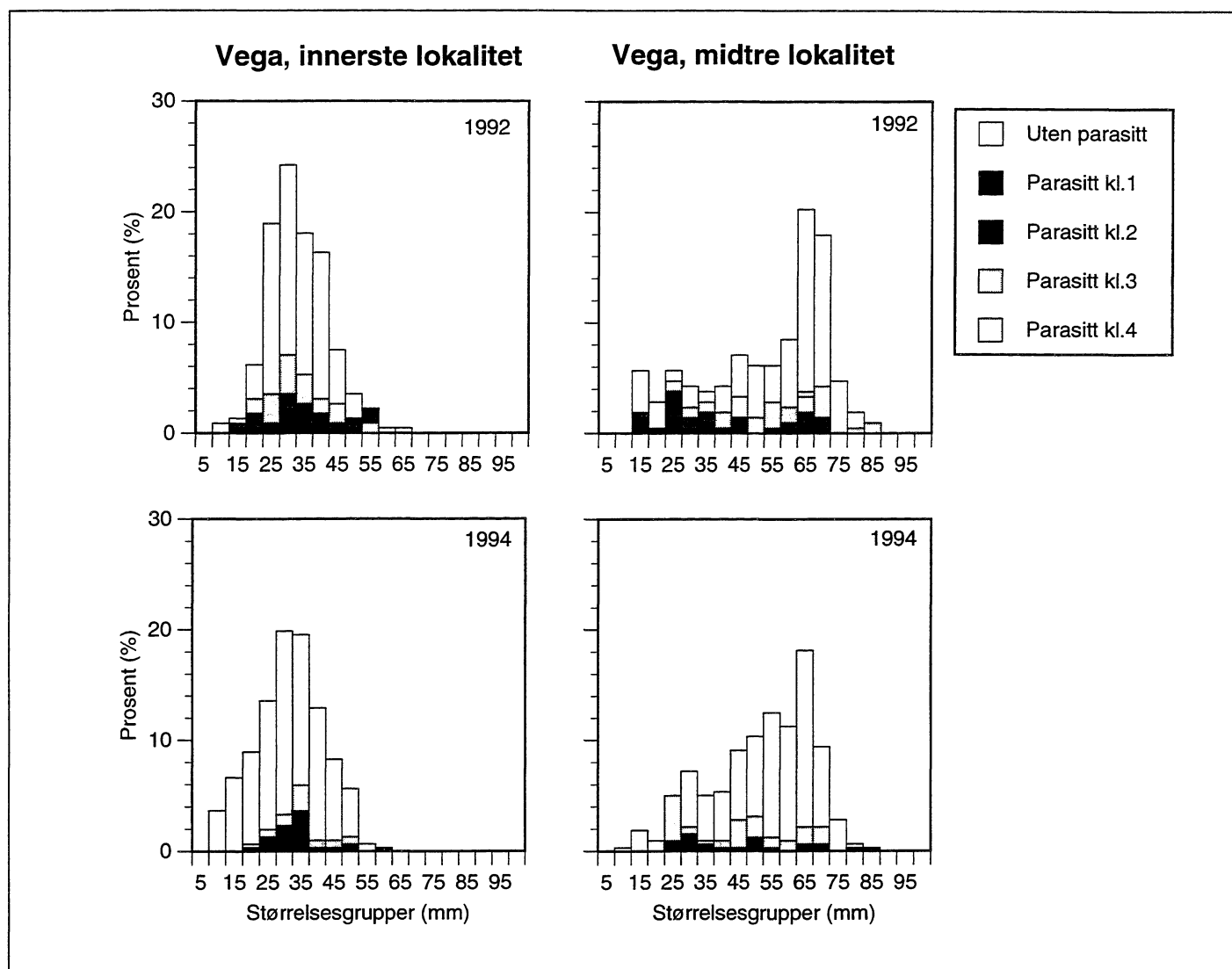
Figur 22 viser hvor stor prosentandel av kråkebollene som var infisert av de forskjellige parasittkategoriene, på område- og lokalitetsnivå. Kategori 4 ble sjelden observert både i 1992 og i

1994. I kråkebollene som var infisert med parasitten var det i 1992 både på Vikna og Vega ganske jevn fordeling på de tre parasittkategoriene 1, 2 og 3. I 1994 derimot, ble ikke kategori 2 registrert på Vega, og i kun liten grad på Vikna. De infiserte kråkebollene i 1994 var dermed enten kraftig eller svakt infisert.

3.5.2 Forekomst i de forskjellige størrelsesklasser av kråkeboller

Viknaområdet

Dersom en slår sammen alle de undersøkte individene fra Viknaområdet, var andel infiserte individer i de 9 forskjellige størrelsesgruppene fra 25 til 65 mm ganske lik i 1992 (**figur 23**, se også fi-



Figur 13

Størrelsesfordeling (prosentvis forekomst innenfor størrelsesintervaller på 5 mm) av grønne kråkeboller på innerste og midtre lokalitet på Vega i 1992 og 1994. Skraveringen i hver søyle viser infeksjonsgrad og mengde av den parasittiske nematoden *Echinomermella matsi* i de ulike størrelsesgruppene av kråkeboller.

Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) from all green sea urchins sampled at the mid and inner locality at Vega in 1992 and 1994. The shading of the columns shows the infection and abundance of the endoparasitic nematode *Echinomermella matsi* in the different size groups of sea urchins.

Figur 12). I 1994 så det derimot ut til å være en økning i andel infiserte individer med økende kråkebollestørrelse.

Den jevne fordelingen av parasiterte individer innen de ulike størrelsesgruppene i 1992, skjuler forskjeller mellom midtre og indre lokalitet. **Figur 23** viser at det på innerste lokalitet var en økende andel infiserte individer mot de mindre størrelsesgruppene, og motsatt en tendens til økende andel infiserte individer i de større størrelsesgruppene på midtre.

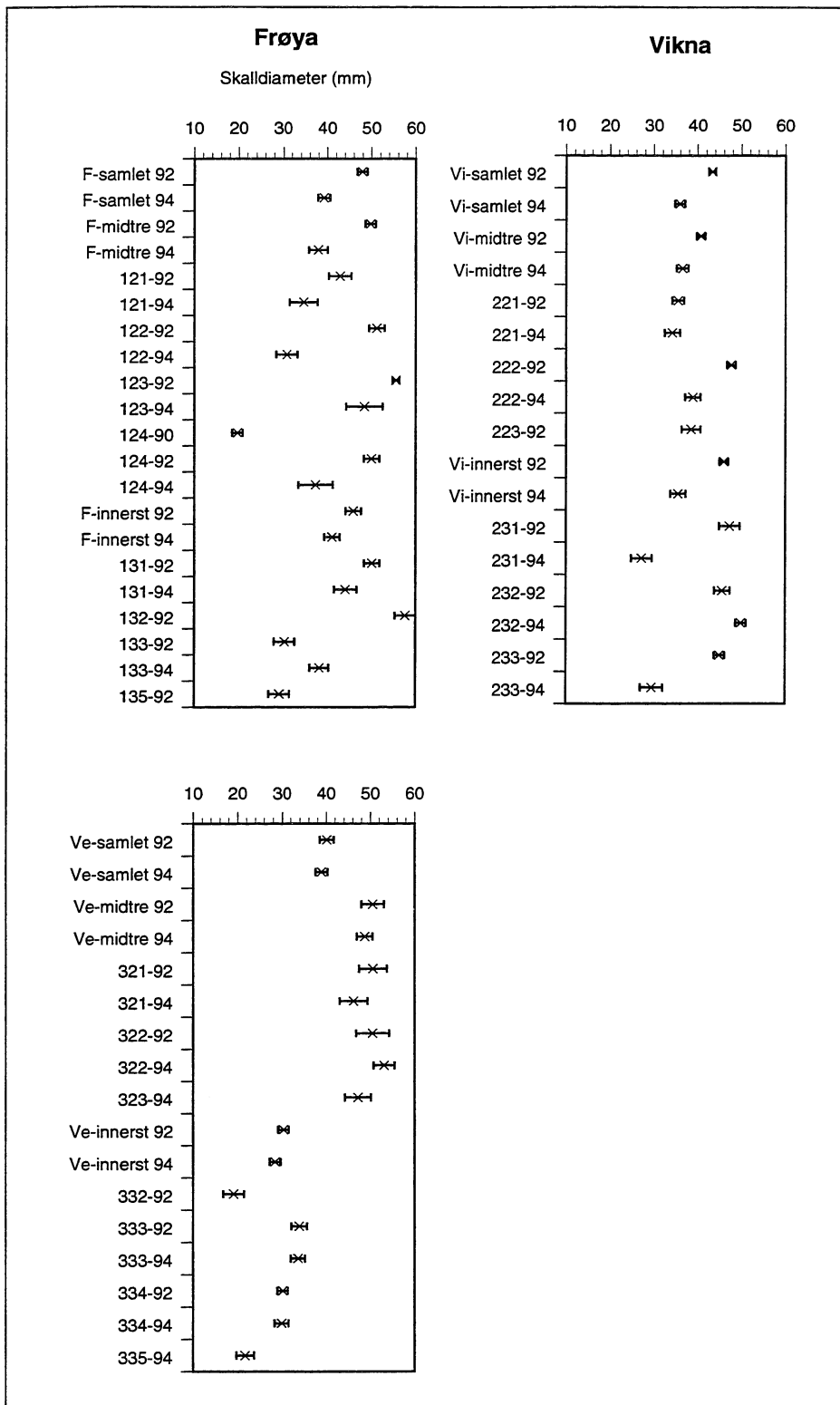
Andel infiserte individer innen de ulike størrelsesgruppene på innerste lokalitet i 1994, var nesten tilsvarende som i 1992 (se bort fra den høye andelen i størrelsesgruppen 65 - 70 mm som kun skyldes ett infisert individ). På midtre lokalitet var det både i 1992 og

1994 størst andel infiserte individer i de største størrelsesgruppene.

Vegaområdet

Forekomsten av parasitten innen de forskjellige størrelsesgruppene til alle undersøkte grønne kråkeboller i Vegaområdet, varierte og viste ikke noe klart mønster med kråkebollestørrelsen hverken i 1992 eller i 1994 (**figur 23**, se også **figur 13**) (også her skyldes den høye andelen i den største størrelsesgruppen, 80 - 85 mm, kun ett infisert individ).

På Bubraken, midterste lokalitet, var det i 1994 som for kråkebollene samlet fra Vega, ikke noe klart mønster i forekomsten av parasitten avhengig av størrelsen på kråkebollene, mens det i 1992 så ut til å være størst andel infiserte i de minste størrelsesgruppene.

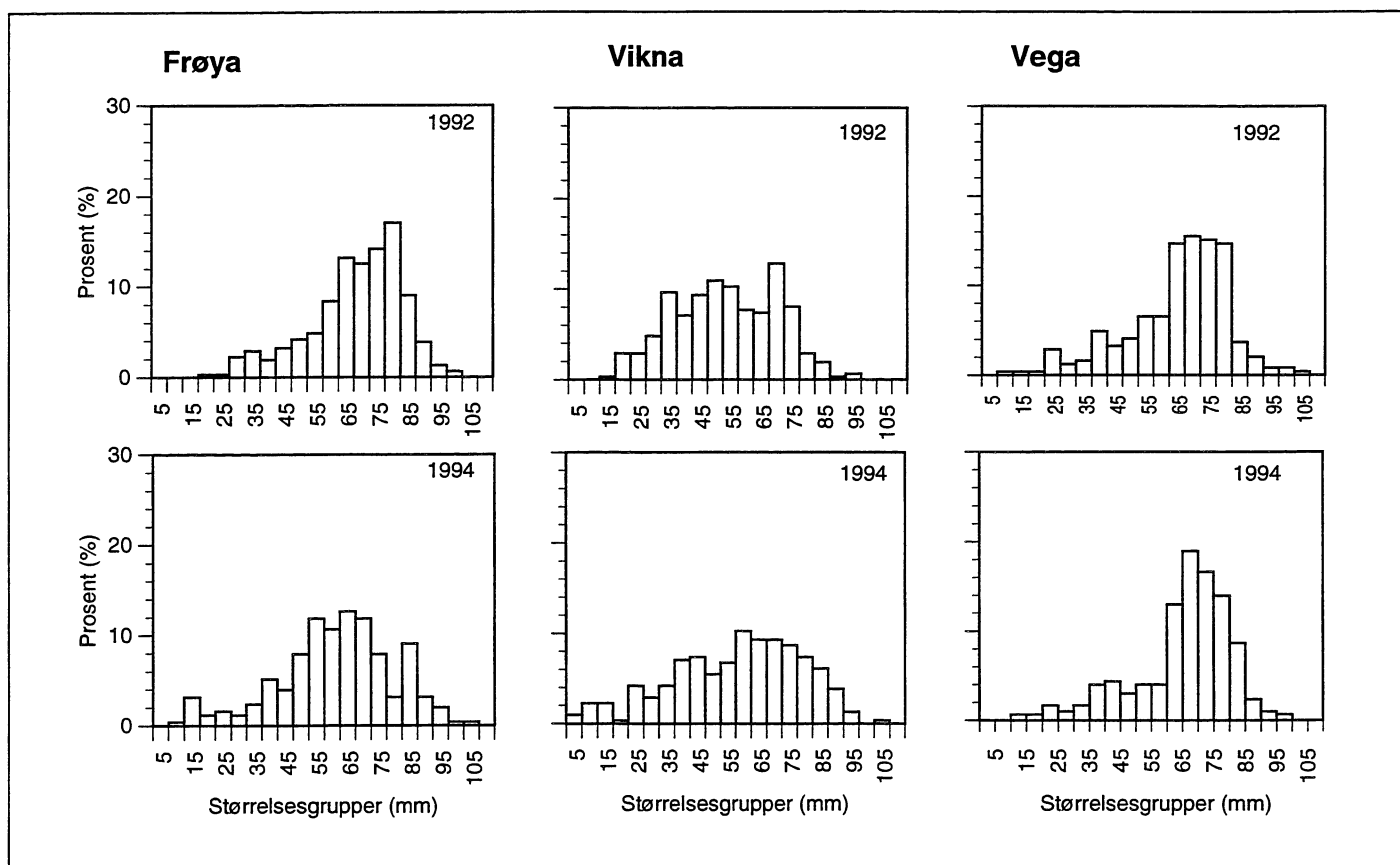


Figur 14. Gjennomsnittlig diameter av grønne kråkeboller (med 95 % konfidensintervall) på område-, lokalitets- og stasjons-nivå i 1992 og 1994 ved Frøya, Vikna og Vega. Mean diameter (with 95% confidence interval) of green sea urchins shown for both region, locality and site level in 1992 and 1994 at the regions Frøya, Vikna and Vega.

Tabell 5 Tabellen viser om diameteren til de grønne (S.d.) og røde (E.e.) kråkebollene har øket (+) eller minket (-) fra 1992 til 1994, ved Frøya, Vikna og Vega, på område-, lokalitet og stasjonsnivå. F-, Vi og Ve-samlet betyr kråkebollene fra midtre og indre lokalitet slått sammen innen hvert av områdene (Frøya, Vikna og Vega). To tegn viser at endringen var signifikant, og = at den gjennomsnittlig diameteren var uendret. (Enkelte felter er blanke siden manglende data fra et av årene gjør en sammenligning umulig.).

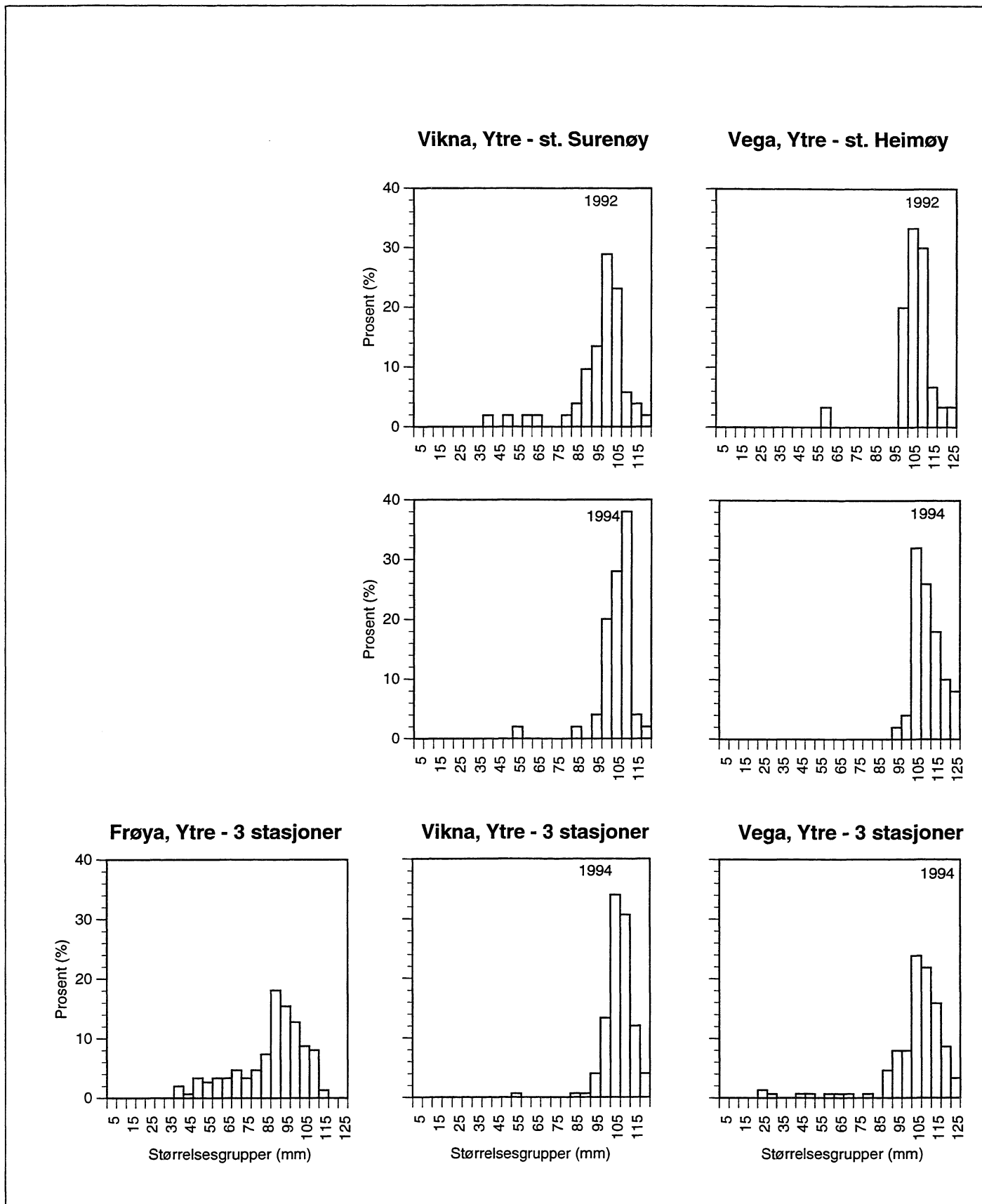
The table shows if mean diameter of green (S.d.) and red (E.e.) sea urchin populations have been increasing (+), decreasing (-) or remained unchanged (=) between 1992 and 1994 at the regions Frøya (F), Vikna (Vi) and Vega (Ve). Double + or - are given where a change has been significant. Comparisons are made for pooled samples from the regions and localities, and for each of the site populations. Missing data make comparisons impossible for some localities and sites.

Frøya	S.d.	E.e.	Vikna	S.d.	E.e.	Vega	S.d.	E.e.
F-samlet	--	--	Vi-samlet	--	++	Ve-samlet	-	+
F-midtre	--	--	Vi-ytre		++	Ve-311		++
121	--		Vi-midtre	--	++	Ve-midtre	-	++
122	--	-	221	-	+	321	-	++
123	--	--	222	--	=	322	+	++
124	--		223		++	Ve-innerst	-	-
F-innerst	--	--	Vi-innerst	--	+	333	=	=
131	--	-	231	--	+	334	=	-
132		--	232	++	-			
133	++	-	233	--	-			



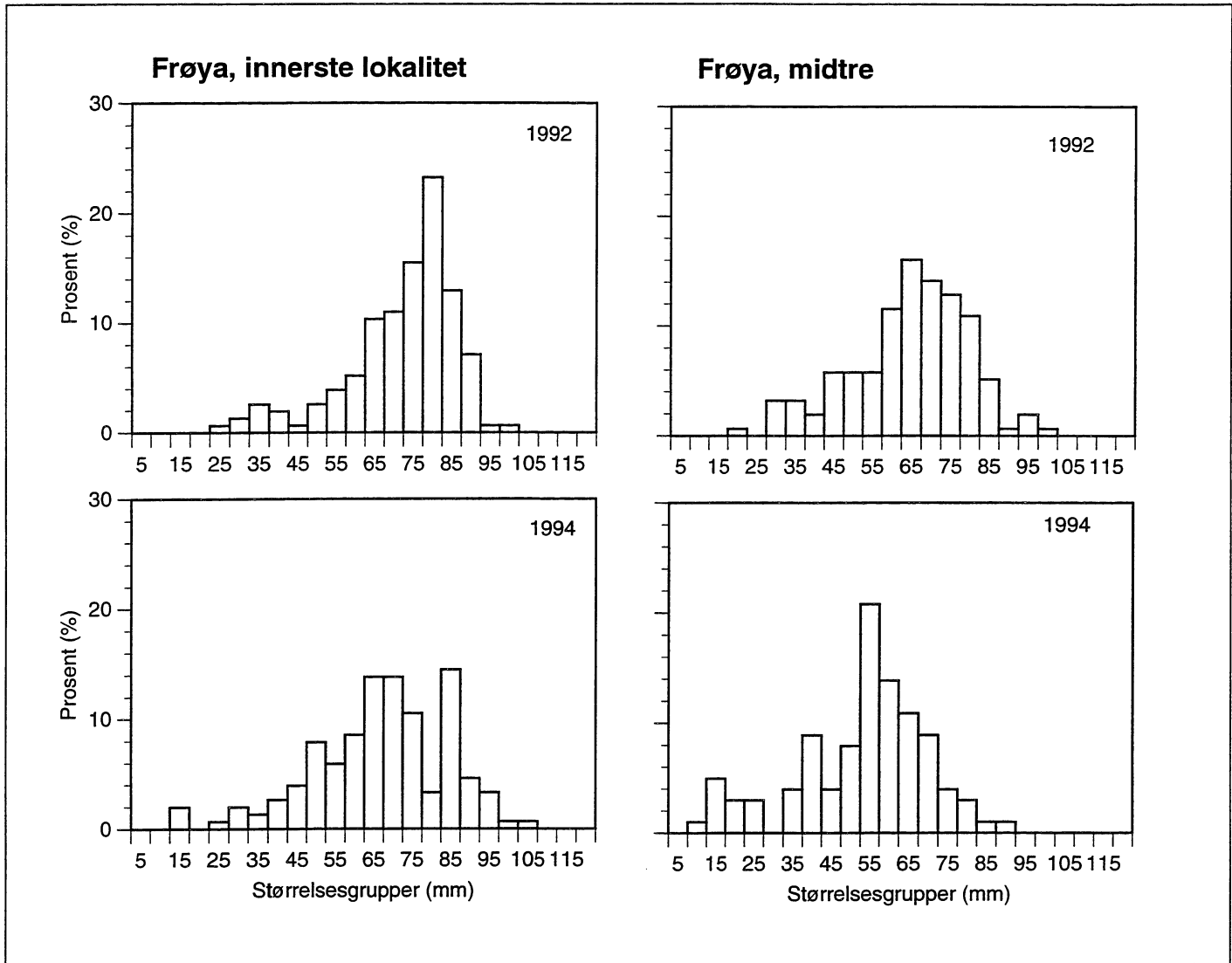
Figur 15. Størrelsesfordeling (prosentvis forekomst innenfor størrelsesintervaller på 5 mm) av røde kråkeboller på innerste og midtre lokalitet slått sammen innen hvert område i 1992 og 1994.

Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) of the red sea urchins, samples from the mid and inner locality are pooled for each of the three regions in 1992 and 1994.

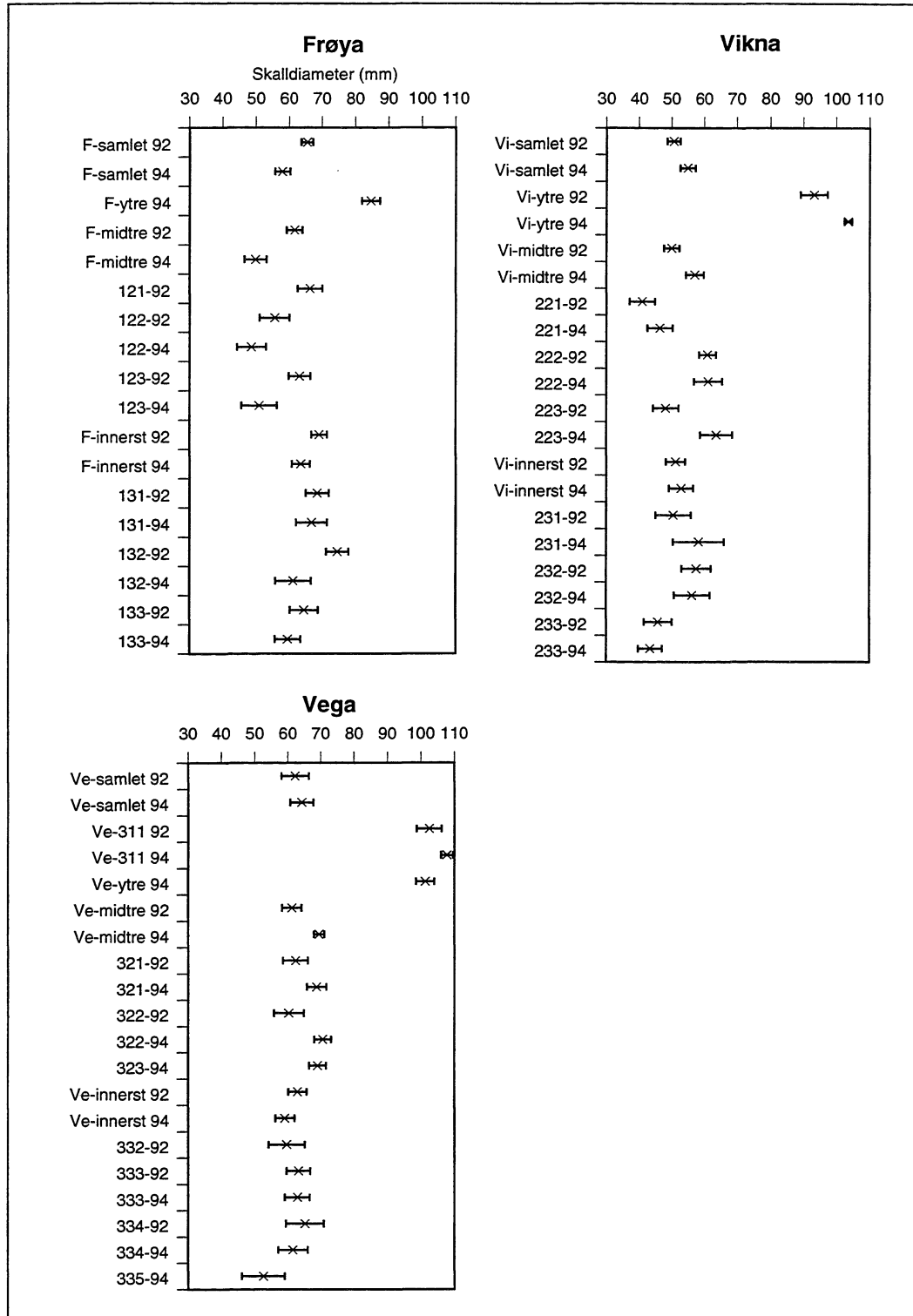


Figur 16. Størrelsesfordeling (prosentvis forekomst innenfor størrelsesintervaller på 5 mm) av røde kråkeboller på ytre lokalitet i hvert av de tre områdene i 1992 og 1994.

Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) of the red sea urchins sampled at the outer locality at each of the three regions in 1992 and 1994.



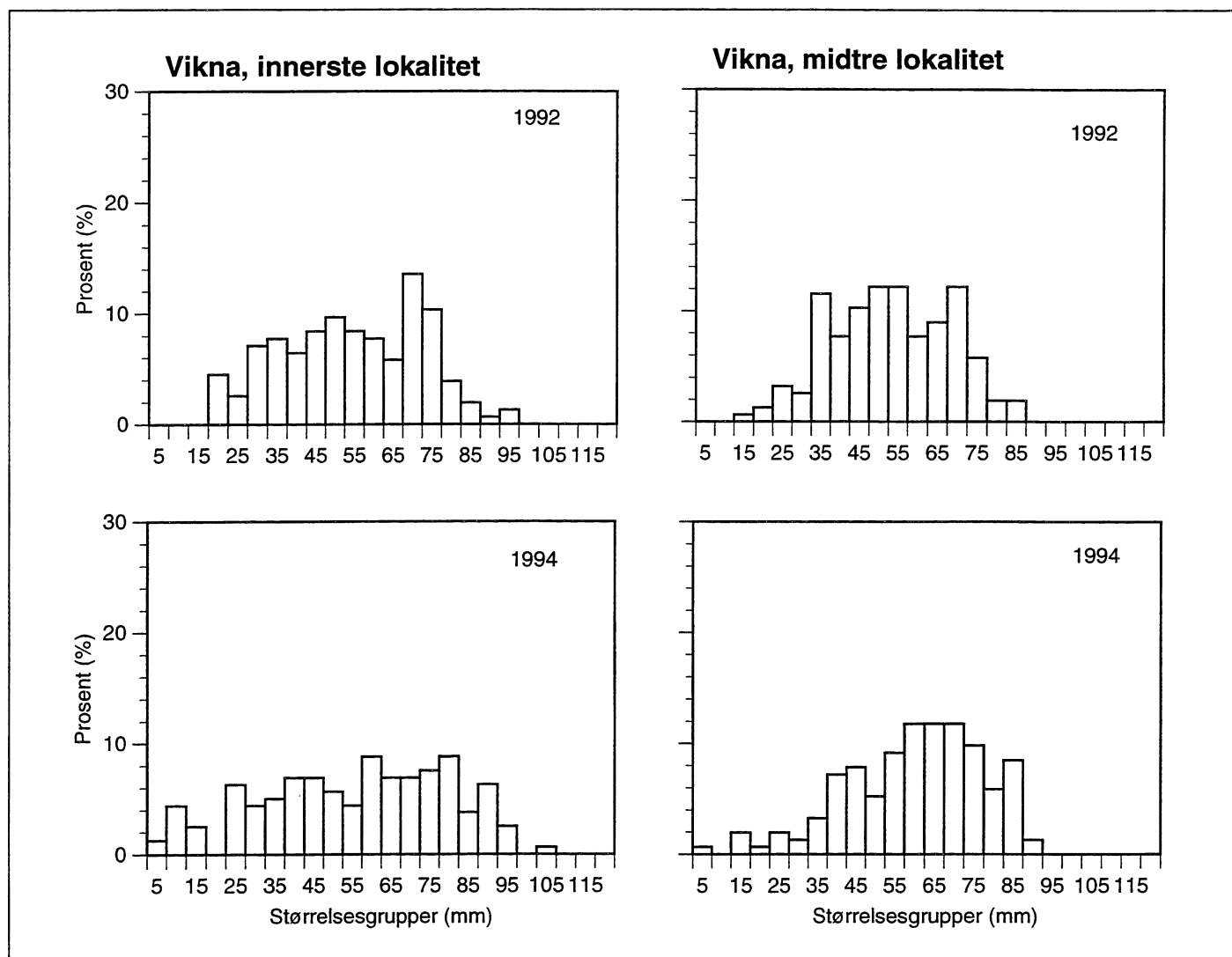
Figur 17
 Størrelsesfordeling (prosentvis forekomst innenfor størrelsesintervaller på 5 mm) av røde kråkeboller på innerste og midtre lokalitet på Frøya i 1992 og 1994.
 Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) of the red sea urchins sampled at the mid and inner locality at Frøya in 1992 and 1994.



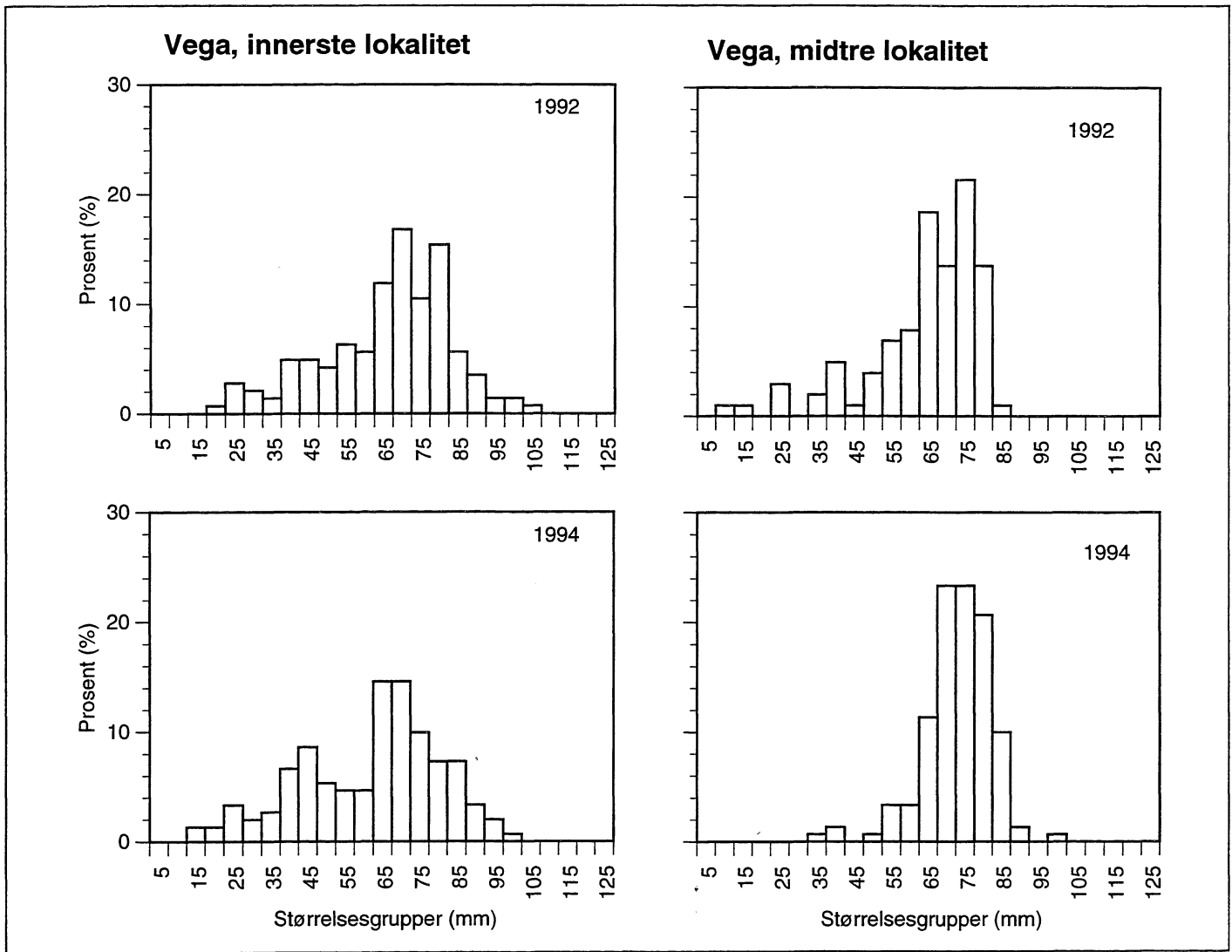
Figur 18

Gjennomsnittlig diameter av røde kråkeboller (med 95 % konfidensintervall) på område-, lokalitets- og stasjonsnivå i 1992 og 1994 ved Frøya, Vikna og Vega.

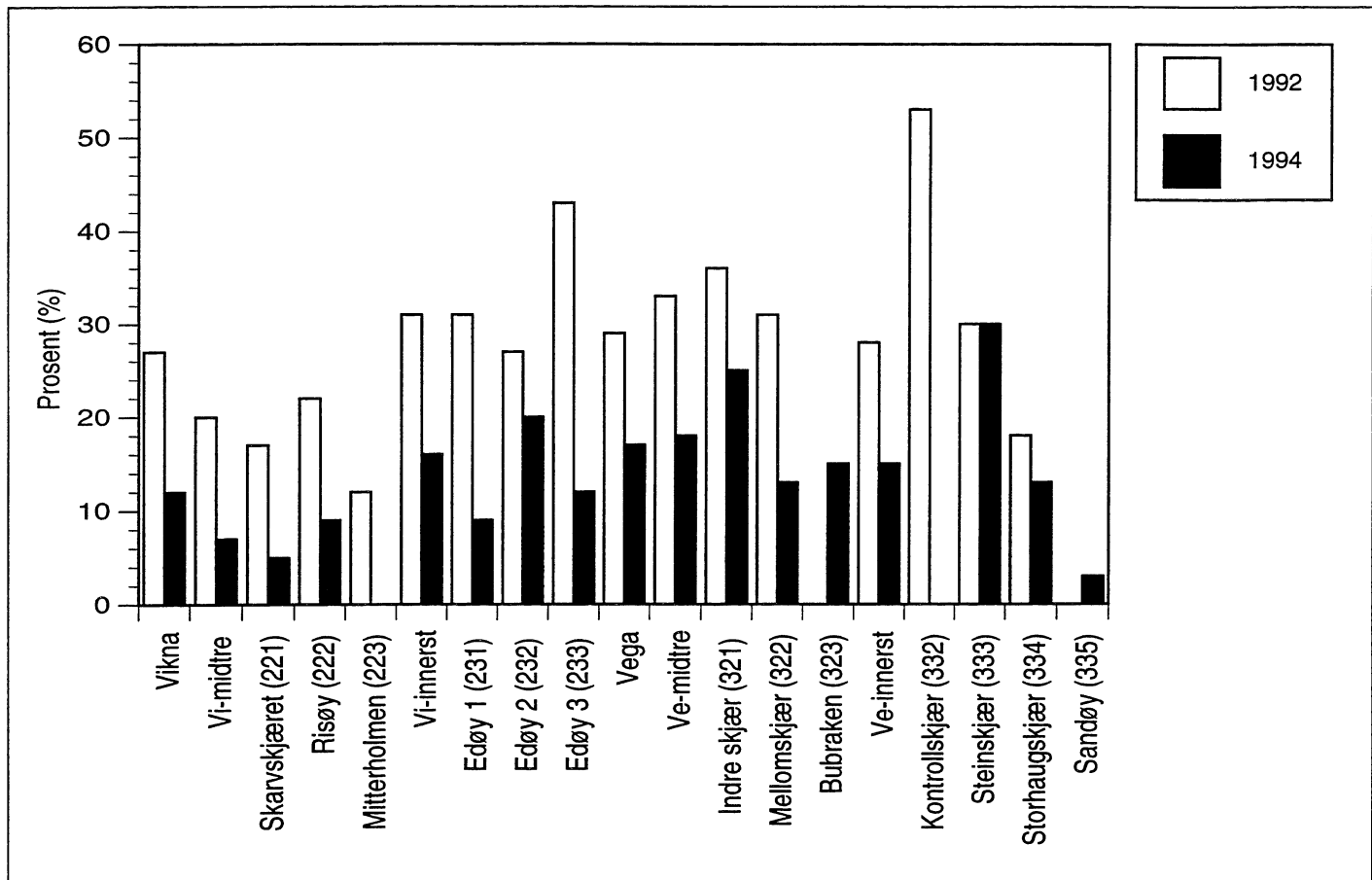
Mean diameter (with 95% confidence interval) of red sea urchins shown for both region, locality and site level in 1992 and 1994 at the regions Frøya, Vikna and Vega.



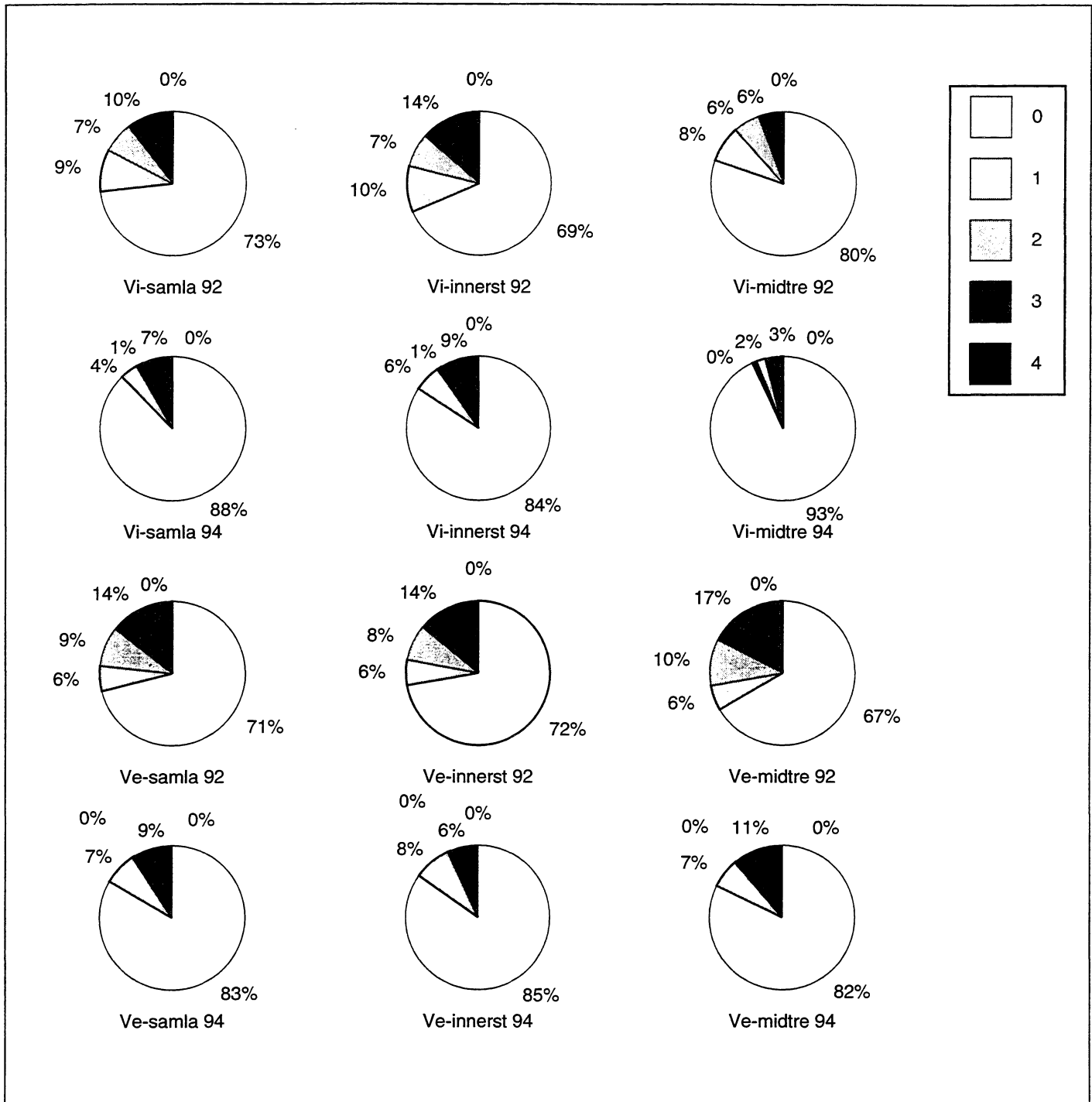
Figur 19
 Størrelsesfordeling (prosentvis forekomst innenfor størrelsesintervaller på 5 mm) av røde kråkeboller på innerste og midtre lokalitet på Vikna i 1992 og 1994.
 Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) of the red sea urchins sampled at the mid and inner locality at Vikna in 1992 and 1994.



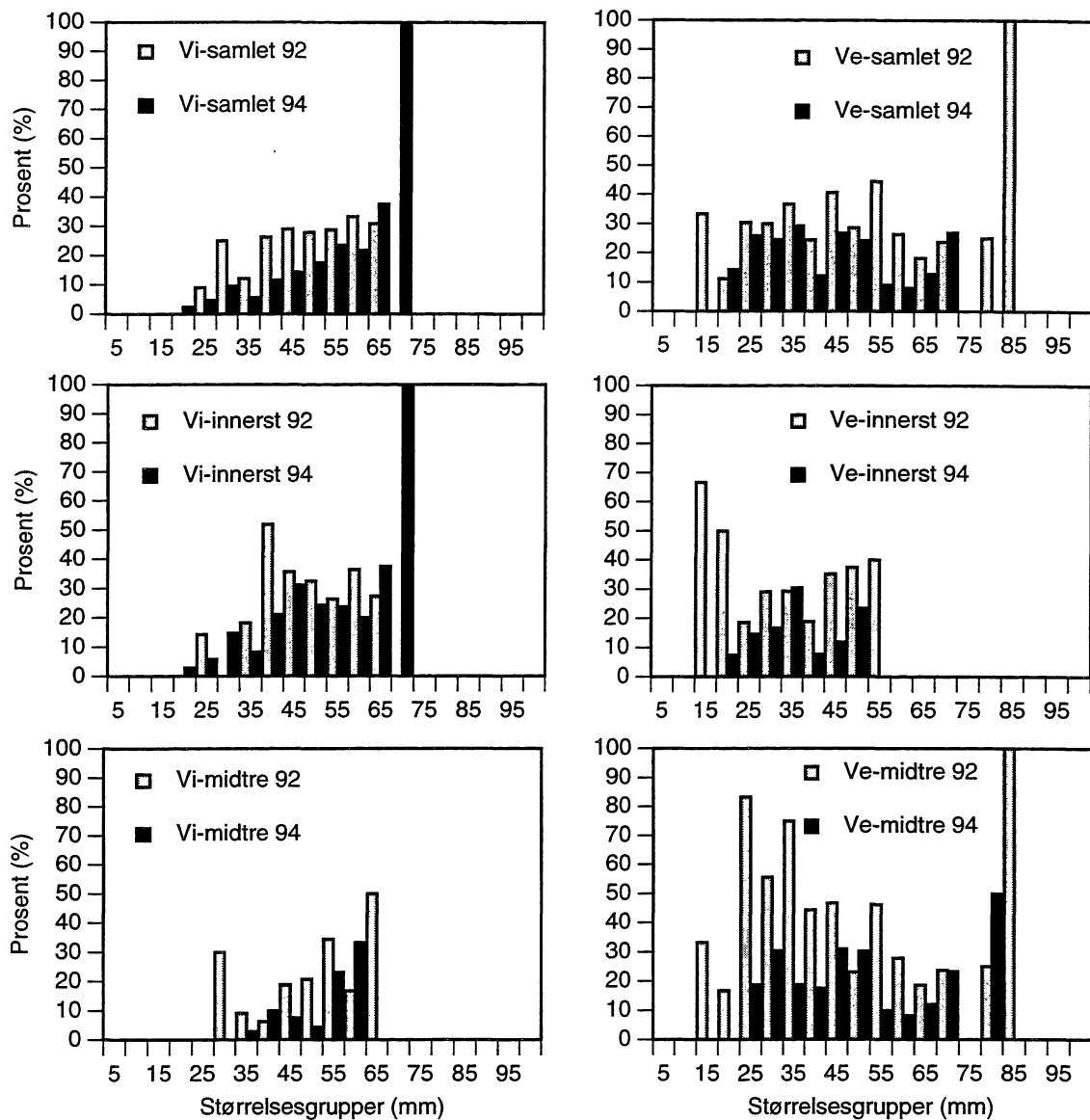
Figur 20
 Størrelsesfordeling (prosentvis forekomst innenfor størrelsesintervaller på 5 mm) av røde kråkeboller på innerste og midtre lokalitet på Vega i 1992 og 1994.
 Size distribution (percent distribution in 5 mm intervals of test diameter) of the red sea urchins sampled at the mid and inner locality at Vega in 1992 and 1994.



Figur 21. Sammenlikning av prevalensen (prosent infiserte individer) av parasitten *E. matsi* i grønne kråkeboller mellom 1992 og 1994 på område-, lokalitets- og stasjonsnivå ved Vikna og Vega.
Prevalence (percent infection) of the parasite *E. matsi* in green sea urchins at region, locality and site level in 1992 and 1994.



Figur 22. Prosentvis infeksjon av de ulike størrelsesgruppene av parasitten *E. matsi* i grønne kråkeboller på område- og lokalitetsnivå ved Vikna (Vi) og Vega (Ve) i 1992 og 1994.
 Prevalence (percent infection) of the different size groups of the parasite *E. matsi* in green sea urchins at region, locality and site level at Vikna (Vi) and Vega (Ve) in 1992 and 1994.



Figur 23

Prosentvis infeksjon av parasitten *E. matsi* beregnet for hver størrelsesgruppe (5mm intervaller) av grønne kråkeboller på område- og lokalitets-nivå ved Vikna (Vi) og Vega (Ve) sammenliknet for 1992 og 1994. NB. Antall kråkeboller i hver størrelsesgruppe er meget variabel, jfr. Figur 9, 12 og 13.

Prevalence (percent infection) of the parasite *E. matsi* in each of 5 mm size groups of green sea urchins at region, locality and site level at Vikna (Vi) og Vega (Ve) in 1992 and 1994. NB. The number of sea urchins in each size group is highly variable, see Figure 9, 12 and 13.

4 Diskusjon

Undersøkelsen i 1994 viste i grove trekk det samme mønsteret i utbredelse mellom rene tareskogsområder og områder preget av kråkeboller langs kysten av Midt-Norge (Frøya til Vega) som undersøkelsen i 1992. I de ytre eksponerte områdene har tareskogen holdt stand. Det ble ikke registrert forekomster av grønne kråkeboller i disse områdene, kun lave tettheter av røde kråkeboller. I de midtre og indre deler av disse utstrakte kystflatene er hardbunnsamfunnene fortsatt preget av beiting av grønne kråkeboller (*S. droebachiensis*), men kråkebollenes populasjonstettheter er ikke lenger så høye som det Sivertsen (1882) rapporterte rundt 1980. Der kråkebollene er gått mest tilbake har vi funnet gjenvekst av alger, noe som antagelig ikke har forekommet på disse områdene siden nedbeitingen startet for over 20 år siden. De etablerte tareskogene og de etablerte barbunnsområdene (dominert av høye tettheter av grønne kråkeboller) synes således begge å ha evne til opprettholdelse. Det synes videre som om det ved reduserte tettheter av kråkeboller kan være prosesser som enten kan påvirke utviklingen i retning av en videre opprettholdelse av barbunnsområder eller i retning av en gjenoppsettelse av tareskogen. Disse fenomenene og endringene på de ulike lokalitetene vil bli diskutert mer i detalj.

Tareskogene i de ytre områdene synes å være et system med høy grad av stabilitet. Disse tareskogene utgjøres av et sjikt av store planter i en tetthet på rundt 10 individer pr m², og med en høy tetthet av rekrutter som står klar til å overta når en av de gamle forsvinner. Det mest kjente forstyrrende element for disse tareskogene er de grønne kråkebollenes nedbeiting, men denne er ikke funnet i disse uberørte tareskogene og synes således ikke å trives, eller blir begrenset der. Slike typiske uberørte tareskoger finner vi på de ytre lokalitetene på Vikna og Vega. På yttersiden av Frøya fant vi i 1992 en ung og mer homogen tareskog, tydelige tegn på tareskog som nylig hadde reetablert seg på tidligere nedbeitete bunnsområder. Alderssammensetningen på denne tareskogen viste at etableringen hadde forgått til ulik tid innen nærliggende stasjoner, antagelig som følge av en gradvis tilbakegang av kråkeboller utenfra og innover i eksponeringsgradienten, noe som understøttes av observasjonene til Sivertsen (1982) kombinert med Røv et al. (1990). Undersøkelsene i 1994 viser fortsatt en umoden tareskog, men at den utvikler seg mot en struktur som likner på de uberørte områdene. Den er fortsatt mer homogen, plantene er ikke utvokste, men også stor lokal variasjon i dette utviklingsmønsteret forekommer. Våre undersøkelser har vist en begynnende etablering av enkelte stortareplanter på et fåtall stasjoner på midtre og indre lokalitet, men ingen tegn på videre etablering av tareskog innover siden 1992. Både langsom spredning og langsom vekst av stortare og fortsatt tilstedeværelse av grønne kråkeboller vil føre til at en eventuell videre reetablering av tareskog innover i skjærgården sannsynligvis vil være en langsom prosess.

Våre undersøkelser har ikke registrert noen foreløpige store bevegelser av grensen mellom tareskog og barbunn i Vikna-området. Derimot kan våre undersøkelser tyde på at tendensen til økning av de nedbeitete områdene i Vega-området er snudd. En sammenlikning av undersøkelsene til Sivertsen & Bjørge (1990), Sivertsen (1982) og våre undersøkelser i Mare Nor

(Christie et al. 1995) og vår undersøkelse i 1992 (Skadsheim et al. 1993), tyder på at grensen mellom tareskog og nedbeitet område har forflyttet seg 1-2 km utover (vestover) i løpet av en 10-årsperiode (1980-1990). De høye tetthetene av kråkeboller i det nåværende grenseområdet (som er vår midtre lokalitet), medfører et sterkt beitepress på først og fremst tarerekruttene. Manglende rekruttering vil bety en gradvis utdøying av tareskogen, slik at grensen mellom tareskog og barbunn stadig ville ha beveget seg utover. Imidlertid viser våre resultater (både denne undersøkelsen og Christie et al. 1995) at kråkebollepopulasjonene er redusert på denne lokaliteten og at tarerekrutter er i økning i undervegetasjonen. Det kan således se ut som tendensen er i ferd med å snu seg, slik at tareskogens forekomst kan øke innover.

Undersøkelser langs kysten har vist at de store plantene som utgjør toppsjiktet i tareskogen har en økende gjennomsnittsalder med økende breddegrad, og avtagende gjennomsnittlig stilklengde fra Nordvestlandet og nordover (Fredriksen pers med, Skadsheim et al. 1993). Våre undersøkelser dekker et for lite område av kysten til å si noe om resultatene passer inn i en slik trend. Men ved å undersøke tre nærliggende stasjoner på samme lokalitet fant vi at lokale variasjoner kan være store, og at andre faktorer enn de som henger sammen med breddegrad kan bety mye for strukturering av tareskogen.

Også innen de kråkebolledominerte områdene har det skjedd endringer. Selv om det tidligere er rapportert om varierende tettheter av grønne kråkeboller mellom stasjonene i dette kystområdet, er det få av registreringene fra 1994 som ligger på samme nivå som Sivertsen (1982) fant (stort sett over 50 individer pr m²). Den største forandringen i tetthet har skjedd i forkant av vår undersøkelse i 1992 (Skadsheim et al. 1993), og den gjennomsnittlige tettheten innen hvert område har ikke forandret seg merkbart fra 1992 til 1994. Går man inn på de enkelte stasjonene, ser man at det har foregått både økning og reduksjon i kråkebolletetthet innen alle de tre undersøkte områdene, og at det innen alle områder er stasjoner med meget lave tettheter av kråkeboller. I disse områdene hvor kråkebollene har gått tilbake har vi observert en tendens til kraftig ansamling (aggregering) av de gjenlevende kråkebollene helt øverst i sublittoralen (Skadsheim et al. 1993, Christie et al. 1995, denne undersøkelsen). Små vertikale bevegelser av slike tette aggregeringer kan medføre store variasjoner i tetthetsestimaterne på 2 m uten at det nødvendigvis har skjedd store reelle endringer i kråkebolleforekomstene. Således kan tetthetsforskjeller mellom to registreringer skyldes vertikalmigrasjoner. Men ved å kombinere tetthetsestimaterne med data for algevekst (og også i enkelte tilfeller størrelsesfordeling av kråkeboller), vil det bli lettere å komme fram til en sikrere forståelse for om det har skjedd reelle forandringer.

I en sammenlikning av data fra 1994 med de fra 1992 (Skadsheim et al. 1993), viser resultatene fra Frøya-området at kråkebollepopulasjonene på midtre og indre lokalitet har klart å opprettholde en tetthet som akkurat er tilstrekkelig til å begrense en ytterligere spredning av tett tarevegetasjon videre innover. På midtre lokalitet, Dyrvikundet, viste stasjon 121 en økning i kråkebolletetthet og en fullstendig nedbeiting av den begynnende

algevegetasjonen som ble observert i 1992. En signifikant reduksjon av gjennomsnittlig skaldiameter kan tyde på at økningen i tetthet skyldes rekruttering. På de to andre stasjonene på denne lokaliteten tyder innslag av sukkertare på et redusert beitetrykk gjennom noen få år, men fortsatt synes kråkebolletettheten høy nok til å holde en massiv reetablering av alger tilbake. På Håskjæra (stasjon 124) hadde populasjonen som var dominert av store kråkebolleindivider i 1992 nesten helt dødd ut, og de gjenlevende kråkebollene var mest små individer som stort sett lå gjemt under steiner. Den tette gjenveksten av alger, og en begynnende gjenvekst av tare, tyder på at forholdene på denne lokaliteten muliggjør en reetablering av tareskog. Kråkebolletettheten på de indre stasjonene var noe redusert i forhold til 1992, og en økning i gjennomsnittlig individstørrelse på denne lokaliteten kan tyde på mindre innslag av nyrekruttering her enn på midtre lokalitet. Også en økende algevegetasjon indikerer at kråkebolletettheten har blitt lavere. En begynnende etablering av tare, i dette tilfelle sukkertare, underbygger dette.

Både midtre og indre område på Vikna var preget av meget lave tettheter av grønne kråkeboller, mens gjenveksten av alger var meget sparsom i forhold til de andre områdene der kråkebolletettheten var til dels høyere. Også i 1992 var kråkebolletettheten på de samme lokalitetene på Vikna så lav at Skadsheim et al. (1993) antok at en reduksjon av tettheten måtte ha forekommet i løpet av en begrenset periode rett før undersøkelsene ble foretatt, og det ble også forventet en rask gjenvekst av alger da. Det kan være vanskelig å forklare hvorfor disse lokalitetene ikke er tett tilvokst med alger, siden tetthetene av kråkebollene på de fleste av disse stasjonene både i 1992 og 1994 lå på et nivå der tett og rask algегjenvekst er funnet å forekomme andre steder (jfr Leinaas & Christie manus). Ved å se på størrelsesfordelingen av kråkebollene, fant vi at populasjonene på Vikna-stasjonene i 1992 i stor grad bestod av store individer, noe som ble funnet flere steder etter en tetthetsreduksjon (Skadsheim et al. 1993). I 1994 var innslaget av små individer stort på disse stasjonene, og på enkelte stasjoner fant vi en bimodal fordeling som kan tyde på at populasjonene bestod av dels gamle gjenlevende individer og dels en ny generasjon som er kommet inn etter 1992. Himmelman (1986) har funnet at de grønne kråkebollene lever skjult de første årene etter bunnslåing, og at de ved en størrelse på rundt 20 mm endrer adferd; kommer ut fra sine skjulesteder, lever mer åpent og begynner en mer aktiv beiting av alger. En mulig forklaring på hendelsesforløpet på Vikna kan være at det etter våre registreringer i 1992 har forekommet en rekruttering til den voksne populasjonen som har bidratt til å holde algeveksten nede. I løpet av sommeren 1994 kan det igjen ha forekommet en reduksjon av kråkebollepopulasjonenes tetthet. I så fall vil vi igjen forvente en kraftig gjenvekst av alger, og også tare, på disse lokalitetene. Det må imidlertid presiseres at slike mulige forklaringer er spekulative, og at videre oppfølging av disse lokalitetene vil være av spesiell interesse for å finne ut om det er noen spesiell årsak til at algevegetasjonen ikke øker ved vedvarende lave tettheter av kråkeboller.

Stasjonene i Vega-området viser store variasjoner når det gjelder utdøing av kråkeboller og gjenvekst av alger. Siden dette området har vært gjenstand for mer inngående studier gjennom våre undersøkelser i Mare Nor, har vi fått større kunnskaper om den-

ne patch-dynamikken (Christie et al. 1995, Leinaas & Christie manus). På enkelte av stasjonene ved indre lokalitet forekom det en nesten fullstendig utdøing i 1991 som ble etterfulgt av en rask algегjenvekst. Etter en kort periode med kortlevde trådformete alger, fulgte en periode på flere år helt dominert av sukkertare. Denne dominerte fullstendig også i 1994, men en begynnende sparsom gjenvekst av stortare ble observert. På de stedene hvor tarevegetasjon helt har dominert, kan det se ut til at kråkebolletettheten heller blir gradvis ytterligere redusert enn at den vil ta seg opp igjen. På steder der reduksjonen har vært mindre dramatisk har vi funnet en aggregering av de gjenlevende kråkebollene nær overflaten. Dette har ført til at tarevegetasjonen kun har etablert seg fra 3-4 m dyp og nedover. På andre stasjoner har en redusert tetthet medført at vekst av opportunistiske trådformete alger har forekommet gjennom sommerseongen, men at den gjenlevende kråkebollepopulasjonen har vært stor nok til å beite disse og dermed opprettholde en kråkebolledominert situasjon. På de sistnevnte stasjonene ser det ut til at kråkebolletettheten lettere opprettholdes, og i noen tilfeller øker. I disse områdene, som består av tusener av små øyer og skjær, oppstår det svært lokale variasjoner der bunnsamfunnet rundt enkelte øyer utvikler seg mot en tareskogstilstand, mens det rundt nærliggende øyer fortsetter å være barbunnsområder dominert av høye tettheter av kråkeboller. Innen de store nedbeitete områdene ved Vega er det så langt kun et fåtall stasjoner der vi har funnet gjenvekst av tare, og den kråkebolledominerte situasjonen dominerer fortsatt.

En sammenlikning av størrelsesfordelingsmønsteret til de grønne kråkebollepopulasjonene mellom 1992 og 1994 viser ulike trender, noe som kan henge sammen med at rekrutteringen har vært ulik fra stasjon til stasjon. På de stasjonene der tettheten er opprettholdt eller har økt var innslaget av små individer større i 1994 enn i 1992, noe som tyder på at rekrutteringen har kunnet kompensere for dødeligheten. Der tettheten hadde gått tilbake, kan en økning i kråkebollenes individuelle størrelse tyde på reduserte innslag av nye rekrutterende individer til populasjonen.

De røde kråkebollene ser ikke ut til å respondere på reduserte tettheter av grønne kråkeboller med å øke i tetthet. En tendens til økende gjennomsnittlig populasjonsstørrelse fra 1992 til 1994 på Vikna og Vega, kan imidlertid indikere en individuell respons på denne reduserte konkurransen. Som for de grønne kråkebollene, består populasjonen av røde kråkeboller i større grad av store individer der det er gode næringsforhold. Populasjonene består i stor grad av meget store dyr i tareskog der de er uten konkurranse fra de grønne kråkebollene, og i de mer nyetablerte tareskogene ved Frøya var størrelsen på de røde kråkebollene på et nivå mellom det vi fant i de etablerte tareskogene og det vi fant på barbunnsområdene. Man kan forvente en fortsatt gradvis økning av gjennomsnittsstørrelse for de røde kråkebollepopulasjonene på de lokalitetene der grønne kråkeboller forekommer i sterkt reduserte tettheter.

Den endoparasittiske nematoden *Echinomermella matsi* ble ikke funnet i kråkeboller fra Frøya-området i 1990 og 1992 (Røv et al. 1990, Skadsheim et al. 1993), og ble heller ikke funnet i dette området i 1994. Den sørlige utbredelsen av denne parasitten har tidligere blitt funnet til Vikna-området, og undersøkelsene i 1994 tyder

på at denne ikke har noen rask spredning sørover. I Vikna og Vega områdene var prevalensen (andel infiserte kråkebolle) gått tilbake. Det er uklart hvorfor denne parasitten viser en fallende trend i motsetning til hva Hagen (1992) har funnet i kråkebollepopulasjoner fra lokaliteter lenger nord på Helgelandskysten. Dersom det har vært en høy dødelighet av kråkebolle er det sannsynlig at det kan ha forekommet en høyere dødelighet blant de som var stresset av parasitter. En annen, og supplerende, mulig forklaring kan være at store deler av populasjonen fra 1992 som var høyere parasitert har dødd ut og at det er kommet en ny puls av rekrutter som ikke er

blitt infisert i samme grad. Lavere prevalens hos de minste individene i populasjonene fra Vikna-området kan tyde på dette. Kråkebolledødeligheten har vært på samme nivå i Frøya-området der parasitten aldri har vært observert, og det er således fortsatt ingen tegn (jfr Skadsheim et al 1993, Stien et al. 1995) til at parasittforekomsten kan relateres til den dødelighet av kråkebolle som er registrert. Innen vårt undersøkelsesområde er det observert både brå massedødeligheter og gradvise reduksjoner i tettheter av kråkebolle, men det har så langt ikke vært mulig å identifisere hva som kan ha forårsaket disse dødelighetsfenomenene.

5 Konklusjon, anbefalinger

På de grunne hardbunnsområdene som dominerer de vide utstrakte kystflatene utenfor Midt-Norge kan det foregå en veksling mellom to tilstander som begge synes å ha en høy grad av stabilitet. De ytre tareskogslokalitetene ser ut til å vedvare, mens de kråkebolledominerte områdene på midtre og indre lokaliteter på sin side har vedvart de siste ca 20 år. Våre undersøkelser viser klart at det gjennom de seneste år har vært forstyrrelser av kråkebollepopulasjonene som har medført reduserte tettheter. Disse dødelighetene av kråkeboller har vært av ulik karakter og har i noen tilfeller ført til ny etablering av tare, i noen tilfeller opprettholdes barbunnstilstanden med en tendens til økning av kråkebolletettheten, men i de fleste tilfeller har vi funnet stasjoner med såpass reduserte tettheter av kråkeboller at vi er usikre på i hvilken vei utviklingen vil gå.

Tareskogen er et høyproduktivt område med et stort mangfold av planter og dyr, mens de nedbeitete områdene har lav produksjon og fattig flora og fauna. Det er derfor både med hensyn til ressursutnyttelse og naturforvaltning ønskelig at de nedbeitete områdene igjen skal bli bevokst med frodig tareskog. Våre undersøkelser har fanget opp tendenser som viser at slike omfattende endringer er på gang langs store kyststrekninger utenfor Midt-Norge. Vi har funnet at det kan foregå raske tilstandsendringer, men at det på de fleste lokaliteter ser ut til å være en mer langsom prosess. Både for å følge med på de endringene som skjer, og for å få forståelse for de prosesser som er viktige i styringen av denne utviklingen, vil fortsatt overvåking være nødvendig. Vi vil anbefale en overvåking av stasjonene langs kysten av Midt-Norge hvert annet år, og at en utvidet overvåking på områdene lenger nord (som undersøkt av Skadsheim et al. 1993) inkluderes hvert fjerde år.

6 Litteratur

- Boudouresque, Ch.-F., Nedelec, H. & Shepherd, S. A. 1980. The decline of a population of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the bay of Port-Cros (Var, France). - Trav. sci. Parc nation. Port-Cros, Fr. 6: 243-251.
- Chapman, A.R.O. 1981. Stability of sea urchin dominated barren grounds following destructive grazing of kelp in St. Margaret's Bay, eastern Canada. - Mar. Biol. 62: 307-311.
- Christie, H., Rinde, E., Fredriksen, S. & Skadsheim, A. 1994. Økologiske konsekvenser av taretråling: Restituering av tareskog, epifytter og hapterfauna etter taretråling ved Rogalandskysten. - NINA Oppdragsmelding 295: 1-29.
- Christie, H., Leinaas, H.P. & Skadsheim, A. 1995. Local patterns in mortality of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, at the Norwegian coast. - Mare Nor, Symposium on the ecology of fjords and coastal waters, Proceedings, in press.
- Elnor, R. W. & R. L. Vadas. 1990. Inference in ecology: The sea urchin phenomenon in the northwestern Atlantic. - Am. Nat. 136: 108-125.
- Estes, J. A., & Duggins, D.O. 1995. Sea otters and kelp forests in Alaska: Generality and variation in a community ecological paradigm. - Ecol. Monogr. 65: 75-100.
- Grenager, B. 1955. Kvantitative undersøkelser av tareforekomster i Sør-Helgeland 1952 og 1953. - Norsk Institutt for Tang og Tareforskning, Rapport nr. 7. 70 s.
- Hagen, N. T. 1983. Destructive grazing of kelp beds by sea urchins in Vestfjorden, Northern Norway. - Sarsia 68: 177-190.
- Hagen, N. T. 1987. Sea urchin outbreaks and nematode epizootics in Vestfjorden, Northern Norway. - Sarsia 72: 213-229.
- Hagen, N. T. 1992. Macroparasitic epizootic disease: a potential mechanism for the termination of sea urchin outbreaks in Northern Norway? - Mar. Biol. 114: 469-478.
- Himmelman, J.H. 1986. Population biology of green sea urchins on rocky barrens. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 33: 295-306.
- Johnson, P. T. 1971. Studies on diseased sea urchins from point Loma. - Kelp Habitat Improvement Project, Annual Report, 1970-1971. - Calif. Inst. Technol., Pasadena. s.82-90.
- Jones, G. M. & Hagen, N. T. 1987. *Echinomermella matsi* n. sp., an endoparasitic nematode from the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* in Northern Norway. - Sarsia 72: 203-212.
- Jones, G. M. & Scheibling, R. E. 1985. Paramoeba sp. (Amoebida, Paramoebidae) as the possible causative agent of sea urchin mass mortality in Nova Scotia. - J. Parasitol. 71: 559-565.
- Jones, N. S. & Kain, J. M. 1967. Subtidal algal colonization following the removal of *Echinus*. - Helgol. wiss. Meeresunt. 15: 460-466.
- Kain, J. M. 1963. Aspects of the biology of *Laminaria hyperborea*. II. Age, weight and length. - J. Mar. Biol. Ass. U.K. 43: 129-151.
- Kain, J. M. 1963. The biology of *Laminaria hyperborea*. VI. Some norwegian populations. - J. Mar. Biol. Ass. U.K. 51: 387-408.
- Keats, D.W. 1991. Refugial *Laminaria* abundance and reduction in urchin grazing in communities in the North-West Atlantic. - J. Mar. Biol. Ass. U.K. 71: 867-876.
- Lein, T. E., Sivertsen, K., Hansen, J. R. & Sjøtun, K. 1987. Tare- og tangforekomster i Finnmark. - FORUT (Tromsø) 85/11. 120 s.
- Leinaas, H.P. & Christie, H. manus. Effects of removing sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*): Stability of the barren state and succession of kelp forest recovery in the east Atlantic. - submitted.
- Lessios, H. A., Robertson, D. R. & Cubit, J. D. 1984. Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. - Science 226: 335-337.
- Pearse, J. S., Costa, D. P., Yellin, M. B. & Agegian, C. R. 1977. Localized mass mortality of red sea urchin, *Strongylocentrotus franciscanus*, near Santa Cruz, California. - Fish. Bull. 53: 645-648.
- Pearse, J. S. & Hines, A. H. 1979. Expansion of central California kelp forest following the mass mortality of sea urchins. - Mar. Biol. 51: 83-91.
- Rinde, E., Christie, H., Fredriksen, F. & Sivertsen, A. 1992. Økologiske konsekvenser av taretråling: Betydning av tareskogens struktur for forekomst av hapterfauna, bunnfauna og epifytter. - NINA Oppdragsmelding 127: 1-37.
- Røv, N., Christie, H., Fredriksen, S., Leinaas, H. P. & Lorentsen, S.-H. 1990. Biologisk forundersøkelse i forbindelse med planer om taretråling i Sør-Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 52: 1-20.
- Scheibling, R. 1986. Increased macroalgal abundance following mass mortalities of sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*.) along the Atlantic coast of Nova Scotia. - Oecologia 68: 186-198.
- Sivertsen, K. 1982. Utbredelse og variasjon i kråkebollers nedbeiting av tareskogen på vestkysten av Norge. - Nordlandsforskning. Rapport 7/82: 1-31.
- Sivertsen, K. & Bjørge, A. 1980. Reduksjon av tareskogen på Helgelandskysten. (Reduction of algal vegetation in Helgeland coastal waters.). - Fisker Hav. 1980: (4): 1-9.
- Sivertsen, K. & Wentzel-Larsen, T. 1989. Fangstbare forekomster av kråkeboller. - Nordlandsforskning. Rapport 3/89: 1-59.
- Skadsheim, A. Rinde, E. & Christie, H. 1993. Forekomst og endringer i kråkebolletetthet, kråkebolleparasitt og gjenvekst av tareskog langs norskekysten fra Trøndelag til Troms. - NINA Oppdragsmelding 258: 1-39.
- Skadsheim A., Christie, H. & Leinaas, H.P. 1995. Population reduction of *Strongylocentrotus droebachiensis* (Echinodermata) in Norway and possible relationships to its endoparasite *Echinomermella matsi* (Nematoda). - Mar. Ecol. Prog. Ser. 119: 199-209.
- Stien, A., Halvorsen, O. & Leinaas, H.P. 1995. Infection with the parasitic nematode *Echinomermella matsi* in relation to a local mass mortality of *Strongylocentrotus droebachiensis*. (Echinoidea). - Mare Nor, Symposium on the ecology of fjords and coastal waters, Proceedings, in press.
- Williams, E. H., Jr. 1991. Threat to black sea urchins. 1991. - Nature 352: 385.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0592-0

359

**NINA
OPPDRAKS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

NINA
Boks 1037 Blindern
0315 Oslo
Telefon: 22 85 46 84
Telefax: 22 85 60 16

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**